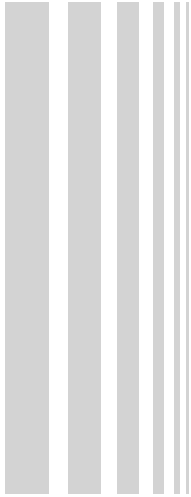


Avances
en Impacto, Tecnología
y Toxicología Ambiental





Avances en Impacto, Tecnología y Toxicología Ambiental

Dr. César Abelardo González Ramírez

Coordinador

Cuerpo Académico de Ciencias Ambientales

Área Académica de Química

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

Humberto Augusto Veras Godoy

Rector

Adolfo Pontigo Loyola

Secretario General

Jorge del Castillo Tovar

Coordinador de la División de Extensión

Octavio Castillo Acosta

Director del Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

Alexandro Vizuet Ballesteros

Director de Ediciones y Publicaciones

Primera edición: 2011

© UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

Abasolo 600, Centro, Pachuca, Hidalgo, México. CP 42000

Correo electrónico: editor@uaeh.edu.mx

Prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin consentimiento escrito de la UAEH

ISBN:

Impreso y hecho en México

Contenido

Prólogo.....7

Capítulo 1 Sobreexplotación del acuífero Cuautitlán-Pachuca:
balance hídrico 1990-20109

Eric Galindo Castillo, Elena María Otazo Sánchez,
Alberto José Gordillo Martínez, Santiago Arellano Islas,
César Abelardo González Ramírez Y Lázaro Raymundo Reyes Gutiérrez*

Capítulo 2 Evaluación de indicadores e índices de calidad rápida
para el cultivo de cebada maltera (ICCM) en la región
sur del estado de Hidalgo..... 33

Judith Prieto Méndez, María A. Méndez Marzo, Francisco Prieto García,
Alma Delia Román Gutiérrez y César Abelardo González Ramírez*

Capítulo 3 Evaluación sistemática de costos ambientales para el
desarrollo de proyectos sustentables con financiamiento
de bonos de carbono.....51

Abelardo López Fernández, César Abelardo González Ramírez
Otilio Arturo Acevedo Sandoval, Carlos César Maycotte Morales y
José Roberto Villagómez Ibarra*

Capítulo 4 Estrés metálico por cadmio en un sistema de lodos activados 73

*Rosa Icela Beltrán Hernández**
y *Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez*

Capítulo 5 Materiales funcionales para la remoción de iones metálicos contaminantes del agua 85

Elena María Otazo Sánchez, Araceli Ortiz Polo,*
Rosa María Richards Uribe y Brenda Ponce Lira

Capítulo 6 Decoloración de aguas residuales provenientes de la industria textil115

Adriana Cortazar Martínez, César Abelardo González Ramírez,*
Javier Castro Rosas, Claudia Coronel Olivares,
José Adelfo Escalante Lozada y José Roberto Villagómez Ibarra

Capítulo 7 Revaloración de los indicadores bacterianos de la calidad del agua destinada para consumo humano. .127

Claudia Coronel Olivares, Sylvia Martínez Hernández*
y *Ulises Iturbe Acosta*

Capítulo 8 Impacto a la salud por metales: propuesta de una metodología clínico ambiental aplicada en la localidad de Xochitlan, Valle del Mezquital Hidalgo, México 145

Roberto García Monroy, Francisco Prieto García, Griselda Pulido Flores,*
William Scott Monks y Armida Zúñiga-Estrada

Prólogo

La Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH) es la Institución de Educación Superior con mayor historia, con mayor presencia y una de las más importantes del Estado de Hidalgo. Esto gracias a la calidad y cobertura de sus programas educativos, a lo vanguardista de la investigación que en ella se realiza, a la calidad de su planta académica y por su importante infraestructura, ello ha permitido que el 100% de sus licenciaturas tenga el nivel 1 de calidad que otorgan los Comités Interinstitucionales para la Evaluación de la Educación Superior (CIEES) y que 20 de sus Cuerpos Académicos estén consolidados.

En este sentido, mención especial merece el Cuerpo Académico de Ciencias Ambientales, cuyo trabajo permite que hoy el lector tenga en sus manos este libro titulado “Avances en Impacto y Tecnología Ambiental”.

En el marco del Año Internacional de la Química, la UAEH, a través del Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, y de manera particular el Área Académica de Química (AAQ), se congratula al presentar este texto, segundo que se publica en el área académica, en él se presentan hallazgos científicos generados en las tres Líneas de Generación y Aplicación del Conocimiento (LGAC) que cultiva este Cuerpo Académico: Impacto y Evaluación de la Contaminación Ambiental, Tratamiento y Tecnología Ambiental, y Toxicología y Salud Ambiental; el libro contiene también algunas aportaciones relacionadas con el estado del arte de las LGAC anteriores. Este texto es una evidencia del trabajo colaborativo que el Cuerpo Académico de Ciencias Ambientales realiza.

La publicación del libro tiene varios propósitos: el dar a conocer el trabajo colegiado que realizado el Cuerpo Académico, dar a conocer sus avances en la investigación que realiza y motivar a aquéllos interesados a continuar con estudios de posgrado en el campo de las Ciencias Ambientales a que opten por el Programa Educativo de “Doctorado en Ciencias Ambientales” que se imparte en el AAQ.

Finalmente, deseamos reconocer y agradecer a los integrantes del Cuerpo Académico de Ciencias Ambientales el entusiasmo mostrado y los esfuerzos realizados para concretar la presente publicación.

M. en C. Dora Luz Quintero Mogica

Jefa del Área Académica de Química

M. en C. Octavio Castillo Acosta

Director del ICBI

1 Capítulo

Sobreexplotación del acuífero Cuautitlán-Pachuca: balance hídrico 1990-2010

Eric Galindo Castillo, Elena María Otazo Sánchez*,
Alberto José Gordillo Martínez, Santiago Arellano Islas,
César Abelardo González Ramírez Y Lázaro Raymundo Reyes Gutiérrez

Introducción

En el mundo, el 97% del agua dulce no congelada se encuentra almacenada en acuíferos, los cuales proporcionan agua potable al 32.5% de la población mundial (UNESCO, 2009). En las zonas Centro y Norte de México este recurso se está explotando tan aceleradamente que impide la recarga de los acuíferos y por ello en el tiempo se observa que los pozos bombean a profundidades cada vez mayores, lo que significa que el agua subterránea se hace más inaccesible. Por tal motivo, es necesario conocer las características hidrogeológicas de los acuíferos, actualizar regularmente sus índices de recuperación y recarga para poder lograr una explotación sustentable de los mismos. La adecuada planeación del recurso limita las amenazas que pueden poner en riesgo el aprovechamiento del agua subterránea.

En el centro del México se localiza el acuífero “Cuautitlán–Pachuca”, con un área aproximada de 4,421 km², ubicado entre los estados de Hidalgo y México. Este acuífero es el uno de los más importantes de esta región ya que representa el 23.6% de la Cuenca del Valle de México y es la principal fuente que abastece a la zona norte de la Ciudad de México, una de las ciudades más grandes del mundo, con grandes problemas ambientales y de abasto de agua.

Provee de este vital líquido a más de diez millones de habitantes, industrias y agricultores que se encuentran dentro de sus límites. Las principales poblaciones demandantes de agua subterránea son dos importantes zonas metropolitanas: Pachuca de Soto, con una tasa de crecimiento poblacional medio anual del 2.8% y la Ciudad de México, con una tasa del 0.8% (CONAPO, 2005).

La figura 1.1 muestra la localización del área de estudio. Este acuífero es la principal fuente de abastecimiento de agua potable para los habitantes de esta zona y abastece la parte norte de la Ciudad de México, que se ha sobrepoblado en las últimas cuatro décadas (SEMARNAT, 2004).

Las políticas ambientales y los planes de desarrollo de la región no han considerado la incontrolada explotación del acuífero y sus consecuencias, lo cual afecta a los sectores productivos y sociales de la región. Es necesario cuantificar las recargas reales existentes y con ellas, la sobreexplotación del acuífero y definir cuáles son las zonas que más lo afectan, para sean tomadas en cuenta en la planeación del desarrollo urbano de la región.

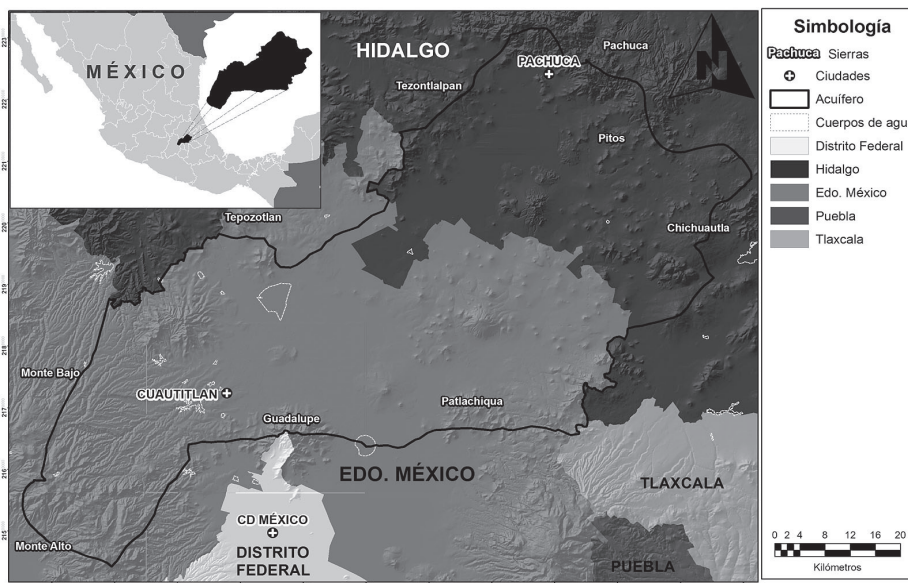


Figura 1.1 Localización del acuífero Cuautitlán - Pachuca

En 1991, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la empresa THORSA realizaron un informe técnico con la finalidad de determinar las profundidades óptimas de explotación del agua subterránea en la zona y abastecer a la Ciudad de México. A través de la interpretación de perfiles electrostratigráficos, se estimó que las mejores profundidades para extraer el agua se encuentran entre los 250 m y 500 m de profundidad (CONAGUA

y THORSA, 1991). Basados en este estudio, la mayoría de los pozos se perforaron a profundidades entre 200 m y 300 m en la región del Estado de México, al suroeste del valle. Posteriormente, se realizó un estudio para conocer las características del agua subterránea en la zona noreste del valle y así determinar las mejores condiciones de explotación del acuífero para abastecer a la Ciudad de Pachuca (Carrillo, 1999). Este estudio reportó que en esta región los niveles estáticos son mayores a los 100 m y concluyó que la limitante para la explotación del acuífero es la calidad del agua, que disminuye al aumentar la profundidad. Este informe presentó un modelo matemático simple como una opción para analizar y regular la explotación del acuífero. El modelo es incompleto ya que no consideró los efectos de la temperatura del agua subterránea, el caudal de extracción de la zona minera, las fronteras reales del sistema y la conexión hidráulica entre las subcuencas vecinas, debido a la poca información con que se contaba en 1999.

En el año 2002 se realizó un estudio estadístico de la disponibilidad de agua en el acuífero estimando una recarga total media de 202.96 hm³/año y con una extracción de 243.39 hm³/año, lo cual da un déficit de -40.43 hm³/año, (CONAGUA, 2002). Por ello, se clasifica el área como zona de veda restringida. Esto significa que no se autorizan nuevas perforaciones, ni incrementos en los volúmenes de extracción de los pozos existentes. Contrariamente a lo esperado, esto trajo consecuencias perjudiciales, ya que propició la perforación de pozos ilegales con caudales de extracción no controlados. Como resultado, el déficit de la recarga respecto de la explotación aumentó a 280 hm³/año (Cruickshank y Martínez-P, 2005). Este informe estimó que en tres años el déficit del acuífero aumentaría en un 700%, que corresponde a la explotación de 2.95 m³/s, con incrementos de 0.983 m³/s cada año.

La idea de plantear un modelo matemático para estudiar el comportamiento del acuífero se realizó por Huízar-Álvarez et al. (2003) utilizando el programa “Visual Modflow” para simular el efecto de un incremento constante en la extracción de 0.66 m³/s para periodos de 5 años, del 2005 al 2020. Bajo estas condiciones, el modelo predice un abatimiento de los niveles estáticos de 15 m (0.8 m/año). La realidad sobrepasa en un 13.4% a lo estimado por el modelo.

El estado de Hidalgo, a través de la Comisión Estatal del Agua y Alcantarillado (CEAA), realizó el estudio geohidrológico del acuífero Cuautitlán-Pachuca entre los años 2006 y 2007, el cual contempló la recopilación de información, exploración geofísica, balance y modelado matemático del acuífero (CEAA, 2006). En este documento se utilizó un coeficiente de infiltración promedio de 0.21 para estimar la recarga del acuífero, lo que resulta una recarga media de 530.1 hm³/año y una extracción de 747.9 hm³/año, resultando un déficit de -217.8 hm³/año.

En el año 2009 la CONAGUA realizó una actualización del censo de pozos de bombeo en el área, con el fin de tener un mayor control de la cantidad de agua que se extrae del acuífero y actualizar la información de los aprovechamientos subterráneos. Se obtuvo así un total de 1,098 pozos en el acuífero, que extraen un caudal total de 546.69 hm³/año. Como complemento de esta información, en el 2009 se realizó una actualización de la disponibi-

lidad del acuífero y se reportó una recarga media anual de 356.7 hm³/año y un déficit de -189.99 hm³/año. (CONAGUA, 2009)

Los modelos matemáticos e informes se acercan a la realidad, pero no consideran otros factores climatológicos o de índole geológica, ni consideran las zonas pobladas y pueden ser incompletos. Es necesario conocer las zonas que están más afectadas por el abatimiento del nivel del agua y la tendencia que éste tiene en el acuífero, si la explotación continúa con este mismo ritmo.

En este trabajo se validan los niveles piezométricos mediante el método geoestadístico de Kriging generando imágenes *raster* para identificar las zonas más afectadas por la sobreexplotación desde 1999 a 2010 y se calcula con mayor exactitud el balance hídrico general del acuífero.

Características del área de estudio

El clima del área en estudio está regido por masas de aire marinas, continentales y de circulación superior, influidas tanto por su ubicación geográfica dentro de la Zona Intertropical de Convergencia (ZIC), como por su altitud: mayor de 2,200 metros sobre el nivel del mar (msnm) en el centro, mientras que en los extremos norte y sur son cercanas a los 3,000 msnm (SEMARNAT, 2004).

El tipo de clima predominante acuerdo a la clasificación climática de Köppen-García (García E. 1988) es el denominado BS1k, que corresponde a un clima semiseco-templado. El otro tipo de clima se presenta en una parte reducida del valle de Cuautitlán y las partes altas que circundan al área central, correspondiente a un clima templado subhúmedo con lluvias en verano. Por último, también se presenta un clima semifrío, subhúmedo, con lluvias en verano en áreas reducidas. Éste se encuentra en el Estado de México, a la altura de los municipios de Jilotzingo e Isidro Fabela y también en el Estado de Hidalgo en los municipios de Pachuca de Soto, Mineral de la Reforma y Singuilucan.

Se generan las isotermas e isoyetas medias anuales con la información estadística de datos de precipitación y temperatura desde 1980 hasta 2006, recopilada de 190 estaciones meteorológicas ubicadas en los alrededores de área de estudio. La temperatura media anual varía entre los 20°C a los 10°C y los valores mínimos se presentan en los extremos del acuífero. En la parte central el valor promedio es de 15°C y el valor máximo de 20 °C se encuentra en las cercanías a la Ciudad de México. En la figura 1.2 se muestran las isotermas medias anuales.

Los valores de precipitación varían entre 483 mm/año y 1,200 mm/año, como se observa en las isoyetas de las precipitaciones medias anuales (figura 1.3). Las mayores precipitaciones se localizan en el Suroeste del acuífero. Estos valores disminuyen hacia la parte central, hasta llegar a los 500 mm/año y aumenta hacia el noreste, donde alcanzan valores que oscilan entre los 700 mm/año a 800 mm/año. Se observa que la mayor recarga proviene de las partes altas del acuífero, principalmente al Suroeste y en menor medida en la parte Noreste.

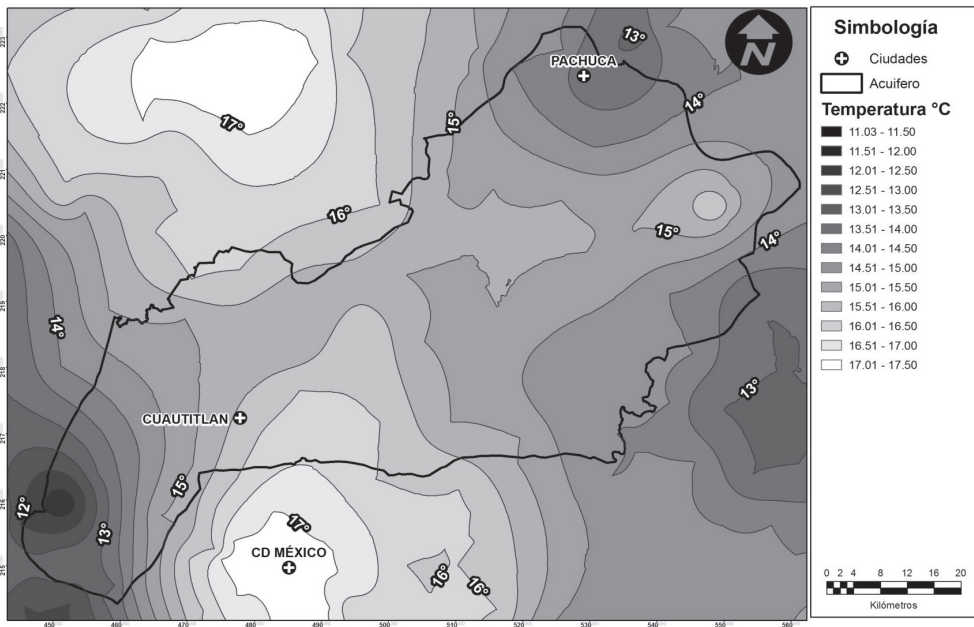


Figura 1.2 Isothermas medias anuales

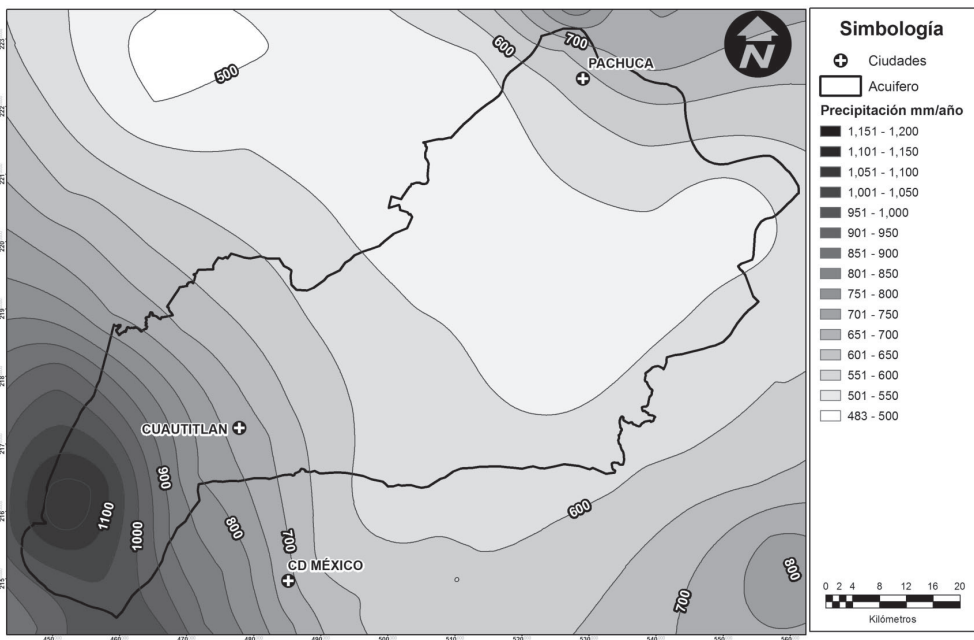


Figura 1.3 Isoyetas medias anuales

Considerando todos los estudios geológicos realizados con anterioridad (Mooser, 1961, 1993 y 1996; Comisión de Aguas del Valle de México, 1987; Vázquez-Sánchez, 1989; Hui-zar-Alvarez, 1993 y 2003; CONAGUA, 2002 y 2009; Cruickshank y Martínez-P, 2005), describimos la zona de estudio como un tazón con paredes y fondo impermeables desde el punto de vista hidrogeológico y que en su interior contiene materiales permeables en donde se aloja el acuífero.

La fisiografía del área está formada por un extenso valle rodeado por las sierras de Guadalupe, Los Pitos, Patlachique, Chichautla, Tepozotlán, Monte Bajo, Monte Alto, Tezontlalpán y Pachuca. En las partes altas de las serranías se aprecian derrames sobrepuestos que de acuerdo con el número y densidad de fallas y fracturas presentan una conductividad hidráulica variable, condición que se refleja en los volúmenes de recarga del orden de 202.96 hm³/año (CONAGUA, 2002), que recibe el acuífero en la planicie.

Esta planicie ocupa una extensa superficie formada por depósitos aluviales y lacustres principalmente gravas y arenas, del cuaternario, interrumpida ocasionalmente por conos cónicos y derrames de lavas, vulcanitas básicas e intermedias del terciario, el basamento del acuífero está representado por las calizas marinas del Cretácico a profundidades de 2,000 m o más, conocimiento Estos datos son aportados por perforaciones profundas realizadas en diversos estudios, como el Proyecto Texcoco (SHCP, 1969); a través de sondeos sísmicos de reflexión efectuados por la Comisión Federal de Electricidad (CFE) y por perforaciones profundas que alcanzaron poco más de 3,200 m, realizadas en 1985 por Petróleos Mexicanos (PEMEX).

Por todo lo anterior se concluye que la planicie representa una superficie importante de infiltración para el acuífero dada su alta conductividad hidráulica y esta característica se ve confirmada por la baja densidad del drenaje superficial representada por los ríos Avenidas en la parte noreste y Cuautitlán al oeste.

El río Avenidas nace en la sierra de Pachuca y desemboca en la laguna de Zumpango. En su trayecto recibe parte de las aguas residuales sin tratamiento de las poblaciones que están a su paso, incluyendo las de la ciudad de Pachuca y las del río Papalote, que son aprovechadas en la agricultura. En las escasas ocasiones de escurrimientos extraordinarios, parte de estas aguas se derivan al Gran Canal del desagüe para proseguir después al valle del Mezquital. El régimen del río de las Avenidas es intermitente, pues solamente se registran escurrimientos durante la temporada de lluvias, en tanto el escurrimiento disminuye sensiblemente hasta ser nulo.

El río Cuautitlán se origina en las sierras Monte Alto y Monte Bajo, tiene como afluentes a los ríos Chiquito, Monte Alto, los arroyos Bata, la Colmena, Guadalupe y Tepozotlán y desembocando en el Tajo de Nochistongo. En ocasiones se deriva a la laguna de Zumpango, por el canal de Santo Tomas. En esta zona también se encuentran distribuidos los ríos Tlalnepantla, San Pedro, San Javier, la Rosa, río Hondo Tepozotlán, y el Magdalena, de menor importancia ya que sus escurrimientos son muy bajos.

Como se muestra en la Figura 1.4, la zona presenta varias formaciones rocosas de diferentes orígenes con edades del terciario, constituidas principalmente por riolitas, andesitas

y basaltos, con espesores variables de los 80 m a 1,000 m. En la parte de la planicie, combinadas con estas formaciones están las rocas del cuaternario, constituidas por tres grupos principales: basaltos, depósitos aluviales y depósitos lacustres que son los materiales permeables donde se aloja el acuífero.

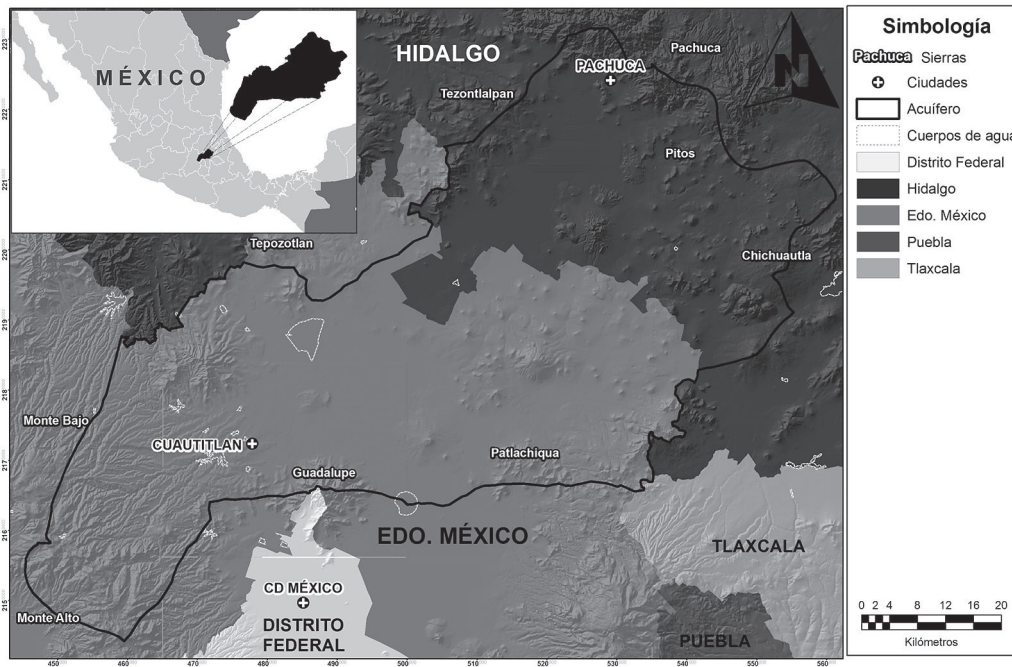


Figura 1.4 Mapa geológico del área de estudio.(SGM, 1997)

Este acuífero es el uno de los más importantes de esta región ya que tiene una superficie aproximada de 4,349 km², que representa el 23.6% de la Cuenca del Valle de México y es la principal fuente que abastece a la zona norte de la Ciudad de México, una de las ciudades más grandes del mundo, con grandes problemas ambientales y principalmente de abasto de agua, provee de este vital líquido a más de diez millones de habitantes, industrias y agricultores que se encuentran dentro de sus límites.

Aunado a lo anterior y considerando que la única fuente de recarga del acuífero es el agua de lluvia, se generan graves problemas ambientales, ya que la deforestación, la erosión de suelos y la pérdida de zonas de recarga por el crecimiento urbano impiden la retención e infiltración del agua, provocando su escasez.

En este trabajo se muestra cómo la geoestadística puede aplicarse para caracterizar la estructura espacial con los semivariogramas y la interpolación Kriging entre los puntos para obtener patrones espaciales de la altura del nivel del agua y las áreas saturadas.

Tabla 1.1 Litología del acuífero. (SGM, 1997).

CLAVE	LITOLOGÍA
KaceCz-Bro	Caliza - Brecha Oligomictica. Material consolidado con permeabilidad media
Qhoal	Aluvion (Arena, Limo). Material no consolidado con permeabilidad media alta
QhoTq	Traquita. Material consolidado con permeabilidad media alta
QptA-B	Basalto - Andesita. Material consolidado con permeabilidad media alta
QpthoA-Da-B	Andesita, Dacita, Basalto. Material no consolidado con permeabilidad media
QpthoLh-TA	Lahar - Toba Andesítica. Material no consolidado con permeabilidad media
TmA-TA-Da	Andesita - Toba Andesítica. Material consolidado con permeabilidad media
TmTR-A-B-Da	Toba Riolítica - Andesita - Basalto - Dacita. Material consolidado con permeabilidad media
TplA-B	Andesita - Basalto. Material consolidado con permeabilidad media alta
TplA-Da	Andesita - Dacita. Material consolidado con permeabilidad media baja
TplA-Da-R	Andesita - Dacita - Riolita. Material consolidado con permeabilidad media
TplB-TR	Basalto - Toba Riolítica. Material consolidado con permeabilidad media alta
TplLh-TA	Lahar. Material no consolidado con permeabilidad media
TplQptB	Basalto. Material consolidado con permeabilidad media alta
TplQptla	Sedimentos Lacustres (Arena, Limo, Arcilla). Material no consolidado con permeabilidad media
TplR-TR	Riolita - Toba Riolítica. Material consolidado con permeabilidad media
TplTA-A	Toba Andesítica - Andesita. Material no consolidado con permeabilidad media
TplTDa-R	Toba Dacítica - Riolita. Material no consolidado con permeabilidad media
TplTR-TDa	Material no consolidado, piroclástico de composición Andesítico Basáltico, con permeabilidad media

Procedimientos

El análisis geoestadístico emplea más comúnmente los semivariogramas para definir la varianza entre dos observaciones como una función de la distancia que las separa. (Journel, 1983). Se han usado los semivariogramas para evaluar el riesgo a la contaminación con diferentes constituyentes como metales pesados (Webster y Oliver, 1989; Smith et al., 1993; Goovaerts y Journel, 1995), evaluar la incertidumbre en las propiedades del suelo (McKenna, 1998; Pachepsky y Acock, 1998; Goovaerts, 2001) y estimar precipitaciones en determinadas áreas (Teegavarapu y Chandramouli, 2005, Ramesh y Teegavarapu, 2006). Esta estructura espacial puede, a su vez, usarse para interpolar entre puntos

de observación usando Kriging (Journel y Huijbregts, 1978; Isaaks and Srivastava, 1989; Vieux, 2001; Webster and Oliver, 2001), el cual proporciona una manera de interpolar y visualizar modelos espaciales basados en las observaciones. Discusiones más completas de los semivariogramas y el Kriging asociado, junto con muchas posibles derivadas en algoritmos y su metodología se encuentran en Goovaerts (1997), Deutsch y Journel (1992), Chilés y Delfiner (1999).

El método de Kriging de diversas formas se ha usado para interpolar mapas de la superficie piezométrica de los datos del nivel del agua (Delhomme, 1978; Neuman y Jacobsen, 1984; ASCE, 1990). La meta de la mayoría de las investigaciones de esta naturaleza consiste en cómo interpolar mejor las observaciones espaciales discretas en toda la cobertura.

Este trabajo se enfoca en la evolución espacial y temporal del nivel del agua subterránea en la región del acuífero Cuautitlán - Pachuca. La posición de este nivel del agua se relacionó directamente con la formación de áreas saturadas y la extracción no controlada. El objetivo es caracterizar las variaciones para intervalos de tiempo a corto y largo plazo, para así entender mejor la respuesta hidrológica de eventos y la estructura espacial del nivel del agua usando el análisis del semivariograma.

La piezometría es un dato útil para conocer el estado actual, los procesos de evolución y la dinámica de los acuíferos (SGM y CEAG, 2004). Con respecto al nivel medio del mar se presentan en forma gráfica y esquemática los resultados de los niveles del agua subterránea, de tal forma que se pueden detectar las áreas donde el acuífero se encuentra sobreexplotado o también delimitar domos de recarga.

Como se mencionó anteriormente, para interpolar los valores obtenidos de los pozos se utilizó el método geoestadístico de Kriging, que ha probado ser útil y popular en muchos campos, (Burgess y Webster, 1980) basado en el semivariograma, que es la media de los cuadrados de las diferencias entre pares de muestras separados por una distancia h . La ecuación para calcular el semivariograma es la siguiente:

$$\gamma(h) = n/2 \sum_{i=1}^n Z(x_i) - Z(x_i + h)^2 \dots\dots\dots (1.1)$$

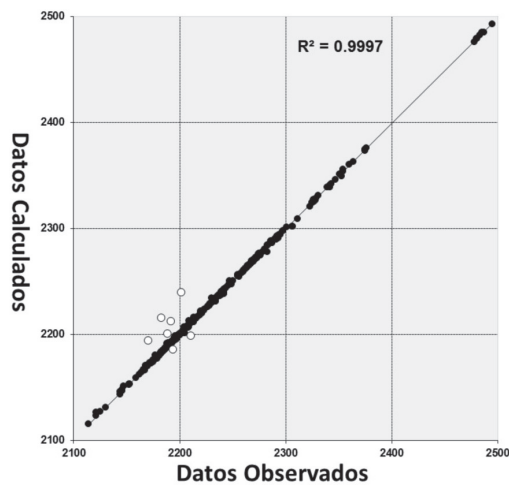
Donde n es el número de muestras, $Z(X_i)$ es el valor de la variable regionalizada de interés en el punto i y $Z(X_i + h)$ es el valor a la distancia $x+h$.

En el método de Kriging se tomó en cuenta el total de los datos existentes para su interpolación utilizando la función del variograma esférico, con una correlación entre los valores observados y los calculados del 0.997, como se muestra en la Figura 1.5.

Para este estudio se tomaron datos de niveles estáticos de 408 pozos distribuidos en el acuífero para diferentes años, con el fin de comparar su evolución. De cada uno de los pozos se tomaron sus coordenadas, la elevación del brocal, la profundidad y el nivel estático, descartando los pozos que extraen agua de menos de 20 m, ya que se consideraron que estos se alimentan de un acuífero superficial y no del acuífero profundo del valle.

Tabla 1.2 Correlación obtenida por año.

Año	Pozos	R ²	ERROR prom
1990	67	99.99%	0.017%
1995	67	99.98%	0.026%
2000	90	99.97%	0.027%
2005	86	99.94%	0.045%
2010	98	99.02%	0.105%
	408		

**Figura 1.5** Correlación de los valores observados y calculados mediante el método de interpolación de Kriging.

Las estimaciones para generar las imágenes *raster* se efectuaron en una malla cuadrada con celdas de 200m por 200 m. Los resultados son transferidos en “ArcGis 9” para desplegarlos e identificar los patrones espaciales de la carga hidráulica para varios años (1990, 1995, 2000, 2005 y 2010).

Para calcular el nivel del agua, se tomó como punto de referencia el nivel del mar y se sacó la diferencia entre la elevación del brocal de cada pozo y el nivel estático del agua. Siguiendo el mismo procedimiento anterior se obtuvieron las imágenes *raster* del nivel del agua para cada año.

Con estas imágenes se utilizó el álgebra de mapas para localizar los mayores abatimientos por año entre el periodo de 1990 a 2010, delimitando las áreas que han sido más afectadas.

Para obtener el balance del área, se utiliza la siguiente ecuación general:

$$P = I + ETR + Es \dots \dots \dots (1.2)$$

Donde *P* es la precipitación, *ETR* es la evapotranspiración real, *Es* es la escorrentía superficial e *I* la infiltración.

Para evaluar la *ETR* del área de estudio se aplica el método de Hargreaves (1985), que utiliza el cálculo de la evapotranspiración potencial (*ETP*) basado en datos de radiación solar y temperatura, aplicando la siguiente ecuación:

$$ETP = 0.0135(T_{med} + 17.78)R_s \dots \dots \dots (1.3)$$

Donde: *ETP* es la evapotranspiración potencial diaria en mm/día, *T_{med}* es la temperatura media en °C y *Rs* es la radiación solar incidente, convertida en mm/día. La Radiación solar incidente se obtuvo al aplicar la ecuación de Samani (2000), la cual se muestra a continuación:

$$R_s = R_0 * KT * (T_{max} - T_{min})^{0.5} \dots \dots \dots (1.4)$$

En donde: *R₀* es la radiación solar extraterrestre (la cual se toma de la tabla 1.3), *KT* el coeficiente empírico, el cual se asume de 0.162, ya que el área de estudio se considera una región interior y este valor es el recomendado para tal efecto (Samani, 2000). *T_{max}* y *T_{min}* son las temperaturas diarias máxima y mínima, respectivamente.

Tabla 1.3 Radiación solar extraterrestre en MJ/m²/día.

LATITUD	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
20	26.80	30.6	34.7	37.9	39.3	39.5	39.3	38.3	35.8	31.8	27.7	25.6

Fuente Allen *et al.* (1998)

Los valores calculados de *ETP*, nos indican la cantidad de agua que se puede evapotranspirar en óptimas condiciones y generalmente son siempre mayores a la *ETR*. Por tal motivo se comparan los valores de precipitación con los resultados obtenidos de *ETP*, mes por mes, con lo que se estiman los valores de evapotranspiración real (*ETR*) para cada año. Con estos datos se obtuvo el coeficiente de evapotranspiración, despejándolo de la siguiente ecuación:

$$ETR = ETP * K_{ET} \dots \dots \dots (1.5)$$

Dónde: **ETR** es la evapotranspiración real, **ETP** es la evapotranspiración potencial y **K_{ET}** es un coeficiente que se determina para cada una de las estaciones, a partir de los datos de mensuales de precipitación y evapotranspiración potencial. Se utiliza el software Arcgis 9.2 para generar la imagen *raster* de **ETR** media anual del acuífero, aplicando el método de Kriging.

Para el cálculo del coeficiente de escorrentía superficial (**k**), se realiza con la ayuda de modelos digitales de elevación del terreno y cartografía digital que contenga el uso y la textura del suelo. Esta información fue obtenida del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2005). Se asignan los valores de **k** a cada área en base a las tablas de coeficientes de Prevert según diferentes características del terreno (Treviño et al, 2002), que aplica tres condiciones diferentes (uso del suelo, textura y pendiente). Sin embargo, esta tabla no contiene valores para las zonas urbanas y por tal motivo, fue necesario complementarla con los coeficientes reportados por Chow et al. (1993).

La combinación de estas 2 tablas y los valores utilizados en este trabajo se indican en la Tabla 4. Una vez caracterizada el área de estudio con esta información se genera una imagen *raster* de los coeficientes de escorrentía superficial, la cual se multiplica por los valores correspondientes de precipitación media anual, obteniendo así la escorrentía superficial media anual del acuífero.

Tabla 1.4 Coeficientes de escorrentía superficial.

Uso de Suelo	Pendiente	Textura		
		Gruesa	Media	Fina
Bosque	0 - 5	0.10	0.30	0.40
	5 - 10	0.25	0.36	0.50
	10 - 30	0.30	0.40	0.60
	> 30	0.32	0.42	0.63
Pastizal	0 - 5	0.15	0.35	0.45
	5 - 10	0.30	0.40	0.55
	10 - 30	0.35	0.45	0.65
	> 30	0.37	0.47	0.68
Agricultura	0 - 5	0.30	0.50	0.60
	5 - 10	0.40	0.66	0.70
	10 - 30	0.50	0.70	0.80
	> 30	0.53	0.74	0.84
Zona Urbana	0 - 5	0.70	0.81	0.92
	5 - 10	0.76	0.85	0.93
	10 - 30	0.88	0.91	0.94
	> 30	0.95	0.95	0.95

Fuente Treviño et al (2002) y Chow et al. (1993)

Para obtener la imagen *raster* de infiltración se aplicó el álgebra de mapas, despejando la infiltración de la ecuación general (Ec. 1.2). A la imagen de precipitación se le restan los valores de las imágenes de evapotranspiración y escorrentía superficial, dando como resultado los volúmenes medios anuales de infiltración. Esta última imagen se divide entre la precipitación media anual y se obtienen los coeficientes de infiltración específicos para cada área del acuífero.

Para obtener el caudal medio anual neto que se infiltra al acuífero fue necesario zonificar el área de estudio en una serie de polígonos de acuerdo a la infiltración de cada zona y aplicar la siguiente ecuación:

$$\sum_{i=1}^n A_i \times \frac{I_i}{1000} = I_{Neta} \dots \dots \dots (1.6)$$

En donde n es el total de polígonos que se obtienen, A_i es el área del polígono en metros cuadrados, I_i es la infiltración media anual en milímetros al año e I_{Neta} es la infiltración media anual neta del acuífero en metros cúbicos al año.

Con esta información se obtuvo la disponibilidad del acuífero y se resta la extracción del agua subterránea a la recarga, mediante la siguiente ecuación:

$$Disp = E_{ac} - S_{ac} \dots \dots \dots (1.7)$$

En donde **Disp** es la disponibilidad del acuífero, E_{ac} son las entradas de agua que tiene el acuífero (recarga) y S_{ac} las salidas de agua (extracción). Se compara la recarga media anual obtenida en este trabajo con los diversos valores calculados en los estudios previos a partir de coeficientes de infiltración promedios, con el fin de mostrar las inexactitudes con el presente cálculo que utiliza coeficientes de infiltración variables.

Resultados

Nivel estático. Las imágenes de la Figura 6 muestran que la porción norte del acuífero presenta el nivel estático a mayor profundidad, la cual va en aumento debido a la extracción del agua subterránea. En la Figura 6A, para 1990, se observa un área en la parte noroeste del acuífero, donde el nivel del agua se encuentra a profundidades entre los 100 y 120 m por debajo del nivel del terreno. Esta área va aumentando hasta cubrir una gran porción de la parte norte del acuífero y empiezan a aparecer zonas donde el agua se encuentra por debajo de los 120 m. En 1990 se ven zonas donde el agua se podía extraer como mínimo entre los 40 y 60 m por debajo del nivel del terreno y sin embargo, estas zonas desaparecen en el 2010, dejando zonas en donde el agua se extrae como mínimo a los 60 metros.

Si se comparan las imágenes del nivel estático de 1990 con 2010 se observa en la parte sur del acuífero, una similitud entre las zonas de 40 m de 1990 con las de 60 m en 2010, las cuales cubren la misma área con una diferencia de 20 m de profundidad.

En cuanto al nivel del agua, para 1990 en la parte central del acuífero se localizan dos principales zonas entre las elevaciones 2,100 a 2,200 m.s.n.m, que son las más bajas, estas zonas van creciendo con el paso del tiempo, como se puede ver en la Figura 1.6, hasta cubrir por completo la parte central del acuífero. En el 2010, se identifica una tendencia de estas zonas de desplazarse hacia la parte norte, debido principalmente a que en los últimos años la extracción de agua ha aumentado por el desarrollo habitacional, cambiando las zonas agrícolas por zonas urbanas. Asimismo se puede apreciar que los niveles de los extremos del acuífero también se van abatiendo para 2010, aunque en menor medida.

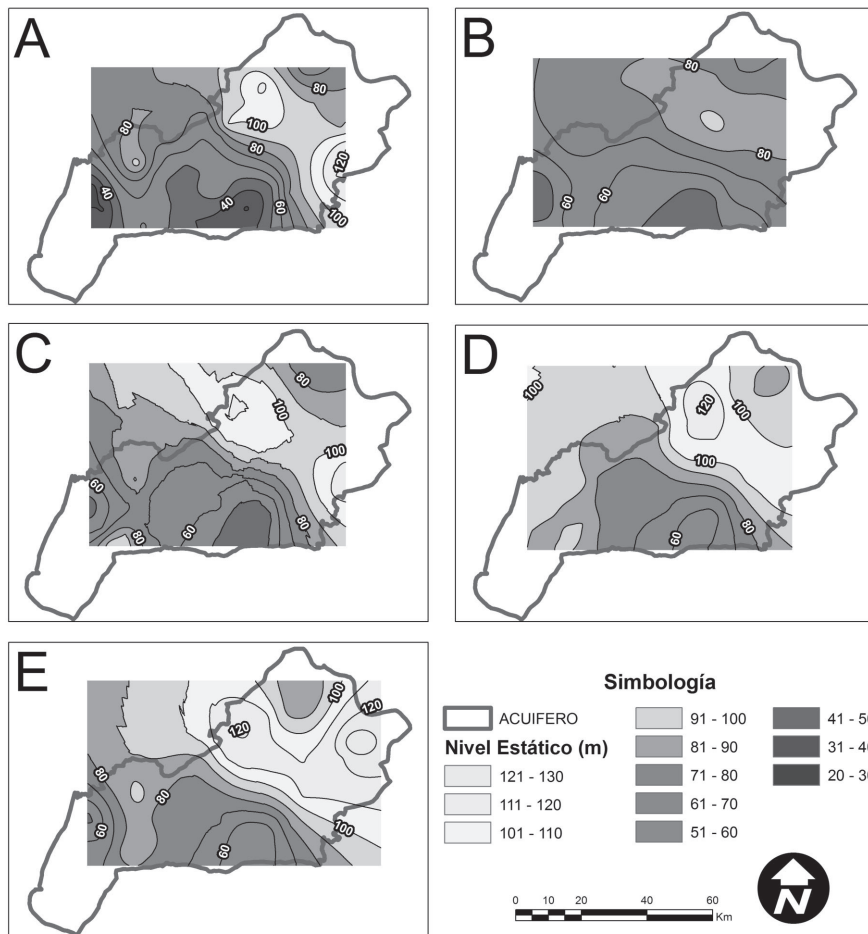


Figura 1.6 Planos de Niveles Estáticos para los años (A) 1990, (B) 1995, (C) 2000, (D) 2005 y (E) 2010.

Flujos del agua subterránea. En la figura 1.7 se observa en detalle la formación de un fuerte cono de abatimiento forzando el flujo del agua subterránea de los extremos Norte y Sur hacia el centro del acuífero, por lo que podemos decir que el agua que se recarga a través de los escurrimiento de las serranías que rodean al acuífero son captadas por los pozos que se encuentran en la periferia de estas zonas, impidiendo que el nivel del agua se estabilice y provocando que este cono vaya aumentando.

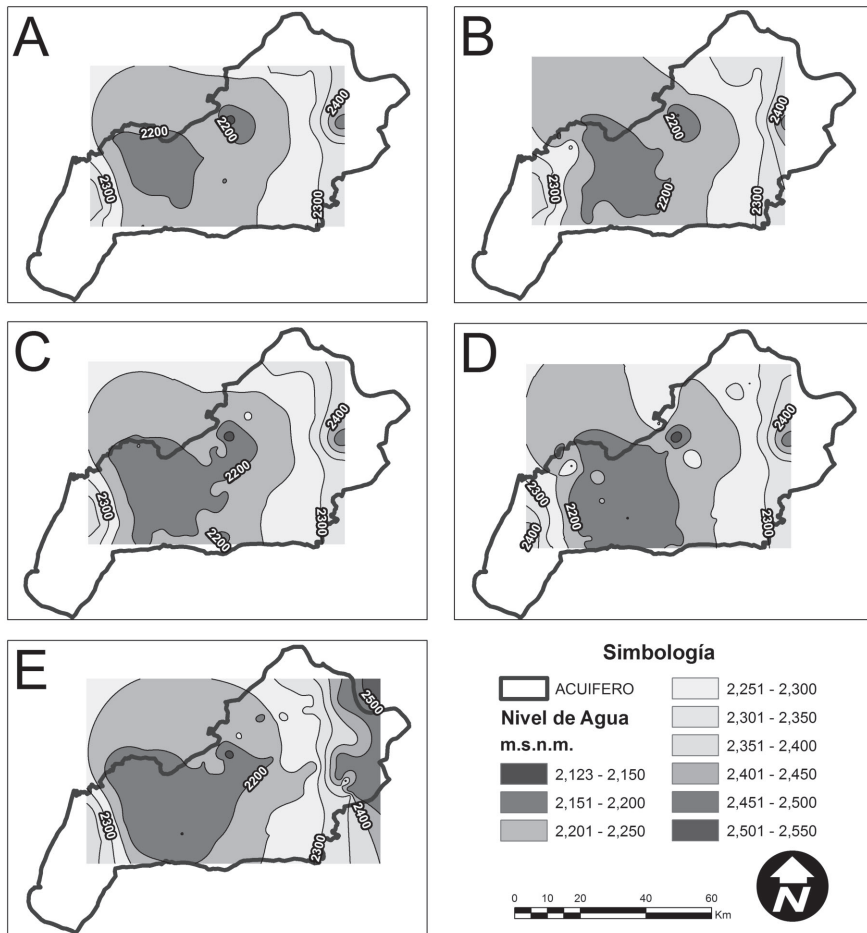


Figura 1.7 Planos de Nivel del Agua con respecto al nivel del mar para los años (A) 1990, (B) 1995, (C) 2000, (D) 2005 y (E) 2010.

La figura 1.8 muestra el abatimiento anual desde 1990 hasta 2010. En la mayor parte del área de estudio se presentan abatimientos entre 0.1 a 2 m/año. Las zonas más afectadas

se denominaron de acuerdo a los municipios en donde se encuentran y se delimitan: a) la zona Cuautitlán con abatimientos entre los 3 y 4 m/año, b) las zonas Ecatepec, Zapotlán, Tizayuca, Mineral de la Reforma y Zumpango con abatimientos de 2 m/año, la zona Cuautitlán con abatimientos entre los 3 m/año y c) la zona Zempoala – Nopaltepec en donde los abatimientos son cercanos a 4 m/año, lo que indica que en 17 años el nivel del agua ha descendido entre cerca de 68 m.

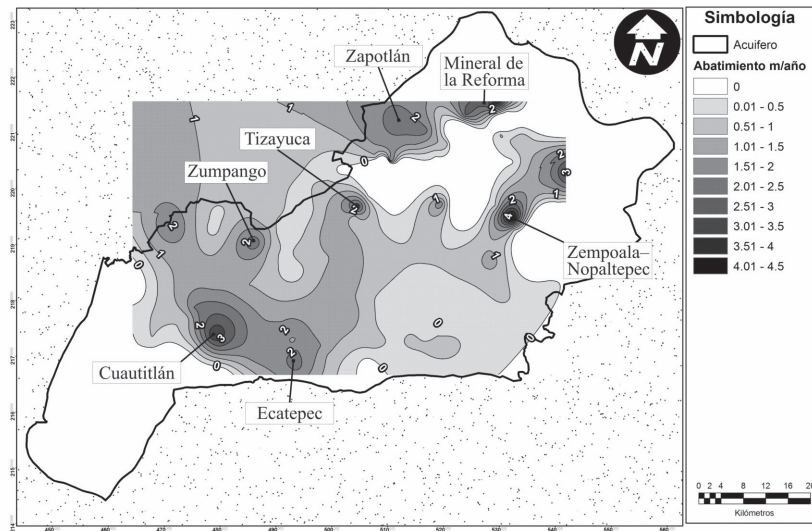


Figura 1.8 Zonas de mayor abatimiento del nivel freático de 1990 a 2010.

Evapotranspiración, escorrentía superficial e infiltración. La imagen de ETR calculada se muestra en la figura 1.9, en la cual se observa que los valores varían de 241 a 625 mm/año. Los mayores valores se presentan en la parte Suroeste del acuífero debido a que en esta zona las precipitaciones son mayores, a diferencia de la parte Noreste donde se localizan los menores valores y las precipitaciones disminuyen considerablemente. Los resultados obtenidos son muy similares a otros estudios en la misma zona ya que se estima que de la precipitación se pierde entre un 50% a un 75% en estos procesos de evaporación y transpiración.

Utilizando los valores de la Tabla 1.4 para asignar los coeficientes de escorrentía superficial de cada zona, se genera la imagen *raster* correspondiente (Figura 1.10). En esta imagen se aprecian valores bajos para toda el área del acuífero, debido a que la topografía del terreno es casi plana. Sin embargo, los valores más altos representan a las zonas urbanas, ya que se consideran zonas de baja vegetación.

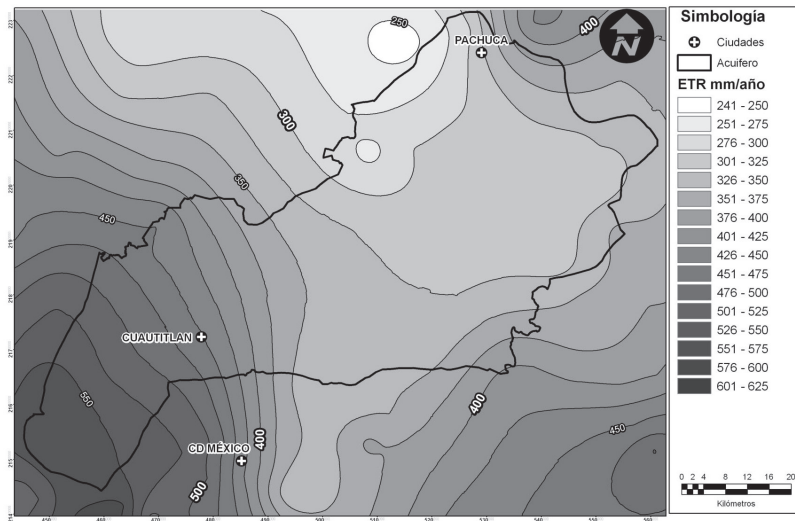


Figura 1.9. Evapotranspiración media anual

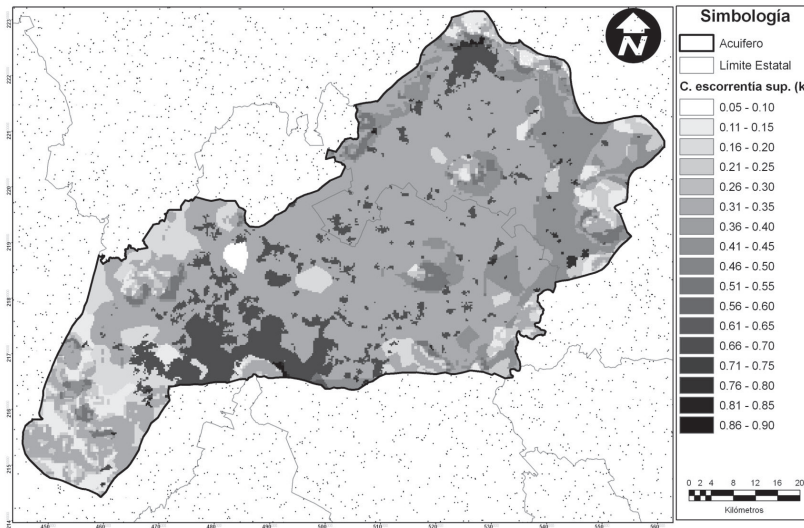


Figura 1.10 Coeficiente de escorrentía superficial (k)

A partir de los datos del coeficiente de escorrentía superficial y con los datos de la precipitación media anual, se genera la imagen *raster* de la escorrentía superficial media anual, (Figura 1.11). En la cual se observa que dichos valores varían entre los 50 a los 600 mm/año. Los datos que presentan una baja escorrentía superficial representan las zonas en donde la infiltración del agua de lluvia es mayor.

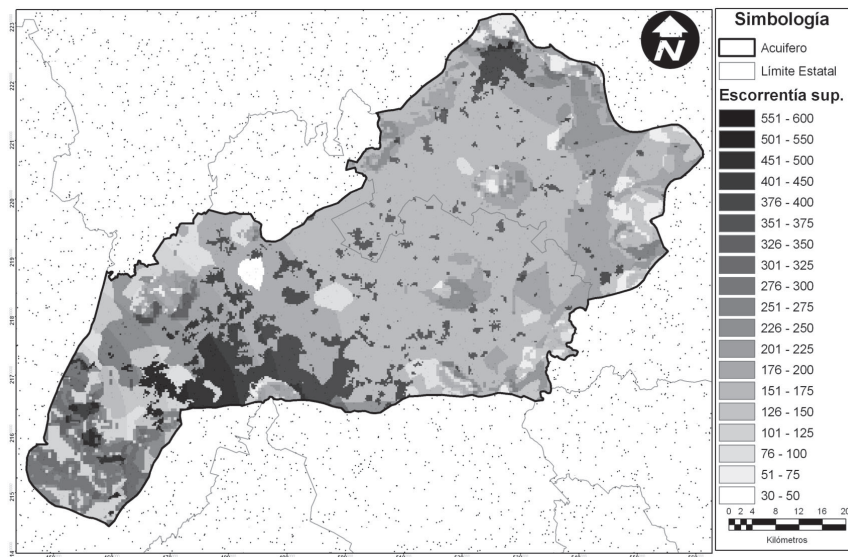


Figura 1.11 Escoorrentía superficial media anual.

La imagen de infiltración (Figura 1.12) es creada a partir de la ecuación general de balance (Ec. 2). En ella se observa que los mayores valores (151 a 500 mm/año) se localizan en el extremo Suroeste del acuífero y en menor medida (176 a 375 mm/año) en el extremo Noreste. Los valores de infiltración van descendiendo hasta llegar a la planicie (parte central del acuífero). Este fenómeno se debe a que los valores de infiltración son afectados directamente por la precipitación que, al igual que la infiltración, es mayor en los extremos y menor en la parte de la planicie. Con el fin de detectar las zonas que presentan mayor infiltración, esta imagen de la figura 12 se dividió entre la de precipitación y se genera la imagen del coeficiente de infiltración (Figura 1.13), en donde se observa que la mayor parte del acuífero presenta valores entre 0.02 y 0.15. Se destacan las zonas con menor coeficiente de infiltración que coinciden con las manchas urbanas.

Se observa que la principal fuente de abastecimiento del acuífero se sitúa en las sierras de los extremos Suroeste y Noreste del acuífero. Este último en menor proporción (Figura 1.12), en donde ocurren las mayores precipitaciones. Por ello los mayores valores de infiltración se calculan en estas zonas. Sin embargo, esto no es real. El agua infiltrada en las sierras forma escoorrentías superficiales y subterráneas debido a la pendiente del terreno y a la baja permeabilidad de las rocas que se encuentran en el subsuelo. Por tanto, la verdadera recarga ocurre en la planicie en donde se infiltra por los materiales permeables que la constituyen, aunque los datos reportados en este trabajo muestren valores más bajos de infiltración. Por este motivo la totalidad de los pozos de bombeo se localizan en esta zona, lo cual se aprecia en la figura 1.14.

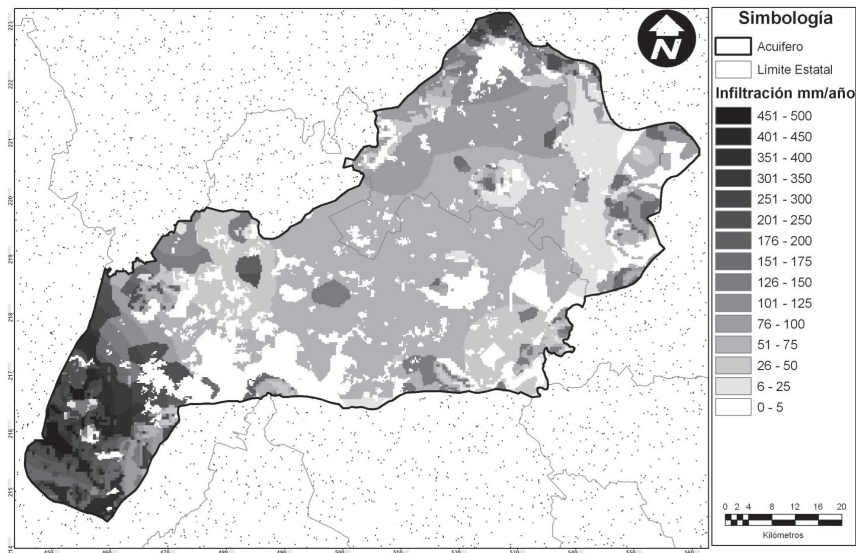


Figura 1.12 Infiltración del área de estudio

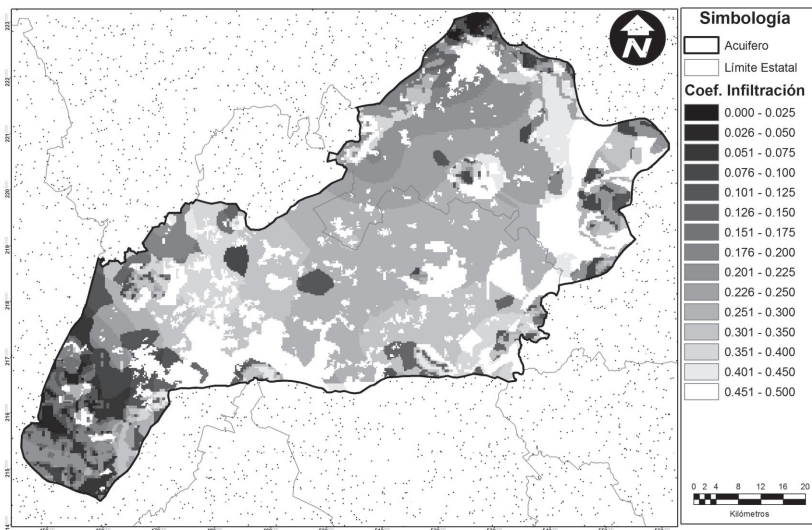


Figura 1.13 Coeficiente de infiltración

Balance hídrico. Al aplicar la ecuación para el cálculo del caudal medio (Ec. 1.6) sobre la imagen *raster* de la figura 1.12 se obtiene una infiltración neta de 351.72 hm³/año. Según los últimos datos obtenidos por la CONAGUA (2009) se extrae un caudal de 546.69 hm³/año a través de los pozos. Con estos datos es posible calcular la disponibilidad del acuífero,

tomando en cuenta que su única recarga es la infiltración por agua de lluvia y considerando que es una cuenca endorreica, las salidas están representadas por el caudal que se extrae a través de los pozos que se localizan en el mismo. De esta forma se calcula un déficit de $-194.97 \text{ hm}^3/\text{año}$ (Figura 1.14) en el balance hídrico, que cuantifica el grado de sobreexplotación del acuífero.

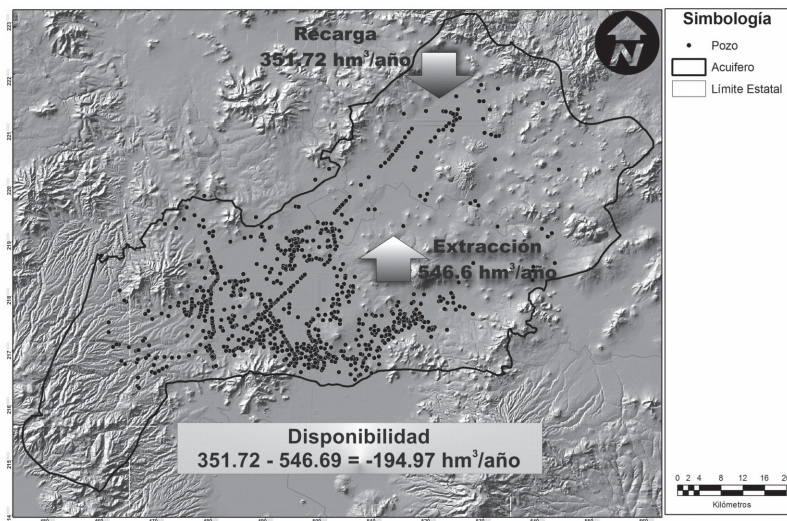


Figura 1.14 Balance Hídrico del área de estudio.

Conclusiones y perspectivas

La metodología utilizada permitió representar la variación de los niveles del agua subterránea en el acuífero y brindó resultados válidos y más confiables que los anteriormente reportados. La objetividad de los resultados depende de la distribución de los puntos de muestreo y de la confiabilidad de los datos recopilados para los pozos y la información meteorológica.

Las imágenes *raster* muestran la conducción del agua subterránea del acuífero. Presenta flujos desde los extremos hacia el centro, en donde se extrae por la gran cantidad de pozos que existen en esta área para satisfacer la demanda de agua potable de la zona metropolitana de la ciudad de México.

El nivel estático muestra que ha disminuido 20 metros en promedio en los últimos 17 años, alrededor de 1.17 m/año , principalmente en la parte central y norte del acuífero, en base a esto podemos suponer que de seguir con el mismo ritmo de sobre explotación el nivel de 60 metros desaparecerá en los próximos 5 años, pudiendo explotar el agua en la parte sur del acuífero a una profundidad entre los numerosos pozos presentes en esta área para satisfacer la demanda de agua potable de la zona metropolitana de la ciudad de México.

El nivel estático del acuífero ha disminuido 20 m en promedio, desde los últimos 17 años, que equivale a 1.17 m/año, principalmente en la parte central y norte del acuífero. Por ello, de seguir con el mismo ritmo de sobre explotación, el nivel de 60 m bajará más en los próximos 5 años, llegando en la parte sur a una profundidad entre los 70 a 80 m como mínimo.

Las imágenes *raster* de la carga hidráulica muestran que la recarga principal del acuífero proviene de la parte norte y de ahí fluye hacia la parte central en donde se da la mayor extracción y que se encuentra seriamente afectada por la sobreexplotación. De seguir con este mismo ritmo, el abatimiento afectará seriamente la parte norte.

Se generan las imágenes *raster* de temperatura, precipitación, evapotranspiración y esorrentía superficial para calcular la infiltración (entrada) y con los datos de los caudales de extracción de los pozos (salida) se obtiene el balance hídrico y con ello, se evalúa la sobreexplotación a que está sometido del acuífero.

Con los resultados obtenidos del balance hídrico del acuífero y la disminución de los niveles piezométricos se recalca la sobreexplotación del acuífero, detectando las zonas que han sido más afectadas por la extracción desmedida del agua subterránea, lo que advierte a las autoridades correspondientes para generar programas para la protección y recarga del área de estudio.

Es necesario establecer una red piezométrica en la parte norte del acuífero, ya que no se cuenta con muchos datos en esta zona, con respecto a la parte central y sur del acuífero se recomienda realizar un censo de aprovechamientos para detectar las perforaciones ilegales que se han efectuado en los últimos años; con esta información actualizar el modelo de flujo del agua subterránea que ha sido desarrollado (Huizar-Alvarez et al, 2003), con el fin de proteger las aguas subterráneas y controlar la sobreexplotación del acuífero.

Referencias

- Allen, R.G.; L. S. Pereira y D. Raes (1998). "Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements". FAO Irrigation and drainage. V. 56. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>
- ASCE, CE American Society of Civil Engineers, J. Hydraulic Eng. "Task Committee on geostatistical techniques in geohydrology". Review of geostatistics in geohydrology. V. 116, núm. 5, 1995, p. 612-658. USA 1990.
- Burgess, T.M; Webster, R. "Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. The semi-variogram and punctual Kriging". Journal of Soil Science. núm. 31, 1980, p. 315-331.
- Carrillo, J. "Hidrología subterránea y marco de apoyo geológico e Hidrogeoquímica, análisis geomorfológico y registros de temperatura en pozos en la Subcuenca del río avenidas, Pachuca, Hidalgo". Informe Técnico. México. 1999.
- Chilés, J.-P. , Wiley and Delfiner, P. "Geostatistics: Modeling spatial uncertainty". New York, USA. 1999.

- Chow, J.; J. Watson; D. Lowenthal; P. Solomon; K. Magliano; S. Ziman and L. Richards. "PM10 and PM2.5 composition in California's San Joaquin Valley". *Aerosol Sci. Technol.* Núm. 18, 1993, p. 105-128.
- Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM). "Geología del Valle de México con fines geohidrológicos". Informe Técnico SARH. México D.F. 1987.
- Consejo Nacional de Población (CONAPO). "Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2005". Informe Técnico. México. 2005. Disponible en: http://www.conapo.gob.mx/publicaciones/dzm2005/zm_2005.pdf
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y THORSA, Ingenieros Consultores y Constructores S.A. de C.V, "Actualización Geohidrológica en el Valle de Pachuca-Tizayuca, Estado de Hidalgo". Informe técnico. México. 1991
- CONAGUA. "Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cuautitlán-Pachuca, Estados de México e Hidalgo". Informe Técnico. México. 2002.
- CONAGUA. "Acuerdo por el que se da a conocer la ubicación geográfica de 371 acuíferos del territorio nacional, se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de 282 acuíferos, y se modifica, para su mejor precisión". Informe Técnico. México. 2009. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/DOF28agosto2009b.pdf>
- Cruickshank, V. and Martinez-P, J.L. "Programa 2005-2015 de conservación y mantenimiento del sistema del plan de acción inmediata (PAI)". Informe Técnico. México. 2005.
- Delhomme, J. P. "Kriging in the hydrosiences, *Ad. Wat. Resour.*". V. 1, núm. 5, 1978, p. 251-266.
- Deutsch, C.V. and Journel, A. G. "GSLIB: Geostatistical software library and user's guide". Oxford University Press, New York. 1992.
- García, E. "Modificaciones al sistema Köppen-García (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)". *Offset Larios*. pp. 219. México, D.F. 1988.
- Goovaerts, P. and Journel, A. G. "Integrating soil map information in modeling the spatial variation of continuous soil properties". *Eur. J. Soil Sci.* Núm. 46, 1995, p. 397-414.
- Goovaerts, P. "Geostatistics in natural resources evaluations". Oxford University Press, New York. 1997
- Goovaerts, P. "Geostatistical modeling of uncertainty in soil science, *Geoderma*". V. 103, 2001, p. 3-29.
- Hargreaves, G.H., Samani, Z.A. "Reference crop evapotranspiration from temperature". *Applied Eng. in Agric.* V. 1, núm 2, 1985, p. 96-99.
- Huizar-Alvarez, R. "Mapa Hidrogeológico de la subcuenca del río de las avenidas, Pachuca, Hgo". Universidad Nacional Autónoma de México *Inv Geogr.* V. 27, 1993, p. 95-131.
- Huizar-Alvares, R., Hernández G., Carrillo-Martinez M., Carrillo-Rivera J.J., Herat T., Ángeles G., "Geologic structure and groundwater flow in the Pachuca-

- Zumpango sub-basin, central México”. *Environmental Geology*, V. 43, 2003, p. 385–399.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). “Cartas Topográficas 1:50,000”. México. 2005. Disponible en: www.inegi.gob.mx
- Isaaks, H.E., Srivastava, R.M. “An Introduction to Applied Geostatistics”. Oxford University Press, New York. 1989.
- Journel, A. G. “Nonparametric estimation of spatial distributions”. *Math. Geol.* V. 15, 1983, p. 445–468.
- Journel, A.G., Huijbregts, C.J. “Mining Geostatistics. Academic Press”. New York. 1978.
- McKenna, S. A. “Geostatistical approach for managing uncertainty in environmental remediation of contaminated soils: case study”. *Environ. Eng. Geosci.* V. 4, 1998, p. 175–184.
- Mosser, F. “Nuevo modelo hidrogeológico para la cuenca de México”. *Boletín del Centro de Investigación Sísmica de la Fundación Javier Barros Sierra*. 1993, p. 68-84. México.
- Mosser, F. “Nuevo mapa geológico de las cuencas de México, Toluca y Puebla. Estratigrafía, tectónica regional y aspectos geotérmicos: mapas, 1:125,000”. Informe Técnico. Comisión Federal de Electricidad (CFE). México. 1996.
- Mosser, F. “Informe sobre la geología de la Cuenca del Valle de México y zonas colindantes”. Informe Técnico. Oficina de Estudios Especiales de la Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México. 1961.
- Neuman, S. P. and Jacobsen. “E. A.: Analysis of non-intrinsic spatial variability by residual Kriging with applications to regional ground water levels”. *Math. Geo.* V. 16, 1984, núm. 5, p. 499–521.
- Pachepsky, y Acock, B., Geoderma. “Stochastic imaging of soil properties to assess variability and uncertainty of crop yield estimates”. V. 85, 1998, p. 213–229.
- Ramesh S.V. Teegavarapu. “Use of universal function approximation in variance-dependent surface interpolation method: An application in hydrology. *Journal of Hydrology*”. V. 332, 2006, p. 16– 29
- Samani , Z. “Estimating Solar Radiation and Evapotranspiration Using Minimum Climatological Data”. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. V. 126, 2000, núm. 4, p. 265-267
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). “Ordenamiento ecológico territorial de la región denominada Valle Pachuca-Tizayuca”. Informe Técnico. México. 2004.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). “Carta Geológico-Minera Pachuca F14-11, Hidalgo, Querétaro, Estado de México, Veracruz, Puebla, Esc. 1:250,000”. México. 1997.
- SGM, Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG,). “Actualización Hidrogeológica de la Subcuenca del Río Turbio, estados de Guanajuato y Jalisco”. Informe Técnico. México. 2004.

- Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP). “El hundimiento de la ciudad de México”. Proyecto Texcoco, Informe Técnico. V. Nabor Carrillo. México. 1969
- Smith, J. L., Halvorson, J. J., and Papendick, R. I. “Using multiple variable indicator Kriging for evaluating soil quality”. *Soil Sci. Soc. Am. J.* V. 57, 1993, p. 743–749.
- Teegavarapu, R.S.V., Chandramouli, V. “Improved weighting methods, deterministic and stochastic data-driven models for estimation of missing precipitation records”. *Journal of Hydrology.* V. 312, 2005, p. 191–206.
- Treviño G., Eduardo J.; C. A Muñoz R.; C. Cavazos , y L. Barajas Ch. “Evaluación del flujo hídrico superficial en la Sierra de San Carlos, Tamaulipas”. *Revista Ciencia UANL*, V. 3, 2002, p. 351-356
- Vázquez-Sánchez, E., Jaimes-Palomera, R. “Geología de la Cuenca de México”. *Geofísica Internacional.* V. 28, núm. 2, 1989, p. 133-190.
- Webster, R. and Oliver, M. A. “Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties: VI. Disjunctive Kriging and mapping the conditional probability”. *J. Soil Sci.*, v. 40, , 1989, p. 497–512.
- Webster, R.A., Oliver, M.A. “Geostatistics for Environmental Scientists. Wiley, Chichester”. UK. 2001.

Evaluación de indicadores e índices de calidad rápida para el cultivo de cebada maltera (ICCM) en la región sur del estado de Hidalgo.

Judith Prieto Méndez, María A. Méndez Marzo, Francisco Prieto García*,
Alma Delia Román Gutiérrez y César Abelardo González Ramírez

Introducción

La cebada ocupa el cuarto lugar en importancia entre los cereales, después del trigo, maíz y arroz. México apareció en el lugar 54 en el año 2009 con una producción de 0.534 millones de toneladas del ciclo primavera-verano por sistema de temporal. La cebada maltera tiene gran importancia socioeconómica en México, debido que representa el ingreso de miles de familias que habitan en zonas productoras de los Valles Altos de la mesa central, así como su utilización de materia prima para la industria maltera, forrajera y en menor proporción como alimento humano (Zamora *et al.*, 2003). Las principales zonas productoras en México se encuentran en el centro del país, en los estados de Guanajuato, Hidalgo, Tlaxcala, Estado de México, Puebla y Michoacán. Estas regiones aportan aproximadamente 90% de la producción total. En el período 2000–2009, la producción nacional de cebada presentó una tasa de crecimiento media anual de 3.32%, en cambio la tasa de crecimiento de la producción de cebada de los Valles Altos de la mesa

central de México registró sólo una tasa de 1.81%, estas estadísticas reflejan la variabilidad climática en la producción en condiciones de temporal, mientras que en condiciones de riego se mantiene o incrementa el crecimiento medio anual de la superficie sembrada y por un mejor control de los factores que intervienen en la producción (Zamora *et al.*, 2009).

La producción nacional de cebada no satisface las necesidades de la industria nacional, por lo que se ha tenido que importar cantidades crecientes de grano, la importación de malta ha pasado de 27 mil a 256 mil toneladas en el período del 2002 al 2007 (Islas *et al.*, 2008).

El incremento de la producción para zonas de temporal hace necesario la obtención de variedades con mayor rendimiento, tolerancia a las enfermedades, calidad maltera y cervecera.

En la tabla 2.1 se dan los datos de superficies sembradas y cosechadas a nivel del Estado de Hidalgo entre los años 2006 y 2009. Se observa que de la estimación al real no existieron grandes diferencias en los años 2006-2008, con respecto a los parámetros de cosecha, siendo estos años productivos y con solamente un 4.5% de pérdidas promedio. Aún así se pudo hacer notar un descenso entre 2006 y 2007 con tendencia recuperativa en el 2008. De igual modo ocurrió entre producciones estimadas y reales.

El año 2009 presentó un colapso productivo, con pérdidas en cosecha y producciones de cerca del 40% y 48%, respectivamente. Con respecto a los rendimientos por hectárea para este mismo período, se puede observar en la tabla 1 que se presentan irregularidades entre estimados y reales y de igual manera en el año 2009 se produjo el mayor descenso en rendimientos.

Tabla 2.1 Resultados de siembra y cosecha de cebada en los años 2006-2009 en el estado de Hidalgo. Primavera-Verano, sistema de riego Temporal.
SITUACION DE LOS AÑOS 2006-2009

Producto CEBADA GRANO	Superficie (ha)		Producción (ton)		Rendimiento (ton/ha)	
	Sembrada	Cosechable (% Pérdida)	Estimada	Obtenida (% Producido)	estimado	Obtenido(%)
Diciembre 2006	121,556	118,327 (2.7)	270,078	225,124 (83.4)	2.222	2.174 (97.2)
Diciembre 2007	112,178	105,108 (6.3)	211,168	178,209 (84.4)	1,983	1,695 (85.5)
Diciembre 2008	118,879	113,303 (4.7)	242,087	198,975 (82.2)	2,206	2,137 (96.9)
Diciembre 2009	124,634	75,378 (39.5)*	202,628	98,138 (48.4)	2,018	1.302 (64.5)

Fuente: Elaborado por el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP), con información de las Delegaciones de la SAGARPA.

(Tomado de <http://www.siap.gob.mx/>, febrero 2010)

*Pérdida por excesos de lluvias y destrucción de cosechas

Los rendimientos a nivel estatal y nacional (>2.00 ton/ha), resultan ser de los más elevados y en sentido general muy próximo a los niveles que se obtienen en el Estado de Tlaxcala, primer productor Nacional (2.197 ton/ha como promedio de estos años).

Cabe destacar que en los Municipios de Almoloya, Apan y Emiliano Zapata, de este Estado de Hidalgo, se alcanzaron los rendimientos más altos a nivel nacional de cebada en grano en el año 2006 (2.800 T/ha en Almoloya, 2.600 T/ha en Apan y 2.400 T/ha en Emiliano Zapata). Para el año 2007 la producción disminuyó apreciablemente y los rendimientos de forma similar experimentaron grandes descensos hasta niveles de 1,893 T/ha (disminución de un 27% en rendimientos globales). Para los años 2008 y 2009 se estimaron rendimientos entre 2.20 y 2.08 ton/ha para los Municipios antes mencionados; sin embargo en el año 2008 sólo se alcanzó rendimientos de 2.00 ton/ha (por debajo de la media Nacional) y en el año 2009 de sólo 1.42 ton/ha.

Por su composición proximal el grano de cebada está constituido por carbohidratos en su mayor porcentaje. En la tabla 2.2 se observa la composición del grano por cada 100 g de producto (Gómez *et al.*, 2009).

Tabla 2.2 Composición promedio de un cariósipide de cebada (especie *Hordeum distichon* L.)

Componentes	Porcentajes (%)
Humedad	10,0 - 13,0
Carbohidratos	65,0 - 72,0
Proteína	10,0 - 11,0
Grasa	1,5 - 2,5
Fibra	2,5 - 4,5
Ceniza	2,0 - 3,0

El tamaño del grano depende de la influencia del ambiente y sus dimensiones. Sin la barba (glumilla dorsal) alcanza una longitud máxima de 9.5 mm y una mínima de 6.0 mm; de ancho mide entre 1.5 y 4.0 mm y su densidad es de aproximadamente 60.50 kg/HL en cebadas de seis hileras y de 66.40 kg/HL en las dísticas. El peso de mil granos varía de 30 a 60 g, con un promedio de 45 g, dependiendo de las condiciones ambientales y de manejo en que se haya desarrollado el cultivo. En general, de acuerdo con las características de tamaño, el grano de cebada se clasifica en: grande, mediano y pequeño. El grano puede tener la cascarilla adherida al pericarpio (cebada cubierta) o suelta (cebada desnuda), y su color está influenciado por el intemperismo o por la coloración de la aleurona, por lo que puede variar desde amarillo claro, amarillo pálido, crema claro, crema pálido, azul verdoso hasta azul (Dendy *et Dobraszczyk*, 2004).

Los diversos métodos empleados para seleccionar genotipos por su calidad maltera en generaciones tempranas, proporcionan un avance substancial en la incorporación de características favorables, pero no dan información acerca del comportamiento del complejo enzimático del grano, de las velocidades de su transformación, de las pérdidas de sustancias de reserva ni de otras reacciones que sólo ocurren durante la germinación y secado del grano bajo condiciones controladas de temperatura, humedad, aireación, entre otros factores. La cebada con cáscara es la principal materia prima para la elaboración de malta. Su preferencia se debe principalmente a que cuenta con las siguientes ventajas (Gómez *et al.*, 2009):

1. Varias capas aleurónicas que desarrollan gran cantidad de enzimas.
2. Alto contenido de almidón.
3. Bajos niveles de proteína y aceites.
4. La cáscara ofrece protección a la plúmula durante todo el proceso de malteo, evita su rompimiento y facilita además la manipulación del grano.

La calificación de cada uno de los factores de calidad se hace por comparación directa con una serie de testigos (variedades comerciales) de calidad conocida, sembrados en la misma localidad el mismo ciclo agrícola. Por otra parte, en cada micro malteo se incluye una variedad de calidad conocida (testigo de laboratorio) proveniente de una misma muestra con el fin de detectar diferencias de procesamiento en el malteo.

La calidad de la cebada maltera está definida principalmente por la calidad en la composición química del grano, destinado para la elaboración de malta y de la variedad en particular. Las cebadas cerveceras o malteras requieren también de una gran regularidad en la germinación y alto poder diastásico.

En la tabla 2.2 se indicaron los parámetros de calidad promedio por cada 100 gramos de granos de cebada. Así por ejemplo, el contenido de nitrógeno protéico para la calidad maltera debe oscilar entre 8 y 12 %; la materia grasa deberá ser menor de 2.0 %, la humedad del grano entre 6 y 15 % y el contenido en fibras totales entre 2 y 8 %. Desde el punto de vista del rendimiento por hectárea, un parámetro importante podría resultar la densidad del grano en términos de peso hectolitro (PHL) expresado en kg/HL; este parámetro suele variar dependiendo de las variedades entre 65-78 kh/HL (López *et al.*, 2005). A mayores valores de PHL en productos con calidad requerida, mayores rendimientos y mejores producciones con menores índices de rechazo.

Al emplear modelos para predecir rendimientos de cultivos, con frecuencia existen limitantes por las variables que utilizan. De ahí, que resulte la necesidad de elegir al que contenga el menor número de variables o bien que éstas puedan estimarse con algún procedimiento conocido y fácil de realizar. La metodología propuesta por el proyecto de zonas agroecológicas de la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO) presenta esta alternativa, por su sencillez, pero a la vez con fundamentos ecofisiológicos que soportan

los procesos que tienen los cultivos para producir biomasa (Gómez *et al.*, 2009). El uso de ese método permite validar, calibrar y hacer el ajuste, de acuerdo con sus variables, mismas que pueden calcularse en campo, de manera experimental o por un procedimiento de muestreo que evalúe una superficie o región (Gómez *et al.*, 2009), para corroborar que el método estima el rendimiento de manera aceptable (alta precisión y bajo sesgo).

Para el caso de estudio en el cultivo de la cebada, el método no permite captar la variación local del potencial de rendimiento, pero a nivel regional produce una media aceptable, por lo que se sugiere el ampliar el estudio, para explorar la diferencia entre regiones y variedades de semillas. Se propone un factor de ajuste a la metodología de la FAO, para que la estimación se aproxime a la realidad, por región.

La diferencia climática y de suelos para producir cultivos, hace más complejo el obtener tecnología y en consecuencia crear modelos de simulación que tengan un mayor ajuste y estimen los rendimientos de acuerdo a la fluctuación que existe entre los diferentes ambientes (Ortiz *et al.*, 2005). De manera general, los modelos de simulación de rendimientos se clasifican en simples y complejos. Los primeros se relacionan con el clima, la biomasa y el índice de área foliar (Tinoco *et al.*, 2003; Gómez *et al.*, 2003); los segundos, involucran estas variables, pero incluyen aspectos genéticos y del suelo (Ovalle *et al.*, 2005).

La herencia de las características de calidad maltera es de tipo cuantitativo e influida de varias formas por el genotipo, el ambiente y por la interacción genotipo-ambiente, lo que la hace compleja y poco comprendida (Igartua *et al.*, 2000; Zale *et al.*, 2000; Rivas *et al.*, 2002). Algunos autores han evaluado otros caracteres a partir del grano cosechado, tales como rendimiento de grano, calculado sobre el peso del total de granos de cada parcela, expresado en t .ha⁻¹; calibre de grano o porcentaje de granos retenidos sobre las cribas de 2,8 y 2,5 mm; peso de 1,000 granos, como el promedio del peso en gramos de dos submuestras de 100 granos cada una multiplicado por el factor 10, que previamente fueron secadas en horno de aire forzado a 65°C por 48 h (Rivas *et al.*, 2002).

Para la fabricación de malta a partir de cebada se requieren parámetros específicos de calidad en el grano. La cebada para malteo no debe tener altos o bajos contenido proteico (mínimo 10%, máximo 12%, aunque resulta tolerante hasta 13%) y el tamaño de los granos (calibre) debe ser homogéneo, grande y con bajo porcentaje de partidos (Ochandio *et al.*, 2010). Además, para no sufrir rebajas en la comercialización, la humedad del grano no debe superar el 12% pero no deberá ser demasiado bajo como perder en peso y el poder germinativo debe ser superior al 98%. Todas estas características son muy importantes para una germinación rápida y pareja de las semillas de cebada en el proceso de malteo (Cardoso *et al.*, 2008).

El objetivo para esta parte del trabajo ha sido proponer y establecer indicadores e índice de calidad para el cultivo de la cebada maltera (ICCM) que permitan realizar evaluaciones y estimaciones rápidas. Para ello se propone la aplicación de una metodología de rápido diagnóstico, fácil repetición y sencilla comunicación, que está basada en la utilización de indicadores propiamente locales.

Metodología experimental

La zona de estudio comprendió los Municipios de Apan, Almoloya y Emiliano Zapata, todos ellos productores de altos rendimientos de cebada de temporal, al sur del estado de Hidalgo. Su ubicación y localización se muestran en la tabla 2.3.

Tabla 2.3 Ubicación y localización de las localidades en estudio.

Localidad	Latitud	Longitud	Altitud (m)	Temperatura °C
Almoloya	19°45'14"	98°21'57"	2730	12.2
Apan	19°41'16"	98°23'33"	2547	14.1
E. Zapata	19°39'14"	98°33'22"	2506	15.2

Se proponen como indicadores para evaluaciones rápidas de calidad del cultivo de cebada maltera los siguientes parámetros:

- Humedad en el grano al momento de la cosecha
- Dimensiones del grano
- Densidad por peso hectolítrico
- Porcentaje de materia grasa
- Nitrógeno protéico (expresado como proteínas)
- Porcentaje en fibras totales
- Porcentaje de cenizas
- Poder germinativo

La determinación de humedad total en granos al momento de la cosecha, se realizó por el método gravimétrico (AOAC, Vol. II, 1995 a; NMX-FF-043-SCFI-2003). La norma mexicana establece que para la calidad maltera el grano de cebada deberá tener una humedad comprendida entre 11.5% y 13.5%, sin embargo en otros reportes consultados (Casini *et al.*, 2003; Cardoso *et al.*, 2008) se señala que cuando el grano es recientemente cosechado presenta una amplia dispersión de humedades individuales que posee un rango entre 6 % y 20 % de humedad.

Las dimensiones del grano promedio se midieron según lo establecido por la NMX-FF-043-SCFI-2003, donde se indica que el grano para uso maltero, debe ser de un 85% en masa del grano que es retenido en una criba de orificios oblongos de dimensiones de 2.18 mm x 19 mm.

El peso hectolítrico de acuerdo con la metodología también descrita por la norma mexicana NMX-FF-043-SCFI-2003 y según López y colaboradores (2005).

El porcentaje de materias grasas se realizó en un equipo para extracción de grasas marca LECO TFE 2000, en el que se utilizó CO_2 supercrítico con una presión de 9000 psi; se pesaron 0.20 g de muestra seca y se llevaron al equipo.

El nitrógeno protéico mediante el método de Dumas (AOAC, Vol. II, 1995 b) en un equipo LECO FP-528, el cual consta de una cámara de oxígeno donde se lleva a cabo una combustión a 850°C , una celda de termoconductividad y un microprocesador en donde se realizan los cálculos y se controlan los parámetros operativos. Como gas de transporte se usa Helio, para el control de la presión se usa aire comprimido y oxígeno para la combustión.

La determinación de fibras se llevó a cabo bajo las condiciones del método 962.09 AOAC (Vol. II, 1995 b), determinándose como fibra dietética total. Para la determinación de fibra fue necesario trabajar con las muestras desengrasadas. Con este método se determinó como fibra dietética total, la pérdida de peso por incineración que experimentó el residuo seco remanente después de la digestión de la muestra en un equipo de digestión, con soluciones de H_2SO_4 al 1.25% y NaOH al 1.25%.

Los porcentajes de cenizas, asociados a los contenidos en óxidos metálicos absorbidos en el grano, se determinaron por el método de sequedad, incineración, y gravimetría (AOAC, Vol. I, 1995 a).

Finalmente el poder germinativo se realizó según la NMX-FF-043-SCFI-2003, considerando éste como la aptitud del grano para iniciar el desarrollo de su embrión. Se utilizó el método de tinsión en tubos de ensayo. Para esta determinación se cuentan al azar 50 granos sanos y se cortan longitudinalmente procurando no dañar el embrión y se colocan en un tubo de ensayo. Se cubre la muestra con solución de tetrazoilo (Azul nitro-tetrazoilo cloruro) al 1% para que empiece a efectuarse la reacción.

Se trata de una reacción indicadora que se realiza en un baño de agua a temperatura de 45°C para ahorrar tiempo y acelerar la reacción de aparición de un color un rojo rosa a rojo intenso. El tiempo de reacción bajo estas condiciones es de 8 minutos mínimo a 15 minutos máximo. Si se realiza a temperatura ambiente puede esperarse 30 minutos como mínimo. Cuando el tiempo de reacción ha terminado, se separan los granos empleando un pequeño colador; se lavan en el mismo colador inmediatamente con agua limpia. Si el embrión presenta una coloración rojo intensa en las estructuras de crecimiento es indicativo de que el embrión está vivo y presenta una gran viabilidad; la falta de coloración y/o colores rosa pálidos, indican la muerte del embrión o poca viabilidad, respectivamente. Para cuantificar el porcentaje de germinación, se determinan los granos vivos (por conteo) y la cifra se multiplica por dos que representa el porcentaje de viabilidad para la germinación. En la figura 1 se muestra a manera de ejemplo un grano viable (coloreado) luego del análisis con tetrazoilo.



Figura 2.1 Grano de cebada viable, capaz de lograr una germinación completa. El corte transversal muestra el desarrollo de su embrión teñido de tetrazolium.

Resultados y discusión

Para realizar la evaluación de la calidad de granos de cebada maltera cosechada del sur del estado de Hidalgo, teniendo en cuenta el número de indicadores mínimos que se propusieron, se han establecido los indicadores e índices (ICCM) que se observan en la tabla 4.

Tabla 2.4 Indicadores propuestos para evaluación de calidad de los granos de cebada maltera, unidades de medida, e índices como valores máximos y mínimos definidos.

Indicador	U.M.	ICCM	
		Máx.	Mín.
Humedad	%	13.5	6.0
Dimensiones del grano	%	100	85
Densidad Peso Hectolitro	Kg/HL	78	65
Materia grasa	%	2.0	0.1
Proteína	%	13.0	8.0
Fibras dietéticas totales	%	4.0	0.1
Cenizas totales	%	5.0	0.5
Poder germinativo	%	100	85

Como se aprecia en la tabla, para el porcentaje de humedad, el espectro de valores de máximo a mínimo (6.0-13.5%) se encuentra en cuatro unidades por debajo del valor que se reporta en la tabla 2 (Gómez *et al.*, 2009) como valores óptimos de humedad en granos. Esto se debe a que la normatividad mexicana permite bonificaciones a los productores por bajos valores de humedades en sus productos. Para los valores superiores impone deducciones; lo mismo que para tamaños de granos, entre otros.

Para la obtención de un valor único de cada parámetro se realizó también un promedio ponderado de acuerdo a la proporción que se presentó en los cultivos estudiados a la hora de la recolecta. Los indicadores seleccionados fueron normalizados en una escala 0-1 que representan la peor y mejor condición desde el punto de vista de la calidad para los granos, independientemente de valores absolutos medidos. Se consideraron las expresiones para dos situaciones posibles: cuando el valor máximo del indicador (I_{\max}) corresponde a la mejor calidad del grano:

$$V_n = (I_m - I_{\min}) / (I_{\max} - I_{\min}) \dots \dots \dots (2.1)$$

y cuando el valor I_{\max} corresponde a la peor situación de calidad de los granos de cebada:

$$V_n = 1 - (I_m - I_{\min} / I_{\max} - I_{\min}) \dots \dots \dots (2.2)$$

donde: V_n = valor normalizado, I_m = medida del indicador, I_{\max} = valor máximo del indicador, I_{\min} = valor mínimo del indicador.

Para los atributos de las condiciones óptimas, se tuvieron en cuenta umbrales definidos por los productores de maltas y cervezas mientras que en otros casos se utilizaron criterios teóricos. Se estableció un índice de calidad de cebada maltera (ICCM) promediando los valores de todos los indicadores. Para la interpretación del ICCM se utilizó una escala de transformación; que en este caso se propuso en cuatro clases de calidad de granos (de 1 a 4) que se muestra en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5 Clases de calidad de granos para cebada maltera

Índice de calidad de suelos	Escala	Clase
Alta calidad	0.81 - 1.00	1
Buena calidad	0.71 - 0.80	2
Moderada calidad	0.61 - 0.70	3
Baja calidad	< 0.60	4

En la Tabla 2.6 se presentan los valores normalizados de los indicadores calculados y el índice de calidad de cebada maltera (ICCM), resultante por cada Municipio.

El indicador que presentó el menor valor en promedio para los tres municipios, fue el porcentaje de humedad de los granos (0.43), influenciado principalmente por las bajas humedades que presentaron los granos de Almoloya y Emiliano Zapata; estas bajas humedades se corresponde con los suelos con menores capacidades de retención de agua. El mayor valor correspondió a los contenidos de materia grasa (0.91).

En general con la excepción de los contenidos de humedad de los granos (mínimos) y los contenidos de materia grasa (máximos), el resto de los indicadores oscilaron entre 0.64 y 0.81. El promedio general de la calidad de los granos de cebada maltera que se cultivan en la región sur del estado de Hidalgo fue de 0.69, no encontrándose diferencias significativas para este índice entre los tres municipios, y por otra parte, que los granos de cebada pueden ser considerados como de moderada a buena calidad.

Tabla 2.6 Indicadores e índices de calidad de granos de cebada maltera (ICCM) por Municipios.

Indicador	Valores de los indicadores			ICCM
	Apan	Almoloya	E. Zapata	Promedio
Humedad	0.91 ^a	0.15 ^b	0.21 ^c	0.42
Dimensiones del grano	0.73 ^c	0.67 ^c	0.73 ^c	0.71
Densidad Peso Hectolitro	0.76 ^d	0.74 ^d	0.46 ^e	0.65
Materia grasa	0.84 ^f	0.92 ^g	0.97 ^g	0.91
Proteína	0.67 ^h	0.63 ^h	0.80 ⁱ	0.70
Fibras dietéticas totales	0.75 ^j	0.68 ^k	0.61 ^k	0.68
Cenizas totales	0.58 ^l	0.72 ^m	0.63 ^l	0.64
Poder de germinación	0.83 ⁿ	0.91 ^o	0.70 ^p	0.81
TOTALES PROMEDIOS	0.73^r	0.69^r	0.66^r	0.69

Letras diferentes en filas indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

De un análisis específico por municipio, se puede apreciar que en promedios, los granos de cebada cultivados en el municipio de Apan son de buena calidad (0.73), en tanto los granos cultivados en el municipio de Almoloya y de E. Zapata, muestran una clasificación de moderada calidad (0.69 y 0.66, respectivamente), a pesar de que la peor calidad correspondió a los granos cultivados en E. Zapata.

Se puede analizar que en función de los contenidos de humedad en los granos, corresponde el peor resultado a los cultivados en suelos de Almoloya, seguido de los suelos de E. Zapata, lo cual se correlaciona con los suelos de texturas más arenosas y con menores capacidades de retención de agua, no habiendo diferencias significativas para estos ICCM a

pesar de clasificar por esto como granos de baja calidad. Sin embargo, para la humedad de los granos cultivados en Apan, se observa que el ICCM es el doble y se puede entender que son de moderada calidad.

En cuanto a las dimensiones de grano se encontró que no hay diferencias significativas entre los tres municipios no obstante que los granos de Almoloya resultan ligeramente menores en sus medidas; esto pudiera asociarse a los menores contenidos de nitrógeno proteico que tiende a mermar el crecimiento del grano.

Para la densidad por peso hectolitro (PHL) de los granos; el más bajo ICCM (0.46) corresponde al municipio de Emiliano Zapata (con granos de menores PHL y menores rendimientos por hectárea). Es importante destacar que la densidad por peso hectolitro está asociada también a los contenidos de carbohidratos (CH) y el ICCM se corresponde en este mismo orden. Esto puede corroborarse a partir del cálculo de ICCM para los CH como:

$$\text{ICCM (CH)} = S(\text{ICCM}_{\text{Humedad}} + \text{ICCM}_{\text{grasa}} + \text{ICCM}_{\text{proteína}} + \text{ICCM}_{\text{fibras}} + \text{ICCM}_{\text{cenizas}})/5 \quad (2.3)$$

Esta expresión, en analogía a lo indicado por Blanco y colaboradores (Blanco *et al.*, 2000) para el cálculo del porcentaje de CH en granos de cereales. Para los municipios de Apan y Almoloya, mostraron un ICCM que los clasifica como de buena calidad y sin diferencias significativas entre ellos.

Si bien existen estudios sobre la evolución de distintos parámetros de calidad (como humedad, peso hectolítrico, poder germinativo, entre otros) en diferentes granos de cereales de importancia, tales como maíz, trigo, soja, girasol (Bartosik *et al.*, 2008) no existen estudios que demuestren la estabilidad de los parámetros de calidad industrial de cebada. Esta es la primera ocasión que se reportan estos parámetros.

Los contenidos de materias grasas se consideran en proporciones óptimas (ICCM=0.91), por lo cual clasifican en promedio de una alta calidad; aunque para los granos cosechados en el municipio Apan, los valores más elevados de materias grasas, conllevan a un menor ICCM.

Así mismo el poder de germinación dio como promedio ICCM=0.81 y clasifica de buena a alta calidad, aunque para los granos de E. Zapata resultaron más bajo (ICCM=0.70), clasificando como de moderada a baja calidad, esto es indicativo de que resultan ser los granos menos viables.

Por otra parte, los contenidos de proteínas, en promedio representan cerca de 0.70 de ICCM, lo cual permitiría valorarlos como de buena a moderada calidad. Sin embargo debe hacerse notar que el valor del ICCM para proteínas de los granos de cebada cultivados en E. Zapata es el que eleva el promedio de la región, pero este valor puede resultar engañoso; si bien el contenido promedio de proteínas en granos de cebada en E. Zapata fue de 12% (valor de máximos, contenidos ideales para producción de malta), puede entenderse que está relacionado con la práctica y usos de fertilizantes nitrogenados en estos suelos.

Lograr elevar los contenidos de fibra dietética en granos cebada cultivados en estos municipios a valores cercanos a 6-7%, puede resultar en elevar la calidad maltera del producto. Las fibras se describen como polisacáridos no almidonados (polisacáridos no amiláceos). Algunos constituyentes de las fibras son la celulosa, las hemicelulosas, las pectinas, las gomas y los mucílagos. Los términos que a veces se mencionan de fibra cruda, fibra detergente-neutra, fibra dietética se refieren a la fibra en general y reflejan tan sólo diferentes metodologías empleadas para estimar el contenido de fibra en los alimentos, ya que no se pueden identificar con estos métodos los diferentes tipos de fibra. Por ejemplo, la estructura química de la celulosa y las de otras fibras de polisacáridos son similares. La fibra tiene gran capacidad de absorción y retención de agua, al ser una sustancia osmóticamente activa. Todas las fibras lo hacen en mayor o menor medida. Influyen otra muchas variables como el tamaño de las partículas, pH (Noakes *et al.*, 1996), y los electrolitos del medio (Eatswood, 1992). En el caso del tamaño de partícula se ha comprobado que cuanto mayor sea éste, más capacidad de absorción de agua tiene. Al analizar estos elementos se puede inferir que esto posibilitaría la opción de incrementar los ICCM en humedad retenida en granos y el incremento del índice de peso hectolitro.

Después de la absorción de metales por las raíces de los vegetales, estos quedan disponibles para ser bioacumulados en los distintos órganos del cultivo (García *et Dorronsoro*, 2005). Las plantas pueden acumular elementos, especialmente trazas de elementos tóxicos o peligrosos que pueden ser transferidos al hombre o a los animales. Existen factores, además de la textura del suelo, que afectan la capacidad de las plantas para acumular elementos metálicos; factores tales como: la especie vegetal (unas especies son muy sensibles mientras que otras son muy tolerantes), el órgano de la planta, (generalmente los granos suelen contener concentraciones menores de elementos metálicos que otros órganos vegetales) y las prácticas agrícolas, como la aplicación de fertilizantes o riego con agua residual (Abollino *et al.*, 2002).

En granos se ha podido apreciar que los contenidos de cenizas oscilaron entre 1-3% lo que se corresponde con lo reportado (Dendy *et Dobraskczyk*, 2004). Es de suponer por tanto, que existen niveles de bioacumulaciones de elementos metálicos por encima de los valores convencionalmente esperados, asociados a prácticas sistemáticas de aplicaciones de fertilizantes y/o encalado de suelos, como se ha indicado en trabajos experimentales anteriores en los suelos. Por ello se observa que para los municipios de Almoloya y Emiliano Zapata, se obtienen ICCM de 0.72 y 0.63 respectivamente. El ritmo de absorción de materias minerales en la cebada es muy elevado y sobretodo al comienzo de la fase vegetativa, disminuyendo después hasta llegar a anularse, habiéndose observado incluso, en algunos casos, excreciones radiculares de la vegetación (Lasat, 200; Lazzari *et al.*, 2001; López *et al.*, 2005).

De la evaluación del poder de germinación de los granos de los municipios en estudio, se puede observar en la tabla 6 que en promedio, el ICCM fue de 0.81, resultando que los granos de Almoloya han demostrado la mayor viabilidad, seguidos de los granos de Apan y los menos viables los de Emiliano Zapata.

Para que el proceso de germinación, es decir, la recuperación de la actividad biológica por parte de la semilla, tenga lugar, es necesario que se den una serie de condiciones ambientales favorables como son: un sustrato húmedo, suficiente disponibilidad de oxígeno que permita la respiración aerobia y, una temperatura adecuada para los distintos procesos metabólicos y para el desarrollo de la plántula. La absorción de agua por la semilla desencadena una secuencia de cambios metabólicos, que incluyen la respiración, la síntesis proteica y la movilización de reservas. A su vez la división y el alargamiento celular en el embrión provocan la rotura de las cubiertas seminales, que generalmente se produce por la emergencia de la radícula.

Aunque la semilla sea morfológicamente madura, muchas de ellas pueden ser incapaces de germinar porque necesitan experimentar aún una serie de transformaciones fisiológicas. Lo normal es que requieran la pérdida de sustancias inhibitorias de la germinación o la acumulación de sustancias promotoras. En general, necesitan reajustes en el equilibrio hormonal de la semilla y/o en la sensibilidad de sus tejidos para las distintas sustancias activas. Atendiendo a la longevidad de las semillas, es decir, el tiempo que las semillas permanecen viables, pueden haber semillas que germinan, todavía, después de decenas o centenas de años; se da en semillas con una cubierta seminal dura como las leguminosas. Entre los factores ambientales más importantes que inciden en el proceso de germinación debe destacarse la humedad (Bartosik *et al.*, 2008).



Figura 2.2 Fotografía de dos granos de cebada, a la izquierda un medio grano que no es viable, a la derecha un medio grano viable, capaz de lograr una germinación completa. El corte transversal muestra el embrión teñido

La absorción de agua es el primer paso, y el más importante, que tiene lugar durante la germinación; porque para que la semilla recupere su metabolismo es necesaria la rehidratación de sus tejidos. La entrada de agua en el interior de la semilla se debe exclusivamente a una diferencia de potencial hídrico entre la semilla y el medio que le rodea. En condiciones normales, este potencial hídrico es menor en las semillas secas que en el medio exterior. Por ello, hasta que emerge la radícula, el agua llega al embrión a través de las paredes celulares de la cubierta seminal; siempre a favor de un gradiente de potencial hídrico.

La calidad física representa a la apariencia de la semilla, que depende del tamaño, peso volumétrico, brillantez, pureza analítica, la calidad fisiológica está determinada por la viabilidad, germinación y vigor de las semillas (Castañeda *et al.*, 2009).

Conclusiones

Siendo la primera ocasión que se reportan indicadores y valores para índices de calidad en cebadas malteras (ICCM) y la aplicación de una metodología para evaluaciones rápidas de estos indicadores, se puede concluir que el indicador que presentó el menor valor en promedio para los tres municipios, fue el porcentaje de humedad de los granos (0.43), influenciado principalmente por los suelos con menores capacidades de retención de agua. El mayor valor correspondió a los contenidos de materia grasa (0.91), considerándose como valor de muy buena calidad. El promedio general de la calidad de los granos de cebada maltera que se cultivan en la región sur del estado de Hidalgo fue ICCM=0.69, no habiendo diferencias significativas entre los tres municipios. En cuanto a dimensiones del grano y peso hectolitro, clasifican de moderada a buena calidad. Por los contenidos en proteínas y fibras dietéticas, los granos resultaron de moderada calidad, así como por el poder de germinación los granos de la región clasifican de buena a muy alta calidad, sin embargo los granos cosechados en el municipio de E. Zapata, resultaron ser los menos viables.

Referencias

- Zamora, D. M.; Solano, H. S. y Sevilla, P. E. (2003). La Cebada Maltera (*Hordeum vulgare* L.) cereal fundamental en la historia del Campo Experimental Valle de México. In: reseña histórica, SAGARPA–Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Centro de Investigaciones de la Región Centro (CIRCE), Campo Experimental Valle de México (CEVAMEX). Chapingo, Estado de México, México, p. 31–38 (Publicación Especial Núm. 1).
- Zamora, M.; Solano, S.; Gómez, R.; Rojas, I.; Ireta, J.; Garza, R.; Ortiz, C. (2009). Adabella: new malt barley cultivar for the high valleys of the central plateau of Mexico. *Agric. Téc. Méx* 34(4): 491-493.

- Islas, G. J.; Zamora, D. M.; Ayala, F. S. I. (2008). Costos de producción y rentabilidad de cebada en los Valles Altos de la mesa central. In: Recorrido de campo sobre el cultivo de cebada maltera. SAGARPA–CEVAMEX–INIFAP. Texcoco, Estado de México.
- López-Perea P., Guzmán-Ortiz F. A., Santos-López E. M., Prieto-García F. y Román-Gutiérrez A. D. (2005). Evaluación de la calidad física de diferentes variedades de cebada (*Hordeum sativum jess*) cultivadas en los estados de Hidalgo y Tlaxcala, México. Revista Chilena de Nutrición. Vol. 32 (3). p. 247-253.
- Gómez, R.; Ortiz, C. A.; Zamora, M.; Soria, J.; Trinidad, A.; Carballo, A. (2009). Estimación del rendimiento de cebada (*Hordeum vulgare* L.) maltera con el método FAO. Agricultura Técnica en México, 35(1):12-22.
- Dendy, D. A. V. y Dobraszczyk, B. J. (2004). Cereales y productos derivados, Química y tecnología. Ed. Acibia. Zaragoza, España. pp. 403-421.
- Ortiz, S. C. A.; Gutiérrez, C. M. C. y Nieves, F. J. (2005). Estimación de rendimientos de maíz con el método FAO en el ejido de Atenco, Estado de México. Rev. Geografía Agríc. 35:57-65.
- Tinoco, A. C. A.; Tiscareño, L. M. y Baéz, G. A. (2003). Predicción de cosechas de maíz: experiencias generadas en el sur de Veracruz, México. In: Simposio Binacional de Modelaje y Sensores Remotos en Agricultura. Ed. Alba, A. A., L. Reyes M. y M. Tiscareño L. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- Gómez, M. R.; Gómez, C. J. L. y Tiscareño, L. M. (2003). Predicción de rendimientos de maíz de riego en el Valle del Mezquital, Hidalgo. In: Simposio Binacional de Modelaje y Sensores Remotos en Agricultura Ed. Alba, A. A., L. Reyes M. y M. Tiscareño L. Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- Ovalle, C. M.; Pozo, L. A. del; Arredondo, S. S. y Cavaría, M. J. (2005). Crecimiento y producción de nuevas leguminosas forrajeras anuales en la zona mediterránea de Chile. I. Comportamiento de las especies en la Cordillera Andina. Agric. Téc. (Chile) 65:35-47.
- Igartua, E.; Edney, M.; Rosnagel, B. G.; Spaner, D.; Legge, W. G.; Scoles, G. J.; Eckstein, J. E.; Penner, G.A.; Tinker, N. A.; Briggs, K.G.; Falk, D. E.; Mather. D. E. (2000). Marker-based selection of QTL affecting grain and malt quality in two row barley. Crop Sci. 40:1426-1433.
- Zale, J.M.; Clancy, J. A.; Ulrich, S. E.; Jones, B. L.; Hayes, P. M. (2000). The North American Barley Genome Mapping Project. Summary of barley malting quality QTLs mapped in various populations. Barley Genet. Newsl. 30:44-54.
- Rivas, R.; Barriga, P. B. (2002). Combining ability for grain yield and malting quality traits in barley (*Hordeum vulgare* L.). Agricultura Técnica (Chile) 62(3):347-356.
- Ochandio, D.; Rodríguez, J.; Rada, E.; Cardoso, L.; Bartosik, R. (2010). Almacenamiento de cebada cervecera en bolsas plásticas herméticas. Pregón Agropecuario. 12(1): 6-14.

- Cardoso, L.; Bartosik, R.; Rodríguez, J. C.; Ochandio, D. (2008). Factors affecting carbon dioxide concentration in interstitial air of soybean stored in hermetic plastic bags (silo-bag) Proceedings of the international conference on controlled atmosphere and fumigation in stored products Chengdu, China. pp 565-568
- AOAC. (1995 a). Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemist. Volumen I. Edited by Kenneth Herlich. p. 78-79, 237, 247, 272.
- Norma Mexicana NMX-FF-043-SCFI-2003. (2003). Productos alimenticios no industrializados para consumo humano -cereal- cebada maltera (*Hordeum vulgare* L. y *Hordeum distichum* L.). Especificaciones y métodos de prueba. Publicada en el diario oficial el 18 de octubre del 2003.
- AOAC. (1995 b). Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemist. Volumen II. Edited by Kenneth Herlich. p. 777-778, 1110.
- Casini, C.; Rodríguez, J. C.; Bartosik, R. E. (2003). Almacenamiento. En Eficiencia de Cosecha y Almacenamiento de Granos. Ed. INTA. Buenos Aires. pp. 78.
- Blanco, M. A., Montero, M. de los A., Fernández, M. (2000). Composición química de productos alimenticios derivados de trigo y maíz elaborados en Costa Rica. *Rev Arch Latinoam Nutr.* 50 (1): 62-74.
- Bartosik, R. E.; Rodríguez J. C.; Cardoso, M. L; Malinarich, H. D. (2008). Storage of corn, wheat, soybean and sunflower in hermetic plastic bags. In: International grain quality and technology congress. Chicago Illinois USA. s.p
- Noakes, M.; Clifton, P. M.; Nestel, P. J.; Le Leu, R. y McIntosh, G. (1996). Effect of high-amylose starch and oat bran on metabolic variables and bowel function in subjects with hypertriglyceridemia. *American Journal of Clinical Nutrition* 64(6): 944-951.
- Eastwood, M. A. (1992). The physiological effect of dietary fiber: An update. *Annual Review of Nutrition* 12: 19-35.
- García, I., Dorronsoro, C. (2005). Contaminación por Metales Pesados. En *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es>.
- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C. y Barberis, R. (2002). Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. *Chemo-metric Investigation of Pollutant Profiles. Environmental Pollution*, 119, p. 177.
- Dendy D. A. y Dobraszczyk, B. J. (2004). Cereales y productos derivados. *Química y tecnología*. Editorial Acribia, S. A. pp. 87-107; 127-130; 341-358; 380-382; 389-394.
- Lasat, M. M. (2000). The use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil. *American Association for the Advancement of Science, Environmental Science and Engineering Fellow*. p. 33.

- Lazzari, M.; Landriscini, M.; Cantamutto, M.; Miglierina, A. M.; Rosell, R. A. (2001). Absorción de Nitrógeno por Cebada cervecera en dos suelos del sur Bonaerense, Argentina. *Ciencia del Suelo* 19 (2):101.
- Castañeda, M. C.; López, C.; Colinas, M. T.; Molina, J. C.; Hernández, A. (2009). Rendimiento y calidad de la semilla de cebada y trigo en campo e Invernadero. *Interciencia*, 34(4): 286-292.

Sitios Internet

http://reportes.siap.gob.mx/Agricola_siap/ResumenProducto, febrero 2010



3 Capítulo

Evaluación sistemática de costos ambientales para el desarrollo de proyectos sustentables con financiamiento de bonos de carbono

Abelardo López Fernández, César Abelardo González Ramírez*
Otilio Arturo Acevedo Sandoval, Carlos César Maycotte Morales y
José Roberto Villagómez Ibarra

Introducción

El medio ambiente, ha sufrido en las últimas décadas grandes cambios provocados por las acciones de los seres humanos, entre las que destacan la contaminación del agua, del aire y del suelo.

El ambiente es un sistema complejo formado por un conjunto de factores sociales y culturales, existentes en un lugar y en un momento, que influyen en la vida del hombre y en las generaciones venideras. Es el entorno que nos rodea y condiciona nuestra existencia. (Barrios, 2007)

El deterioro del medio ambiente observa asimismo algunos datos preocupantes: anualmente 6,5 millones de toneladas de residuos van a mares o ríos; 7 millones de hectáreas se pierden por erosión o desertización; en los últimos 20 años se han cuadruplicado las grandes catástrofes naturales; el 46% de los bosques han desaparecido; el efecto invernadero dispararía aumentos de temperatura, cambios climáticos globales y posibles efectos de inundaciones. De igual modo, se estima que el crecimiento de la población para la mitad del siglo XXI

será de 9.100 millones y se espera agotamiento de recursos: se perderían 2.75 millones de km² de suelo cultivable, los recursos energéticos, en particular los derivados de combustibles fósiles, estarán al límite del agotamiento, el consumo de carbón aumentará 7 veces; el de petróleo, 10 veces, y el de gas natural, 20 veces de acuerdo con la FAO. (Ferraro, 2007).

Los problemas ambientales se han agravado de manera acelerada en todo el planeta. Los acontecimientos son alarmantes y con consecuencias sociales extraordinarias algunas causas se pueden atribuir a que los países ricos aplican tecnología y el capital para incrementar la producción mientras que los países pobres incrementan su producción a través de nuevas roturaciones y desmontes; también, a que las poblaciones en crecimiento sobreexplotan sus tierras y luego tienen que emigrar; otro problema, es la destrucción del bosque tropical debido a la demanda de papel, madera y tierras de pastoreo así como, los grandes proyectos de construcción de presas y carreteras que se llevaron a cabo sin reparar en la devastación de bosques y selvas y provocaron el desplazamiento de cientos de miles de personas; de la misma manera el monocultivo fue y es un factor adverso que repercute negativamente produciendo pérdida del suelo (Barrios, 2006)

Los problemas ambientales en general y en particular, no pueden solucionarse a partir de la aplicación de conocimientos específicos del área, sino que debe simultáneamente aplicarse un análisis económico y ético, junto con los efectos del medio físico. El enfoque con que se realice el análisis de cualquier desarrollo no debe de estar únicamente apoyado en el crecimiento económico, sino que debe de ser incluyente, totalizador. Debe de tener en cuenta los efectos del medio ambiente sobre el grupo social y los efectos del grupo social sobre el medio ambiente. Los criterios económicos deben de estar orientados a la satisfacción de necesidades básicas y a las desigualdades económicas.

Existen reportes que admiten que si continúan los niveles actuales de contaminación, se alcanzarían los límites del planeta en los próximos 100 años. La idea de que la naturaleza tiene un límite, una capacidad de carga era insospechada hace un siglo. (Wilson, 2002)

Es cierto, que en los países desarrollados anualmente queman 2 billones de toneladas de madera como combustible, 1,3 billones de residuos de cosechas, 1 billón de toneladas de excremento de ganado con el fin de producir calor. En países subdesarrollados los datos son considerablemente mayores y determinan, que el uso de estas fuentes para producir calor es más contaminante que usar el gas metano.

El aumento creciente de la población, ha obligado a buscar nuevas alternativas energéticas que sean más benévolas con el medio ambiente, prácticas y por lo tanto económicas, con el fin de que puedan ser utilizadas por la población; una alternativa, sería la de producir energía mediante la producción de etanol. El etanol, es la fermentación y destilación del maíz aunque, se ha demostrado, que la producción de etanol no mejora la seguridad de la energía, no es un recurso de energía renovable, no es un combustible económico, no asegura una limpieza del aire y su producción causa una degradación ambiental. Además, los gastos desde la siembra a la producción aumentan los costos de producir etanol en un 60%, y esto hace que la producción de etanol no sea competitiva con la gasolina. Del mismo modo, se ha demostrado que el etanol se degrada mucho más rápido porque tiene menos kilocalorías que la gasolina.

El biogás, por otra parte, es un gas combustible producido por bacterias en el proceso de biodegradación de material orgánico en condiciones anaeróbicas, es decir, sin oxígeno. Es una mezcla de gases en donde predomina el metano y el dióxido de carbono. El metano es el último eslabón en el proceso de biodegradación y es un gas inflamable que, mediante una sencilla adaptación, puede ser utilizado para ser quemado para obtener calor aunque no es muy recomendable para la obtención de electricidad. El biogás, tiene un contenido de 5720kcal/m³ en comparación con el metano puro que tiene 8380kcal/m³ y esto es debido a que en los biodigestores anaeróbicos procesadores de gas se encuentra dióxido de carbono, se estima un uso de vida de estos sistemas de treinta años. Existen otras formas de generar energía, como el procesamiento de aceites vegetales y la pirolisis aunque al parecer todavía se necesita investigar y hacer mejoras en los procesos técnicos para hacer costea la obtención de energía. (Pimentel, 1998)

Algunos países, que son exportadores netos de combustibles y aceites derivados del petróleo se ven obligados a buscar opciones innovadoras de fuentes de energía debido a la crisis energética en el mundo, que concierne a la explotación indiscriminada de yacimientos fósiles y el deterioro al medio ambiente por el uso y abuso de éstos, lo que ha obligado a buscar nuevas alternativas tecnológicas de energía, como lo es, la producción de etanol que se puede obtener de la fermentación de los granos de maíz o de la caña de azúcar como en Tailandia y que reduce de manera importante las emisiones de CO₂ y otros contaminantes del aire. Sin embargo una desventaja del etanol es su alto costo de producción con respecto a la gasolina. Se han lleva acabo estudios del análisis de cíclico de vida ambiental, haciendo comparaciones con costos de ejecución de la melasa gasohol E10 como combustible de transporte en Tailandia contra la CG (gasolina convencional). Los resultados mostraron, que aunque E10 facilita una reducción en el uso de energía fósil, el uso de petróleo, y en la reducción de emisiones de CO₂ y NO_x, su costo social es más alto que el de la gasolina, debido a que su costo de producción directos es más elevado al igual que su costo externo, además los procesos de distribución también elevan los costos, otra desventaja de gasohol, es que debido al plomo de la gasolina, se forman otros compuestos, que son emitidos a la atmósfera como: CH₄,NO₂, CO, SO₂,VOC y PM10. Un análisis de proyección de escenarios, muestra que las innovaciones tecnológicas hacia una producción limpia ayuda a maximizar los beneficios del etanol mientras se minimizan sus limitaciones. (Thu Lan T,et al.,2006)

Tailandia produce 3 millones de toneladas de malaza por año con un excedente de 30-35% potencialmente disponible para la producción de .08 millones de litro de etanol por día, aunque se estima que se podría utilizar el 50% de la producción de caña para producir etanol. Cabe hacer mención, que la melaza al igual que el bagazo y el etanol, por consiguiente, son subproductos del proceso de obtención de azúcar.

De acuerdo a las políticas de gobierno, el biocombustible esta siendo distribuido en forma de gasohol E10, que es una mezcla de 10% de etanol en la gasolina, que al parecer esta dando excelentes resultados reduciendo el uso de la energía fósil en un 5%, y el consumo de petróleo en un 8%, tal vez se note mínimo el porcentaje de reducción, pero anualmente la reducción de los energéticos fósiles sería de 140 mil toneladas por año y esto a su vez

se traduciría en un ahorro de 68 millones de dólares al año. La emisión de gases en lo que respecta a etanol fue baja para CO_2 fue de 4.3% y NO_x fue de 3.1% la desventaja de E10 que por el uso del plomo de la gasolina se producen emisiones a la atmósfera de CH_4 , NO_2 , CO , SO_2 , VOC y PM_{10} . (Thu Lan T *et al.*, 2006).

Por otra parte, a diferencia de las gramíneas, que es de donde se puede obtener el etanol y mezclarlo con la gasolina en diferentes proporciones, el biodiesel es un combustible líquido, producido de una variedad de aceites naturales la mayoría de leguminosas, se puede producir de más de 300 variedades de especies vegetales, de las grasas de los animales o hasta del desperdicio de aceites de cocina, estos contienen esteres monoalquílicos con cadenas de entre 14 y 22 átomos de carbono, capaces de hacer combustión en maquinas convencionales de diesel. Haciendo algunas comparaciones del biodiesel y el diesel derivado del petróleo; el biodiesel y diesel del petróleo tienen viscosidades similares, aunque la combustión del biodiesel es ligeramente más baja, pero su número cetano es más elevado, la mayoría de las emisiones producidas por combustibles fósiles son más tóxicas y elevadas que la de los biocombustibles. El biodiesel, no genera emisiones de SO_2 su combustión es más efectiva porque es más elevado su contenido de oxígeno y su emisión de CO es bajo también las emisiones de CO_2 y NO del biodiesel son un poco más elevadas, pero sus propiedades de lubricación son mucho mejores.

La Universidad de Idaho, ha demostrado que la degradación de biodiesel en solución acuosa es del 95% en 28 días un periodo muy similar a la degradación del azúcar mientras, que en el mismo periodo de tiempo solamente el 40% de diesel de petróleo fue degradado. El diesel de petróleo, es un compuesto de una mezcla de alcanos, ramas de alcanos, ciclo alcanos y carbonos aromáticos; una gran cantidad de microorganismos pueden degradar los alcanos pero los compuestos aromáticos son muy difíciles de degradar. Además, de que el diesel del petróleo tiene menos contenido de oxígeno y eso lo hace menos activo para degradarse. (Cerveró *et al.*, 2006)

En algunos países latinos como Cuba ya se utiliza el etanol hidratado con gasolina. Es importante, hacer notar que las mezclas de alcohol hidratado con gasolina se han utilizado de manera experimental aunque, se tiene la referencia que ya en otros países como Argentina y Brasil utilizan el etanol hidratado como combustible debido fundamentalmente a su bajo costo de fabricación que vienen siendo dos veces más barato que el alcohol anhidro. Es cierto, que en ninguna parte se ha llegado a establecer como una solución tecnológica porque la miscibilidad del etanol con la gasolina depende de la temperatura a que estén expuestos ambos combustibles. Por ejemplo, en los países Nórdicos durante el invierno, la presencia de pequeñas fracciones de agua da lugar a la separación en fase, por esta razón no se ha llevado a cabo el uso comercial del alcohol hidratado y éstos tienen que adicionarle compuestos estabilizantes extras como lo es el iso-propanol, butanol o benceno que de alguna manera estabilizan las mezclas de la gasolina con el alcohol anhidro. Este tipo de situaciones, obviamente no suceden en Cuba Argentina o Brasil, que favorecen la mezcla de alcohol hidratado y gasolina. Además, en Brasil los autos con mayor movilidad como son los taxis, le adicionan hasta un 50% de etanol hidratado a sus unidades sin con-

tar con que la gasolina comercial que usan ya contiene entre 20-25% de alcohol anhidro. (Villaroel *et al.*, 2006)

Los biocombustibles, son una alternativa energética renovable y podría generar nuevos y grandes mercados para los productores agrícolas. Sin embargo, solo algunos de los actuales programas de biocombustibles son viables desde el punto de vista económico y la mayoría trae consigo costos sociales y ambientales, como por ejemplo el alza de precios de los alimentos, la creciente competencia por la tierra y agua y posiblemente incrementos en la deforestación. Por eso, las estrategias de los países con respecto a los biocombustibles deben de evaluarse minuciosamente de estas oportunidades y costos.

El sistema eléctrico, también es uno de los más importantes sectores de la economía, el futuro desarrollo de la economía y de sus sectores depende de una expansión óptima del desarrollo del sistema de electrificación. El desarrollo del sistema, se caracteriza por las grandes inversiones y la duración de los activos, factores geográficos y el inmediato proceso de producción y consumo de energía. El impulso de un sistema de electricidad, está principalmente caracterizado por la construcción y exploración de nuevas plantas; la construcción, involucra la proyección, la facilidad de construcción y operación de las plantas de energía.

La eficiencia de la inversión en sistemas de electricidad, depende enormemente de la economía y de los problemas de energía del país, se formula un portafolio de alternativas y de esta manera, todas las alternativas son consideradas con el fin de encontrar el plan óptimo de expansión para el sistema de electricidad. El principal problema técnico y económico, en perspectiva de un desarrollo óptimo de la planta, es determinar la composición óptima de la planta. Es difícil de formular una estrategia óptima de expansión, debido a que el número de alternativas es amplio, los criterios de las relaciones no lineales entre cuestiones técnicas y económicas de las plantas de poder y la estocástica natural de la información natural como la predicción de la demanda eléctrica y la capacidad de requerimientos, son en la mayoría de las veces antagónicos.

En la mayoría de los países, las predicciones de economía y el campo de desarrollo de la energía son inciertos, debido a la industria, su mantenimiento de infraestructura y desarrollo, el problema es encontrar un plan óptimo de desarrollo del sistema de electricidad bajo condiciones de un mercado de economía con un mínimo de gastos que satisfaga la demanda de capacidad eléctrica bajo condiciones dadas de capacidad, disponibilidad de recursos energéticos, u equilibrio de desplazamiento y energía y una contaminación ambiental permisiva. (Avetisyan *et Bayless*, 2006)

Ciertamente, hasta hace algunas décadas, las actividades económicas de diferentes países, no tomaban en cuenta las consecuencias de sus acciones que tenían en el medio ambiente social, es decir, que las actividades económicas habían estado desvinculadas del medio natural; la situación actual ha variado un poco, al considerar que el medio ambiente cumple funciones trascendentales y son los países Europeos quienes empezaron a tomar conciencia y hacer reglamentaciones sobre las distintas industrias que contaminaban el medio ambiente. El proceso de evaluación de impacto ambiental se estableció en España como consecuencia de su adhesión a la Comunidad Europea en 1986. La comitiva de EEC (European

Environment Community) obligaba a los países miembros a establecer un procedimiento de redacción de informes sobre los efectos ambientales de determinados proyectos de ingeniería y un procedimiento administrativo de revisión y aprobación de dichos proyectos, debido a que las necesidades materiales de los hombres, son insaciables pero los recursos para atenderlos son limitados, por lo que era necesario establecer de manera concientizada, consecuente y continua, la funcionalidad y organización de todos los componentes de un ecosistema. Se empieza a determinar que la protección del medio ambiente y la naturaleza, es una acción que concierne a la sociedad en su conjunto, en donde el usufructo de los recursos naturales tiene que ser objeto de una investigación integral y permanente que guarda estrecha relación con la geografía, física, ecología, sociología, economía y los diversos tipos de producción entre otras actividades y ciencias. (Echaniz, 1995).

Alrededor de los años 90's, los científicos e ingenieros americanos comienzan a encarar la prevención de contaminantes emitidos a la atmósfera por medio del desarrollo e implementación de programas para las empresas manufactureras, encarando una serie de obstáculos tecnológicos, económicos y sociales.

El conocimiento tradicional, para designar el proceso ha sido primero la ingeniería del proceso y luego la ingeniería de tratamiento y eliminación de los desechos. Sin embargo, con el incremento en las regulaciones y las presiones sociales para eliminar las emisiones al medio ambiente, el costo de eliminación de residuos y el tratamiento se ha incrementado exponencialmente por esta razón, el sistema tiene que analizar simultáneamente el proceso y el tratamiento para encontrar la mejor opción. (Mulholland, 1999).

La historia en Estados Unidos, acerca de la prevención de la contaminación, comenzó entre 1976 y 1980 cuando 3M-corporation inició un programa llamado 3p el cual, el estado de Carolina del Norte adoptó. La prioridad de este programa era la minimización de desperdicio y el manejo de las emisiones de la industria. Los esfuerzos de las investigaciones universitarias y los programas de los estados, que por cierto, comenzaron en Carolina del norte, ilustraban los beneficios de prevenir la contaminación, y no es hasta 1980 que tres estados se unen a Carolina del norte para apoyar las medidas de no contaminar. En 1987, cuando comienzan los programas preventivos de contaminación en las empresas de los Estados Unidos la compañía Polaroid Dow DuPont Monsanto es quien pone el ejemplo sumándose a ese esfuerzo ambiental. Entre 1989- 90 ya eran 45 estados que se integran y se divulga una corporación de tecnología más limpia. Entre 1992-1996 Estados Unidos empieza a exportar programas de tecnología más limpia y es, en este año, que se unen 28 industrias de manera voluntaria para apoyar y llevar a cabo los programas del gobierno para la prevención de la contaminación. Hoy en día, la prevención de contaminación es sinónimo en la Unión Americana de minimización de desperdicio, producción limpia, reducción de desperdicio, tecnología limpia, química verde, tecnología para un ambiente sustentable, ingeniería verde etc. Lo cierto, es que la prevención de la contaminación esta siendo parte integral de los negocios y por ende de la industria como parte de un manejo que nos lleva a la sustentabilidad de una sociedad humana fortalecida. Se ha demostrado, que sí es factible llevar a cabo un programa de prevención de contaminación y un mejoramiento económico

al mismo tiempo. Desde 1986, hasta hoy en día, las investigaciones y regulaciones obligan a quienes dirigen las empresas a reducir sus desperdicios industriales, tener una política de prevención de contaminación de los procesos químicos y de esta manera contribuyen a mejorar el medio ambiente del que han hecho uso indiscriminadamente. (Mulholland, 1999)

En la Unión Americana, como en tantos otros países, numerosos artículos sobre la política ambientalista salen a la luz todos los días; las más conocidas, son aquellas relacionadas con la contaminación del agua, aire, energía nuclear y la prohibición de toxinas, solo por nombrar algunas. Las políticas de estado y sus iniciativas, que son designadas para proteger el medio ambiente y promover la ecología, no dan muy buenos resultados en la práctica debido al modelo político-económico que llevan los estados americanos porque parten de una complejidad económica, políticas, burocrática y de la actividad de los intereses de grupo y son usados para explicar un número de variaciones o cambios diarios a las políticas adoptadas. El gobierno como una medida leve, manda un gasto para combustibles alternativos como gas natural comprimido que es más limpio y sus emisiones de dióxido de carbono son menores.

Generalmente, el contenido de jerarquización de las políticas ambientales en el gobierno Americano, como en otros países, notan más preocupación por buscar alternativas de combustible, reciclaje de papel, reciclamiento de la tinta del aceite, plástico, aislantes etc., aún así, las políticas que se llevan a cabo dan resultados poco a poco por las diferentes alternativas que la tecnología facilita para el reciclaje o la implantación de sustitutos de algún material natural a sintético. La concientización de desarrollar los diferentes procesos de producción sin contaminar el ambiente o cuidar los recursos naturales ha avanzado en la política Norteamericana a pesar de los enormes intereses y polémicas al respecto, de los años 1991 a 1997 Estados Unidos le ha apostado a una política verde de protección al medio ambiente y donde hoy en día 50 estados hacen iniciativas preventivas y las ponen en práctica. (Clark *et Allen*, 2004)

Por otro lado, las actividades económicas no registradas son uno de los problemas de evaluar más importantes, especialmente en los países en desarrollo, debido a la insuficiente determinación e implantación de políticas sociales, ambientales y macroeconómicas que llegan a ser de verdad críticas. La economía informal o silenciosa consiste en la base de un mercado de producción de bienes y servicios ya sea legal o ilegal que escapa a la detección de la estimación oficial del PIB. Se pueden usar diferentes métodos estadísticos para hacer predicciones de la economía informal con datos del PIB, la población, el área de bosque en relación a las emisiones de CO₂, el uso de datos de los suministros de energía del país, o analizar en años anteriores, que determinó una situación crítica económica en un país pero, ¿que tan confiables son los registros en caso de que se lleven en los países en desarrollo? aun así, esto nos deja entrever que aún países en desarrollo como Turquía hacen un esfuerzo para hacer investigación relacionada con el impacto y costo ambiental de una sobrepoblación que origina una economía informal que afecta áreas verdes. En Turquía se analiza el consumo de energía primaria para poder cuantificar las emisiones de CO₂ a la atmósfera. Estos datos son obtenidos de diversas dependencias de gobierno, aunque pueden estar alterados,

o no ser tan reales, no dejarán de ser el más cercano indicador para una investigación de este tipo. (Karanfil *et Ozkaya*, 2006)

Indudablemente, las cuentas de ingreso nacional, constituye el primer recurso o medio de información acerca de la economía y es ampliamente usado en todos los países, con el fin de tener una valoración e interpretación económica y un análisis de la política. Sin embargo, estas cuentas tienen una deficiencia cuando las cuentas provienen del medio ambiente. Aunque, hay bastantes indicadores y sistemas de información acerca del medio ambiente, las cuentas ambientales toman una importancia especial porque es la única aproximación designada para conectarse al medio ambiente con las cuentas económicas nacionales. Además, las cuentas ambientales proveen una herramienta muy poderosa que tiene influencia sobre la toma de decisiones económicas y esto completamente se ve reflejado en los costos y beneficios del estado. (Hecht, 2005)

Los países Europeos, son quienes comienzan a reglamentar el pago de impuestos por alterar el medio ambiente para ingresarlos a la cuenta nacional y de esta manera incrementar el PIB. A nivel internacional, existe un libro de instrucciones sobre las cuentas ambientales, que es el Sistema de Contabilidad Económica y Ambiental Integrada, en inglés es conocido como SEEA y es el libro que se toma de referencia a nivel internacional, aunque tiene muchos errores y omisiones y no se ha modificado ni revisado en varios años, hoy en día, la SEEA es universalmente aceptada, sobre todo en países con programas oficiales de cuentas ambientales. A pesar de tener fallos, el SEEA analiza varios temas, entre ellos el suministro municipal de agua y el precio que se debería de pagar, la agricultura y el uso del agua, en donde toma en cuenta la producción y los diferentes tipos de tecnología de riego, la calidad del agua en la agricultura, entre otras. Las cuentas ambientales, pueden ser integradas con las cuentas de ingreso nacional si adoptan una definición básica, un método y una sola clasificación. (Hecht, 2005).

Asimismo, la relación existente entre la protección ambiental, la economía y empleo ha sido por décadas un problema severo, que se ha estancado de alguna manera, debido a que es necesario saber si la protección ambiental daña la economía y echa abajo empleos, o al contrario facilita el crecimiento de una economía y crea empleos, si este es el caso ¿Podrán los efectos cuantificarse y estimarse en un significativo nivel a detalle? Algunos estudios para estimar la economía y la protección ambiental en los efectos de la ocupación, se han llevado a cabo en años pasados y se pueden agrupar en tres tipos. 1) Los análisis teóricos y los estudios de casos; 2) Simulaciones econométricas y políticas alternativas y, finalmente, 3) Estimaciones empíricas que derivan del uso de datos históricos. En lo que se refiere al análisis teórico y las publicaciones de casos, se tienen documentados estudios desde 1992, en donde se analiza la legislación y las leyes y desde entonces no se ha encontrado evidencia que apoye una relación negativa, entre las regulaciones ambientales y el desarrollo económico, por el contrario, se han generado beneficios. En cuanto a las estimaciones empíricas, se han tomado una serie de datos desde 1970 y por dos décadas, Environmental Business Internacional (EBI), Internacional Trade Administration (ITA) y Metropolitan Statistical Area (MSA) han estado publicando estimaciones en Estados Unidos con respecto a este tema y sus aprecia-

ciones muestran un incremento en billones de dólares desde 1979 al 2003. Todos los demás trabajos de investigación demuestran un crecimiento en la economía y el empleo en relación a las regulaciones del medio ambiente aunque el costo de abatimiento a la contaminación es llevado por el desembolso de capital y costos de operación. (Bezdek *et al.*, 2006)

Se pensaba, que las regulaciones ambientales afectaban el desarrollo económico de una determinada zona del país pero se determina que las políticas para el control de la contaminación no son muy estrictas y por lo tanto permiten que aumente la tasa neta de empleos, aun los datos de gobierno demuestran que son mínimas las plantas de manufactura que cierran como resultado de las diversas regulaciones de seguridad al medio ambiente (Yapijakis, 1999).

Consecutivamente, se evidencia positivamente, que creando una economía sustentable ambientalmente, puede generar millones de empleos a lo largo del mundo por medio de reciclamiento y manufacturación de algunos artículos con el fin de desarrollar nuevas formas de energía. (Renner, 2000).

Como muestra, se estimó el impacto macroeconómico por el uso de un motor tecnológico de combustible limpio en camionetas ligeras que colocaron en el mercado y que cumplía con los estándares de la compañía Corporate Average Fuel Economy (CAFE). Los clientes que compraban estos vehículos se ahorra 15% en combustible y el nivel de contaminación era menor que el de otros vehículos de otras empresas. En el año 2005, estas compañías que establecieron dicha tecnología habían creado cerca de 300,000 empleos. (Teotia, *et al.*, 1989)

Otro ejemplo más reciente, es cuando examinaron el impacto de la implementación de un conjunto de políticas integradas designadas hacia los Estados Unidos en acuerdo con el Protocolo de Kyoto. Se determinó en E.U. que estas políticas podrían reducir sus emisiones de carbono y por las políticas pre-escritas produciría un ahorro económico neto. Además, estimaron que cerca del año 2010 se crearían 900,000 nuevos trabajos a causa de la tecnología y la implantación de políticas integradas. (Bernow *et al.*, 1999)

De manera general, es sumamente polémica la selección de una política ambiental, en donde nunca se va a llegar a una solución, que se materialice en una ley, debido a que lo pugnan intereses personales e ideología del partido político dominante, la competencia interna y la ideología de los partidos políticos que no tienen control de gobierno, la compleja escala o jerarquización económica, la competencia, el profesionalismo en la legislación, la capacidad legislativa estatal, la cultura política, la representación burocrática y los intereses de grupos. Por lo que hoy en día, solo se toman medidas estrictas de control para la protección del medio ambiente y contaminación (Clark *et Allen*, 2003).

En Finlandia, se ha puesto en marcha un mecanismo que trata de evaluar y medir los diferentes impactos ambientales aunque todavía no esta técnicamente probado. En el mecanismo, se utiliza un parámetro que es muy importante en una área en donde se han usado la valuación de técnicas análogas al análisis ambiental costo –beneficio (ECBA). El ECBA se refiere a la evaluación social de proyectos de inversión y políticas que involucran impactos significativos al medioambiente, este parámetro es ampliamente usado por las agencias nacionales de protección al medio ambiente. Un ECBA típico consiste de múltiples etapas que incluye: 1.-la definición de un problema cuales son los objetivos, las alternativas, 2.-la

identificación de los impactos físicos de cada proyecto y su análisis, 3.- Valoración de impactos, 4.- descontando el flujo corriente de costo y beneficio, 5.- la selección de proyecto a ser implementado basado en el valor presente neto y 6.- un análisis de sensibilidad.

Una vez que se asumen las etapas 1 y 2 se definen los costos económicos y los beneficios de cada proyecto "n" en un periodo de tiempo "t" en donde estadísticamente ya es denotado como bnt. El beneficio neto, es la diferencia del ingreso económico y los costos; tiene un valor positivo en los periodos donde el total de ingresos excede el total de costos y tiene un valor negativo en donde los costos exceden los ingresos. A partir de aquí, se pueden dar diferentes supuestos a la consideración de los impactos ambientales que se consideren cuantificables y ser expresados estadísticamente incluso, obtener un código binario variable para dar valores a diferentes variables con los datos de DEA (Data Enveloped Análisis).

Los mercados, por otra parte tratan de usar otro tipo de mecanismo económico para que las empresas no contaminen o que el impacto que tengan sobre el medio ambiente sea en menor grado. Hoy en día, en Finlandia, todo proyecto de inversión podrá ser revisado y analizado por las diferentes técnicas del ECBA con la finalidad de proteger el medio ambiente; encontrando la mejor alternativa óptima y realista al problema que resulte de las necesidades de la empresa en relación con el medio ambiente.

El ECBA, es usado para las evaluaciones sociales de proyectos de inversión y políticas que involucran impactos ambientales significativos. La valoración económica de impactos ambientales es uno de los pasos críticos del ECBA. Este tipo de conocimiento, esta basado en el DEA, que son datos que muy frecuentemente se aplican en muchas otras áreas de la economía y las ciencias incluyendo aspectos económicos de la agricultura, públicos, de desarrollo, financieros, políticos, macroeconómicos entre otros. En el campo de la ecología y economía ambiental la DEA ha sido usada para análisis de eco eficiencia y medidas ambientales de desarrollo, de tal manera que los datos de DEA son modificado a ECBA usando precios absolutos probables en lugar de precios relativos. (Kuosmanen *et* Kortelainen, 2006)

Los países nórdicos, como Suecia de igual forma, han ideado y llevado a cabo políticas para el mejoramiento del medio ambiente por medio de instancias gubernamentales con el fin de obtener estadísticas oficiales y ser capaces de crear diferentes cuentas para el pago de impuestos o en su defecto el otorgamiento de subsidios ligados a los datos de emisión de contaminantes de las diferentes industrias, debido a esto se podría demostrar las disparidades que existen entre las emisiones de gases y el impuesto que pagan algunas empresas por daño al medio ambiente. Los datos muestran que los instrumentos económicos son siempre encaminados a ciertas áreas y actores en particular y en otras en donde no existe ningún tipo de regulación. El incentivo a los subsidios del medio ambiente es dirigido principalmente a la agricultura, la pesca y los recursos renovables. La oficina estadística de las comunidades Europeas Eurostat (Statistical Office of the European Communities) es una instancia del sistema del gobierno que promueve el uso de datos reales y métodos publicitarios que se comprometen hacer comparaciones a nivel internacional de los diferentes resultados.

De la misma manera, uno de los objetivos primordiales es que por medio del sistema suizo SEEA (System of Enviromental and Economic Accounts) se presenten ciertos datos

de subsidios e impuestos al medioambiente con ejemplos claros, que puedan ser una perspectiva del país. Para esto, primero, se comienza por un método que consiste en identificar y definir a nivel internacional, lo que son los impuestos al medioambiente y los subsidios, para que así se tenga una referencia y de esta manera se puedan hacer comparaciones económicas a nivel nacional e internacional de los impuestos, subsidios y costos que son de importancia en el ambiente. (Hecht, 2005)

Para el año 1997, la OCDE y EEA, (European Environment Agency) ya habían desarrollado una base de datos de instrumentos económicos, en donde se tenían los reportes más relevantes de los instrumentos económicos relacionados con el control de la contaminación y el manejo de los recursos naturales. Del mismo modo los países nórdicos y países europeos realizaron estudios por medio de diferentes instancias, organismos e institutos como: Statistics Sweden, SEEA y Eurostat estas instancias hacían artículos en relación a los beneficios y efectos de los diferentes impuestos que se deben de pagar por contaminar el medioambiente y el análisis de algunas discrepancias que existen en ciertas áreas o sectores con respecto a la tarifa del pago de impuesto por daños estimados al medioambiente. (Palm *et Larsson*, 2005).

En otro estudio de investigación, que se realizó en un estado de Norteamérica, también se coincidió en que el costo total de cuentas con sus siglas en Inglés FCA, puede ayudar a determinar la toma de la mejor decisión y valorar los beneficios y costo de varias alternativas. FCA, es el proceso que reúne y presenta información para aquellas personas encargadas de tomar la decisión en un negocio o trato que se va a llevar a cabo; esto se usa y es muy útil, en las diferentes agencias gubernamentales que tiene varios intereses referentes a la asignación de los fondos públicos y/o recursos naturales. El método de FCA brinda el conocimiento de aprender a conocer el costo y beneficios de cada alternativa.

El fundamento económico de FCA, en sí, es el costo de oportunidad que se refiere a valorar las oportunidades que son rechazadas cuando la selección es hecha con el uso de un recurso limitado, para un propósito en especial, es decir la oportunidad de hacer algo en referencia con lo que se deja de hacer, generalmente es medido en términos de cambios directos e indirectos en el mercado de valores o en cambios de mercado no necesariamente de transacciones. (Carter *et al.*, 2006)

Del mismo modo que otros países, la división de las Naciones Unidas de Desarrollo Sustentable (UN,DSD/DESA), ha desarrollado un programa en el que no solo se aplique el manejo de la contabilidad MA (Management accounting) sino que también se maneje y utilice la contabilidad ambiental, Environmental Management Accounting (EMA) por sus siglas en inglés. El EMA, se desarrolló para que se concentrara en la información física de flujo de energía, agua, productos y materiales; además, de la información monetaria de costos ambientales, ingresos y proyectos relacionados a la protección ambiental, debido a que el EM esta relacionado al proceso de costos, a la actuación ambiental y al manejo de sistemas.

Es conveniente, la utilización de un manejo de contabilidad ambiental (EMA) bien diseñado e implementado ya que ayuda a asegurar un mejor manejo interno de la organización, analiza la toma de decisiones para que mejore la eco-eficiencia, la evaluación de inversiones, para generar producciones más limpias y para el calculo de ahorros en las or-

ganizaciones. Por otro lado, el EMA sirve también de base para la contabilidad externa y la reportada, es decir, la que provee información a agencias de regulación ambientales, accionistas, agencias estadísticas sobre la actuación organizacional y riesgos con respecto a los aspectos financiero, ambiental y de responsabilidad social. Existen diferentes organismos para llevar a cabo el EMA tal y como lo desarrolla la UN, DSD/DSD, en la que únicamente se manejan los costos ambientales empresariales, pero no se consideran los costos externos que resultan de las actividades empresariales que no están ínter lazadas, vía regulaciones y cuyos precios no están calculados.

Varios proyectos pilotos han demostrado que este método, puede ser llevado a cabo en tan solo uno o dos días. En este, se reúnen todas las áreas, departamentos y personas involucradas en la administración, contabilidad y costos y a través de un software en Excel se identifican, colectan y analizan los datos de toda la información física y monetaria.

Los resultados obtenidos de estos proyectos son prácticamente sugerencias y recomendaciones para fortalecer los sistemas de administración contabilidad y costos para reducir las pérdidas de materiales y energía. (Jasch, 2006)

Los países Europeos, como ya se mencionó anteriormente, fueron los primeros que se preocuparon por las emisiones contaminantes de sus empresas al medio ambiente, imponiendo una serie de normatividades que se debían y deben de cumplir para dejar de contaminar. Los países nórdicos y países europeos también, fueron de los primeros e interesados en realizar estudios por medio de diferentes instancias, organismos e institutos como: Statistics Sweden, SEEA y Eurostat en relación, a los beneficios y efectos de los diferentes impuestos que se deben de pagar por contaminar el medioambiente y al análisis de algunas discrepancias que existen en ciertas áreas o sectores con respecto a la tarifa del pago de impuesto por daños estimados al medioambiente. En ese sentido, el agotamiento y degradación de los recursos naturales y los registros de costos de uso, han originado que surjan propuestas metodológicas que permiten modelar y asimilar la información cuantitativa y cualitativa a través de proyectos internacionales. (Jasch, 2006)

Con lo que respecta en México, la producción, distribución y consumo de energía han tenido lugar tradicionalmente bajo estilos tecnológicos y organizativos en los que lo ambiental no ha sido prioritario; ha existido una completa ausencia de una dimensión ambiental en las políticas a largo plazo del sector energético. Las carencias sobrepasan aún más, al reconocerse que México es uno de los países en América Latina y en el mundo con mayor intensidad energética en su economía, lo que revela una gran ineficiencia, mientras que más de 10 millones de personas usan aún como energético primordial la leña. El desarrollo de las energías renovables, ha permanecido ajeno a las agendas de política ambiental, a pesar de su potencial determinante a largo plazo en el mejoramiento de la calidad del aire y en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero. Esta carencia se expresa en limitaciones para articular una iniciativa adecuada en materia de cambio climático. (Pimentel, 1998)

Sin embargo, a nivel internacional el 9 de mayo de 1992, los gobiernos del mundo adoptaron la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC). El CMNUCC entró en vigor el 21 de marzo de 1994 y a partir del 24 de mayo

de 2004, 189 países (incluyendo la Comunidad Europea) eran Partes de la Convención. El objetivo de la CMNUCC es el de estabilizar las concentraciones de Gases de Efecto invernadero (GEI) en la atmósfera a un nivel que evitaría una interferencia antropogénica peligrosa con el sistema climático. La capacidad de la comunidad internacional para lograr este objetivo depende de un conocimiento preciso de las tendencias de las emisiones, y de nuestra capacidad colectiva para modificar estas tendencias. El Artículo 4, párrafo 1(a), y el Artículo 12, párrafo 1(a), de la Convención establece que cada Parte informe de las emisiones y absorciones por sumideros nacionales a la Conferencia de las Partes (CP). El principal instrumento de reporte es la Comunicación Nacional. En 1996, la segunda CP adoptó las directrices para las comunicaciones nacionales iniciales para las Partes no-Anexo I bajo la Decisión 10/CP.2. En 2002, la octava CP adoptó nuevas directrices para la preparación de comunicaciones nacionales de las Partes no-Anexo I que se encuentran en el anexo a la Decisión 17/CP.8. Bajo esta decisión, “Partes no-Anexo I estimarán los inventarios nacionales de GEI para el año 1994 para la Comunicación Nacional inicial o, de manera alternativa, podrán proporcionar los datos del año 1990. Para la segunda comunicación nacional, las Partes no-Anexo I estimarán los inventarios nacionales de GEI para el año 2000. Las Partes menos desarrolladas podrían estimar que sus inventarios nacionales de GEI para los años a su discreción. Además de cumplir con sus obligaciones nacionales ante la CMNUCC de informar, la preparación y presentación de inventarios nacionales de GEI puede ofrecer varios otros beneficios para un país. Entre otros:

- Proporciona información de utilidad para la evaluación y planificación del desarrollo económico, como son: información referente al suministro y utilización de recursos naturales (p. ej., tierras de cultivo, bosques, recursos energéticos) e información sobre la demanda y producción industrial.
- Proporciona información de utilidad para abordar otros problemas del medio ambiente (p. ej., la calidad del aire, uso del suelo y manejo de residuos, entre otros).
- Aclara ciertas lagunas en los datos nacionales que, una vez llenadas, pueden ser de beneficio por otros motivos, p. ej., datos sobre el parque vehicular;
- Evalúa las opciones de mitigación de GEI y Proporciona la base para los esquemas de comercio de emisiones.

Mejorar la calidad del inventario nacional de GEI también puede ser beneficioso. Inventarios más precisos permiten a las Partes no-Anexo I identificar las principales fuentes y sumideros de GEIs con mayor confianza, y así tomar decisiones de política mejor fundamentadas con respecto a medidas de respuesta apropiadas. Por ejemplo, un inventario de GEI técnicamente justificable puede servir como base para la política pública en relación con los problemas de calidad del aire. La formulación de estrategias de control apropiadas requiere una base fiable de estimaciones precisas de emisiones. Si los datos usados para derivar las estrategias de control son defectuosos, la política pública que resulta de la estra-

tegia también puede ser equivocada. Estos errores pueden ser muy costosos para el público expuesto, para las industrias o sectores económicos controlados y para el ambiente. (Braatz *et Doorn*, 2008)

De igual manera, persisten los rezagos en la oferta de infraestructura y servicios de manejo de residuos, tanto de origen industrial como municipal; sobresalen las carencias e incluso retrocesos en materia de confinamientos controlados y rellenos sanitarios. A pesar del diseño de programas de desarrollo urbano aplicables a gran parte de las mayores ciudades del país por parte de SAHOP, SEDUE, SEDESOL y los gobiernos locales involucrados, no existe una política que les ofrezca un cauce de racionalidad ambiental o de sustentabilidad a largo plazo, lo que explica el deterioro en la calidad de vida en ciudades medianas y grandes. (Reforma Institucional Desarrollo Sustentable México, 2000)

Por otra parte, el INEGI, ya tiene un análisis económico ambiental gracias al trabajo sistemático de ajuste en las cuentas nacionales. El análisis, se basa en metodologías cada vez más extendidas y aceptables internacionalmente, y que implican una estimación del costo o valor económico total de los recursos perdidos en un período determinado de manera similar a la depreciación de activos, lo cual, según el caso, se puede dar en términos de valores de uso directo, costos defensivos o de reposición y valores indirectos. Una vez estimados tales costos, se incorporan como ajuste o deducción en los datos de contabilidad nacional, para estimar el Producto Interno Neto Ecológico (PINE) a partir del Producto Interno Bruto (PIB) y del Producto Interno Neto (PIN). De esta manera se construye el Sistema de Cuentas Económicas y Ecológicas de México. (Reforma Institucional Desarrollo Sustentable México, 2000)

Los resultados son muy elocuentes, tanto a nivel nacional como en los sectores de actividad económica más relevantes. Entre 1990 y 1998 el PINE es consistentemente inferior al PIN en alrededor de un 12%, lo que implica que en ese último año el costo del deterioro ambiental haya ascendido a más de cuatrocientos mil millones de pesos, cifra cuya magnitud alcanza cerca del 70% de todo el gasto programable del Gobierno Federal. En contraste, y como lo veremos más adelante, el presupuesto del Gobierno Federal destinado a medio ambiente representa sólo, de manera aproximada, una milésima del total, algo que ilustra muy bien la desproporción entre la escala de los problemas ambientales y el esfuerzo real llevado a cabo para confrontarlos. Los costos ambientales en el sector agropecuario, silvicultura y pesca ascienden a más del 23% del Producto Interno Neto (PIN), mientras que en el sector electricidad, gas y agua tales costos representan casi el 70% del PIN. Incongruentemente, en la industria manufacturera los costos ambientales se contabilizan sólo en un 2% del PIN. Esta evidencia sugiere, como es obvio, la necesidad de cambios importantes que le permitan a las instituciones e instrumentos a cargo de la política ambiental influir de manera eficiente en toda la estructura sectorial de la economía. (Reforma Institucional Desarrollo Sustentable México, 2000)

Por otra parte el Instituto Nacional de Ecología y el Centro de Ciencias de la Atmósfera de la Universidad Autónoma de México (UNAM) con el financiamiento de Fondo para el Medio Ambiente Mundial y el gobierno de Suiza han traducido y adaptado un manual a las

circunstancia Nacional de México, llamado Manejo del Proceso de Elaboración del Inventario Nacional de Emisiones de Gas Efecto Invernadero. La Coordinación del Programa de Cambio Climático del Instituto Nacional de Ecología (INE) de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales convocó un grupo de expertos nacionales que contribuyeron a la elaboración de las tres ediciones del Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero que han formado parte de las correspondientes Comunicaciones Nacionales ante la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC) de México. Los Expertos fueron convocados a revisar una traducción profesional del manual y a modificarlo en lo que consideraran necesario para adaptarlo a la circunstancia nacional. La traducción se realizó considerando el interés del INE en ofrecer el producto a la comunidad de países hispano parlantes No Anexo I, como una contribución de México a la mayor elaboración de sus comunicaciones nacionales y de sus inventarios nacionales de emisiones de gases de efecto invernadero. Esta traducción no refleja los puntos de vista del gobierno mexicano. (Braatz *et Doorn*, 2008)

En México, el Programa Estatal de Cambio Climático (PECC), es un medio de planeación para conocer cuál es la contribución de una entidad federativa al problema global del cambio climático, a través de la elaboración de su inventario de emisiones de gases de efectos invernadero (GEI).

Los recursos otorgados en algunos estados de la Republica como Veracruz y Nuevo León para el PECC se asignaron por parte del INE-SEMARNAT y el Fondo de Oportunidades Globales (GOF), del gobierno británico. Otras posibles fuentes de financiamiento del programa PECC son: A.- los fondos potenciales de gobierno federal a través de 1.- los recursos fiscales de la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales y del Instituto Nacional de Ecología 2.- Fondos sectoriales entre SEMARNAT –CONAYT, apoyo de entidades federativas a través de fondos mixtos CONACYT ESTADOS y aportaciones estatales. B.- Fondos Internacionales potenciales a través de: 1.- Fondo para el medio ambiente mundial (GEF), Banco Mundial y banco Interamericano de desarrollo. (Instituto Nacional de Ecología INE, 2008)

Actualmente, a partir de la experiencia del estado de Veracruz, adquirida durante el desarrollo de su PECC, se generaron guías sobre cómo elaborar Programas Estatales de Cambio Climático, las cuales permitirán que se difundan las experiencias adquiridas durante la elaboración de este programa y contribuirán a que este tipo de esfuerzo sea replicado en otros estados.

En los siguientes años el INE a través de la Coordinación del Programa de Cambio Climático (CPCC), proporcionará asesoría técnica-científica, en materia de cambio climático y en la medida de lo posible asignará recursos fiscales y gestionará recursos externos para fomentar el desarrollo de capacidades y apoyar a los estados para que elaboren sus PECC. (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT, 2008)

El Programa de las Naciones Unidas de Desarrollo, desarrolló el manual con información de una amplia gama de instituciones y expertos nacionales de Partes Anexo I y no-Anexo I. El objetivo del presente manual es ofrecer a las Partes no-Anexo I un enfoque

estratégico y lógico a un proceso de inventario sustentable. Esto no sólo debe permitir a los países producir inventarios más precisos, sino que también puede ayudar a reforzar la eficacia y asegurar el uso óptimo de escasos recursos financieros y humanos. Se recomienda que una parte importante de los esfuerzos de un país por mejorar el inventario se centre en la documentación y archivado, porque esto es crítico para la sustentabilidad e institucionalización a largo plazo del proceso de elaboración del inventario. Este manual busca complementar las guías de orientación del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (PICC) para inventarios. (Braatz *et Doorn*, 2008)

Se ha observado un cambio respecto a entender el significado y los vínculos existentes entre el desarrollo económico y la temática ambiental, comenzando en el año de 1987 cuando la Comisión Mundial Sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CDMS) también conocido como informe Bruntland dio a conocer un documento llamado Nuestro Futuro en Común, en donde proyectó algunas iniciativas y definió el desarrollo sostenible como aquel que satisface las necesidades del presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer las suyas propias. En la siguiente reunión internacional cumbre, llevada a cabo en Río de Janeiro en 1992, se reafirmo esta concepto y se propuso que, al concretar este concepto era necesario buscar el equilibrio entre el crecimiento económico, la preservación ambiental y la participación social de tal manera que se garantice su sostenibilidad en el tiempo. (Corbi, 2007).

En el año 2002, se realizó otra convención cumbre en Johannesburgo con la finalidad de evaluar los resultados de la cumbre de Río de Janeiro y hacer una declaración para todos los países para proteger el medio ambiente y reducir la pobreza para el año 2015.

Por otro lado, el Protocolo de Kyoto se firmó en 1992, y es considerado, el mayor esfuerzo internacional para frenar las emisiones de gases que afectan la capa de ozono y dan paso al calentamiento global. Con la voluntad, de reducir las emisiones que provocan el cambio climático en el planeta por el calentamiento global o efecto invernadero o gases de efecto invernadero (GEI), los principales países industrializados a excepción de Estados Unidos han establecido un acuerdo que establece metas cuantificadas de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero para el año 2012; para cumplir, se están financiando proyectos de captura o abatimiento de estos gases en países en vías de desarrollo, acreditándose tales disminuciones y considerándolas como si se hubiesen hecho en el territorio de esos países industrializados, que financian los proyectos. La convención de cambio climático fue en 1992 y el protocolo de Kyoto entro en vigencia en el año del 2005 además, la Unión Europea comenzó un esquema de transacciones que entró en vigencia en enero del 2005 y cuya primera fase se extiende hasta el año del 2007, la segunda fase del mercado Europeo terminará en el año del 2012 y la tercera, en fases finales de negociación, se extenderá hasta el año 2020 brindándole certidumbre al mercado. (Corbi, 2007).

Cabe hacer mención, que en Estados Unidos desde 1995 ya había un mercado de permisos de emisión de SO_x y NO_x aunque la manera de regularla era de diferente forma. En general, el mercado de derecho de emisiones está destinado en su mayoría a sectores industriales que se han visto forzados, por motivos económicos, a una mejora de su eficiencia

para que sus emisiones se reduzcan. En el sector eléctrico, existen diferentes factores que modulan de año en año las emisiones de CO₂, como lo es la hidraulicidad, el crecimiento de la demanda y el porcentaje de generación de electricidad con energía nuclear. Las opciones de reducciones, podría ser el uso de las energías renovables, el aumento de la eficiencia energética y en el lado de la demanda por cuestiones de ahorro energético. (Rivero, 2006)

Entre las herramientas e instrumentos novedosos de la Unión Europea, que además hizo ver al mundo, la protección al medio ambiente desde otra perspectiva muy diferente, es el uso de los derechos de emisión de gases de efecto invernadero. En el mercado Europeo de derechos de emisión, ya participan más de 7000 empresas de 25 países con unas 12,000 instalaciones involucradas que pueden comerciar con los derechos de emisión de CO₂ que les han sido previamente asignados a través de planes Nacionales de Asignación; donde el objetivo de este instrumento es determinar los costos de reducción y proporcionar incentivos de mercado para reducir los mismos a través de la fijación de un precio real para las emisiones, estimulando el desarrollo y aplicando nuevas tecnologías que permitan la reducción de dichas emisiones. (Fondo Mexicano del Carbono, 2007).

Con el fin de bajar las diferentes emisiones contaminantes, han surgido diferentes iniciativas legislativas a nivel europeo. La primera de ellas, es el comercio de emisiones, un mercado de CO₂ en el que las empresas más eficientes podrán vender sus emisiones sobrantes y las empresas más contaminantes comprar la cantidad que les falte a un precio establecido por el mercado. El tratado, también contempla dos mecanismos que responden a la necesidad de asegurar el crecimiento económico de la sociedad en los últimos años, se trata de los llamados mecanismos flexibles basados en proyectos: el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) y Proyectos de Aplicación Conjunta(AC), las nuevas siglas que los diferentes gobiernos y sectores privados deberán entender como desarrollo sostenible. Estos suponen la posibilidad para las empresas de obtener certificados de reducción de emisiones (CER's y ERU's). (Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental de la SEMARNAT, 2008).

Los MDL y AC, son las perspectivas más novedosas que se han dado, en un acuerdo medioambiental de carácter internacional, ya que podrían ser un ejemplo practico y verdadero de lo que es desarrollo sostenible. Pero la reducción de emisiones no solo debe de ir encaminada a los sectores industriales o empresariales sino, también a los sectores difusos como son los hogares la agricultura y el transporte, entre otros, y limitando sus emisiones y gasto energético a través de una nueva cultura de eficiencia energética. (Fondo Mexicano del Carbono, 2007).

Por otro lado, en México se han lanzado diferentes programas a nivel nacional con el mismo fin como es, el Programa Estatal de Cambio Climático (PECC), que va dirigido a expertos del gobierno y académicos de las entidades federativas y es un medio de planeación para conocer cuál es la contribución de una entidad federativa al problema global del cambio climático, a través de la elaboración de su inventario de emisiones de gases de efectos invernadero (GEI), y para identificar y evaluar los impactos y la vulnerabilidad de los sectores socioeconómicos y ambientales de las entidades ante los potenciales impactos del cambio climático, con la finalidad de proporcionar los elementos requeridos para diseñar

acciones y políticas a nivel estatal para la mitigación de las emisiones de GEI y para la adaptación al fenómeno. Este programa tiene dos modalidades la primera modalidad es referente al fomento de las capacidades en donde el Instituto Nacional de Ecología (INE), órgano desconcentrado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, proporciona asesoría científico-técnica a expertos del gobierno y académicos de entidades federativas para fomentar el desarrollo de capacidades, en materia de cambio climático, fundamental para desarrollar las componentes del PECC; en cuanto a la modalidad dos hace referencia a los beneficios y trata de las medidas de mitigación de emisiones de GEI y de adaptación al cambio climático que se identifiquen en los Programas Estatales de Cambio Climático, y que sean instrumentadas en el corto plazo, beneficiarán a la población de las entidades federativas ya que contribuirán a la reducción de la pobreza, la generación de empleos y a la reducción de desastres debidos al cambio climático, a través de la disminución de la vulnerabilidad. (Subsecretaría de planeación y política ambiental de la SEMARNAT, 2008).

México, con la finalidad de contribuir a la Estrategia Nacional de Cambio Climático, en el 2006, el Banco Nacional de Comercio Exterior, S.N.C. (BANCOMEXT) estableció conjuntamente con la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y el Centro Mario Molina para Estudios Estratégicos sobre Energía y Medio Ambiente, A.C. (CMM) el fideicomiso denominado Fondo Mexicano de Carbono, Capítulo Uno (FOME-CAR) con objeto de crear un mecanismo de canalización de recursos orientados hacia:

1. La promoción e identificación de potenciales proyectos que se desarrollen en México elegibles para el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) y/o que por sus características generen reducciones de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI), para que puedan registrarse e implementarse bajo el MDL u otros mecanismos que contribuyan a la reducción de GEI. (Banco Nacional de Comercio Exterior, 2008.)
2. Proporcionar asistencia técnica y financiera relacionada con proyectos que pudieran desarrollarse en México elegibles para el MDL y/u otros mecanismos que por sus características generen reducciones de emisiones de GEI.
3. Implementar acciones que permitan la difusión de una cultura de reducción de emisiones de GEI en México. (Centro Mario Molina para Estudios Estratégicos sobre Energía y Medio Ambiente, 2008).

El FOME-CAR, actúa, por un lado como fiduciario y fideicomitente fundador y por otro, como operador del fondo a través de su Dirección Ejecutiva de Financiamiento Corporativo. El órgano rector del FOME-CAR es su Comité Técnico, integrado por cuatro miembros propietarios y sus respectivos suplentes designados dos por BANCOMEXT y dos por el Centro Mario Molina. Adicionalmente, son invitados permanentes un representante propietario con su respectivo suplente de la SEMARNAT y otro por parte de la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático (CICC) representado por la Secretaría de Energía. (Bancomext, 2008).

Conclusiones

Los diferentes trabajos de investigación que se mencionaron anteriormente, demuestran contundentemente un crecimiento en la economía y el empleo en relación a las regulaciones de protección al medio ambiente, por lo que se puede asegurar que se puede cuantificar y estimar variables de contaminación, siempre que halla una norma que se respete, para que el impacto ambiental que la empresa genere en el medio ambiente no tenga costos ambientales altos e irreversibles en una zona determinada. Es importante, no crear conciencia en los términos, de que el que contamina paga, sino, todo lo contrario, lo que deja beneficios es prevenir la contaminación aprovechando las regulaciones que se tienen a nivel nacional o internacional sobre la protección ambiental. Por otro lado, es indudable que la Unión Europea sigue ejerciendo un liderazgo sostenido en las estrategias de prevención y remediación de impactos ambientales y que trata de reducir su alta vulnerabilidad y dependencia energética que tiene con los combustibles fósiles. Es importante que todas las tecnologías de innovación deban de incorporarse de manera gradual para desarrollarse apropiadamente.

En lo referente a la regularización estricta de la utilización de mecanismos de mercado financiero en el ámbito del medio ambiente, por medio del protocolo de Kyoto, asume un esfuerzo importante de todos los países participantes y un notable y positivo avance hacia la concientización internacional del medio ambiente, en el modo de operar de las industrias y por lo tanto, en el comportamiento de la sociedad en sus hábitos de consumo. Es innegable que los diferentes métodos y modelos para llevar a cabo el Protocolo de Kyoto para la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero han obligado a las dependencias gubernamentales en México por medio del Secretariado Técnico de la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático en donde participan diferentes instancias como: SEMARNAT, SEDESOL, SAGARPA, SENER, SCT, SER y SE que, junto con otras instancias de investigación a participar como: INE, FOMECAR, Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM entre otros organismos participativos han logrado concluir y llevar a cabo una guía para la Elaboración de Programas Estatales de Acción ante el Cambio Climático con el fin de tener registros e inventarios de los GEI a escala regional o estatal para sostener y reforzar los inventarios nacionales de los gases de efecto invernadero.

Referencias

- Avetisyan M., Bayless D. y Gnuni T., 2006. Optimal expansion of a developing power system under the conditions of market economy and environmental constraints, *Energy economics*, **28**, p. 455-566.
- Barrios, M.; Bozzo, A.; Debelis, S.; Pereyra, A. y Bujan, A., 2006. Soil physical properties and root activity in a soybean second crop/maize rotation under direct sowing and conventional tillage, *Spanish Journal of Agricultural Research*, **4**, p.4.

- Banco Nacional de Comercio Exterior (Bancomext), 2007. Informe Bonos de Carbono Cambio Climático.
- Bernow, S., Dougherty, W., Duckworth, M., Kartha, S., Lazams, M. y Ruth, M., 1999. America's Global Warming Solutions, *Tellus Institute and Stockholm Environment Institute*, Boston, MA.
- Bezdeka H.R., Wendling M.R. y DiPerna, P., 2008. Environmental protection, the economy, and jobs: National and regional analyses, *Journal of Environmental Management*, **86**, p. 63-79.
- Carter W. David, Perruso Larry, and J. Donna Lee. 2006. Full Cost Accounting in Environmental Decision-Making. University of Florida.
- Centro Mario Molina para estudios estratégicos sobre energía y medio ambiente, A.C (CMM). Informe Mecanismo de Desarrollo Limpio. 2007.
- Cerveró María , Coca José and Luque Susana. 2004. Production of biodiesel from vegetable oils. Department of Chemical and Environmental Engineering, University of Oviedo
- Corbi A., Nicolás Scioli M. 2007. Economía Ambiental y Desarrollo Sostenible. Ferraro, R., "La intervención sobre el Medio ambiente", modulo2 del VI curso Internacional de Posgrado "Evaluación de Impacto Ambiental", Programa Ambiente, Economía y Sociedad" marzo 2007.
- FOMECAR, (Fondo Mexicano del Carbón), 2007.
- Hecht E. Joy. 2007. National Environmental Accounting: Bridging the Gap Between Ecology and Economy. The Earth Institute at Columbia University, Center for Economy, Environment and Society. 240 pages. Book review.
- Instituto Nacional de Ecología (INE), 2008.
- Jasch Christine. 2006. How to perform an environmental management cost assessment in one day *Journal of Cleaner Production*. Volumen 14 páginas 1194-1213.
- Mulholland, K. L., and Dyer, J. A. (1999). "Pollution Prevention: Methodology, Technologies and Practices," American Institute of Chemical Engineers, New York.
- Karanfila Fatih, Ozkaya Ata. 2007. Estimation of real GDP and unrecorded economy in Turkey based on environmental data. *Energy policy*, Volumen 35 páginas 4902-4908.
- Kuosmanena Timo, Kortelainen Mika. 2007. Valuing environmental factors in cost-benefit analysis using data envelopment analysis, *Ecological Economics*, Volumen 62 páginas 56-65.
- Palm Viveka, Larsson Maja. 2007. Economic instruments and the environmental accounts. *Ecological economics*, volumen 61 páginas 684-692.
- Pimentel, D., and Kounang, N. (1998). "Ecology of soil erosion in ecosystems," *Ecosystems* 1, 416-426.

- P.J. Mol. 2007. *Globalization and Environmental Reform: The Ecological Modernization of the Global Economy* Cambridge, MA: MIT Press, 2003, 285 pages.
- Reforma Institucional de Desarrollo Sustentable México, 2000.
- Renner, M. 2000. Working for the environment: a growing source of jobs. *Worldwatch Paper 152*, Worldwatch Institute, Washington, DC.
- Rivero Cristina. 2006. El protocolo de Kyoto: una visión desde el sector eléctrico. *Asociación Española de la Industria Eléctrica*.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales SEMARNAT, 2008.
- Subsecretaría de Planeación y Política Ambiental de la SEMARNAT, 2008.
- T. Clark Brad, W. Allen David. 2004 *Political economy and the adoption of everyday environmental policies in the American states, 1997: an exploratory analysis*. *The Social Science Journal*, volumen 41 páginas 525-542.
- Teotia, A., et al., 1999. CAFE compliance by light trucks: economic impacts of clean diesel engines. *Energy Policy* 27, 889-900.
- Thu Lan T. Nguyen, Shabbir H. Gheewala. 2008. Fuel ethanol from cane molasses in Thailand: Environmental and cost performance. *Energy policy*, Volumen 36 páginas 1589-1599.
- Villaruel Castro J.M, Socarrás Stable K, Ing, Padrón Acosta JE, Díaz Estévez R., 2006. Etanol hidratado como combustible sustituto de la gasolina en Cuba.
- V. Braatz Barbara, Doorn Michiel. 2008 “Manejo del proceso de Elaboración del Inventario Nacional de Emisiones GEI” Center on Global Change, Duke University (EEUU), ARCADIS, Inc. (EEUU).
- Wilson, E.O., *The Bottleneck*, *Scientific American Magazine*, febrerode 2002.
- Yapjakis, C., 1999. *The Myth of ‘Jobs Versus the Environment*. *Environmental Research Laboratory*, Cooper Union School of Engineering, New York.



Estrés metálico por cadmio en un sistema de lodos activados

Rosa Icela Beltrán Hernández*
y Gabriela Alejandra Vázquez Rodríguez

Introducción

En México, se generan aproximadamente 13.45 km³ anuales de aguas residuales, de los cuales el 55.31% corresponde a descargas de tipo doméstico y el resto a descargas no municipales. Del volumen anterior, sólo el 35% del agua residual doméstica es tratado, mientras que de las aguas industriales únicamente el 18% recibe tratamiento (CNA, 2010). En diversas ocasiones los sistemas de alcantarillado municipal, que manejan las aguas residuales domésticas, descargan en los mismos cuerpos de agua que los sistemas industriales. Esta mezcla de aguas residuales es conducida para su tratamiento (aguas abajo) a una planta tratadora de aguas municipales, en donde la combinación de contaminantes domésticos y de tipo industrial puede causar problemas de operación a dicha planta, sobre todo si se considera que más del 80% de estas plantas son de tipo biológico. Aun cuando el agua industrial sea pre tratada para cumplir con los requisitos de descarga (NOM-001-SEMAR-NAT-1996), permanecerán varios contaminantes en concentraciones iguales o menores a los límites máximos permisibles.

Dentro de los contaminantes industriales destacan los metales, los cuales están considerados por la normatividad mexicana (NOM-052-SEMAR-NAT-1993) como residuos peligrosos. En las últimas décadas, la concentración de metales en el ambiente ha aumentado considerablemente debido a la disposición inadecuada de residuos que los contienen, así como al uso de combustibles fósiles y agroquímicos, entre otros.

Entre los metales más tóxicos y ampliamente utilizados, resalta el cadmio, cuyos compuestos se han usado extensamente en diferentes industrias, como la generadora de energía, minería, metal-mecánica, manufacturera de tintas para impresión, baterías, porcelanas, plásticos, entre otros (ATSDR, 2008). En la tabla 1 se presentan los límites máximos permisibles para cadmio de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual regula las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Los efectos que un metal puede ocasionar en un sistema de lodos activados dependen de factores operacionales de la planta; como el tiempo de residencia celular (θ_c), concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el licor mezclado y la demanda química de oxígeno del influente. Así mismo, algunos factores fisicoquímicos del medio como la temperatura y pH, y otros relativos al metal, como su concentración, solubilidad y estado de oxidación, así como la presencia de otros elementos tóxicos. Finalmente, los factores biológicos como la población microbiana presente y la concentración de polímero extracelular, también serán determinantes. Estudios previos, como el realizado por Wong *et al.* (1997) han encontrado que algunos metales como el hierro, cobre, cromo y zinc, tienen muy poco efecto tóxico sobre los sistemas de lodos activados cuando las concentraciones son del orden de 1 mg/L. Esto es comprensible, ya que los elementos anteriores son micronutrientes esenciales para los microorganismos. No obstante, otros investigadores como Chua *et al.* (1999) han encontrado que el cromo en concentraciones tan pequeñas como 1 mg/L, puede afectar la eficiencia de remoción del carbono orgánico disuelto de un sistema de lodos activados. Es importante considerar que en el caso del cromo será tan importante la concentración, como el estado de oxidación del metal, toda vez que el cromo hexavalente es más tóxico que el trivalente.

En México, de 1,833 plantas tratadoras de aguas municipales, el 46.19% corresponde a sistemas de lodos activados (CNA, 2010), por lo que resulta interesante estudiar el efecto que elementos químicos como el cadmio pueden tener sobre los diferentes parámetros del sistema.

Materiales y métodos

Sistema de lodos activados. Se utilizaron cinco unidades experimentales de lodos activados de mezcla completa. Cada unidad consistió de un reactor de acrílico de 10 L de capacidad total (compuesto por un tanque de aireación y un sedimentador separados por una mampara), un tanque de alimentación de polipropileno de 50 L, un tanque receptor de agua tratada de polipropileno de 50 L y una bomba peristáltica. En la figura 4.1 se muestra un esquema del reactor empleado.

El funcionamiento de los reactores fue el siguiente: el agua residual se bombeaba a través del tubo de alimentación (1) hasta el tanque de aireación (2), donde era oxigenada y mezclada con la biomasa por los difusores de aire (3). Parte del licor mezclado circulaba continuamente, a través de la abertura que dejaba la mampara (4), hacia el sedimentador (5), en donde el agua tratada fluía por el tubo vertedero (6) hacia el depósito de agua tratada. Las condiciones de operación de los reactores se muestran en la tabla 4.2.

Tabla 4.1 Límites máximos permisibles de cadmio en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Receptor	Uso	Promedio	Cadmio* (mg/L)
Ríos	Uso en riego agrícola (A)	P.M.	0.2
		P.D.	0.4
	Uso público urbano (B)	P.M.	0.1
		P.D.	0.2
Embalses naturales y artificiales	Uso en riego agrícola (A)	P.M.	0.1
		P.D.	0.2
	Uso público urbano (B)	P.M.	0.1
		P.D.	0.2
Aguas costeras	Explotaciones pesqueras, navegación y otros usos (A)	P.M.	0.1
		P.D.	0.2
	Recreación (B)	P.M.	0.2
		P.D.	0.4
Estuarios	P.M.	0.1	
	P.D.	0.2	
Suelo	Uso en riego agrícola (A)	P.M.	0.2
		P.D.	0.4
Humedales naturales (B)		P.M.	0.1
		P.D.	0.2

*Medido de manera total P.D.: Promedio diario P.M.: Promedio mensual
 A, B y C: Tipo de cuerpo receptor de acuerdo a la Ley Federal de Derechos
 Fuente: NOM-001-SEMARNAT-

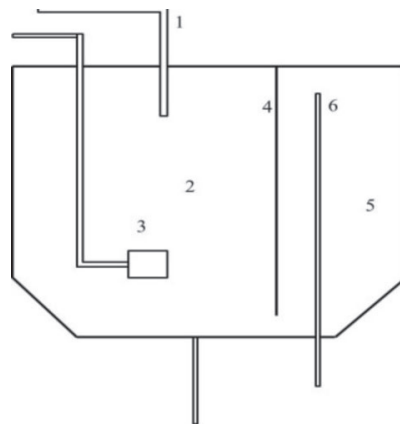


Figura 4.1 Reactor experimental de lodos activados.

Tabla 4.2 Condiciones de operación del sistema de lodos activados.

Parámetro	Valor
θ_h (h)	7.5
S_o (mg/L)	650
SSV (mg/L)	1,500
OD (mg/L)	5-6
θ_c (d)	6-7
Q (L/h)	1
pH	7-8

Los lodos activados empleados fueron proporcionados por la planta de tratamiento de aguas residuales de San Juan Ixhuatepec ubicada en Tlalnepantla, Estado de México. Esta planta trata una mezcla de aguas residuales domésticas e industriales y el efluente se destina a uso industrial.

Para el arranque de los reactores, se colectaron lodos activados en cinco recipientes de 20 L, los cuales se dejaron en reposo durante una hora para eliminar aproximadamente 10 L de sobrenadante de cada recipiente y el lodo sedimentado se vació a los reactores. Enseguida se inició la aireación en los reactores, se cerró el tubo vertedero y se desmontó la mampara que separaba el tanque de aireación y el sedimentador. Estas condiciones se mantuvieron durante tres días con la finalidad de que se degradara la materia orgánica presente en el licor mezclado. Una vez transcurrido este periodo; se colocó la mampara nuevamente y se abrió el tubo vertedero para iniciar la alimentación con agua residual sintética (ARS) al 50% (325 mg/L de DQO) de la concentración de trabajo.

Agua residual sintética (ARS). Para evitar las variaciones en la composición del influente y de esta manera aislar el efecto del cadmio, se empleó ARS cuya composición se presenta en la tabla 3.

Tabla 4.3 Composición del agua residual sintética.

Componente	Concentración (mg/L)
Peptona de gelatina	160
Extracto de carne	110
Urea	30
NaCl	7
CaCl ₂ ·2H ₂ O	4
MgSO ₄	2
K ₂ HPO ₄	21.75
KH ₂ PO ₄	8.5
Na ₂ HPO ₄ ·12H ₂ O	33.4
NH ₄ Cl	1.7

Fuente: Gómez (1994)

Monitoreo de los reactores. El monitoreo de los reactores se realizó cada 24 horas, al término de cada ciclo de alimentación. Para ello se interrumpía la alimentación, se cerraba la entrada del tubo vertedero y se retiraba la mampara. Una vez que el reactor se mezclaba homogéneamente se realizaban las mediciones de oxígeno disuelto, temperatura y pH. Posteriormente se abría la llave del conducto de purga y se desechaban los primeros 150 mL, enseguida se tomaba una muestra de 1,100 mL para realizar las siguientes determinaciones: Sólidos sedimentables (SS), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos totales (SST), índice volumétrico de los lodos (IVL) y coeficiente de respiración (Q_{O_2}). Las determinaciones se realizaron por triplicado de acuerdo a los métodos reportados en APHA (1989)

Una vez que se conocía el contenido de SST y de SSV se calculaba el tiempo de residencia celular (θ_c), el rendimiento ($Y_{x/s}$), así como el volumen de purga para mantener la concentración de SSV en 1500 mg SSV/L.

Análisis del influente y efluente. En cada ciclo de alimentación se determinó la demanda química de oxígeno (DQO; APHA 1989) y la concentración de cadmio en el influente y efluente. Para cuantificar el metal se realizó una digestión ácida de acuerdo al método EPA 3015 (USEPA, 1995) y posteriormente se midió la concentración en un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian, Australia).

Diseño experimental. El trabajo experimental se realizó en tres etapas como se describe a continuación.

Etapas I: Aclimatación. Esta etapa tuvo como finalidad aclimatar a la población microbiana a las condiciones de operación experimentales y a la alimentación con ARS ($S_o = 650$ mg DQO/L). El criterio para determinar el término de esta etapa fue cuando se logró un comportamiento estable en los parámetros: eficiencia de remoción de DQO (η_{DQO}), Q_{O_2} , $Y_{x/s}$ y θ_c .

Etapas II: Acondicionamiento. El objetivo de esta etapa fue adaptar a la población microbiana a la presencia del metal, para lo cual se adicionó el cadmio en tres de los reactores de prueba en una concentración de 0.05 mg/L. Se decidió trabajar con una concentración 0.5 veces menor que el límite permisible menor (0.1 mg/L) por la normatividad para proteger la población microbiana. El cuarto reactor de prueba se mantuvo sin alimentación de cadmio para adicionarlo hasta la siguiente etapa a una concentración igual al límite menor permisible para evaluar si esta concentración es lo suficientemente pequeña para no afectar el funcionamiento del sistema. El quinto reactor se mantuvo como testigo. Como fuente del metal se utilizó el sulfato de cadmio, debido a su solubilidad (76.6 g/100 ml H_2O a 20°C) y su frecuencia en el ambiente.

Etapas III: Experimentación. Durante esta etapa se probaron las siguientes concentraciones de cadmio: 0.1 mg/L (en el reactor sin acondicionamiento previo), 0.25, 0.5, 0.75, 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0 mg/L. Las concentraciones anteriores fueron alimentadas en las cuatro unidades de prueba, mientras que la unidad restante se mantuvo como unidad testigo durante toda la etapa. Para determinar la duración de la experimentación con cada concentración se aplicó el mismo criterio que en la etapa de acondicionamiento. Los incrementos en las concentraciones se determinaron evaluando la respuesta de los parámetros: η_{DQO} , η_{Cd} , Q_{O_2} , $Y_{x/s}$ y θ_c .

Resultados y discusión

Aclimatación. La aclimatación de los reactores se logró en diez días. En la segunda mitad de este periodo se obtuvieron valores prácticamente constantes en todas las unidades para los siguientes parámetros: η_{DQO} (83%), θ_c (6.4 d), $Y_{x/s}$ (0.245 mg X/mg DQO) y Q_{O_2} (0.358 mg O_2 /g SSV min). La sedimentación del lodo fue buena, ya que el IVL de todas las unidades fue menor a 150 mL/g. Los valores promedio de la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto y el pH también se mantuvieron constantes en 22.6°C, 5.5 mg O_2 /L y 7.75 unidades respectivamente.

Acondicionamiento. Esta etapa tuvo una duración de seis días y durante ella se presentó un incremento de 0.5°C en la temperatura (23.14°C) de todos los reactores, debido a un cambio en la temperatura ambiente. La concentración de oxígeno disuelto se mantuvo constante (5.5 mg O_2 /L) y el pH (8.14) aumentó 0.4 unidades tanto en los reactores de prueba como en el testigo, por lo que este cambio no puede atribuirse al cadmio. No se intentó neutralizar el pH porque en estudios previos se ha reportado que la remoción del cadmio en los sistemas de lodos activados aumenta con el pH (Nelson *et al.*, 1981).

En la tabla 4 se muestran los valores promedios de los parámetros monitoreados en las unidades durante esta etapa.

Tabla 4.4 Valores promedio y desviación estándar de los parámetros correspondientes a la etapa de acondicionamiento con 0.05 mg Cd/L.

Parámetro		Unidad				
		I (0.05mg/L)	II (0.05mg/L)	III (0.05mg/L)	IV (0.05mg/L)	V testigo
IVL (mL/g)	Media	176	149	161	160	159
	D. estándar	35	25	28	24	26
θ_c (d)	Media	6.2	5.6	6.8	5.4	6.4
	D. estándar	3.1	1.5	2.6	1.3	2.0
$Y_{x/s}$ (mg X/mg DQO)	Media	0.247	0.245	0.228	0.238	0.233
	D. estándar	0.032	0.024	0.058	0.031	0.028
Q_{O_2} (mg O_2 /g SSV min)	Media	0.294	0.292	0.306	0.324	0.336
	D. estándar	0.030	0.083	0.083	0.082	0.041
η_{DQO} (%)	Media	83	85	82	82	83
	D. estándar	6	5	7	2	5
η_{Cd} (%)	Media	87	88	89		
	D. estándar	4	4	5		

En todas las unidades se observó una tendencia a incrementar en el IVL a partir del segundo día, lo cual fue difícil de explicar, ya que no se modificó la concentración de la alimentación ni el θ_c , que son los parámetros que afectan más directamente la presencia de microorganismos responsables del abultamiento del lodo. La η_{DQO} se mantuvo prácticamente igual con respecto a la etapa de aclimatación. La η_{Cd} se incrementó a partir del tercer día y poco a poco se fue estabilizando, el valor promedio para este parámetro fue de 87.8%, la cual se considera una buena eficiencia de remoción. En los parámetros restantes; $Y_{x/s}$ y Q_{O_2} no se observó cambio alguno con respecto a la unidad testigo, sin embargo, sí hubo una disminución con respecto a la etapa de aclimatación. Por lo anterior, se puede decir que una concentración de 0.05 mg Cd/L no afecta el funcionamiento del sistema de lodos activados en un periodo corto.

Experimentación. Esta etapa tuvo una duración de 24 días, durante los primeros 12 se trabajó con las concentraciones de 0.1, 0.25, 0.5 y 0.75 mg Cd/L y durante la segunda mitad del periodo con las cuatro concentraciones restantes.

La temperatura varió entre 23.4°C y 24.1°C en todos los reactores con una ligera tendencia a incrementar, al igual que en las etapas anteriores, este comportamiento obedeció al incremento en la temperatura ambiente. Los valores de pH (8.19-8.37) también se incrementaron paulatinamente tanto en los reactores de prueba como en el testigo y el OD (5.1-5.5 mg/L) se mantuvo prácticamente constante.

En la figura 4.2 se observa que el IVL tendió a disminuir conforme se incrementó la concentración de cadmio hasta 0.75 mg Cd/L, aunque en la unidad testigo también se observó una disminución con respecto al tiempo. Así que este comportamiento podría deberse más a un reajuste del sistema que a la presencia del cadmio. La mayoría de los valores de IVL se encontraron entre 100 y 150 mL/g, los cuales indican una buena sedimentabilidad del lodo. Posteriormente, con las concentraciones de 1 y 2 mg Cd/L el IVL incrementó nuevamente, mientras que en los reactores con 3 y 4 mg Cd/L tendió a disminuir con el tiempo al igual que en el reactor testigo (datos no mostrados).

El θ_c se incrementó de manera importante a partir de 1 mg Cd/L como se puede observar en la figura 4.3. El comportamiento en este parámetro concuerda con el que se observó en el $Y_{x/s}$ con las concentraciones de 2, 3 y 4 mg Cd/L. También es importante mencionar que en el reactor al que se le adicionó 0.1 mg Cd/L sin acondicionamiento previo, fue en la que se obtuvo el menor rendimiento (durante la primera parte de la experimentación) comparado con el que presentaron el reactor testigo y los reactores experimentales con 0.25, 0.5 y 0.75 mg Cd/L que sí fueron aclimatados a la presencia del metal. Estos resultados coinciden con los que han reportado otros investigadores como Aiking *et al.* (1982) quienes atribuyeron la disminución en la velocidad de crecimiento que observaron en los cultivos de *Klebsiella aerogenes* que no habían estado en contacto con cadmio con respecto a aquellos que fueron adaptados a la presencia del metal. Ellos mismos encontraron que esa resistencia al metal la pierden los microorganismos después crecer en cultivo continuo durante cinco días en ausencia de cadmio.

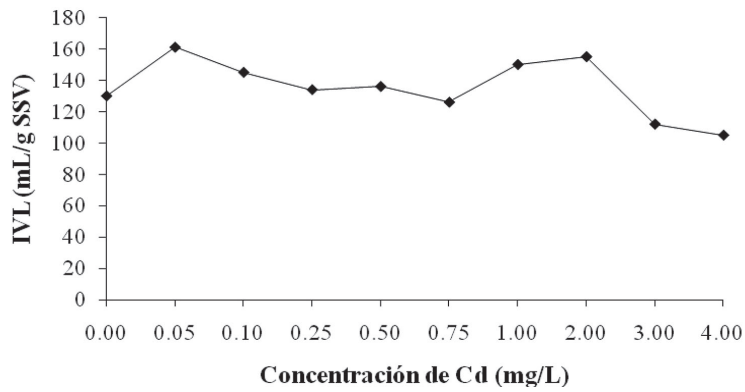


Figura 4.2 Comportamiento del IVL con respecto a la concentración de cadmio.

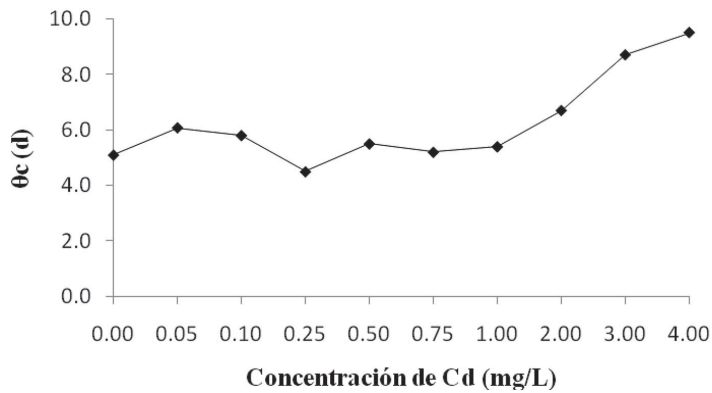


Figura 4.3 Comportamiento del θ_c con respecto a la concentración de cadmio.

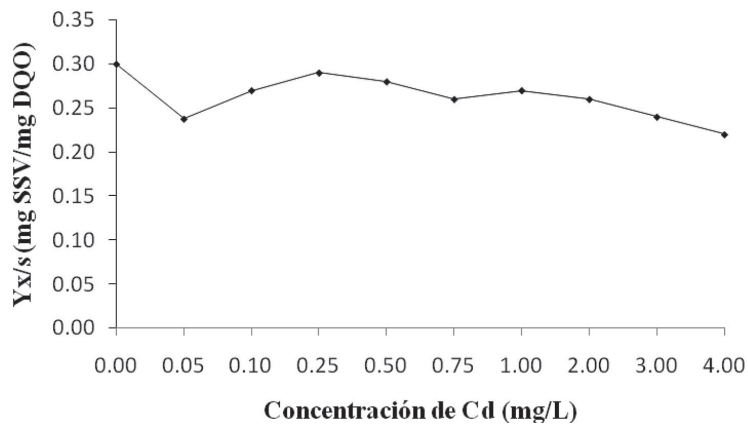


Figura 4.4 Comportamiento del $Y_{x/s}$ con respecto a la concentración de cadmio.

En la figura 4.5 se observa como el Q_{O_2} disminuyó conforme se incrementó la concentración de cadmio. Este fue el parámetro más sensible a la presencia del cadmio. A esta misma conclusión han llegado otros investigadores, quienes trabajaron con otros metales como el plomo (Beltrán-Hernández, 1997), cromo (Gómez, 1994) y boro (Webber, *et al.*, 1977) en sistemas de lodos activados. También se ha observado que concentraciones pequeñas de algunos tóxicos como el plomo (0.5 mg/L) producen un incremento inicial en el Q_{O_2} , actúan como activadores del metabolismo microbiano (Webber, *et al.*, 1977), sin embargo, si el contaminante persiste o se incrementa su concentración el Q_{O_2} disminuye progresivamente.

La η_{DQO} se mantuvo prácticamente constante (85%), al igual que la η_{Cd} (88%) hasta 0.75 mg Cd/L (Figuras 4.6 y 4.7). Este mismo comportamiento se ha observado en investigaciones realizadas en sistemas de lodos activados con otros metales (Gómez, 1994; Webber, *et al.*, 1977). La afinidad de la biomasa por metales pesados, elementos actínidos y algunos núcleos radiactivos se ha constatado en estudios de laboratorio como en ambientes naturales. Los mecanismos que hacen posible la remoción microbiana de los elementos químicos se debe a procesos de transporte activo de iones a través de la membrana celular, intercambio de iones a nivel superficial, formación de complejos, precipitación y compartimentalización en la vacuola (Hughes y Poole, 1989). Todos estos procesos tienen un costo energético para las células microbianas, así como un efecto en la formación y compactación de los flóculos, lo que explica que las células no puedan sostener ese nivel de remoción cuando las concentraciones de los iones se incrementan y eso se manifieste en un decaimiento de sus funciones fisiológicas como la degradación de materia orgánica para su crecimiento.

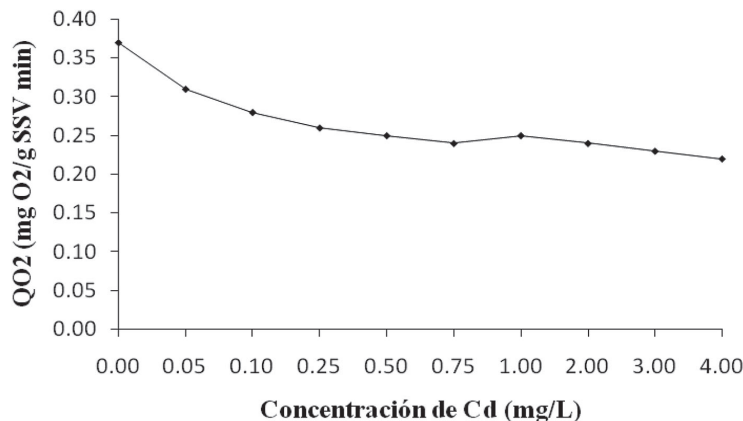


Figura 4.5 Comportamiento del Q_{O_2} con respecto a la concentración de cadmio.

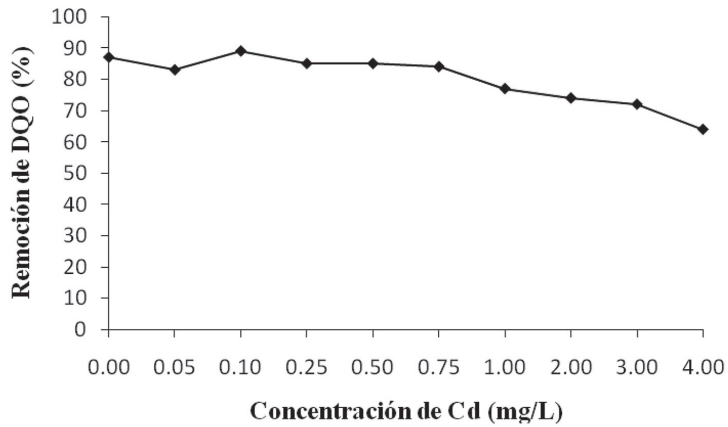


Figura 4.6 Comportamiento de la η_{DQO} con respecto a la concentración de cadmio.

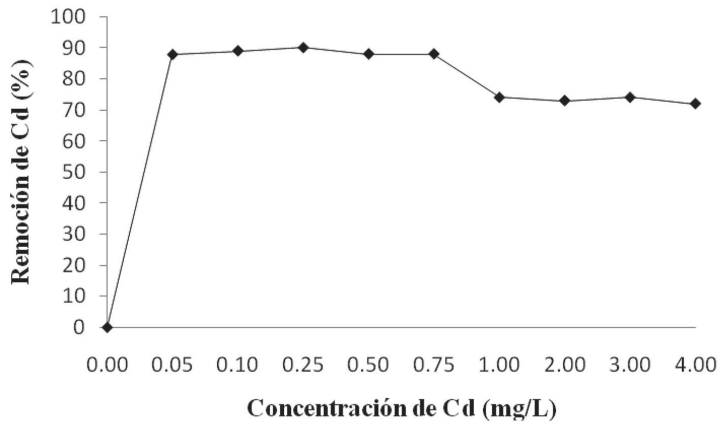


Figura 4.7 Comportamiento de la η_{Cd} con respecto a la concentración de cadmio.

Conclusiones

La sensibilidad a la presencia del cadmio de los parámetros en orden decreciente fue la siguiente: Q_{O_2} , θ_c , η_{DQO} y $Y_{x/s}$. Por ello, la determinación rutinaria del Q_{O_2} es una herramienta que permite tomar medidas correctivas antes de que el efecto de un tóxico afecte en mayor medida el funcionamiento de un sistema de lodos activados. Por otra parte, el pretratamiento de las aguas residuales industriales, así como el efecto de dilución en los cuerpos receptores, son dos factores que determinantes para que los contaminantes, en este caso el cadmio, no tengan un efecto inhibitorio en el funcionamiento de los sistemas de

tratamiento biológico como el de lodos activados. También es importante considerar que en las aguas residuales existe una diversidad de contaminantes que pueden tener comportamientos sinérgicos o antagónicos, y esto modifica la respuesta observada cuando se estudia un contaminante de manera individual.

Referencias

- Aiking H., Kok K., Van H.H., Van R.J. "Adaptation to cadmium by *Klebsiella aerogenes* growing in continuous culture proceeds mainly via formation of cadmium sulfide" *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 44, 1982, p. 938-944.
- APHA, American Public Health Association (Ed.) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* Washington, D.C. 1989. 17a Edición.
- ASTDR, Agency for Toxic Substances & Disease Registry. *Cadmio.* Resumen de Salud Pública. Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs5.html
- Beltrán-Hernández, R.I. *Estudio sobre la remoción de los metales pesados cadmio y plomo en un sistema de lodos activados.* Tesis de maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN. México, D.F. 1997.
- Chua H., Yu P.H.F., Sin S.N., Cheung M.W.L. "Sub-lethal effects of heavy metals on activated sludge microorganisms". *Chemosphere.* Vol. 39, No. 15, 1999, p. 2681-2692.
- CNA, Comisión Nacional del Agua. *Estadísticas del Agua en México, edición 2010.* México, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, p. 2010. 258.
- Gómez O.J.E. *Estudio sobre la cinética de remoción del metal pesado cromo en un sistema experimental de lodos activados.* Tesis de maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del IPN. México, D.F. 1994.
- Hughes M.N., Poole R.K. *Metals and microorganisms.* 2a edición. Chapman and Hall. Nueva York, p. 348.
- Nelson O.P., Chung K.A., Hudson C.M. "Factors affecting the fate of the heavy metals in the activated sludge process". *Water Poll. Control Fed.* Vol. 53, No. 8, 1981, p. 1323-1333.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Disponible en: <http://www.scribd.com/doc/20808014/NOM-001-SEMARNAT-1996>.
- NOM-052-SEMARNAT-1993. Norma Oficial Mexicana, que establece las características de los residuos peligrosos y el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Disponible en: <http://www.bordercenter.org/pdfs/MexicanOfficialStandardNOM-052-SEMARNAT-1993.pdf>

- USEPA, Environmental Protection Agency of the United States. Method 3015: microwave assisted acid digestion of aqueous sample and extracts. 1995. Disponible en: <http://www.sampleprep.duq.edu/dir/epa.html>
- Webber W.G., Kemp D.W., Rice S.E. "Study on the effect of boron toxicity on an active sludge system". In: *Purdue Research Foundation, editor. Proceedings of the 31st industrial waste conference*. Ann Arbor Publishers. Nueva York, p. 752.
- Wong K.Y., Zhang M.Q., Li X.M., Lo W. "A luminescence-based scanning respirometer for heavy metal toxicity monitoring". *Biosens. Bioelectron.* Vol. 2, No. 2, 1997, p. 125-133.

5 Capítulo

Materiales funcionales para la remoción de iones metálicos contaminantes del agua

Elena María Otazo Sánchez*, Araceli Ortiz Polo,
Rosa María Richards Uribe y Brenda Ponce Lira

Introducción

Uno de los recursos más importantes a preservar, conservar, racionalizar y regenerar es el agua. De esta fuente de vida dependen estrechamente las áreas de salud y desarrollo económico-social, por su alta demanda en los sectores agropecuarios, industriales y urbanos.

Un objetivo primordial de las ciencias ambientales es el mantenimiento y la recuperación de la calidad del agua y por ello, muchos grupos de investigación trabajan en la creación de nuevas tecnologías sustentables. Las nuevas tecnologías conllevan a nuevos materiales y viceversa. La novedad de los trabajos varía desde el uso novedoso de desechos hasta la preparación de materiales nuevos o modificados para generar nuevos sorbentes. Para diseñar materiales selectivos se programan estrategias más sutiles, basadas en los principios del reconocimiento iónico. Estos materiales requieren de procesos sintéticos y con previa modelación y suelen ser altamente costosos, por ello no son utilizados en tecnologías ambientales.

Entre los procesos más utilizados para la remoción de iones metálicos contaminantes del agua están: la precipitación, la floculación, el intercambio iónico, la extracción líquido-líquido, la ósmosis inversa, entre otras. Los siste-

mas eficientes de tratamiento del agua son tecnologías que comprenden diversas técnicas de conjunto y se aplican al agua natural o industrial. En particular, las industrias hidrometalúrgica y minera producen descargas con importantes niveles de iones metálicos, que requieren mejores tecnologías para su limpieza y recuperación. Ésta es efectiva solo si la separación es lo suficientemente selectiva. Los intercambiadores iónicos se utilizan frecuentemente y disminuyen las cantidades de metales en los desechos. Si estas descargas llegan al sistema de alcantarillado municipal, los metales se acumulan en los lodos y los limita para su posterior utilización en la agricultura o material de relleno. Recientemente se han investigado la introducción de grupos funcionales para aumentar su selectividad.

El Estado de Hidalgo es una entidad de historia minera y por ello se estudia la calidad del agua y de los suelos agrícolas, que han sido expuestos durante siglos a la explotación de grandes yacimientos de plata, oro y manganeso que existen en la entidad. Las tecnologías de extracción y mejoramiento de estos metales han contaminado el ambiente de los municipios mineros de Hidalgo durante cientos de años, emitiendo al suelo y al agua elementos tan tóxicos como As, Cd, Pb y Hg, por citar algunos. Esta situación ha acrecentado el interés de muchos investigadores mexicanos hacia el estudio de nuevas tecnologías basadas en materiales locales para la remediación de sus aguas. Por otra parte, desde hace cerca de 100 años, el Valle del Mezquital se riega con aguas negras provenientes del norte de la mancha urbana del Distrito Federal, que traen las descargas municipales y de industrias de todo tipo de esa región altamente poblada e industrializada.

Los procesos primarios y secundarios de las plantas de tratamiento de aguas residuales basadas en procedimientos físico-químicos y microbiológicos no logran la remoción de los iones contaminantes. Éstos requieren de procesos específicos posteriores. Por otra parte, las tecnologías de potabilización tampoco garantizan los límites máximos permisibles para el agua de consumo humano que plantea la EPA, con excepción de la ósmosis inversa, que tiene un alto costo y grandes dificultades de mantenimiento y funcionamiento. Para los procedimientos terciarios se desarrollan tecnologías sofisticadas basadas en materiales más específicos, diseñados para cada contaminante y esto ha promovido la constante investigación en ese tema, que enfrenta el reto de la masividad característica de las tecnologías ambientales y por ello, la necesidad de un bajo costo.

La investigación en el diseño y preparación de nuevos materiales con eficiencias prometedoras en la eliminación de los iones metálicos contaminantes sin encarecer el proceso tecnológico está en el estado del arte de la ciencia de materiales y las ciencias ambientales.

Se requiere de estructuras supramoleculares y secuencias de funciones químicas que existan en un material natural, o que en su defecto, puedan anclarse en la superficie de un sólido de bajo costo que se utilice como matriz. Esta unión por lo general es covalente y se lleva a cabo mediante la funcionalización de polímeros, materiales vegetales de base celulósica y materiales inorgánicos de alta superficie específica como son varios minerales cerámicos: las arcillas, las zeolitas y otros de origen volcánico. Muchos trabajos han sido llevados a cabo con este objetivo. En este capítulo sólo se comentan algunos de los numerosos artículos y patentes reportados.

Materiales poliméricos

Resinas intercambiadoras de iones. Según la IUPAC un intercambiador iónico es un material insoluble (R) que presenta grupos ionogénicos hacia los cuales los contraiones (A) pueden unirse. Son los más utilizados en los procesos terciarios dentro de las tecnologías tradicionales para la remoción de iones en agua los más conocidos son las resinas intercambiadoras de iones (Eldridge, 2000; Sengupta *et al.*, 2002 y Street *et al.*, 2002). En las plantas de potabilización y de tratamiento de aguas residuales se utilizan materiales cerámicos de bajo costo en su estado natural como son las zeolitas y las arcillas entre otros (Metcalf, 2003).

Las resinas sintéticas son las más conocidas y empleadas dentro de esta familia de compuestos. Son más eficientes que el carbón activado, ya que tienen mayor número de sitios de adsorción. Las resinas sintéticas se dividen en dos categorías: las poliméricas y las carbonáceas. Las primeras son basadas en polímeros entrecruzados. Estos pueden ser resinas de poliestireno, fenolformaldehído y matrices de poliácridatos (Melin, 2000 y Eldridge, 2007). Las resinas carbonáceas se obtienen como partículas resultantes de la pirolisis parcial de polímeros macroporosos. Debido a la pirolisis se forman buenos microporos que son críticos para los tratamientos de agua con Buena eficiencia. Sus estructuras no están bien establecidas y los costos son mayores que las resinas convencionales.

El uso de los polímeros como soportes físicos de intercambiadores iónicos, sensores o catalizadores, es una práctica conocida. El buen desempeño como material adsorbente depende de la accesibilidad de sus sitios activos y el grado de difusión de la disolución en su volumen (Sherrington, 2001). Por lo general los intercambiadores iónicos no son altamente selectivos, si bien esta selectividad puede ser diseñada mediante introducción de grupos funcionales cíclicos de tipo éter corona, poliaza o calixarenos. (Atzei *et al.*, 2001; Herrin *et al.*, 2001; Agrawal *et al.*, 2003; Medved *et al.*, 2006)

Los materiales comerciales como la Amberlita® del tipo IRC50 y IRC86 (Figura 5.1), fueron probadas con una mezcla de iones metálicos de Pb(II), Cd(II) y Cu(II), juntos en una columna, sin buenos resultados en su selectividad (Silva *et al.*, 2006).

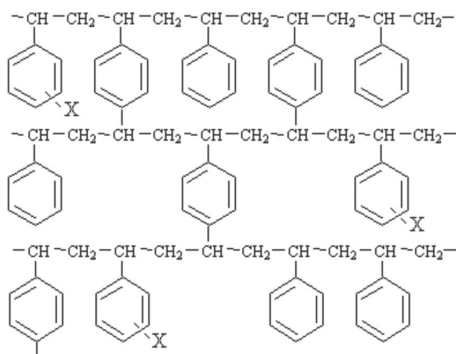


Figura 5.1 Estructura química base de la resina Amberlita® poli(estireno/divinilbenceno), X: Grupo funcional ionogénico

Los grupos funcionales más comunes que están presentes en las resinas amberlita, son los grupos $-\text{SO}_3\text{H}$, $-\text{COOH}$, $-\text{N}(\text{R})_3^+$, en donde R son grupos alquilo, cadenas carbonadas de variados números de átomos de carbono. Se introducen otros grupos funcionales con diferencias en su poder quelatante para aumentar la selectividad. En ese caso se denominan polímeros funcionalizados, que se diseñan para un determinado ion. En la tabla 5.1 se muestran algunos ejemplos de grupos funcionales ionogénicos.

Polímeros Funcionalizados. También se conocen como materiales moleculares y materiales funcionales. Son aquéllos que se les introduce grupo funcional (Akelah *et Moet*, 1990 y Pollino *et Weck*, 2005). Por lo general, el soporte sólido es la matriz polimérica insoluble. Los soportes más utilizados son: la resina copolímero estireno/divinilbenceno (Figura 5.1), el polietilenglicol, ácido poliacrílico, alcohol polivinílico, la polietilenamina, el poliuretano, el ácido polivinil sulfónico, entre otros, que presentan una función de fácil transformación posterior. Sus formas tecnológicas dependen de la aplicación y van, desde las membranas de filtración hasta polvos de diferente granulometría, sirven de soportes como matrices sólidas para el anclaje de grupos funcionales y son diseñados para realizar la remoción selectiva de algún contaminante. Por lo general, son de alto costo.

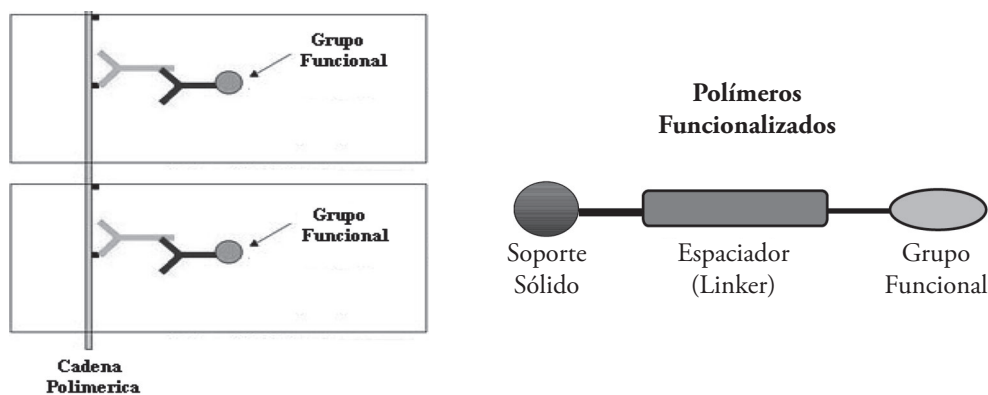


Figura 5.2 Representación esquemática de la estructura de un polímero funcionalizado con brazo espaciador.

Es práctica común la introducción de un brazo espaciador (Figura 5.2) para facilitar el acceso del analito. Se trata de una cadena carbonada que une covalentemente el soporte sólido y la función ligante que interacciona con el ion. El nuevo producto debe ser estable e insoluble en agua (Blalock, 2003). Este proceso encarece el costo del material.

Las estructuras supramoleculares se diseñan con grupos funcionales convenientes para alcanzar una alta selectividad ante una sustancia en específico. Ver Tabla 5.1. Las funciones que contienen azufre han dado los mejores resultados en cuanto a la selectividad y efectivi-

dad de remoción de iones metálicos de alta toxicidad (Konig *et al.*, 1980; Vest *et al.*, 1989; Koch, 2001; A.N. Turanov *et al.*, 2006). Estas funciones se introducen a matrices poliméricas o cerámicas de modo que se logran materiales altamente selectivos para ser utilizados en tecnologías de remediación de aguas (Fogler y Srinivasan, 1990; Zuo y Muhammed, 1990, 1995a, 1995b; Geckeler, 2001; 2008; Pérez-Marin, 2000; Otazo-Sánchez *et al.*, 2001; Street, 2002; Schlaak y Strasdeit, 2000; Guzmán *et al.*, 2002; Bartkowiak y Kolarz, 2002; Rivas *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2003; Celis *et al.*, 2004; Solodovnik, 2006; Wongkaew *et al.*, 2008; Lazo Fraga *et al.*, 2009). La mayoría de éstos son materiales poliméricos, híbridos órgano-inorgánicos y composites.

Su aplicación como extrayentes de contaminantes es un tema de actualidad científica. Las características que deben cumplir el material polimérico son: a) alta afinidad hacia el ion metálico; b) alto peso molecular; c) gran superficie específica; d) tener estabilidad química y mecánica; e) mostrar la posibilidad de regeneración; f) tener baja o casi nula toxicidad y g) bajo costo de adquisición. (Eldridge, 2007).

Tabla 5.1 Grupos funcionales más comunes aplicados a la extracción de iones metálicos.

O	N	N y O	P	S
-COOH	R-NH-NH ₂	-NH-OH	-P(R') ₃	-SH
-OH	-N=N-	-CO-NH-	-N= P(R') ₃	
				-NH-CS-NH-
	(C=N)			-P(S)-(i>Bu) ₂

Se reporta la funcionalización del PVA con cadenas carbonadas conteniendo el grupo $-SH$ para la quelatación de $As(III)$ (Domínguez et al., 2002), la síntesis de resinas porosas para la sorción de metales tóxicos (Llosa Tanco et al., 2002), resinas quelatantes con grupos iminodiacetatos para $Pb(II)$, $Cd(II)$ y $Zn(II)$ (Dinu et al., 2009) $Au(III)$ en medio amoniacal (Pilśniak y Trochimczuk, 2007) y en general para metales pesados basados en funciones tioureido (Trochimczuk 2000, 2001; Dabrowski, 2004). Estos materiales pueden ser obtenidos por polimerización de un monómero que ya porta una función (Tartamella et al., 2009) pero lo más frecuente es partir de un polímero comercial de bajo costo e introducir la nueva función por técnicas de síntesis en estado sólido. Las funciones con azufre son frecuentes. Por ejemplo, se reportan resinas con alta capacidad extractiva para $Au(III)$ y $Pd(II)$ que presentan la función benciltion-fosfina unida a la matriz polimérica mediante 5 brazos espaciadores de diferente número de átomos de C. Ver figura 3. La formación del complejo se lleva a cabo por los átomos de azufre (Sánchez, 2001).

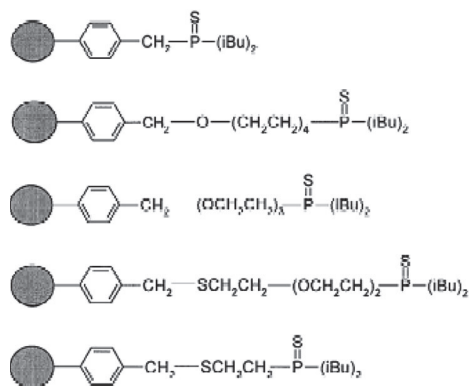


Figura 5.3 Estructura química de polímeros modificados con funciones de azufre y diferentes brazos espaciadores.

La obtención del poli(feniltioncarbamato de vinilo) ha sido reportado recientemente y dado novedosos resultados de alta remoción y selectividad con $Mn(II)$ (Richards et al., 2005; 2009). Ver figura 5.4.

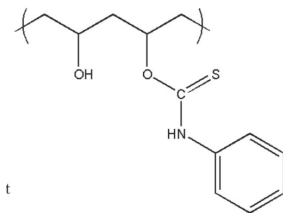


Figura 5.4 Estructura química del poli(feniltioncarbamato de vinilo).

Materiales orgánicos de la biomasa

Los biosorbentes son actualmente una nueva alternativa para la descontaminación, cuyos reportes datan desde antes de 1990. En particular, se dirige la atención hacia los materiales provenientes de desechos de origen biológico que se componen de polímeros naturales como son los desechos agrícolas y forestales, algas marinas, caparazón de crustáceos (Gardea Torresdey et al., 1998; Volesky, 2001; Gundogan et al., 2004; Horsfall et al., 2004; Amuda e Ibrahim, 2006; Janos, 2005; Igwe et al., 2003; 2005a; 2005b; 2005c; 2006a; 2006b; 2007; 2008; Anirudhan et al., 2009). También son objeto de atención aquellos materiales que realizan la absorción de contaminantes mediante bacterias, mohos, levaduras en formas tecnológicas como son las biomembranas, pero no serán comentadas en este capítulo. Los materiales de la biomasa son utilizados de manera natural o transformados mediante la introducción de nuevas funciones químicas que protagonizan la interacción con el ion. Estas funciones son diseñadas para mejorar su calidad, capacidad y selectividad ante los iones metálicos. Esta nueva vertiente de investigaciones se basa en que las estructuras de los materiales lignocelulósicos provenientes de la biomasa son ricos en grupos $-OH$ y por si solos pueden coordinar iones metálicos y además, sirven de base para posteriores funcionalizaciones.

Entre las ventajas más importantes de estos materiales está su bajo costo, pero su eficiencia está condicionada por los grupos funcionales que contiene o hayan sido modificados, la concentración de los iones y la apropiada molida y preparación previa del material natural (Kumar, 2006; Kurniawan et al., 2006).

Fibras de lignocelulosa. Las fibras de vegetales presentan capacidad de intercambio iónico debido a los sitios activos de la lignina y a los taninos presentes en sus estructuras porosas, (Figura 5.5) lo que les confiere las características generales de sorción hacia cationes. Su contacto con solventes orgánicos puede eliminar parte de estos componentes y genera pérdida de masa en las fibras, disminuyendo la eficiencia de la extracción de $Cu(II)$, $Ni(II)$ y $Zn(II)$. Estos pre-tratamientos no se recomiendan. El contenido de lignina presente en las fibras es un aspecto importante para la desorción y recuperación de los iones metálicos (Lee y Rowell, 2004). Se reportan derivados de lignina con propiedades adsorbentes de iones (Celik y Demirbas, 2005).

Hemicelulosas. La remoción de iones metálicos por medio de este tipo de polisacáridos, está especialmente favorecido por la presencia de los grupos carboxilo que atraen más fuertemente los iones metálicos. Los grupos carboxilo se encuentran en las unidades del ácido galacturónico y glucurónico presentes en las diversas hemicelulosas (Figura 5.6). Se reportan buenos resultados para la remoción de iones con tamaños de fibras de 0.25 – 55 mm del material, puesto en contacto con concentraciones de 10- 4 mol.L-1 de iones divalentes. La remoción de los iones es rápida (<15 min) con velocidades iniciales que van desde 0.275 para $Ni(II)$ mmol g-1 min-1 hasta 0.063 mmol g-1 min-1 para el $Pb(II)$. El orden de capacidad de sorción fue: $Ni(II) > Cd(II) > Zn(II) > Cu(II) > Pb(II)$ (Reddad, 2002; Rowell, 2006; Dermibas, 2008).

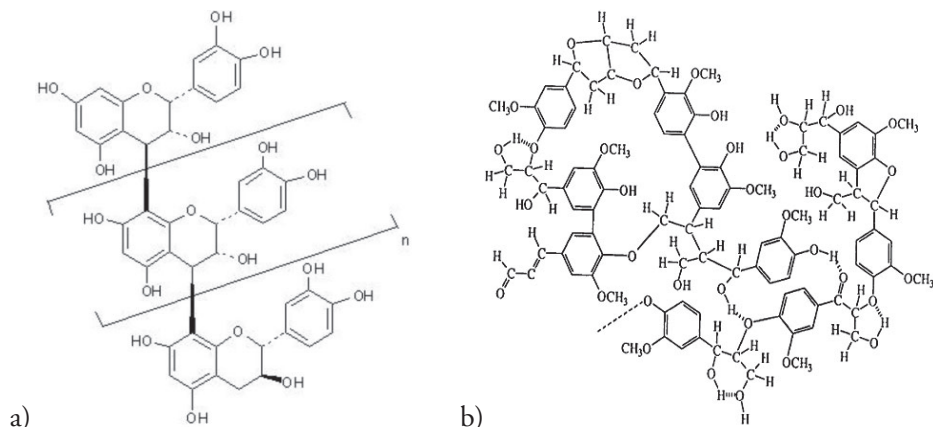


Figura 5.5 Estructuras químicas de: a) taninos y b) lignina, presentes en los materiales vegetales. Los grupos -OH son sitios activos para la remoción de contaminantes.

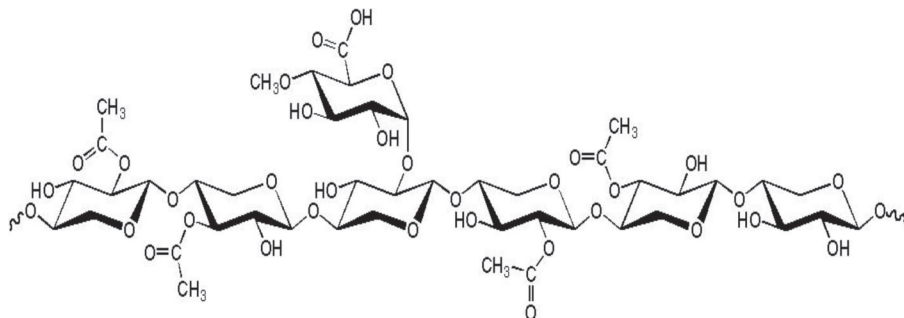


Figura 5.6 Estructura química de una hemicelulosa del maíz.

Otro empleo de la biomasa es la utilización de hojas de maíz y olote molido. Esta biomasa se probó modificada y sin modificar, como adsorbentes de iones metálicos pesados. Se demostró que la adsorción ante los iones de Cd(II) , Pb(II) , Zn(II) puede ser aumentada con la carboximetilación de la celulosa (Igwe et al., 2003; 2005a; 2005b; 2005c; 2007).

Celulosa. Este material es el mayor constituyente de las fibras y desechos agroindustriales y forestales. Como presenta un alto peso molecular y presenta una estructura compacta, no es un componente tan activo en la coordinación con los metales. Ver figura 5.7a.

Se utiliza la celulosa modificada (Afkar y Samia, 1993; Buschmann *et al.*, 1996; Kabay *et al.*, 1999; Pyrzyńska y Trojanowicz, 1999; Catalán, 2002), introduciendo grupos funcionales que mejoran su contacto con la disolución acuosa. Por ejemplo, el derivado obtenido con ácido *o*-aminobenzoico da lugar a un material excelente como intercambiador iónico (Figura 5.7b).

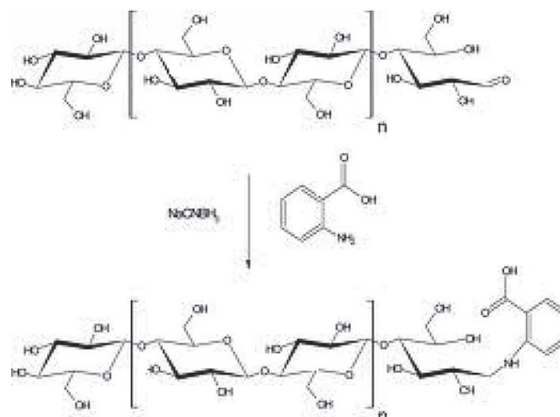


Figura 5.7 a) Estructura cristalina de la celulosa. b) Derivado de la celulosa

Quitina y Quitosana. La quitina es el polisacárido de origen animal más abundante en la naturaleza y presenta una estructura fibrosa que da resistencia al exoesqueleto de artrópodos y crustáceos. Su estructura se muestra en la figura 5.8, en donde se muestra también la quitosana obtenida por su hidrólisis. La quitosana se oferta comercialmente con un 85% de desacetilación. Es soluble en ácidos diluidos, lo cual facilita la obtención de sus derivados y la preparación de formas tecnológicas. Por ello ha sido ampliamente estudiada y muestra altas capacidades de remoción y selectividad ante los iones metálicos. Por ejemplo, la aplicación quitosana en forma de perlas de gel de 50 μm absorbe el ion Cu(II) en un 100 % (Schlaak y Strasdeit, 2000; Guzmán, 2002; Bartkowiak, 2002; Rivas, 2003).

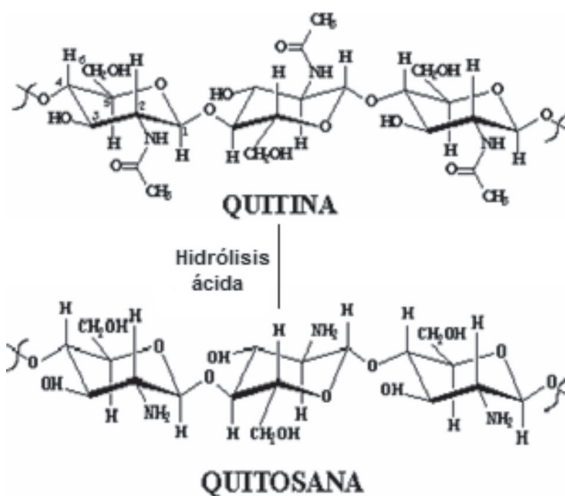


Figura 5.8 Estructura química de la quitina e hidrólisis a quitosana.

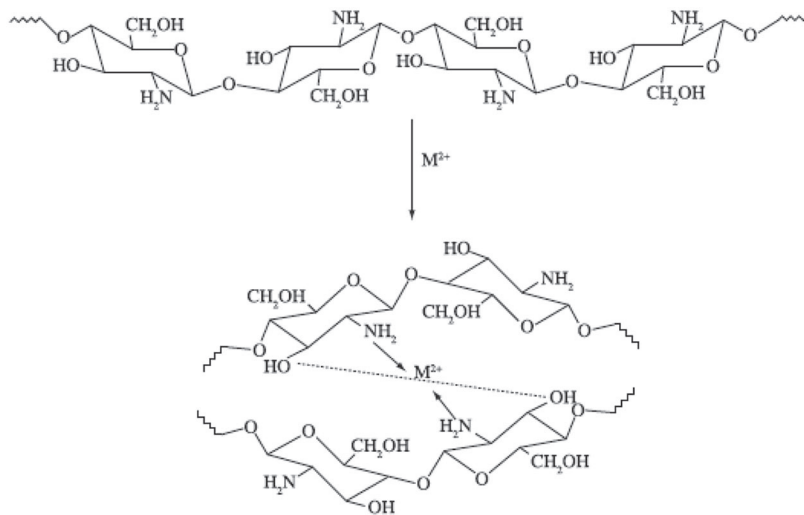


Figura 5.9 Estructura del quelato metálico formado con quitosana (Wang, 2005)

Polielectrolitos. Es un tipo de sustancia polimérica que contiene numerosos grupos funcionales con carga o capaces de disociarse, dando lugar a sitios catiónicos o aniónicos y por ello son muy dependientes del pH. En esas condiciones, la molécula se expande debido a las repulsiones entre sus cargas cercanas, situadas a lo largo de la cadena. En la figura 5.9 se observa el comportamiento de polielectrolito que presenta la quitosana. Los polietectrolitos cargados negativamente son muy utilizados para atrapar los iones metálicos disueltos en agua formando quelatos muy estables y de gran fortaleza, dando lugar a sólidos muy difíciles de reutilizar, ni permiten la recuperación del ion. La figura 5.10 muestra la formación de estos quelatos con contraiones positivos o con moléculas neutras.

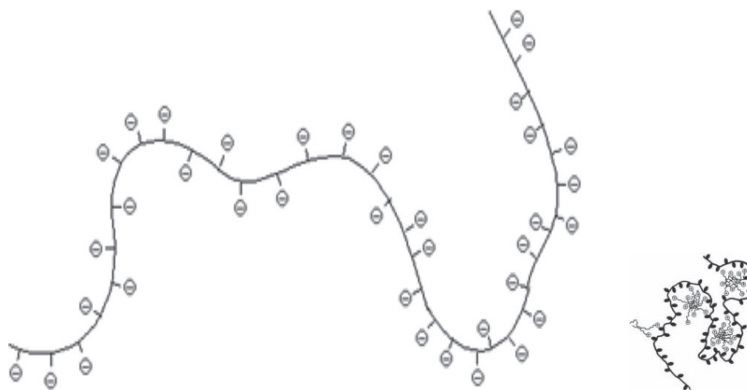


Figura 5.10 Estructura un polielectrolito aniónico y su quelato metálico

Actualmente los polielectrolitos son objeto de investigaciones en la química supramolecular, ya que dan muchas posibilidades de ensamblarlos en superficies y obtener materiales con variadas propiedades, especialmente en ingeniería genética (Bigi *et al.*, 2004; Byrne *et al.*, 2004).

Materiales cerámicos

Materiales adsorbentes. La adsorción física es la forma más simple de sorción en la superficie de un sólido y se presenta en muchos materiales para la descontaminación de aguas (Harter, 1987). Hay una amplia gama de materiales, en donde se encuentran diferentes arenas y otros materiales tradicionales, mayormente utilizados como medios filtrantes en tratamientos primarios y pre-tratamientos. El carbón activado es un material adsorbente muy especial, cada vez más demandado para la eliminación de olores y compuestos orgánicos (Corapcioglu y Huang, 1987; Banzal *et al.*, 1988; Mostafa, 1997; Gupta y Ali, 2002; Puziy *et al.*, 2004; 2007). Se ha reportado modificaciones químicas en su superficie que han aumentado su capacidad de sorción para iones metálicos.

El fenómeno de la adsorción de cualquier sustancia sobre la superficie de un sólido se presenta como una retención física que implica una baja fortaleza de la interacción y por ello, puede ser desorbido de modo relativamente fácil, por calor o vacío. La estructura de los poros que presenta un material adsorbente se representa en la figura 5.11.

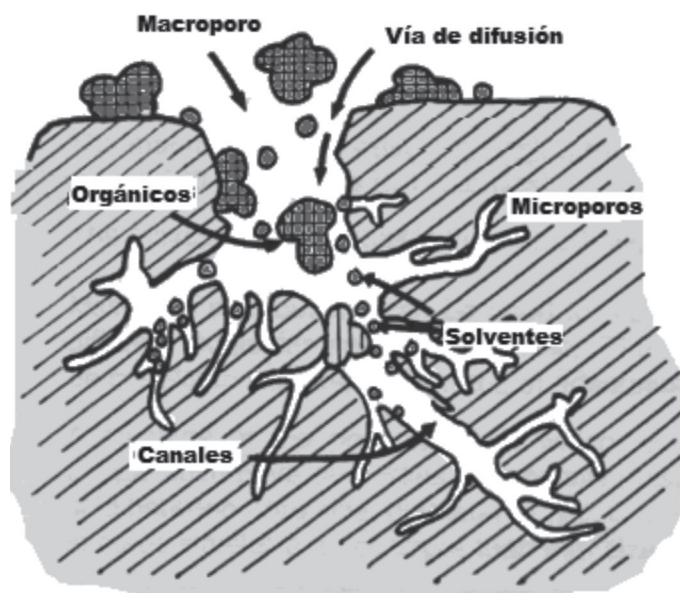
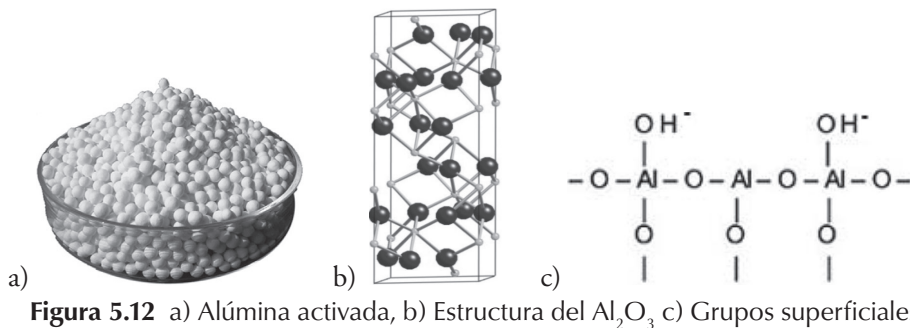


Figura 5.11 Poros en la superficie de un material adsorbente

Por el contrario, el fenómeno de quimisorción implica una interacción química entre la sustancia que está siendo retenida y el sólido, ya sea en su superficie o dentro de su estructura de volumen (bulk). De esta manera, la atracción es mucho más fuerte y se requiere más energía para romperla. Los minerales de bajo costo son estudiados recientemente como adsorbentes muy económicos. Muchos son transformados mediante modificaciones físicas superficiales, de modo que se aumente el área superficial que asegura la disponibilidad de más sitios de adsorción.

Alúmina Activada. El empleo de alúmina activada para la sorción de iones, se debe a su gran área superficial desde 50 a 300 m².g⁻¹. La alúmina activada es una mezcla de óxidos de aluminio amorfo y gamma (γ -Al₂O₃) que se prepara por deshidratación del Al(OH)₃ a temperaturas altas. Este material es objeto de numerosos estudios. Se comenta a modo de ejemplo un trabajo sobre su utilización en la adsorción de As(III) y Fe(III) presentes en agua por interacción con los aniones hidroxilo que se encuentran en la superficie de la alúmina (Fig. 12), en donde ocurre la oxidación del arsénico As(III) a As(V) mediante la acción de hipoclorito de sodio y se forman óxidos complejos de Fe (III) y As(V) en su superficie, logrando una remoción en un 90 - 100 %. Este material fue comprobado en Zimapán, Hidalgo y se logran concentraciones finales de estos contaminantes por debajo de los límites de máximos permisibles en agua (Rivera-Huerta et al., 2000).



Zeolitas. El empleo de las zeolitas naturales como sorbentes es muy ventajoso por su eficiencia, pero no por su costo, que cada vez va en aumento (Barrer, 1985; Piña *et al.*, 1997; Rodríguez Fuentes, 1997; Ostroumov et al., 2002; Peric *et al.*, 2004; Chojnacki *et al.*, 2004; Petrus y Warchol, 2005; Llanes-Monter *et al.*, 2007). A las zeolitas también se les llama tamices moleculares por la influencia del tamaño de las cavidades y túneles en la absorción de las especies químicas. Tienen afinidad por los iones metálicos pesados y su mecanismo de sorción dominante se basa en el intercambio de iones en la superficie del sorbente. La estructura general de las zeolitas se muestra en la figura 13. Comprende arreglos tridimensionales de tetraedros de (SiO₄⁻) y (AlO₄⁻), formando estructuras con canales en donde se encuentran los iones metá-

licos intercambiables. El aluminio y el silicio ocupan la posición del centro de los tetraedros con cuatro átomos de oxígeno en los vértices que soportan las cargas negativas y que promueven el intercambio con los cationes (Rodríguez Fuentes y Rodríguez Iznaga, 2004).

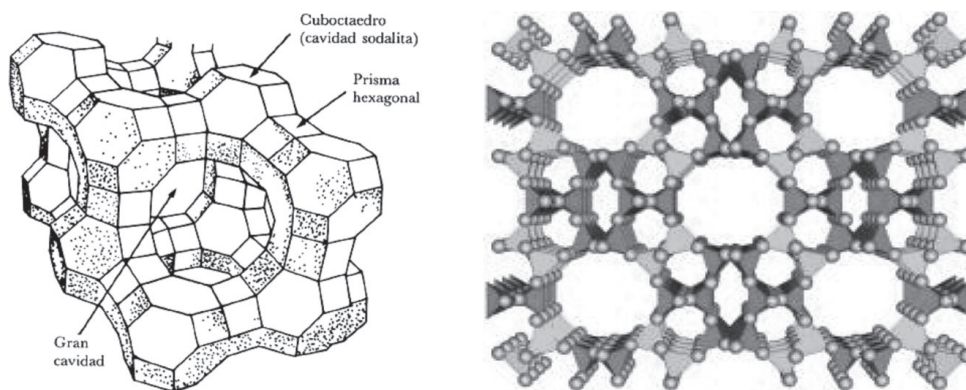


Figura 5.13 Conformación estructural de una Zeolita.

La Clinoptilolita es una zeolita muy abundante en la corteza terrestre. Con ella se estudió la remoción de Co(II), Cu(II), Zn(II) y Mn(II) mediante el tratamiento de 10 g del material con 500 mL de soluciones de iones metálicos a concentraciones de 100 a 400 ppm. Mostró eficiencias de remoción moderadas para el Co(II) del 77.96%, para el Cu(II) de 66.10%, para el Zn(II) de 45.96% y finalmente, el Mn(II) de 19.84% (Erdem *et al.*, 2004).

También se reporta buena remoción del Hg(II) a concentraciones de 0.2 - 8.0 g.L⁻¹. La variación del pH es importante ya que regula la desprotonación de la superficie (grupos SiOH a SiO⁻) o la protonación (Al(OH)₃ a Al(OH)²⁺). La absorción del ion es rápida y reversible, con una capacidad máxima de 121 mg.g⁻¹ en estas condiciones. El equilibrio se alcanza en un lapso de tiempo de 15 minutos (Chojnaki, 2004).

La clinoptilolita modificada logra altos % de remoción para iones Fe(III) y Mn(II) (Simionova, 2004). En esta patente se describe una combinación de tres procesos: a) la fase inicial es el intercambio iónico donde los iones de manganeso solubles se fijan en la superficie del grano de zeolita; b) la segunda fase consiste en la oxidación en línea del manganeso adsorbido en la superficie del grano de zeolita, lo que permite la formación de una película de óxidos que tienen gran capacidad de adsorción de los iones de manganeso; y c) la remoción del manganeso disuelto por adsorción sobre la película de óxidos formada sobre el grano de zeolita.

Existen numerosos trabajos de adsorbentes con arcillas (Gier y Johns, 2000; Vengris *et al.*, 2001; Abate *et al.*, 2002; Ruiz-Hitzky *et al.*, 2000; 2004a; 2004b; Celis *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2004) y óxidos (Dempsey *et al.*, 2004; Jang y Dempsey, 2008), pero mayormente se han investigado como materiales intercambiadores de iones y se utilizan como base de materiales órgano-inorgánicos.

Materiales híbridos y composites

Están formados por la interacción de por lo menos dos grupos de materiales, siendo uno la matriz o soporte estructural y el otro aporta las propiedades adsorbentes. Los composites son materiales de creación con la gran ventaja del diseño permite lograr el aumento de la remoción y de la selectividad (Vikhoreva *et al.*, 2000). Son comunes las órgano-arcillas (Bhat *et al.*, 2007) diseñadas para el intercambio iónico; las modificaciones sol-gel con sílica (Pavan *et al.*, 2003) entre otros. Se investigan muchos materiales de este tipo para la recuperación de metales, principalmente aplicados en efluentes industriales.

La importancia de estos materiales reside en el avance de crear nuevos materiales más selectivos. Estos presentan las propiedades estructurales de uno de ellos, generalmente un material cerámico y del otro su efectividad en la remoción del analito, de modo que se tiene acceso a una amplia variedad de posibilidades estructurales para las diversas aplicaciones industriales (Hwu *et al.*, 2002; Bigi *et al.*, 2003; Byrne *et al.*, 2004).

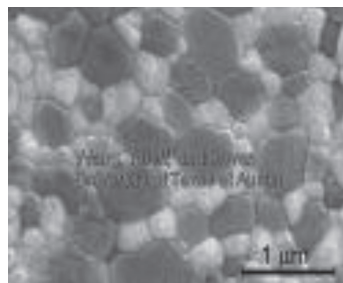


Figura 5.14 Microfotografías de un composite

Para unir un grupo funcional a la superficie de la sílica o de la alúmina, la vía más utilizada es la sililación ilustrada en la figura 5.15 (Mansur *et al.*, 2000; Bois *et al.*, 2003; Walcarius *et al.*, 2004). Los organosilanos también se emplean en la modificación de silicatos laminados, como las arcillas smectita y vermiculita en las cuales se han investigado más de cerca los procesos de funcionalización (Mercier y Detellier, 1995; Mercier y Pinnavaia, 1998; Park y Kwon, 2004; Sayilkan *et al.*, 2004)

Debido a la microestructura tetraédrica y los mesoporos de la sílica (Fig. 5.16), se utiliza como matriz de soporte de sustancias reactivas. La sílica con funciones de azufre ha sido reportada como descontaminante ambiental y mostró selectividad ante los iones de Hg(II) (Antochshuk *et al.*, 2003; Olkhovyk, 2004; 2005). Se realizó la funcionalización de la superficie con 3-aminopropil-trimetoxisilano como agente de acoplamiento y de esta manera se introducen las funciones tioureido mediante la síntesis en fase sólida (Hwu, 2002). De esta manera se ha funcionalizado la superficie de la sílica mesoporosa con grupos tioles y tioureas. Uno de los materiales reportados contiene la 1-benzoil-3-propiltiourea en sílica

mesoporosa (MCM-41NH₂) que ante disoluciones de nitrato de mercurio 1.145 mol/L, demostró una adsorción máxima para el Hg(II).de 5.0 mmol g⁻¹.

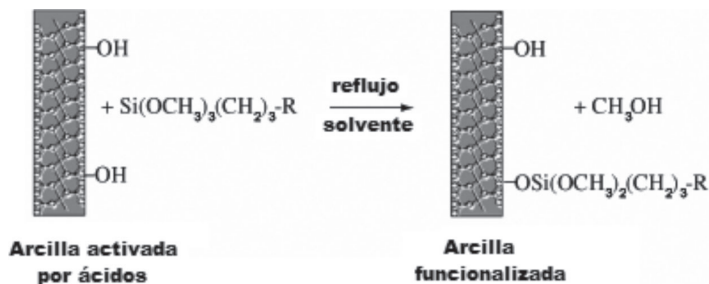


Figura 5.15 Esquema de funcionalización de la superficie de la sílica.

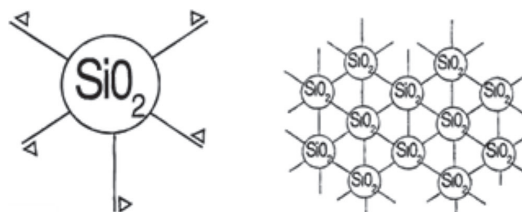


Figura 5.16 Estructura química de la sílica.

Los materiales híbridos e impregnados, basados en la coordinación con los iones metálicos, utilizan las mismas funciones que se introducen en los polímeros y resinas intercambiadoras, ya que han mostrado buena selectividad para metales de transición y por ello se aplican en hidrometalurgia. Ejemplos se mostraron en la tabla 1. En especial, se introduce el ácido iminodiacético (IDA) y su sal (Atzei et al., 2001; Agrawal et al., 2003; Medvedet al., 2006). El aminofosfonato fue introducido en resinas partiendo de los copolímeros: cloruro de bencilvinilo/divinilbenceno y en el más polar acrilonitrilo/acrilato de etilo/divinilbenceno. Ambos polímeros se modificaron primeramente con aminas (etilendiamina y dietilentriamina) y posteriormente se añadió el clorhidrato de dietil tiofosfona (Trochimczuk y Streat, 1999). Estos materiales resultaron con muy buena selectividad Cd/Ni. Posteriormente se ha utilizado este sencillo método de síntesis (Noureddine et al., 2008; Hamabe, 2009) para otras resinas. Estos ligandos y la bis-(piridilmetil)amina (Diniz et al., 2002) han sido extensamente estudiados y utilizados como materiales de separación. El composite comercial CuWRAM[®] se obtiene mediante la funcionalización de la sílica y presenta ligandos de 2-(aminometil)piridina. Este material ha dado resultados de remoción con muy altos coeficientes de selectividad para iones como Ni(II) y Cu(II) en presencia de Zn(II). (Laatikainen, 2007; Sirola, 2010)

El ligando quelatante siempre actúa como donador y el catión metálico como el aceptor de electrones.

Organo-arcillas. Los fenómenos de quimisorción son los más observados en estos sorbentes y en ocasiones prevalece el intercambio iónico que presenta la arcilla sin modificar. La preparación de estos materiales varía según la modificación que se desee realizar en la superficie de la arcilla por la impregnación superficial de polímeros: adsorción física, unión covalente, polimerización in situ, mediante reactivos de unión, atracción iónica irreversible, etc. (Dong et al., 2008). Ver figura 5.17.

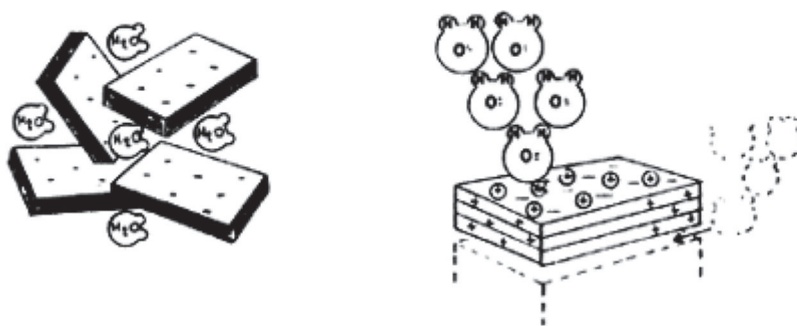


Figura 5.17 Inclusión e impregnación de sustancias en arcillas

Existen numerosos reportes en la literatura acerca de nuevos materiales sintetizados y empleados para la remoción de iones metálicos en agua. Entre estos reportes, existen patentes que se comercializan con excelentes resultados (Piña et al., 1997). En la revisión de reportes acerca de los materiales utilizados para la remoción de iones metálicos y otras especies, los iones metálicos más estudiados y con mejores resultados de remoción se encuentran los siguientes: Cu(II), Co(II), Cr(II), Pb(II), Cd(II), Zn(II), AsO_4^{3-} y existen menos reportes con buenas eficiencias para Hg(II) y Mn(II) y otras formas de asociaciones metálicas (Figueras, 1988; Fogler y Srinivasan, 1990; Raloff, 1998; Cooper *et al.*, 2002; Street, 2002; Bennette y Hulbert, 2003; Darder *et al.*, 2003; Letaif, 2003; Ruiz-Hitzky *et al.*, 2000; 2004a; 2004b; Celis et al., 2004; Silva et al., 2004).

De manera general, en la tabla 5.2 se muestran algunos ejemplos de materiales utilizados para los contaminantes más importantes. Se menciona el tipo de material utilizado, incluso sorbentes convencionales. La modificación química de materiales con fines de remoción de contaminantes es un tema que se encuentra en el estado del arte dentro de la ciencia de los materiales y de las ciencias ambientales. Esto es debido a las diversas posibilidades de diseño de sus propiedades: selectividad, capacidad de adsorción y desorción, estabilidad, reversibilidad, sustentabilidad, formas tecnológicas del producto que van desde las nanopartículas hasta membranas y que predicen usos inmediatos o futuros.

Tabla 5.2 Materiales usados para la extracción de contaminantes.

Contaminante(s)	Material (Autores)
Compuestos Orgánicos Volátiles	Carbón activado (Puziy, 2007)
Bifenoles y compuestos aromáticos	Arcillas (R-Hitzky, 2004a y 2004b)
Pb(II)	Sílica natural modificada (Piña, 1997)
Cu(II), Cr(III), Pb(II), Zn(II), Cd(II)	Alfalfa/Medicago Sativa (Gardea Torresdey 1998)
Cu(II), Co(II), Cd(II), Pb(II)	Carbón activado (Puziy, 2004)
As(V)	Médula de coco (Anirudhan, 2007)
Pb(II)	Poliacrilato (Street, 2002)
Hg(II)	Resinas coordinadas con tioureas (Zuo, 1995)
Clorofenoles, colorantes básicos, iones metálicos	Ácidos húmicos (Janos, 2005)
Biomasa	Cáscara de coco y carbón activado (Igwe, 2008)

La búsqueda de materiales económicos es una necesidad dado los grandes volúmenes de agua a tratar en cualquier tecnología ambiental (Kumar, 2006; Kurniawan *et al.*, 2006). En México y Chile se desarrollan investigaciones con minerales volcánicos diversos y zeolitas de yacimientos locales para usarlos como adsorbentes e intercambiadores iónicos en tratamientos de aguas (Piña *et al.*, 1997; Valdivia *et al.*, 2000; Vaca-Mier *et al.*, 2001; Ostroumov *et al.*, 2002; Dávila-Rangel *et al.*, 2005; Navia *et al.*, 2005; Llanes-Monter *et al.*, 2007; López Muñoz *et al.*, 2009).

Minerales de hidalgo

Se presentan algunos estudios previos acerca de los tres minerales de bajo costo originarios del Estado de Hidalgo que han sido estudiados recientemente para ser valorados en tratamiento de aguas contaminadas, debido a su bajo costo, abundancia y posibilidades, ya que existen en todo el país y su explotación es importante para la entidad federativa.

Tezontle. Es un material pétreo originario de las rocas ígneas, formado por la solidificación de materiales fundidos que provienen de magma y erupciones. Son de tipo extrusivo, o sea, que solidificaron en la superficie de forma rápida. Están compuestos principalmente por anordita y su composición es $\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot (\text{SiO}_2)_2$ (Pearl, 1971; Vargas Tapia *et al.*, 2008). La estructura de la anordita se muestra en la figura 5.18. Presentan óxidos de Fe que le confieren el color rojo o negro, característico según la presencia de hematita o magnetita.

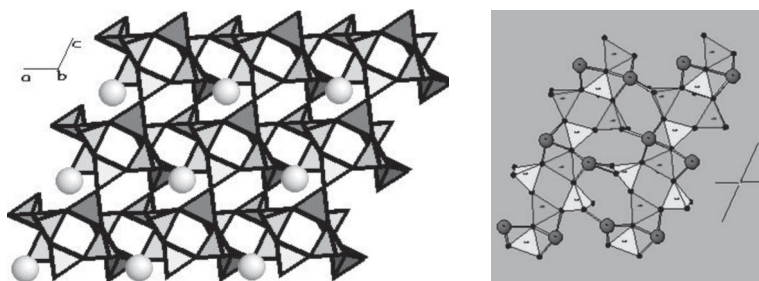


Figura 5.18 Estructura básica de la anordita, presente en los Tezontles negro y rojo.

Son de estructura vesicular con existencia de muchos poros abiertos y cerrados y mayormente se localizan en la zona del eje neovolcánico del país (Svenec, 1990). Su uso es ornamental, en la construcción, como rellenos y en hidropónicos debido a su alta retención de agua. El material es adecuado para la filtración por su elevada resistencia. En la tabla 5.3 se muestran algunas de las características más importantes que presenta el tezontle.

Tabla 5.3 Características físicas del tezontle.

Tipo básico	Ígnea; roca volcánica. Extrusiva
Grupo	Óxidos
Formula química	$\text{CaO AlO}_3 (\text{SiO}_2)_2$
Formación u origen	Volcánico
Dureza	5 Mohs
Textura	Vesicular, burbujeado; porosa
Densidad	De 1. 2 a 1.6 g/cm ³
Color	De rojos anaranjado a tonos amarillentos
Brillo	Mate
Propiedades	Guarda calor. No es permeable ni aislante. De rápida erosión
Peso específico	2.41 g/Ml
Porosidad	75.9 %
Pérdida por Ignición	0.49 %
Solubilidad en HCl 30%	0.74 %
Solubilidad en NaOH 30%	0.55 %
Pérdida por abrasión	0.60 %

El tezontle se ha probado como material filtrante para la remoción de sólidos suspendidos en aguas (Valdivia Soto et al., 2000; Vaca Mier et al., 2001; Navia et al., 2005)

contaminadas. En un filtro piloto de tipo domestico (Valdivia Soto et al., 2000) disminuyó la demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, concentración de nitrógeno amoniacal y nitratos. Se reportan eficiencias de separación de materia orgánica suspendida hasta del 74% y una reducción de la turbiedad, con eliminación total de las bacterias coliformes. (Vaca Mier et al., 2001). También se reportan remociones de SST hasta de un 95% y DQO del 80 % (Navia et al., 2005).

Recientemente se ha probado la remoción de especies de uranio por este material a muy bajas concentraciones y se han reportado los coeficientes de Langmuir para dos especies estables en diferentes pH, sin recomendar aún su aplicación apropiada ni reportar los % de remoción obtenidos (López Muñoz et al., 2009).

También se han reportado muy altos % de remoción de iones Cu(II), Cd(II), Co(II), Hg(II), Mn(II), Ni(II), Pb(II) y Zn(II) en agua, sin presentar selectividad (Ortiz Polo et al., 2007; 2009a; 2009b). En estos trabajos se realizó el estudio de las isoterms de Langmuir para los iones observando comportamientos muy diferentes entre los coeficientes calculados para cada ion. Esto implica que el mecanismo de adsorción presente no es el mismo para todos. Se realizó el cálculo de la capacidad de intercambio iónico del tezontle, el cual resultó muy bajo y se plantea que debido a tan baja superficie específica determinada, el fenómeno de fisisorción superficial no es el que se presenta, sino una quimisorción que no es intercambio iónico.

Conclusiones

Los materiales se utilizan en diferentes procesos, desde los tratamientos primarios a sencillos hasta terciarios, muy específicos según el contaminante. Las tecnologías deben cumplir con la finalidad de ser eficiente ante la de remoción de los contaminantes y reversible para la recuperación de elementos en los flujos industriales. Pero la principal premisa para definir si es conveniente o no el uso de un material es la de llevar las concentraciones finales por debajo de los niveles establecidos en la normativa y legislación de la calidad del agua potable y/o descarga de aguas residuales a cuerpos de agua.

El diseño, la preparación y el estudio de nuevos materiales para la remoción de iones de alta toxicidad tienen aún mayor importancia para el tratamiento de aguas en zonas mineras. Por tanto, es necesario estudiar las tecnologías basadas en nuevos materiales, de preferencia con materia prima de la región, que permitan la extracción de los iones del agua contaminada y lograr niveles menos peligrosos para la salud de la población.

Referencias

- Abate G; Lichtig J., Masini J. "Construction and evaluation of a flow-through cell adapted to a commercial static mercury drop electrode (SMDE) to study the adsorption of Cd(II) and Pb(II) on vermiculite". *Talanta*. 58, 3, 2002, p. 433-443

- Afkar K., El-Hadi A., Samia A. "Studies on Cr III-cellulose acetate complexes Polymer Degradation and Stability" *Polymer* 40, 1, 1993, p. 121-124.
- Agrawal A., Sahu K.K. y Rawat J.P. "Kinetic studies on the exchange of bivalent metal ions on amberlite IRC-718 - An iminodiacetate resin". *Solvent Extract. Ion Exch.* 21, 5, 2003, p. 763-782.
- Akelah A., Moet A. *Functionalized polymers and their applications*. London, Chapman. &. Hall. 1990.
- Amuda O.S. y Ibrahim A.O. "Industrial wastewater treatment using natural material as adsorbent". *African J. Biotechnol.*, 5, 16, 2006, p. 1483-1487.
- Anirudhan T., Unnithan M. "Arsenic (V) removal from aqueous solutions using an anion exchanger derived from coconut coir pith and its recovery". *Chemosphere*. 66, 2007, p. 60-66.
- Anirudhan T.S., Divya L., Suchithra P.S. "Kinetic and equilibrium characterization of uranium(VI) adsorption onto carboxylate-functionalized poly(hydroxyethylmethacrylate)-grafted lignocelluloses". *Journal of Environmental Management* 90, 1, 2009, p. 549-560.
- Antochshuk V., Olkhovik O., Jaroniec M., Park I.S., Ryoo R. "Benzoylthiourea-Modified Mesoporous Silica for Mercury(II) Removal". *Langmuir*, 19, 7, 2003, p. 3031-3034.
- Atzei D., Ferri T., Sadun C., Sangiorgio P. y Caminiti R. "Structural characterization of complexes between iminodiacetate blocked on styrene-divinylbenzene matrix (Chelex 100 resin) and Fe(III), Cr(III), and Zn(II) in solid phase by energy-dispersive X-ray diffraction". *J. Am. Chem. Soc.*, 123, 11, 2001, p. 2552-2558.
- Banzal R.C., Donnet J.B., Stoeckli F. *Active Carbon*. New York/Basel, Marcel Dekker. 1988.
- Barrer R.M. *Zeolites Synthesis, Structure, Technology and application*. Amsterdam, Elsevier 1985. pp 24
- Bartkowiak D.J., Kolarz B.N. "Gold sorption on weak base anion exchangers with aminoguanidyl groups". *European Polymer Journal*, 38, 11, 2002, p. 2239-2246.
- Bennete R.H, Hulbert M. "Removal of heavy metals from waste waters by natural and in-exchanged bentonites". *Clays and clay minerals*. 51, 5, 2003, p. 475-480.
- Bhat A., Banthia A. "Preparation and Characterization of Poly(vinyl alcohol)-Modified Red Mud Composite Materials". *Journal of Applied Polymer Science*, 103, 2007, p. 238 - 243.
- Bigi, E. Boanini, M. Gazzano, A. Kojdecki, K. Rubini. "Microstructural investigation of hydroxyapatite-polyelectrolyte composites". *J. Mater. Chem.*, 14, 2, 2004, p. 274 - 279.
- Blalock E. M. *A beginner's guide to microarrays*. Norwell, Mass, USA, Kluger Academic Publisher. 2003.

- Buschmann H.J., Wenz G., Cleve E., Schollmeyer E. "Mercury removal from wastewater using porous cellulose carrier modified with polyethyleneimine". *Water Research*. 30, 10, 1996, p. 2488-2494.
- Byrne N., Efthimiadis J., MacFarlane D.R., Forsyth M. "The enhancement of lithium ion dissociation in polyelectrolyte gels on the addition of ceramic nano-fillers". *J. Mater. Chem.*, 14, 1, 2004, p. 127 – 133.
- Castro M., Cruz J., Otazo-Sánchez E., Perez-Marin L. "Theoretical Study of the Hg²⁺ Recognition by 1,3-Diphenyl-Thiourea". *J. Phys. Chem. A.*, 107, 42, 2003, p. 9000-9007.
- Catalán R., Neira A., Rivas B. L. "Study of graft copolymerization on secondary cellulose fiber with acrylonitrile". *Bol. Soc. Chil Quim.*, vol.47, n.1, 2002, p. 39-47.
- Celik. A., Demirbas A. "Removal of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions via Adsorption onto Modified Lignin from Pulping Wastes". *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, Vol 27, Num 12, Septiembre 2005 , p. 1167 – 1177.
- Celis R., Hermosín M.C., Cornejo J. "Heavy metal adsorption by functionalized clays". *Environmental Science and Technology*, 34, 2004. p. 4593–4599.
- Chojnacki, K. Chojnacka, J. Hoffmann, H. Gorecki. "The application of natural zeolites for mercury removal: from laboratory tests to industrial scale". *Minerals Engineering*. 17, 2004, p. 933–937.
- Cooper C., Jiang J.Q., Ouki S. "Preliminary evaluation of polymeric Fe- and Al-modified clays as adsorbents for heavy metal removal in water treatment Cooper". *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 77, 5, 2002, p. 546-551.
- Corapcioglu M.O. y Huang C.P. "The adsorption of heavy metals onto hydrous activated carbon". *Water Research* 21, 9, 1987, p. 1031-1044.
- Dabrowski A., Hubicki Z., Podkoscielny P, Robens E. "Selective removal of the heavy metal ions from waters and industrial wastewaters by ion-exchange method". *Chemosphere*, 56, 2, 2004, p. 91-106.
- Darder M., Colilla M., R-Hitzky E. "Biopolymer-clay nanocomposites based on chitosan intercalated in montmorillonite". *Chem. Mater.*, 15, 2003, p. 3774-3780.
- Dávila Rangel J. I., Solache Ríos M., Badillo Almaraz V. E. "Comparison of three Mexican aluminosilicates for the sorption of cadmium". *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 267, 1, 2005, p. 139-145.
- Demirbas A. "Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review". *Journal of Hazardous Materials*, 157, Num. 2-3, 2008, p. 220-229.
- Dempsey B., Burgos W, Royer R., Roder E. "Modeling the sorption kinetics of divalent metal ions to hematite". *Water Research*, .38, 10, 2004, p. 2499-2504.
- Diniz C. V., Doyle F. M.; Ciminelli V. S. T. "Effect of pH on the adsorption of selected heavy metal ions from concentrated chloride solutions by the chelating resin Dowex M-4195". *Separation Science and Technology*, 37, 14, 2002, p. 3169 – 3185.

- Dinu M.V., Dragan E. S., Trochimczuk A. W. "Sorption of Pb(II), Cd(II) and Zn(II) by iminodiacetate chelating resins in non-competitive and competitive conditions". *Desalination*, 249, 1, 2009, p. 374-379.
- Dominguez L.;Yue Z.;Economy J.;Mangun C.L. "Design of polyvinyl alcohol mercaptyl fibers for arsenite chelation". *Reactive and Functional Polymers*, 53, 2, 2002, p. 205-215.
- Eldridge R.J. "Chelating Ion Exchange Resins". En: Ian D. Wilson, E. R. Adlard, Michael Cooke -*Encyclopedia of Separation Science. Vol 10*. Academic press. 2000. 2271-2279 p.
- Erdem E., Karapinar N., Donat R. "The removal of heavy metal cations by natural zeolites". *Journal of Colloid and Interface Science*. 280, 2004. p. 309-314.
- Figueras F. "Pillared Clays as Catalysis". *Catal. Rev. Sci. Eng.* 30, 3, 1988. p. 457- 499.
- Fogler S.H., Srinivasan K.R. "Modified clay sorbents". United States Patent No. 4916095. 04/10/1990.
- Gardea Torresdey J.R., González J.H., Tiemann KJ, Rodríguez O, Gámez G. "Phytofiltration of hazardous cadmium, chromium, lead and zinc ions by biomass of *Medicago sativa* (Alfalfa)". *J. Hazardous Materials*, 57,1-3, 1998, p. 29-39.
- Geckeler K.. "Polymer metal complexes for environmental protection. Chemoremediation in the aqueous homogeneous phase". *J. Pure and Appl. Chem.*, 73, 1, 2001, p. 129-136.
- Geckeler K. *Water-based metal remediation processes: basics and novel developments*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security Green Chemical Reactions. 2008. 131-153p
- Gier S., Johns W.D. "Source Heavy metal-adsorption on micas and clay minerals studied by X-ray photoelectron spectroscopy". *Applied Clay Science*, 16, 5, 2000, p. 289- 299.
- Gundogan R.; Acemioglu B., Alma M. "Copper (II) adsorption from aqueous solution by herbaceous peat". *J. Colloid Interface Sci.*, 269, 2, 2004, p. 303-309.
- Gupta VK., Ali I. *Encyclopedia of surface and colloid science*. New York, Marcel Dekker. 2002. 136-146 p.
- Guzmán J., Saucedo I., Navarro R., Revilla J., Guibal E. "Vanadium interaction with chitosan: Influence of polymer protonation and metal speciation". *Langmuir*, 18, 2002, p. 1567.
- HAMABE Y, Hirashima Y, Izumi J., Yamabe K, Jyo A. "Properties of a bifunctional chelating resin containing aminomethylphosphonate and sulfonate derived from poly(ω -bromobutylstyrene-co-divinylbenzene) beads". *Reactive and Functional Polymers*, 69, 11, 2009, p. 828-835.
- HARTER R.D. *Adsorption Phenomena*. Van Nostrand, Reinhold. 1987.
- HERRIN R.T., Andren A.W. y Armstrong D.E. "Determination of silver speciation in natural waters. 1. Laboratory tests of Chelex-100 chelating resin as a competing ligand". *Environ. Sci. Technol.*, 35, 10, 2001, p. 1953-1958.

- HORSEFALL M., Spiff A.I., Abia A.A. #Studies on the influence of mercaptoacetic acid (MAA) modification of cassava (*Manihot sculenta* cranz) waste Biomass on the adsorption of Cu²⁺ and Cd²⁺ from aqueous solution". *Bull. Korean Chem. Soc.*, 25, 7, 2004, p. 969-976.
- HWU J., Jain L., Fu-Yuan T. y Balakymar A. "Ceric ammonium nitrate impregnated on silica gel in the removal of the tert-butoxycarbonyl group". *ARKIVOC*. (IX), 2002, p. 28-36.
- IGWE J.C., Ogunewe D., Abia A.A. "Maize Cob and Husk as Adsorbents for removal of Cd, Pb and Zn ions from wastewater". *The physical Sci.*, 2, 2003, p. 83-94.
- Igwe J.C, Abia AA. "Sorption kinetics and intraparticulate diffusivities of Cd, Pb and Zn ions on maize cob". *Afr. J. Biotech.*, 4, 6, 2005a, p. 509-512.
- Igwe J.C., Ogunewe D., Abia A.A. "Competitive adsorption of Zn(II), Cd(II) and Pb(II) ions from aqueous and non-aqueous solution by maize cob and husk". *Afr. J. Biotech.* 4, 10, 2005b, p. 1113-1116.
- Igwe J.C., Okpereke O.C., Abia A.A. "Sorption kinetics and intraparticulate diffusivities of Co, Fe, and Cu, ions on EDTA modified maize cob". *Intern. J. Chem. India.* 15, 3, 2005c, p. 187-191.
- Igwe J.C., Abia A.A. "A bioseparation process for removing heavy metals from waste water using biosorbents". *African Journal of Biotechnology*, 5, 12, 2006a, p. 1167-1179.
- Igwe J.C., Abia A.A. "Sorption kinetics and intraparticulate diffusivity of As(III) bioremediation from aqueous solution, using modified and unmodified coconut fiber". *Eclat. Quím.*, 31, 3, 2006b http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46702006000300003
- Igwe J.C., Abia A.A. "Adsorption isotherm studies of Cd (II), Pb (II) and Zn (II) ions bioremediation from aqueous solution using unmodified and EDTA-modified maize cob". *Eclat. Quím.*, 32, 1, 2007. http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-46702007000100005&script=sci_arttext.
- Igwe J.C., Abia A.A., Ibeh A.C. "Sorption kinetics and intraparticulate diffusivities of Hg(II), As(III) and Pb(II) ions detoxification from wastewater using modified coconut fiber". *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 5, 1, 2008, p. 83-92. <http://www.ceers.org/ijest/issues/full/v5/n1/501010.pdf>.
- Jang J.H., Dempsey B.A.. "Coadsorption of As(III) and As(V) onto hydrous ferric oxide: Effects on abiotic oxidation of As(III) extraction efficiency and model accuracy". *Env. Sc. & Technology*. 42, 8, 2008. p. 2893-2898.
- Janos P. "Separation Methods in the Chemistry of Humic Substances". *J. Chromatogr. A*. 983, 1-3, 2005, p. 1-18.
- Kabay H.; Demircioglu M., Yayli S, Yuksel M, Saglam M., Levison P. "Removal of metal ions from aqueous solution by cellulose ion exchangers". *Separation Science and Technology*. 341, 1999, p. 41-51.

- Sirola Katri, Laatikainen Markku and Paatero Erkki, "Effect of temperature on sorption of metals by silica-supported 2-(aminomethyl)pyridine. Part I: Binding equilibria". *Reactive and Functional Polymers*, 70, 1, 2010, p. 48-55.
- Koch K. R. "New chemistry with old ligands: N-alkyl- and N,N-dialkyl-N -acyl(aroyl) thioureas in coordination, analytical and process chemistry of the platinum group metals". *Coordination Chemistry Reviews*. 216-217, 2001, p. 473-488.
- König K. H., Schuster M., Steinbrech B., Schneeweiss G., Schlodder R.. "Benzoylthioureas: Reagents for selective extraction to separate and enrich Platinum – group metals". *Fresenius ' Z. Anal. Chem.*, 25, 1985. p. 457-460,
- Kumar U. "Agricultural products and by-products as a low cost adsorbent for heavy metal removal from water and wastewater: A review." *Scientific Research and Essay*. 1, 2, 2006, p. 033-037.
- Kurniawan T., Chan G., Lo W. and S. Babel. "Comparisons of low-cost adsorbents for treating wastewaters laden with heavy metals". *Sci. Total Environ.*, 366, 2006, p. 409-426.
- Laatikainen M., Sirola K., Paatero E. "Binding of transition metals by soluble and silica-bound branched poly(ethyleneimine): Part I: Competitive binding equilibria". *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 296, 1-3, 2007, p. 191-205.
- Lazo Fraga A. R., Collins A, Forte G., Rescifina A., Punzo F. "Structures and properties in different media of N,N-(diethylcarbamothioyl)furan-2-carboxamide: A ionophore for sensor membranes". *Journal of Molecular Structure*, Vol 929, Num. 1-3, 2009, p. 174-181.
- Lee B. G., Rowell R.M. "Removal of Heavy Metal Ions from Aqueous Solutions Using Lignocellulosic Fibers". *Journal of Natural Fibers*, 1, 1, 2004. p. 97 – 108. http://www.fpl.fs.fed.us/documnts/pdf2006/fpl_2006_rowell005.pdf
- Letaif S., Casal B., Aranda P, Marti-Luengo M.A., R-Hiztky E. "Fe-containing pillared clays as catalysts for phenol hydroxylation". *Appl. Clay Sci.*, 22, 2003, p. 263-277.
- Llosa Tanco M.A.; Pacheco Tanaka D.A.; Flores V.C.; Nagase T., Suzuki T.M. "Preparation of porous chelating resin containing linear polymer ligand and the adsorption characteristics for harmful metal ions". *Reactive and Functional Polymers*, 53, 2, 2002, p. 91-101.
- Llanes-Monter M M., Olguín M.T., Solache-Ríos M.J. "Lead sorption by a Mexican, clinoptilolite-rich tuff." *Env. Sci. Pollut. Res.*, 14, 6, 2007, p. 397-403.
- López Muñoz B. E., Durán Blanco J.M., Iturbe García J.L., Olguín Gutiérrez M.T. "Uranium Sorption on "Tezontle" Volcanic Rock". *J. Mex. Chem. Soc.*, 53, 4, 2009, p. 239-242.
- Medved, J., Matúš, P., Bujdoš, M., Kubová, J. "Gold and silver determination in waters by SPHERON® thiol 1000 preconcentration and ETAAS". *Chemical Papers*, 60, 1, 2006, p. 27-31.

- Melin G. *Treatment Technologies for Removal of Methyl tert-Butyl Ether from Drinking Water: Air stripping, oxidations*. Fountain Valley, CA, The California MTBE Research Partnership by the National Water Research Institute. 2000.
- Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. 4th Ed.* NY, Mc Graw Hill. 2003.
- Mostafa MR. "Adsorption of mercury, lead and cadmium ions on modified activated carbon". *Adsorption Sci. Technol.*, 15, 1997, p. 551-557.
- Navia R., Fuentes B., Diez M.C., Lorber KE. « The use of volcanic soil as mineral landfill liner III. Heavy metal retention capacity". *Waste Manage Res.*, 23, 2005, p. 260-269.
- Olkhovyk O., Antochshuk V., Jaroniec M. "Benzoylthiourea-modified MCM-48 mesoporous silica for mercury(II) adsorption from aqueous solutions". *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspect*, 236, 1-3, 2004, p. 69-72.
- Olkhovyk O., Jaroniec M. "Ordered Mesoporous Silicas with 2,5-Dimercapto-1,3,4-Thiadiazole Ligand: High Capacity Adsorbents for Mercury". *Adsorption*, 11, Num 3-4, 2005, p. 205-214.
- Ortiz, A., Richards R. M., Otazo E. M., Acevedo O. A., Prieto F, Hernandez J. Gordillo A. "New organo-inorganic materials for water contaminants remediation". *Materials Research Society Spring Meeting Proceedings*. 2007.
- Ortiz Polo A., Otazo Sánchez E. M., Prieto García F., Gordillo Martínez A. J., Acevedo Sandoval O. A. "Perspectivas Ambientales del uso del tezontle en la descontaminación de iones metálicos en agua". En: *Estudios Ambientales 2004-2009*. Editores. Otazo Sánchez E. M., Coronel Olivares C., Prieto García F., González Ramírez C. A., Gordillo Martínez A. J. Pachuca de Solo, Ed Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 2009. 17-20 p.
- Ortiz Polo, Araceli. Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 2009.
- Ostroumov F.M., Ortiz L.E., Corona C.P. *Zeolitas de México: diversidad mineralógica y aplicaciones*. México, DF, Sociedad Mexicana de Mineralogía. 2002. 1-6 p.
- Otazo Sánchez E., Estévez Hernández O., Pérez Marín L., Alonso Chamarro J., Rojas Lima S. "Aroylthioureas: new organic ionophores for heavy-metal ion selective electrodes". *J. Royal Soc. Chem. Perkin Trans.*, 2, 11, 2001, p. 2211-2218.
- Pavan F.A., Alzira M.S. Lucho, Reinaldo S. Gonçalves, Tania M.H. Costa, and Edilson V. Benvenuto "Anilinepropylsilica xerogel used as a selective Cu (II) adsorbent in aqueous solution". *Journal of Colloid and Interface Science*, 263, 2003, p. 688-691.
- Pearl R.M. *Geología. 3a. ed.* México D.F, CECSA. 1971.
- Pérez-Marin L., Castro M., Otazo-Sánchez E., Cisneros G. "Density functional study of molecular recognition and reactivity of thiourea derivatives used in sensors for heavy metal polluting cations". *International Journal of Quantum Chemistry*. 80, 2000, p. 609-622.

- Peric J., Trgo M., Vokojevic N. "Removal of Zinc copper and lead by natural zeolite – a comparison of adsorption isotherms". *Water Research*, 38, 7, 2004, p. 1893-1899.
- Petkova, V. "Remoción de hierro y manganeso por adsorción-oxidación sobre zeolita natural, método para formar el medio de contacto y regenerar su capacidad de adsorción" Patente No. 221687 Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial. Solicitud No 002984 del 24 de abril de 1997. Otorgada el 24 de julio de 2004. Núm. 12392, SECOFI, Dictamen 10/6/1997, publicado en octubre de 1998, p. 23 Gaceta del Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial. 2004.
- Petrus R. y Warchol J. "Heavy metal removal by clinoptilolita. An equilibrium study of multicomponent system". *Water Research.*, 39, 2005, p. 819 -830.
- Piłśniak M., Trochimczuk A. W. "Synthesis and characterization of polymeric resins with aliphatic and aromatic amino ligands and their sorption behavior towards gold from ammonium hydroxide solutions". *Reactive and Functional Polymers*, 67, 12, 2007, p. 1570-1576.
- Piña M., Rivera Huerta Ma. de L. y Montellano L.. Patente mexicana Núm. 62392/972984/23, de abril de 1997, Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial, Núm. 12392, SECOFI, Dictamen 10/6/1997, publicado en octubre de 1998, p. 23 Gaceta del Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial. 1997.
- Pollino J. M. y Weck M. "Non-covalent side-chain polymers: design principles, functionalization strategies, and perspectives". *Chem. Soc. Rev.*, 34, 3, 2005, p. 193-207.
- Puziy, O., Poddubnaya, V., Zaitsev and O. Konoplińska, "Modelling of heavy metal ion binding by phosphoric acid activated carbon". *Appl. Surf. Sci.*, 221, 2004, p. 421-429.
- Puziy, O., Poddubnaya, J.A., Ritter, A.D., Ebner, C.E., Holland. "Elucidation of ion binding mechanism in heterogeneous carbon-composite adsorbents". *Carbon*, 39, 15, 2007, p. 2313-2324.
- Pyrzyńska K., Trojanowicz M. "Functionalized Cellulose Sorbents for Preconcentration of Trace Metals in Environmental Analysis". *Critical Reviews in Analytical Chemistry*. 29, 4, 1999, p. 313-321.
- Raloff J. "EPA Honors a Greening of U.S. Industry". *Science News*, 13, 1998, p.22.
- Richards Uribe Rosa María, Tesis de Maestría en Química. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 2007.
- Richards Uribe Rosa María, Otazo Sánchez Elena María Prieto García, Francisco, Gordillo Martínez Alberto José. "Evaluación de la eficiencia de adsorción del poli(feniltioncarbamato de vinilo) ante iones metálicos contaminantes del agua". En: *Estudios Ambientales 2004-2009*. Editores. Otazo Sánchez E. M., Coronel Olivares C., Prieto García F., González Ramírez C. A., Gordillo Martínez A. J. Ed Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo 2009. 179-188 p.

- Rivas B., Pereira E., Moreno-Villoslada I. "Water-soluble polymer-metal ion interactions". *Progress in Polymer Science*, 28, 2, 2003, p. 173-208.
- Rivera Huerta M.L., Cortés Muñoz J.E., Piña Soberanis M., Martín Domínguez A. II-066 - Remoción de hierro y arsénico de agua para consumo humano mediante precipitación y adsorción en Zimapán, Hidalgo, México. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Rios Grande do Sul. Brasil. <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/tratagua/ii-066.pdf>. 2000.
- Rodríguez Fuentes G.. *Eliminación de Metales Tóxicos Mediante Zeolitas Naturales*, Universidad de la Habana, Cuba. 1997.
- R-Hitzky E., Aranda P., Serratos M. "Organic/Polymeric Interactions with Clays". Cap. 3. En: S.M. Auerbach, K.A. Carrado, P.K. Dutta, Eds., *Handbook of Layered Materials*. New York, Marcel. Dekker. 2004a. 91-154 p
- R-Hitzky E. "Organic-Inorganic Materials: From Intercalations to Devices". Cap 2. En: P. Gómez-Romero, C. Sánchez, Eds. *Functional Hybrid Materials*. Wiley-VCH Verlag GmbH. 2004b.
- R-Hitzky E., Aranda P. "Electroactive Polymers Intercalated in Clays and Related Solids". En: T.J. Pinnavaia & G.W. Beall, Eds. *Polymer-Clay Nanocomposites*. West Sussex, John Willey & Sons. 2000. 19-46 p.
- Rowell R.M. "Removal of metal ions from contaminated water using agricultural residues". Ecowood. 2nd International Conference on Environmentally-Compatible Forest Products Fernando Pessoa University, Oporto, Portugal, 20-22 September 2006. 241-250 p.
- Reddad Z., Gerente C., Andres Y., Cloire P. "Adsorption of several metal ions onto a low-cost biosorbent: Kinetic and equilibrium studies". *Environmental Science and Technology*. 36, 2002, p. 2067 – 2073.
- Sánchez J., Hidalgo M., Salvado V. "The selective adsorption of gold (III) and palladium (II) on new phosphine sulphide-type chelating polymers bearing different spacer arms: Equilibrium and kinetic characterization". *Reactive & Functional Polymers*, 46, 2001, p. 283–291.
- Schlaak B., Strasdeit M. "Adsorption of nickel(II), zinc(II) and cadmium(II) by new chitosan derivatives". *Reactive and Functional Polymers*, 44, 3, 2000, p. 289-298.
- Sherrington D. "Polymer Supported Reagents, Catalysis and Sorbents: Evolution and Exploitation. A personalized View". *Journal Polymer Science. Part A: Polymer Chemistry*, 39, 2001, p. 2364-2377.
- SenGupta S. y Sengupta A.K. "Trace Heavy Metal Separations by chelating Ion Exchangers". En: A. Sengupta. *Environmental Separation of Heavy Metal*. U. S.A, Lewis Publishers and CRC Press. 2002. 45 – 67 p.
- Silva G., Bussetti De, Eladio A. "Adsorption of poly(vinyl alcohol) on montmorillonite". *Clays and clay minerals*, 52, 3, 2004, p. 334-340.

- Solodovnik T. "Application of chitin containing sorbents for treatment of water solutions". *Combined and Hybrid Adsorbents*, 2006, p. 275–280.
- Street K.W., Hovanitz E.S., Chi S. "Lead Removal from Synthetic Leachate Matrices by a Novel Ion-Exchange Material". NASA/TM—211090. 2002. <http://gltrs.grc.nasa.gov/reports/2002/TM-2002-211090.pdf>
- Svenek J. *Minerales*. Praga, Ed. Susaeta. 1990. 7 – 27 p.
- Tartamella T.L., Luo S., McCauley K. M., Smale M. W. "Process for producing functionalized polymers". US Patente solicitada número 0043046 del año 2009 <http://www.faqs.org/patents/app/20090043046#ixzz0yh5fgteR>
- Trochimczuk A.W.y Streat M. "Novel chelating resins with aminothiophosphonate ligands". *React. Funct. Polym.* 40, 1999, p. 205-213.
- Trochimczuk A. W., Kolarz B.N. "Synthesis and chelating properties of resins with methylthiourea, guanylthiourea and dithiocarbamate groups". *European Polymer Journal*, 36, 11, 2000, p. 2359-2363.
- Trochimczuk A.W., Kolarz B. N. y Jermakowicz-Bartkowiak D. "Metal ion uptake by ion-exchange/chelating resins modified with cyclohexene oxide and cyclohexene sulphide". *European Polymer Journal*, 37, 3, 2001, p. 559-564.
- Turanov A.N., Karandashev V.K., Proshin A.N. "Extraction Properties of Hexamethylene-1,6-bis[(N-benzoyl)thiourea] in Hydrochloric Acid Solutions". *Russian Journal of Inorganic Chemistry*, 51, 12, 2006, p. 1968–1972.
- Valdivia Soto C. A., González Barceló O., González Martínez S. *Filtración combinada en lechos de piedras porosas para el tratamiento de aguas residuales*. Coordinación de Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México D.F. 2000.
- Vaca Mier M., Magdaleno Chapa L., Sosa Carrera M., Monroy Mendieta M., Jiménez Cisneros B. *Tratamiento terciario de Aguas Residuales por Filtración e Intercambio Iónico*, UAM, UNAM, México. 2001.
- Vargas Tapia P., Castellanos Ramos J.Z., Muñoz Ramos J.J., Sánchez García P., Tijerina Chávez L., López Romero R.M., Martínez Sánchez C., Ojo de agua Arredondo J.L. "Efecto del tamaño de partícula sobre algunas propiedades físicas del tezontle de Guanajuato, México". *Agricultura Técnica en México*. 34, 3, 2008, p. 323-331. <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/pdf/608/60811116007.pdf>
- Vengris T.; Binkiene R.; Sveikauskaite A. "Nickel, copper and zinc removal from waste water by a modified clay sorbent". *Applied Clay Science*, 18, 3, 2001, p. 183-190.
- Vest P., Schuster M. y König K. H. "Solventextraktion von Platinmetallen mit N-mono-und N,N-di-substituierten Benzoylthioharnstoffen". *Fresenius 'Z. Anal. Chem.*, 335, 1989, p. 759.
- Volesky, B. "Detoxification of metal-bearing effluents: Biosorption for the next Century". *Hydrometallurgy*, 59, 2-3, 2001, p. 203-216.

- Wang, X.; Du, Y.; Fan, L.; Liu, H. & Hu, Y. "Chitosan- metal complexes as antimicrobial agent: Synthesis, characterization and Structure-activity study". *Polymer Bulletin*, 55, 2005, p.105-113.
- Wongkaew M., Imyim A., Eamchan P. "Extraction of heavy metal ions from leachate of cement-based stabilized waste using purpurin functionalized resin". *Journal of Hazardous Materials*, 154, 2008. p. 739–747.
- Zuo G., Muhammed M. "Extraction of Gold and Silver by Thiourea-Based Reagents". *Separ. Sci. Technol.*, 25, 13-15, 1990, p. 1785-1802.
- Zuo G., Muhammed M. "Extraction of mercury(II) by thiourea-based reagents". *Solv. Extr Ion Exch* 13, 5, 1995a, p. 855-878.
- Zuo G., Muhammed M. "Thiourea-based coordinating polymers: synthesis and binding to noble metals". *Reactive Polymers*, 24, 3, 1995b, p. 165-181.



Decoloración de aguas residuales provenientes de la industria textil

Adriana Cortazar Martínez, César Abelardo González Ramírez*,
Javier Castro Rosas, Claudia Coronel Olivares,
José Adelfo Escalante Lozada y José Roberto Villagómez Ibarra

Introducción

En promedio, la industria textil genera de 40 a 65 litros de aguas residuales por kilogramo de ropa procesada. Estas aguas residuales se caracterizan por su color. Durante los procesos de teñido, una gran cantidad de colorantes son vertidos en las aguas residuales. La presencia de colorantes en el agua no solo representa un problema estético, sino que también interfiere en el proceso fotosintético que realizan algunos organismos (Soares *et al.*, 2000). El incremento en la demanda de productos textiles ha causado un aumento en el vertido de las aguas residuales que este tipo de industrias generan, por lo tanto hay una fuerte demanda de tecnologías que permitan eliminar el color en las aguas residuales. Sin embargo, algunas tecnologías son altamente específicas, tienen costos elevados, no se aplican para una amplia variedad de colorantes y no resuelven el problema de la decoloración (Kuhad *et al.*, 2004; Anjaneyulu *et al.*, 2005). El uso de microorganismos, así como de las enzimas que puedan aislarse constituyen un área de oportunidad para el desarrollo de tecnologías que permitan la remoción del color en aguas residuales y por lo tanto su reutilización (Zhang *et al.*, 2000). En esta revisión se pretende dar a conocer algunas de las tecnologías utilizadas para la eliminación del color, haciendo énfasis en los métodos biológicos.

Contaminación generada por colorantes provenientes de la industria textil

Los efluentes de la industria textil se caracterizan por fluctuaciones extremas en muchos parámetros como: demanda química de oxígeno (800-1600 mg/L), pH (generalmente alcalino, de 9-11), sólidos totales (6000-7000 mg/L) y color (1100-4500 unidades). La composición del agua residual dependerá de las sustancias y colorantes que se usen durante el proceso (Manu *et al.*, 2002; Kuhad, *et al.*, 2004; Dos Santos, *et al.*, 2007, Ranganathan *et al.*, 2007).

En la figura 6.1 se muestra parte del proceso que se lleva a cabo en la industria textil y los contaminantes que se generan (Dos Santos, *et al.*, 2007). En el proceso de teñido se generan una gran cantidad de efluentes con colorantes ya que alrededor del 30% de los colorantes se pierden debido a las ineficiencias del proceso y son descargados a los efluentes. El uso de una amplia variedad de colorantes químicos en periodos cortos de tiempo da origen a efluentes extremadamente variados en su composición, que requieren de un tratamiento de aguas muy complejo (Nigam, *et al.*, 1996; Kandelbauer, *et al.*, 2005; Días, *et al.*, 2007).

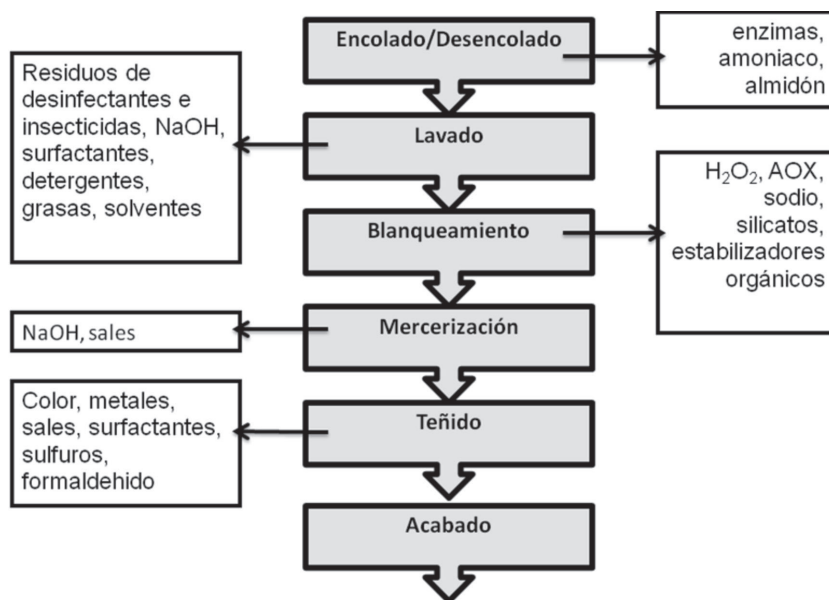


Figura 6.1 Principales contaminantes involucrados en algunos procesos de la industria textil del algodón (Modificado de Dos Santos *et al.*, 2007)

Ademoroti y colaboradores (1992) realizaron un estudio de las descargas de efluentes textiles en Nigeria. Se encontró que el blanqueado, calentamiento y teñido son tres de los

procesos que más consumo de agua tienen. En este estudio además se evaluó la calidad del cuerpo receptor antes y después de las descargas (Tabla 6.1). Como puede verse, la calidad del cuerpo receptor se afecta considerablemente.

Tabla 6.1 Efecto del efluente de una industria textil sobre la calidad del cuerpo receptor (Modificada de Ademoroti *et al.*, 1992).

Parámetro	Agua residual proveniente de diferentes procesos de una fábrica textil	Calidad del cuerpo de agua	
		Antes de la descarga del efluente	Después de la descarga del efluente
Color	Azul	Claro	Azul cielo
pH	8.4-10	7.2	7.7
SS (mg/L)	185.0-294.0	11.3	67.6
ST (mg/L)	1500-2470	23.4	298.3
OD (mgO ₂ /L)	***	8.3	1.3
DBO (mgO ₂ /L)	420-674	2.0	98.7
DQO (mgO ₂ /L)	843.5-1171.0	***	***

Tasa de descarga: 258 L/min.

*** No se menciona

Colorantes utilizados en la industria textil

Más de diez mil diferentes tipos de pigmentos y colorantes sintéticos son usados en diferentes industrias como la textil, papelera, cosmética, farmacéutica, entre otras. Del 2 al 50% de estos colorantes forman parte de las aguas residuales y se consideran como contaminantes persistentes que no pueden removerse con los métodos convencionales empleados en el tratamiento de aguas. Los colorantes están formados por un grupo de átomos responsables del color denominados cromóforos, los más comunes son los azo (-N=N-), carbonilo (C=O), metilo (-CH₃), nitro y grupos quinoides. Los colorantes también pueden contener otros grupos que incrementan la intensidad del color y que pueden ser de tipo reactivo, ácidos, directos, básicos, dispersos, aniónicos, sulfuros, etc. En la Figura 6.2 se muestran ejemplos de algunos de los colorantes y sus grupos cromóforos (Días *et al.*, 2007). Los colorantes que se emplean en la industria textil han sido diseñados para ser altamente resistentes al lavado, agentes químicos como los solventes y factores ambientales como la luz, agua y ataque microbiano. La principal razón por la que se les reconoce como compuestos recalcitrantes son las complejas estructuras aromáticas unidas a los enlaces azo y a su origen sintético (Kuhad *et al.*, 2004; Días *et al.*, 2007; Dos Santos *et al.*, 2007).

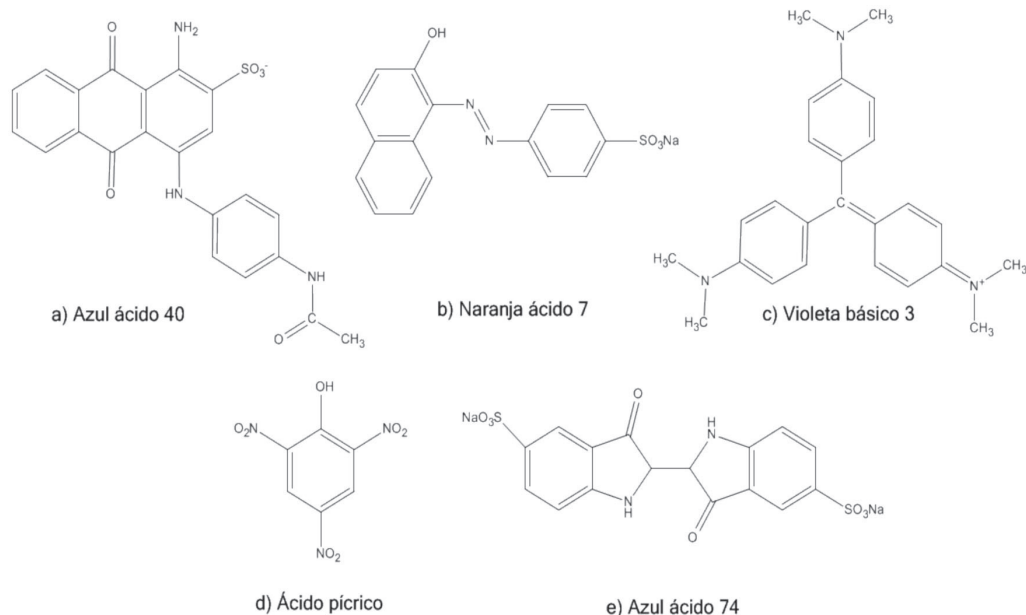


Figura 6.2 Ejemplo de algunos colorantes textiles y sus clases de cromóforos: (a) antraquinona (b) azo (c) triarilmetano (d) nitro y (e) Índigo.

Aproximadamente del 10 al 15% de los colorantes son desechados al ambiente durante el proceso de teñido de diferentes fibras (naturales y sintéticas), plásticos, piel, papel, aceites minerales, ceras e incluso en alimentos y cosméticos. Se ha demostrado que ciertos colorantes azo pueden ser carcinogénicos y mutagénicos, además de que sus productos de degradación pueden resultar más tóxicos (Brown *et al.* 1993; Ramsay *et al.* 2002; Giordano *et al.*, 2005; Gavril *et al.* 2007). La toxicidad de colorantes se ha evaluado utilizando diversos bioindicadores como *Daphnia magna*, *Salmonella thyphimurium* y peces, además se han realizado ensayos en ratas e incluso monitoreos biológicos a trabajadores de la industria textil (Mathur *et al.*, 2003; Bae *et al.*, 2006; Chhaya *et al.* 2007; Dönbak *et al.*, 2006 y Kwon *et al.*, 2008).

Tecnologías utilizadas en la remoción de color de aguas residuales

Existen diversos métodos que se utilizan para el tratamiento de aguas residuales con colorantes, los cuales se aplican de manera eficiente y se encuentran disponibles comercialmente. Algunas tecnologías son altamente específicas, tienen costos elevados, no se pueden aplicar para una amplia variedad de colorantes y no resuelven satisfactoriamente el proble-

ma de la decoloración (Kuhad *et al.*, 2004; Anjaneyulu *et al.*, 2005;). Entre los métodos más utilizados destacan los siguientes:

Métodos físicos

La adsorción es uno de los métodos físicos más comunes para la remoción de colorantes, pero resulta ser una tecnología que se ve afectado por un gran número de factores como el área superficial del sorbente, el tamaño de partícula, el tipo de colorante, el pH, la temperatura, entre otros (Kumar *et al.*, 1998). El carbón activado ha resultado efectivo en remover colorantes catiónicos y ácidos (Raghavacharya, 1997). Este tipo de material tiene un costo elevado, además de que se producen pérdidas en la regeneración. Por otro lado, los materiales menos costosos como las virutas de madera, requieren más tiempo de contacto (Nigam *et al.*, 2000).

Otro método empleado es la filtración por membrana, la cual se utiliza para remover colorantes que se encuentran en bajas concentraciones. Esta tecnología permite el reciclaje del agua residual (Xu *et al.*, 1999; Fersi *et al.*, 2008). Es un sistema resistente a temperatura y ataques microbianos, aunque el proceso resulta costoso. Es ineficiente para la remoción de sólidos disueltos, por lo que son necesarios tratamientos adicionales (Slokar *et al.*, 1998).

Por último, el intercambio iónico es un método muy efectivo para remover colorantes catiónicos y aniónicos. No hay mucha pérdida en la regeneración de los solventes. Los solventes orgánicos utilizados son caros. Sólo tiene aplicaciones específicas, por lo que no se utiliza con frecuencia (Slokar *et al.*, 1998).

Métodos químicos

La oxidación con el reactivo de Fenton es un método adecuado para el tratamiento de aguas residuales resistentes a un tratamiento biológico, este método puede ser usado para tratar colorantes solubles e insolubles (Pak *et al.*, 1999). Una desventaja de este método es la formación de lodos residuales y de aminas aromáticas que pueden resultar ser tóxicas.

Los métodos fotoquímicos (UV/H₂O₂) pueden utilizarse para degradar moléculas orgánicas en CO₂ y agua, ya sea en lote o en un sistema continuo con cortos tiempos de exposición (Yang *et al.*, 1998).

La remoción electroquímica de colorantes es un proceso relativamente nuevo que tiene una eficiente remoción de colorantes y la degradación de contaminantes sin generar subproductos tóxicos o lodo (Pelegri *et al.*, 1999).

Métodos biológicos

Dentro de los microorganismos con capacidad de degradar colorantes se encuentran bacterias como *Proteus mirabilis*, *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas mendocina*, *Bacillus subtilis*, *Streptomyces sp.*, *Shewanella decolorationis*, así como hongos de las especies *Funalia trogii*,

Aspergillus niger, *Phanerochaete chrysosporium*, *Pleurotus ostreatus* y *Trametes versicolor*, entre otros. Los microorganismos utilizan una amplia variedad de mecanismos como la bioabsorción, la biodegradación (aerobia o anaerobia) y la producción de exoenzimas (Kuhad *et al.*, 2004). Los métodos biológicos se consideran como efectivos, específicos y menos nocivos al ambiente (Baker *et Herson*, 1994).

Un método novedoso para la remoción del color de efluentes es la adsorción o absorción de las sustancias coloridas en varios materiales como: aserrín, carbón activado, arcillas, suelos, composta, lodos activados, comunidades vegetales, polímeros sintéticos o sales inorgánicas coagulantes (Chandran *et al.*, 2002). Algunas especies de bacterias y hongos han sido reportadas por su capacidad para remover colorantes utilizando el proceso de adsorción. El trabajo de Chen *et al.* (1999), reporta un alto porcentaje de decoloración de una solución de un colorante azo (rojo RBN) utilizando una cepa de *Proteus mirabilis*, aislada de un lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales. También se puede lograr la eliminación del color a través del proceso de biosorción usando células de hongos (Fu *et Viraraghavan* 2002; Zhang *et al.*, 2003 y Bhole *et al.*, 2004).

En algunos casos, el mecanismo de decoloración implica no solamente la adsorción, sino también un proceso de degradación enzimática (Knapp *et al.*, 1997; Park *et al.*, 2007 y Yesilada *et al.*, 2010). La habilidad de algunas especies de *Streptomyces* para decolorar y mineralizar colorantes textiles se ha comprobado en diferentes estudios (Ball *et al.*, 1989; Goszczynski *et al.*, 1994 y Ball *et Cotton*, 1996).

La decoloración de colorantes azo puede llevarse a cabo de manera aerobia o anaeróbica, dependiendo del tipo de bacteria que realice el proceso. Hay otros reportes sobre el metabolismo aerobio de colorantes azo utilizando diferentes cepas de bacterias, por ejemplo *Aeromonas* sp., *Bacillus subtilis*, *Proetus mirabilis* y *Pseudomonas luteola* (Horitsu *et al.*, 1977; Chen *et al.*, 1999; Chang *et Lin* 2000 y Hayase *et al.*, 2000). Algunas especies de *Citrobacter* sp. tiene la capacidad de decolorar diversos colorantes recalcitrantes de tipo azo y trifenilmetano, utilizando mecanismos de biosorción y biodegradación (An *et al.*, 2002). El cristal violeta (colorante trifenilmetano) puede ser degradado a través de una mineralización aeróbica por bacterias como *Pseudomonas mendocina* (Sarnaik *et Kanekar* 1999) y *Pseudomonas putida* (Chen *et al.*, 2007). Se ha reportado la completa mineralización de colorantes en condiciones anaerobias utilizando cultivos mixtos de lodos activados o cultivos enriquecidos (Nigam *et al.*, 1996 y González-Gutierrez *et al.*, 2009). Haug *et al.* (1991) lograron la completa mineralización de un colorante azo bajo condiciones anaerobias utilizando un consorcio bacteriano crecido en condiciones aeróbicas. En el trabajo de Yu *et al.* (2001) se aislaron cepas de un lodo activado de un sistema aerobio-anaerobio, logrando la degradación en condiciones anóxicas de colorantes azo con diferentes estructuras químicas utilizando cepas de *Pseudomonas*. La velocidad de degradación dependió de las condiciones ambientales como: el pH, la temperatura, los nutrientes, entre otros.

Los hongos de la putrefacción blanca (PB) son los organismos más estudiados en la degradación de colorantes debido a que son capaces de degradar sustratos complejos a través de un sistema enzimático no específico (Knapp *et al.*, 2001). La decoloración de colorantes por

hongos PB fue reportada por primera vez por Glenn y Gold (1983), quienes evaluaron la decoloración de colorantes poliméricos sulfonados utilizando *Phanerochaete chrysosporium*. A partir de entonces se han publicado numerosos trabajos donde se evalúa la capacidad de *P. chrysosporium* y de otros hongos como *Cyathus bulleri*, *Trametes versicolor*, *Phlebia tremellosa*, *Thelephora* sp. para degradar colorantes (Goszczyński *et al.*, 1994; Vasdev *et al.* 1994; Swamy *et al.* 1999; Kirby *et al.*, 2000; Selvam *et al.*, 2003 y Toh *et al.*, 2003).

Las células vivas se consideran como un reactor de decoloración en miniatura. La transformación bioquímica del colorante puede ocurrir fuera de las células si las enzimas son excretadas al medio o dentro de la célula si el colorante puede ser transportado al interior de ésta. Algunas de las enzimas que se utilizan en la degradación de colorantes son lacasas, peroxidasas, monooxigenasas y dioxigenasas entre otras (Kandelbauer *et al.* 2005). Las enzimas extracelulares como las lacasas y peroxidasas generalmente se producen por hongos, las cuales degradan la lignina (polímero presente en la madera). La habilidad de los hongos PB para degradar colorantes y otros compuestos xenobióticos se debe a su naturaleza no específica de su sistema enzimático. El uso de lacasas y peroxidasas para la degradación de compuestos xenobióticos resulta muy prometedor (Harvey *et al.* 2001).

Conclusiones

La industria textil ha crecido en los últimos años, sin embargo, genera una gran cantidad de aguas residuales, que contienen diversos contaminantes asociados a los procesos que se llevan a cabo en esta industria. El proceso de teñido es uno de los que más consumen agua y los colorantes utilizados se vierten al agua debido a las ineficiencias del mismo.

La eliminación de los colorantes de los efluentes de la industria textil representa un gran reto ambiental, de ahí la importancia de lograr la optimización de los procesos existentes así como el desarrollo de nuevas tecnologías amigables con el ambiente.

Una vez aplicadas las tecnologías de tratamiento de aguas residuales convencionales junto con un tratamiento para remover el color, es posible reutilizar esas aguas en algunos puntos del proceso.

La decoloración de aguas residuales puede lograrse aplicando métodos físicos como la adsorción o la filtración, químicos (oxidación, fotoquímicos, electroquímicos, entre otros) y mediante sistemas biológicos. La elección de la tecnología está en función de la caracterización del efluente, del uso final del agua residual, de los costos, de los tipos de colorantes, entre otros aspectos. Los métodos físicos y químicos presentan altos porcentajes de remoción del color aunque generalmente son costosos, presentan problemas de operación y generación de residuos tóxicos. Por otro lado, los sistemas biológicos son capaces de mineralizar los colorantes, aunque su eficiencia está en función de la adaptación de los microorganismos durante el proceso. Es por ello que el uso de microorganismos para decolorar aguas residuales ha sido ampliamente utilizado. Se ha logrado identificar las enzimas involucradas en la degradación de colorantes y desarrollar tecnologías utilizando dichas enzimas. Las es-

estructuras químicas de los colorantes resultan, a menudo, demasiado complejas para utilizar un tratamiento simple, por lo que generalmente se utilizan consorcios microbianos con la capacidad de degradar colorantes obteniendo altos porcentajes de degradación para algunos colorantes

El desarrollo de la ingeniería genética constituye un paso importante para conocer aspectos claves sobre los microorganismos involucrados en el proceso de biodegradación, así como para encontrar nuevas enzimas, nuevos metabolismos y nuevos microorganismos capaces de metabolizar los colorantes.

Referencias

- Ademoroti, A., Ukponmwan, O., Omode, A. (1992) Studies of textile effluent discharges in Nigeria', *International Journal of Environmental Studies*, 39:291–296.
- An SY, Min SK, Cha IH, Choi YK, Cho YS, Kim CH, Lee YC (2002) Decolorization of triphenylamine and azo dyes by *Citrobacter* sp. *Biotechnol. Lett.* 24:1037–1040.
- Anjaneyulu Y, Sreedhara-Chary N, Suman-Raj S (2005) Decolourization of industrial effluents – available methods and emerging technologies – a review. *Rev. Environ. Sci. Technol.* 4:245–273.
- Bae SJ, Freeman SH, Kim DS (2006) Influences of new azo dyes to the aquatic ecosystem. *Fiber Polymer* 7: 30-35.
- Ball AS, Betts WB, McCarthy AJ (1989) Degradation of lignin related compounds by actinomycetes. *Appl. Environ. Microbiol.* 55: 1642–1644.
- Ball AS, Cotton J (1996) Decolourization of two polymeric dye Poly R by *Streptomyces viridosporus* T7A. *J. Basic Microbiol.* 36: 13–18.
- Baker KH, Herson DS (1994) Introduction and overview of bioremediation. En “Bioremediation” (K. H. Baker and D. S. Herson, eds.), pp. 1–7. McGraw Hill, New York.
- Bhole BD, Ganguly B, Madhuram A, Deshpande D, Joshi J (2004) Biosorption of methyl violet, basic fuchsin and their mixture using dead fungal biomass. *Curr. Sci.* 86:1641–1645.
- Brown MA, De Vito SC (1993) Predicting azo dye toxicity. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 23:249–324
- Chandran CB, Singh D, Nigam P (2002) Remediation of textile effluent using agricultural residues. *Appl. Biochem. Biotech.* 102-103:207-212.
- Chang JS, Lin YC (2000) Fed-batch bioreactor strategies for microbial decolorization of azo dye using a *Pseudomonas luteola* strain. *Biotechnol. Prog.* 16:979–985.
- Chen KC, Huang WT, Wu Y, Houng JY (1999) Microbial decolourization of azo dyes by *Proteus mirabilis*. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 23:686–690.

- Chen CC, Liao HJ, Cheng CY, Yen CY, Chung YC (2007) **Biodegradation of crystal violet by *Pseudomonas putida***. *Biotechnol. Lett.*, 29:391-396.
- Chhaya J, Thaker J, Mittal R, Nuzhat S, Mansuri AP, Kundu R (2007) Influence of textile dyeing and printing industry effluent on ATPases in liver, brain, and muscle of mudskipper, *Periophthalmus dips*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58:793-800.
- Dias AD, Sampaio A, Bezerra RM (2007) Environmental applications of fungal and plant systems: decolourisation of textile wastewater and related dyestuffs. En *Environmental Bioremediation Technologies* (Editores Singh SN & Tripathi RD) Springer Berlin Heidelberg. 445-463.
- Dönbak L, Rencuzogullari E, Topaktas M, Sahin G (2006) A Biomonitoring Study on the Workers from Textile Dyeing Plants. *Genetika.* 42:613-618.
- Dos-Santos A, Cervantes F, Van-Lier J (2007) Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresour. Technol.* 98:2369-2385.
- Fersi C, Dhahbi M (2008) Treatment of textile plant effluent by ultrafiltration and/or nanofiltration for water reuse. *Desalination.* 222:263-271.
- Fu Y, Viraraghavan T (2002) Dye biosorption sites in *Aspergillus niger*. *Biores. Technol.* 82:139-145.
- Gavril M, Hodson PV (2007) Investigation of the Toxicity of the Products of Decoloration of Amaranth by *Trametes versicolor*. *J. Environ. Qual.* 36:1591-1598.
- Giordano A, Grilli S, De Florio L, Mattioli D (2005) Effect of selected textile effluents on activated sludge nitrification process. *J. Environ. Sci. Health A. Tox. Hazard Subst. Environ. Eng.* 40:1997-2007.
- Glenn JK, Gold MH (1983). Decolorization of several polymeric dyes by the lignin degrading basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.* 45:1741-1747.
- González-Gutiérrez LV, Escamilla-Silva EM (2009) Proposed pathways for the reduction of a reactive azo dye in an Anaerobic Fixed Bed Reactor. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 25:415-426.
- Goszczynski S, Paszczynski A, Pasti-Grigsby MB, Crawford RL, Crawford DL (1994) New pathway for degradation of sulfonated azo dyes by microbial peroxidases of by *Phanerochaete chrysosporium* and *Streptomyces chromofuscus*. *J. Bacteriol.* 176:1339-1347
- Harvey P, Thurston C (2001) The biochemistry of ligninolytic fungi. En *Fungi in Bioremediation* (Editor Gadd GM) Cambridge University Press. 27-51.
- Haug W, Schmidt A, Nörtemann B, Hempel DC, Stolz A, Knackmuss HJ (1991) Mineralization of the sulfonated azo dye mordant yellow 3 by 6-aminonaphthalene-2-sulfonate-degrading bacterial consortium. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:3144-3149

- Hayase N, Kouno K, Ushio K (2000) Isolation and characterization of *Aeromonas* sp. B-5 capable of decolorizing various dyes. *J. Biosci. Bioeng.* 90:570–573.
- Horitsu H, Takada M, Idaka E, Tomoyeda M, Ogawa T (1977) Degradation of p-aminoazobenzene by *Bacillus subtilis*. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 4:217–224.
- Kandelbauer A, Guebitz GM (2005) Bioremediation for the decolorization of textile dyes - a review. En *Environmental Chemistry* (Editores: Lichtfouse E, Dudd S, Robert D) Springer Berlin Heidelberg. 269-288.
- Kirby N, Marchant R, McMullan G (2000) Decolourisation of synthetic textile dyes by *Phlebia tremellosa*. *FEMS Microbiol. Lett.* 188:93–96.
- Knapp JS, Vantoch-Wood EJ, Zhang F (2001) Use of wood-rotting fungi for the decolorization of dyes in and industrial effluent. En *Fungi in Bioremediation* (Editor Gadd GM) Cambridge University Press. 242–304.
- Knapp JS, Zhang F, Tapley KN (1997) Decolourisation of Orange II by a wood rotting fungus. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 69:289–296.
- Kuhad RC, Sood N, Tripathi KK, Singh A, Ward OP (2004) Developments in microbial methods for the treatment of dye effluents. *Adv. Appl. Microbiol.* 56:185-213.
- Kumar, M. N. V. R., Sridhar, T. R., Bhavani, K. D., and Dutta, P. K. (1998). Trends in color removal from textile mill effluents. *Colorage* 40, 25–34.
- Kwon JH, Lee HK, Kwon J, Kim K, Park E, Kang MH, Kim YH (2008) Mutagenic activity of river water from a river near textile industrial complex in Korea. *Environ. Monit. Assess.* 142:289–296.
- Manu, B., and Chaudhari, S. (2002). Anaerobic decolorization of simulated textile wastewater containing azo dyes. *Biores. Technol.* 82, 225–231.
- Mathur N, Krishnatrey R, Sharma S, Sharma KP (2003) Toxic effects of textile printing industry effluents on liver and testes of albino rats. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71:453–457.
- Nigam P, McMullan G, Banat IM, Singh D, Marchant R (1996) Microbial process for the decolorization of textile effluent containing azo, diazo and reactive dyes. *Process Biochem.* 31:435-442.
- Nigam P, Armour G, Banat IM, Singh D, Marchant R (2000) Physical removal of textile dyes from effluents and solid-state fermentation of dye-adsorbed agricultural residues. *Biores. Technol.* 72:219–226.
- Pak D, Chang W (1999). Decolorizing dye wastewater with low temperature catalytic oxidation. *Water Sci. Technol.* 40:115–121.
- Park C, Lee M, Lee B, Kim SW, Chase HA, Lee J, Kim S (2007). Biodegradation and biosorption for decolorization of synthetic dyes by *Funalia trogii*. *Biochem. Eng. J.* 36:59-65
- Pelegriani R, Peralto-Zamora P, De Andrade R, Ryers J, Duran N (1999) Electrochemically assisted photocatalytic degradation of reactive dyes. *Appl. Catal. B: Environ.* 22:83–90.

- Raghavacharya C (1997) Colour removal from industrial effluents—a comparative review of available technologies. *Chem. Eng. World* 32:53–54.
- Ramsay JA, Nguyen T (2002) Decoloration of textile dyes by *Trametes versicolor* and its effect on dye toxicity. *Biotechnol. Lett.* 24:1757–1761.
- Ranganathan K, Jeyapaul S, Sharma D (2007) Assessment of water pollution in different bleaching based paper manufacturing and textile dyeing industries in India. *Environ Monit Assess* 134:363–372.
- Sarnaik S, Kanekar P (1999) Biodegradation of methyl violet by *Pseudomonas mendocina* MCM B-402. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 52:251–254.
- Selvam K, Swaminathan K, Chae KS (2003) Decolorization of azo dyes and a dye industry effluent by a white rot fungus *Thelephora* sp. *Biores. Technol.* 88:115–119.
- Slokar YM, Le Marechal AM (1998) Methods of decoloration of textile wastewater. *Dyes Pigments.* 37:335–356.
- Soares GMB, Hrdina R, Pessoa de Amorim MT, Costa-Ferreira M (2002) Studies on biotransformation of novel disazo dyes by laccase. *Proc. Biochem.* 37:581–587.
- Swamy J, Ramsay JA (1999) The evaluation of white rot fungi in the decolorization of textile dyes. *Enz. Microb. Technol.* 24:130–137.
- Toh YC, Yen JL, Obbard JP, Ting YP (2003) Decolourisation of azo dyes by white-rot fungi (WRF) isolated in Singapore. *Enz. Microb. Technol.* 33:569–575.
- Vasdev, K, Kuhad, RC (1994). Decolorization of poly R-478 (Polyvinylamine sulfonate Anthra Pyridone) by *Cyathus bulleri*. *Folia Microbiol.* 39, 61–64.
- Xu Y, Leburn RE (1999) Treatment of textile dye plant effluent by nanofiltration membrane. *Separ. Sci. Technol.* 34:2501–2519
- Yang Y, Wyatt DT, Bahorski M (1998) Decolorization of dyes using UV/H₂O₂ photochemical oxidation. *Text. Chem. Color* 30:27–35.
- Yesilada O, Cing S, Birhanli E, Apohan E, Asma D, Kuru F (2010) The evaluation of pre-grown mycelial pellets in decolorization of textile dyes during repeated batch process. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 26:33–39.
- Yu J, Wang X, Yue PL (2001) Optimal decolorization and kinetic modeling of synthetic dyes by *Pseudomonas* strains. *Wat. Res.* 35:3579–3586.
- Zhang X, Stebbing DW, Saddler JN, Beatson RP, Kruus K (2000) Enzyme treatments of the dissolved and colloidal substances present in mill white water and the effects on the resulting paper properties. *J Wood Chem Technol* 20:321–335
- Zhang SJ, Yang M, Yang QX, Zhang Y, Xin BP, Pan F (2003) Biosorption of reactive dyes by the mycelium pellets of a new isolate of *Penicillium oxalicum*. *Biotechnol. Lett.* 25:1479–1482.



7

Capítulo

Revaloración de los indicadores bacterianos de la calidad del agua destinada para consumo humano

Claudia Coronel Olivares*, Sylvia Martínez Hernández
y Ulises Iturbe Acosta

Introducción

El recurso hídrico resulta imprescindible para las diversas actividades que la humanidad lleva a cabo. El agua potable ya no constituye un recurso abundante y disponible, mas aún, si se considera que el crecimiento demográfico incrementa las necesidades de abastecimiento. A su vez, las actividades antropogénicas son la causa principal de la contaminación de los recursos hídricos y por tanto modifican las características de las aguas y con ello su calidad.

Hasta ahora, de manera común, por todo el mundo son tres los aspectos de mayor interés para los estudios relacionados con los recursos hídricos: su explotación como recurso, su abastecimiento con calidad y su relación con la salud humana.

Para atender estos rubros, la mayoría de los países cuenta con una reglamentación de cumplimiento obligado que, en mayor o menor medida, permite llevar a cabo tratamientos más o menos eficientes que garantizan que las aguas residuales urbanas e industriales sean tratadas adecuadamente y minimicen el impacto en los cauces, al mismo tiempo que se obtienen grandes volúmenes de aguas tratadas.

Para cumplir con los objetivos de calidad, se realizan análisis que evalúan las características físicas, químicas y biológicas del agua, los cuales indican la

condición de las mismas y su destino de reutilización. Particularmente, los microorganismos incluidos en las normativas se encuentran clasificados dentro de los contenidos orgánicos como elementos contaminantes de tipo biológico. En la mayoría de las reglamentaciones, las bacterias coliformes fecales están consideradas como el principal grupo indicador de la contaminación por desechos humanos y, por ende, de la calidad sanitaria del agua. No obstante, sería recomendable ampliar los horizontes y adecuarse a la evidencia contemporánea al evaluar las causas de los brotes epidémicos en todo el mundo, probablemente asociados al contacto e ingesta de aguas contaminadas.

Microbiología del agua

El agua es un medio relativamente rico en microorganismos, cuya diversidad biológica comprende bacterias, hongos, algas, protistas y nemátodos. Además, puede contener virus, que debido a su naturaleza no celular son considerados en un grupo aparte, pues no cumplen con características propiamente de los seres vivos (Hernández, 2001).

Esta diversidad biológica está expuesta al propio funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y su presencia y abundancia en éstos se atribuye a factores secundarios que permiten su crecimiento; entre los más importantes destacan la cantidad y tipo de nutrientes, la cantidad de oxígeno, la temperatura, el pH y el oxígeno disuelto. En cambio, los vertidos de aguas residuales de origen doméstico e industrial ejercen una influencia muy diversa sobre la microbiota de los medios acuáticos (Ribas, 1996).

Los estudios de microbiología en agua, determinan la diversidad y estructura de los microorganismos presentes en las aguas subterráneas, superficiales, estancadas o en corriente. Esta variedad de ecosistemas acuáticos no son sistemas cerrados, sino que reciben aportaciones naturales, sobre todo del suelo y de la atmósfera, así como de origen antropogénico.

Numerosos microorganismos llegan a los ríos, lagos y aguas costeras principalmente con las descargas de tipo residual domésticas. A éstos se suman grandes cantidades de sustancias nutritivas de tipo orgánico e inorgánico que provocan la proliferación de los microorganismos (Rheinheimer, 1987).

Los microorganismos descomponen las sustancias orgánicas contaminantes y, al igual que en los procesos de autodepuración natural de las aguas, desempeñan una función similar en el tratamiento biológico de las aguas residuales. En estos procesos se reduce considerablemente el contenido de sustancias orgánicas nutritivas, hasta el extremo de que disminuye también en la proporción correspondiente, la cantidad de microorganismos del agua.

Microorganismos patógenos

Entre los microorganismos patógenos de interés sanitario se encuentran virus, bacterias y protistas. Las enfermedades que causan varían en severidad, pudiendo provocar desde gas-

troenteritis leves, hasta diarreas, disenterías, hepatitis, cólera y fiebre tifoidea, entre otras (WHO, 2004). Mientras que las enfermedades comunes transmitidas por agua son causadas por microorganismos que habitan regularmente el tracto intestinal de humanos y animales, muchos organismos patógenos encontrados en el agua no están asociados con la flora intestinal. Algunos de estos incluyen *Aeromonas*, *Klebsiella* y *Legionella*, las cuales bajo ciertas circunstancias pueden causar enfermedades en humanos (WHO, 2005; DGDQMNZ, 2005).

Las infecciones gastrointestinales son el principal, pero no el único problema asociado con los microorganismos en el agua para consumo humano. Algunas bacterias pueden producir toxinas que pueden permanecer en el agua por varios días y afectar a los humanos. Por lo tanto, el suministro de agua segura involucra tratamientos para prevenir la entrada y propagación de patógenos. La efectividad de los tratamientos debe ser monitoreada por un programa basado en las características de operación del sistema de distribución, analizado de manera conjunta los indicadores microbianos de contaminación fecal y los patógenos oportunistas recurrentes dada su importancia médica (DGDQMNZ, 2005).

De acuerdo con Pérez (1999), Los agentes patógenos tienen varias propiedades que los distinguen de los contaminantes químicos:

- a) Los patógenos no están disueltos en el agua.
- b) Se pueden presentar en racimos o adheridos a sólidos en suspensión, por lo que la concentración media en el agua no permite predecir la probabilidad de la absorción de una dosis infecciosa.
- c) Pueden formar biopelículas que les confieren ciertas ventajas ante condiciones de estrés
- d) Tienen diferentes grados o niveles de infectividad, por lo que la probabilidad de que el ataque tenga éxito produciendo una infección, depende de la invasividad y la virulencia del patógeno, así como de la inmunidad del individuo.
- e) Si la infección triunfa, los patógenos se multiplican en el hospedero. Algunas bacterias patógenas también son capaces de proliferar en alimentos o bebidas, lo cual aumenta las posibilidades de infección.
- f) Contrariamente a lo que ocurre en el caso de los numerosos agentes químicos, la respuesta a una dosis de patógenos no es acumulativa.

Calidad microbiológica del agua

La calidad del agua permite considerar si es apta para los diversos usos que la vida cotidiana requiere, por lo tanto determina su explotación, distribución y consumo. En la medida que no se garantice agua de buena calidad, el ser humano verá limitadas sus actividades domésticas, agrícolas y recreativas. Debido a esto, el manejo del recurso se ha vuelto complejo y conflictivo agravado por la contaminación y fenómenos extraordinarios como sequías e inundaciones, lo que demanda una mayor regulación e infraestructura en su distribución (OETEH, 2006).

Para evaluar la calidad biológica del agua se efectúan análisis microbiológicos, en busca de especies de microorganismos que para los investigadores pioneros resultaban difíciles de aislar y de identificar. Hoy en día, estos análisis aplicados de manera rutinaria permiten obtener una estimación de la calidad, resultando de gran valor e importancia en la prevención de epidemias por contaminación de microorganismos (Pérez, 1999).

En los análisis se determina la presencia o ausencia de microorganismos, así como el número relativo de individuos de cierto fenotipo presente en el agua. No obstante, las bacterias coliformes constituyen el grupo principal de indicadores de la contaminación por desechos humanos y, por tanto, de la calidad sanitaria del agua. La especie más abundante entre las coliformes es *Escherichia coli*; sin embargo, existen muchos microorganismos de otros géneros bacterianos de importancia médica como *Salmonella*, *Shigella* y *Vibrio* que también son de importancia por las enfermedades que pueden causar tales como la fiebre tifoidea, paratifoidea, disentería, cólera, entre otras (Santos, 1996). Los patógenos pueden detectarse mediante métodos adecuados, es cada vez más fácil determinar la presencia de bacterias que son indicadores específicos de la existencia de contaminación fecal o de la eficacia del tratamiento y la desinfección. De ello se deduce que el agua destinada al consumo humano no debe contener microorganismos de esos grupos de bacterias mencionados.

En la gran mayoría de los casos, la ausencia de bacterias indicadoras representa un gran factor de seguridad porque éstas son muy abundantes en las aguas contaminadas; de acuerdo con Pérez (1999), ello se ha visto confirmado a lo largo de muchos años de experiencia.

En el caso concreto de los microbios patógenos, no hay un límite inferior tolerable, por lo que el agua destinada al consumo, la preparación de alimentos y bebidas o la higiene personal, no debe contener ningún agente patógeno para los seres humanos. Esto se puede conseguir seleccionando fuentes de agua de gran calidad no contaminadas, tratando y desinfectando eficazmente el agua contaminada con heces de seres humanos o animales y velando porque no haya contaminación durante la distribución al usuario (Fawell, 1995).

Aunque las aguas residuales sean tratadas, los microorganismos patógenos pueden ser resistentes a los desinfectantes tradicionales, por lo que no garantiza su eliminación del agua (Tabla 7.1) (WHO, 2004; Arcos *et al.*, 2005; Lehtola *et al.*, 2007).

Es importante destacar que la presencia de bacterias en el agua también afecta sus propiedades organolépticas, al mismo tiempo que aumentan la turbidez de ésta, volviéndola estéticamente inaceptable, lo que indica que tanto el tratamiento como el almacenamiento son deficientes (WHO, 2004).

Aunque la cantidad de bacterias en el agua disminuye, ya sea por efectos de la cloración, disminución de la materia orgánica o por efecto de la luz ultravioleta y en consecuencia su viabilidad para infectar, son capaces de encontrar un hospedero rápidamente y ser difundidos por el contacto entre personas. Si en el agua se encuentran cantidades importantes de materia orgánica biodegradable, temperaturas adecuadas y bajas concentraciones de cloro residual (< 0.3), puede haber un resurgimiento de patógenos, oportunistas incluidos, durante su distribución (WHO, 2004).

Tabla 7.1 Patógenos transmitidos por el agua y su importancia (modificado de WHO, 2004).

Especie	Importancia a la salud	Persistencia en suministros de agua ^a	Resistencia al cloro ^b
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alta	Moderada	Baja
<i>Escherichia coli</i>	Alta	Moderada	Baja
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Moderada	Baja
Otras <i>Salmonella</i>	Alta	Larga	Baja
Especies de <i>Shigella</i>	Alta	Corta	Baja
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Corta	Baja
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Alta	Larga	Baja
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Moderada	Múltiple	Moderada
Especies de <i>Aeromonas</i>	Moderada	Múltiple	Baja

^a Periodo de detección en etapas infecciosas en agua a 20° C: corta, hasta una semana; moderada, 1 semana a un mes; larga, más de un mes.

^b Cuando la etapa infecciosa está disuelta en el agua tratada en dosis y tiempo de contacto convencionales.

En las zonas rurales la contaminación se origina por la defecación al aire libre, así como a la presencia de animales domésticos y silvestres que actúan como reservorios de agentes patógenos (Arcos *et al.*, 2005). Chagas y col. (2006) y Félix y Leal (2004) han reportado casos de agua procedente de pozos o norias que abastecen a comunidades rurales con carga de microorganismos de importancia sanitaria, como lo son *Aeromonas* sp., *E. coli*, *Enterobacter* sp. y *Citrobacter* sp.

La contaminación de estos sistemas de distribución es originada principalmente, porque no se cumplen los requerimientos de hermeticidad y mantenimiento referidos en la NOM-013-CNA-2000. También afectan el pastoreo, ya que los ganaderos locales aprovechan los puntos a lo largo de dichos sistemas para que abreen sus animales. Así, los patógenos contenidos en las deyecciones y la orina son transportados mediante escurrimientos al interior de los sistemas de distribución.

Para determinar si el origen de la contaminación es humana o de otro animal, puede utilizarse la relación entre los coliformes fecales (CF) y los estreptococos fecales (EF). De acuerdo a éste índice, si la relación CF/EF es alta, la contaminación será de origen humano, y por el contrario, si la relación es baja la contaminación del agua será de origen animal, como se indica en Tabla 7.2 (Arcos *et al.*, 2005; Gayosso *et al.*, 2004).

En la actualidad los indicadores microbiológicos más usados son los que pertenecen a la familia *Enterobacteriaceae*. Se compone por un grupo diverso de más de 25 géneros, con 100 especies aproximadamente. Presentan características bioquímicas similares, son bacilos Gram negativos, anaerobios facultativos que metabolizan la glucosa. Dentro de éstas, la más popular y usada como indicador es *Escherichia coli* (Bartelt *et al.*, 2000).

Tabla 7.2 Densidad/gr de coliformes y estreptococos fecales en las heces de animales y humanos (tomado de Arcos *et al.*, 2005).

Especie hospedera	Coliformes fecales (CF)	Estreptococos fecales (EF)	CF/EF
Vaca	230,000	1,300,000	0.18
Cerdo	3,300,000	84,000,000	0.04
Oveja	16,000,000	38,000,000	0.42
Pollo	1,300,000	3,400,000	0.38
Guajolote	290,000	2,800,000	0.10
Ratón	330,000	7,700,000	0.04
Humano	13,000,000	3,000,000	4.33

También se usan los coliformes fecales, que son termotolerantes y tienen la capacidad de reproducirse fuera del intestino de los animales y habitar por largos períodos de tiempo los cuerpos de agua, además pueden ser patógenos oportunistas (Arcos *et al.*, 2005).

Desafortunadamente, en México se siguen usando los indicadores convencionales y no se contemplan microorganismos de otras especies que representan altos riesgos a la salud humana.

Enfermedades de origen hídrico

Las enfermedades infecciosas se transmiten principalmente a través de las excretas de seres humanos y animales. Si hay casos activos o portadores en una comunidad, la contaminación fecal de las fuentes de agua hará que los organismos causantes estén presentes en ésta. Aunque son muchas las enfermedades en las que el agua participa como fuente de transmisión, existe un grupo de enfermedades que se denominan gastrointestinales, también conocidas como de transmisión fecohídrica. Los agentes etiológicos causantes de infecciones gastrointestinales son numerosos. Los organismos capaces de causar daño a un hospedador al cual infecta y le causa una enfermedad, se denominan patógenos (Pérez, 1999).

Las especies de patógenos humanos que representan un riesgo grave de enfermedad siempre que se encuentren en el agua de bebida son: *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *Yersinia enterocolitica*, *Campylobacter jejuni* y *Campylobacter coli*, diversas cepas de virus y los parásitos eucariontes *Giardia spp.*, *Cryptosporidium spp.*, *Entamoeba histolytica* y *Dracunculus medinensis*. La mayor parte de estos patógenos existen en todo el mundo, no obstante, los brotes de cólera y de dracunculosis son regionales (Santos, 1996; Winward, 2008).

Es concebible que el agua de bebida no inocua, contaminada por tierra o heces, sea portadora de otras infecciones parasitarias, como balantidiasis (*Balantidium coli*) y de ciertas infecciones por helmintos (especies de *Fasciola*, *Fasciolopsis*, *Echinococcus*, *Spirometra*, *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxocara*, *Necator*, *Ancylostoma*, *Strongyloides*, y *Taenia solium*). No obstante,

en la mayor parte de estos casos, el modo de transmisión habitual es la ingestión de huevos en alimentos o tierra contaminados por heces, más que la ingestión de agua contaminada (Brull, 1994; Cohn, 2002).

En el caso de las enfermedades de origen hídrico los agentes conocidos o sospechosos de estar implicados pertenecen a diferentes grupos biológicos (Cuadro 3). Entre los más importantes destacan:

Tabla 7.3 Organismos potencialmente causantes de enfermedades de origen hídrico. Modificado de Cohn (2002).

	Organismo	Enfermedad principal
Bacterias	<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
	<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre para tifoidea
	<i>Salmonella spp.</i>	Gastroenteritis
	<i>Shigella</i>	Disentería bacilar
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
	<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastroenteritis
	<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis
	<i>Legionella pneumophila</i>	Fiebre de Pontiac
	<i>Mycobacterium avium</i>	Enfermedad pulmonar
	<i>Pseudomonas spp.</i>	Dermatitis
	<i>Helicobacter pylori</i>	Úlceras pépticas
Cianobacterias	Gastroenteritis	
Virus	Poliovirus	Poliomielitis
	<i>Cosaeikierosus</i>	Enfermedad respiratoria
	<i>Ecovirus</i>	Enfermedad respiratoria
	<i>Rotavirus</i>	Gastroenteritis
	<i>Virus de Norwalk</i>	Gastroenteritis
	<i>Virus de la hepatitis A</i>	Hepatitis infecciosa
	<i>Virus de la hepatitis B</i>	Hepatitis
	<i>Astrovirus</i>	Gastroenteritis
	<i>Adenovirus entérico</i>	Gastroenteritis
Protistas y otros organismos	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Crisptosporidiosis
	<i>Entamoeba hystolitica</i>	Disentería amebiana
	<i>Cyclospora cayatanensis</i>	Gastroenteritis
	<i>Microspora</i>	Gastroenteritis
	<i>Acantamoeba</i>	Infecciones oculares
	<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmosis
	<i>Naegleria fowleri</i>	Meningoencefalitis
	Hongos	Alergias respiratorias

Algunas de las patologías más comunes causadas por agentes etiológicos representan altos riesgos a la salud humana Cuadro 4. Por tanto, es recomendable también tenerlas en cuenta para evaluar la calidad del agua.

Tabla 7.4 Patologías más características de bacterias patógenas.
Tomado de Taylor *et al.* (2007).

Escherichia coli	Pseudomonas aeruginosa	Clostridium perfringens	Especies de Aeromonas	Enterococcus faecalis
Septicemia, infecciones tóxicas, síndrome gastroenterocolítico, bronconeumonía, cistitis, infecciones genitourinarias, osteomielitis, miosistis, meningoencefalitis purulenta y otitis interna y externa.	Dermatitis infecciosa eccematoide, septicemia, infecciones en heridas tóxicas o quemaduras, bronconeumonía, síndrome gastroenterocolítico, osteomielitis, ectima gangrenoso, otitis interna y externa y úlcera en la córnea.	Gangrena gaseosa, fiebre puerperal e infecciones endógenas por oportunistas aerobios.	Gastroenteritis y septicemia.	Septicemias, abscesos y neumonías.

Las enfermedades infecciosas de origen hídrico causadas por bacterias y otros microorganismos prevalecen en la población mexicana, especialmente en las zonas rurales debido, a las redes de distribución deficientes, a la defecación al aire libre y a las actividades de pastoreo. El agua apta para consumo humano se contamina cuando se representan roturas en el sistema de distribución y cuando existe un mantenimiento deficiente de los conductos y cárcamos (NOM-013-CNA, 2000; Arcos *et al.*, 2005; Félix y Leal, 2005; Chagas *et al.*, 2006).

El uso de agua subterránea, extraída de acuíferos o pozos, para abastecer a las comunidades rurales se ha incrementado en los últimos años. Debido a la poca disponibilidad de aguas superficiales para consumo humano, el aprovechamiento de aguas subterráneas reviste mayor importancia, siendo en algunas zonas el único recurso disponible para satisfacer las crecientes demandas de la población. Las regiones montañosas son las principales zonas de recarga de los mantos acuíferos. En México, se cuenta con una infraestructura subterránea de 1550 pozos de los cuales 1110 son profundos y 440 son norias. De ahí se extrae un volumen anual de 659.8 m³, que son utilizados para uso agrícola, 44 %; público, 18 %; industrial, 11 %; generación de energía eléctrica, 2 % y otros usos, 25 % (OETEH, 2006).

Tanto el consumo como la preparación de alimentos, el contacto con la piel o mucosas e incluso la inhalación de vapor de agua o aerosoles pueden producir una infección (Cohn, 2002).

Patógenos oportunistas

Este tipo de bacterias patógenas están presentes naturalmente en el ambiente y no están catalogados como agentes patógenos en sentido propio. Estos organismos son ubicuos en el ambiente y comunes en las aguas tratadas y en las biopelículas formadas en las tuberías. Asimismo, encontramos bacterias patógenas oportunistas, que de forma general no provocan enfermedades en la mayoría de la población, pero que son causantes de infecciones en personas inmunosuprimidas, adultos mayores y niños menores de 5 años. En estos casos, los mecanismos de infección son: estar en contacto, ingesta o inhalar agua contaminada (WHO, 2004).

Aunque no han sido exclusivamente implicadas en un informe de brote de enfermedades de origen hídrico, han tenido un significado en las infecciones nosocomiales. Ya sea porque su patogenicidad es baja y sólo provocan enfermedades oportunistas en sujetos de inmunidad reducida o deteriorada o porque, aunque pueden causar enfermedades graves, la vía de infección primaria es el contacto a través de las heridas o la inhalación, más que la ingestión.

Si el agua que se utiliza para la bebida o el baño contiene un gran número de estos organismos puede causar diversas infecciones cutáneas y de las membranas mucosas del ojo, el oído, la nariz y la garganta. Además, pueden causar enfermedades en recién nacidos, pacientes de avanzada edad, pacientes de SIDA e individuos con sistemas inmunitarios debilitados. Ejemplos de estos agentes son *Pseudomonas aeruginosa* y en menor grado especies de *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Aeromonas hydrophila*, *Proteus* y *Mycobacterium avium*, bacterias de desarrollo lento (Cohn, 2002; Fawell, 1995).

Algunas enfermedades graves pueden contraerse de la inhalación del agua. Debido a las altas temperaturas y la presencia de nutrientes se multiplican los organismos causantes, entre estas se encuentra la enfermedad causada por *Legionella* sp. y las causadas por las amebas *Naegleria fowleri* (meningoencefalitis amebiana primaria) y *Acanthamoeba* sp. (meningitis amebiana e infecciones pulmonares). También, la esquistosomiasis (billarziasis) es una enfermedad parasitaria importante que existe en las regiones tropicales y subtropicales y se difunde principalmente por el contacto con el agua durante el baño o el lavado de ropa. En su fase larvaria (cercaria), el parásito, liberado por caracoles acuáticos infectados, penetra en el cuerpo humano a través de la piel. Como sugiere Fawell (1995) si es fácil obtener agua pura para beber, ésta se podrá usar también para lavar, reduciendo así a la necesidad de recurrir a aguas superficiales contaminadas. El riesgo no debería correrse.

Se ha estudiado que los grupos de población con más riesgo de sufrir infecciones son las personas que tienen su inmunidad disminuida, en las que son particularmente graves: los ancianos; las personas que están siendo atendidas en instituciones tales como hospitales y residencias; personas con deficiente acceso a la atención sanitaria, como indigentes, trabajadores temporales agrícolas y otros colectivos de bajo estatus socioeconómico, y los niños atendidos en guarderías cuyo número ha venido en aumento al tiempo que las madres jóvenes se integran al trabajo remunerado (Gestal, 1997).

Se conoce que la aparición de las enfermedades depende de la acción que los microorganismos puedan ejercer sobre un individuo susceptible. Se conocen tres factores: un reservorio, es decir un hábitat donde los agentes infecciosos viables viven y se multiplican dándose la infección. En segundo lugar, se habla de un sujeto perceptible de padecer la enfermedad y, por último, un mecanismo de transmisión el cual enlaza los dos anteriores. Si bien en la mayoría de los casos el agua actúa como sistema de transmisión, en algunos casos puede funcionar como reservorio, por ejemplo para *P. aeruginosa* y *Vibrio parahemolyticus* (Pérez, 1999).

A pesar de los mecanismos de depuración, las posibilidades de supervivencia y multiplicación de los microorganismos, aunado a que el agua no es un buen medio de cultivo, se ha reportado que las infecciones se producen cuando la transmisión es rápida entre la contaminación del recurso y el consumo. Se ha visto que el agua se contamina por medio de los excrementos humanos o animales, ya sean sanos, enfermos o portadores. El proceso de infección se presenta por la ingesta de agua contaminada, por el consumo de alimentos que incorporan de alguna forma el agua contaminada, por utensilios lavados con agua contaminada, además del aporte de las aguas residuales, llegando así los patógenos al agua de bebida (Pérez, 1999).

Normativas

América Latina. Los estándares de agua potable se establecen por la legislación interna de cada nación, para controlar el nivel de contaminantes en el agua de consumo humano. Su propuesta se basa en los recursos económicos y ambientales disponibles por cada país (OMS, 2008).

Existen guías para determinar la calidad del agua apta para consumo humano, propuestas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para América; que establecen las siguientes recomendaciones para los contaminantes microbiológicos y organolépticos (color, olor, sabor, turbiedad y temperatura):

- Coliformes Fecales (CF): la cantidad de CF recomendada es de 0 UFC (unidades formadoras de colonias) /100ml. La mayoría de los países se ajustan a este estándar y lo adoptan dentro de sus normas nacionales.
- Coliformes Totales (CT): establece un parámetro de 0 UFC/ml para CT; el 61.11% de los países del continente americano adoptan este valor.
- Turbiedad: el límite máximo recomendado para el agua potable es de 5 UNT (Unidades Nefelométricas de Turbiedad). Por encima del límite recomendado por la guía de la OMS se encuentra el 10% de los países, entre los que destacan Guatemala, con 15 UNT y República Dominicana, con 10 UNT. Por debajo del límite de la OMS se encuentra el 15% por citar algunos; Argentina, con 3 UNT; mientras que con 1 UNT destacan Brasil y Panamá (OMS, 2008).

Estados Unidos de América. La dependencia encargada de establecer los parámetros del agua potable es la *Environmental Protection Agency* (EPA), que refiere en su *National primary drinking water standard* (EPA, 2003), los siguientes parámetros de calidad:

- *Cryptosporidium*: una remoción del 99%.
- *Giardia lamblia*: una remoción/inactivación del 99.9%.
- Virus (entéricos): una remoción/inactivación del 99.99%.
- Conteo en placa heterotrófica: no más de 500 UFC/ml
- *Legionella*: no existen límites, pero la EPA supone que si los virus y *Giardia* son removidos/inactivados, *Legionella* también será controlada.
- Turbiedad: no debe ser mayor que 1 UNT en sistemas de filtración.
- Coliformes totales, incluyendo coliformes fecales y *E. coli*: 0 UFC/ml

Comunidad Europea (CE). Para establecer los parámetros de la calidad del agua en su normativa para los países miembros, retomaron la definición de aguas destinadas al consumo humano. Con esto se refieren a todas las aguas, ya sea en su estado original o después de tratamiento, para beber, cocinar, preparar alimentos y otros usos domésticos; sea cual fuere su origen e independientemente de que se suministren a través de una red de distribución, a partir de una cisterna o envasadas. Los parámetros microbiológicos y organolépticos que contempla la Directiva 98/83/CE (1998) relativa a la calidad de este tipo de agua son:

- Bacterias coliformes: 0 NMP/100 ml,
- *E. coli*: 0 NMP/100 ml,
- Enterococos: 0 NMP/100 ml,
- *Clostridium perfringens* (incluidas esporas): 0 NMP/100 ml (sólo si es agua superficial),
- Color: aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos,
- Olor: aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos,
- Conductividad: 2500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20° C,
- Turbidez: aceptable para los consumidores y sin cambios anómalos. En agua superficial el valor no debe exceder de 1 UNT.

México. En nuestro país se usan indicadores microbiológicos tradicionales, como lo son las bacterias coliformes totales, coliformes fecales y *E. coli* (NOM-127-SSA1, 2004; Bartelt *et al.*, 2000 y Arcos *et al.*, 2005). La institución responsable, es la Comisión Nacional del Agua (CNA) y los estándares de calidad del agua están referidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2004 (Cuadro 5). Ésta contempla sólo los parámetros microbiológicos y organolépticos, como se puede apreciar a indicados a continuación:

Tabla 7.5 Parámetros considerados en México para el agua potable (tomado de NOM-127-SSA1-2004).

Parámetro	Límite permisible
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
<i>E. coli</i> o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultado de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 UTN o su equivalente en otro método.
Sólidos disueltos totales (SDT) mg/l	100000
pH unidades de pH	6.5-8.5
Cloro residual libre (mg/l)	0.2-1.50

Por su parte, el Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica (SINAVE) reporta semanalmente números importantes de enfermedades infecciosas intestinales en la población mexicana, ocasionados por una amplia gama de agentes etiológicos (bacterias entéricas principalmente (SINAVE, 2009).

Brotos epidémicos

Los agentes etiológicos de los brotes hídricos son muy diversos y en la mayoría de ellos se desconoce cuál ha sido el agente causal de enfermedad. Entre los microorganismos más frecuentes, están las bacterias: *Shigella sonnei*, *Shigella flexneri*, *Salmonella typhi*, *S. paratyphi*, *E. coli* y en los últimos años, se están declarando brotes producidos por *Yersinia enterocolitica*, *Campylobacter jejuni* y *Aeromonas hydrophila*. Entre los virus, el más frecuente está el de la hepatitis A, los rotavirus y los virus de tamaño pequeño. También se declaran brotes producidos por *Cryptosporidium* (Pérez, 1999).

Según reportes de la Sociedad Española de Salud Pública y Administración Sanitaria (SESPAS), en un estudio realizado en su país de 1988 a 1998, reporta el porcentaje de los agentes etiológicos de transmisión hídrica (Figura 1). El número de brotes fue de 1039 casos registrados (Palau, 1999).

En Estados Unidos, los brotes epidémicos de enfermedades de origen hídrico son reportados por los Centros de Control y Prevención de Enfermedades (*Centers for Disease Control and Prevention*, CDC). Los datos (Cuadro 6) reportados para los años 1980 a 1996 se de brotes epidémicos de enfermedades de origen hídrico se presentan a continuación:

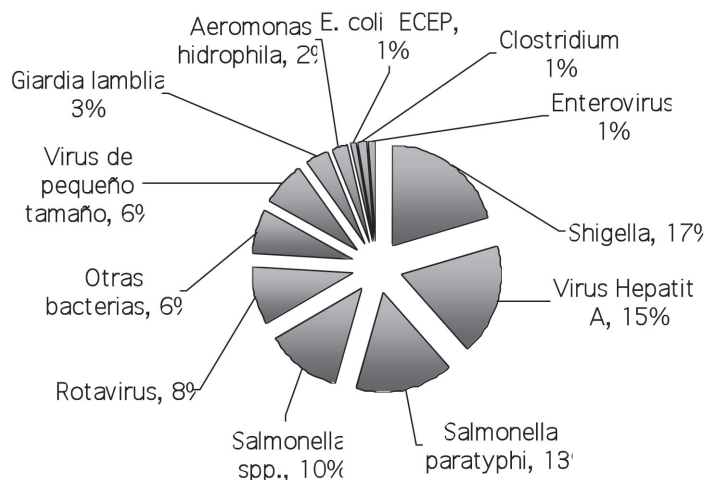


Figura 7.1 Agentes etiológicos de transmisión hídrica en España, entre los años 1988-1998, adaptado de Palau, 1999.

Tabla 7.6 Reporte de los CDC para los años 1980 a 1996 correspondiente al número de brotes y casos de enfermedad.

Enfermedad	Número brotes	Casos de enfermedad
Gastroenteritis no definida	183	55,562
Giardiasis	84	10,262
Envenenamiento químico	46	3,097
Shigelosis	19	3,864
Gastroenteritis por virus Norwalk	15	9,437
Campilobacteriosis	15	2,480
Hepatitis A	13	412
Criptosporidiosis	10	419,939
Salmonelosis	5	1,845
Gastroenteritis <i>E. coli</i> 0157:H7	3	278
Yersiniosis	2	103
Cólera	2	28
Gastroenteritis, rotavirus	1	1,761
Fiebre tifoidea	1	60
Gastroenteritis, <i>Plesiomonas</i>	1	60
Amebiasis	1	4
Ciclosporiasis	1	21
Total	402	509,213

Otro brote epidémico es causado por las bacterias de la especie *Vibrio cholera*. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) es una de las enfermedades que requieren notificación en regulaciones de salud internacionales. El cólera es transmitido a través de comida contaminada o agua de bebida, una enfermedad siguen ocasionando muertes por todo el mundo, a pesar de las campañas de sensibilización entre la población. Por citar un ejemplo en Mozambique, en el año 2009, se registraron 19 666 casos de cólera y 155 muertes en ese país (SEI, 2010). Por otro lado, aquellas especies relacionadas con enfermedades en aguas recreativas (como los lagos) fueron *Shigella sonnei*, *Shigella flexneri* y *E. coli* O157:H7 (Swaminathan, 1999).

Por otro lado, la Comisión Europea, con el ánimo de promover la difusión e intercambiar información de las enfermedades de declaración obligatoria, creó en 1995 el proyecto de vigilancia europea (EUROSURVEILLANCE PROJECT).

Para el caso de la salmonelosis dentro de este proyecto, de los 12 países entonces participantes aumentó en un 10%, pasando de 41 870 aislamientos en 1995 a 46 061 en 1996. Una hipótesis que podría explicar el aumento de casos de salmonelosis declarados en 1997 es el aumento de la temperatura ambiente en Europa, ya que según el servicio meteorológico del Reino Unido 1997 fue el año más cálido de la historia para ese país, registrándose una temperatura de 0,43°C por encima de lo antes registrado.

La ocurrencia anual mundial de la fiebre tifoidea se estima en 17 millones de casos, con aproximadamente 600,000 muertes. Algunas especies son resistentes a los antibióticos. Los costos asociados a brotes individuales en Norteamérica y Europa ascienden a casi US\$ 20 millones anuales.

El equipo de la OMS reportó para el 15 de enero de 2000, en Lesotho, un total de 1 862 casos asociados a *Shigella* con 28 muertes. En Estados Unidos se reportan cada año cerca de 18,000 casos. Debido a que muchos casos no son severos, éstos no son diagnosticados o reportados, por lo que se estima que el número actual de infecciones es veinte veces mayor (CDC, 2003).

En 1980, en Estados Unidos los investigadores de los CDC descubrieron que la causa de la llamada enfermedad de los legionarios es ocasionada por bacterias. Este descubrimiento resolvió dos misterios anteriores: un brote en 1965 en el Hospital Elizabeth de Washington, D.C. y un brote en Pontiac, Michigan en 1968 (conocido como la “fiebre de Pontiac”), que dejó a más de 60 trabajadores de la salud enfermos.

En una epidemia en 1976, 221 personas se enfermaron y 34 murieron en relación con una Convención de la *American Legion* de Filadelfia (CDC, 2003). Un estudio de seguimiento realizado en 183 turistas del Reino Unido y Finlandia que se alojaron en el hotel al mismo tiempo, mostró que 22 huéspedes británicos y 18 finlandeses registraron una enfermedad respiratoria y siete presentaban evidencia serológica de infección por *Legionella* (Eurosurveillance, 2003).

Las bacterias del género *Campylobacter*, son las causantes **más comunes de enfermedades diarreicas en los Estados Unidos**. Todos los casos aparecen aislados y como eventos esporádicos y no como parte de grandes brotes. Sin embargo, la vigilancia está muy limitada

ya que sólo poco más de 10,000 casos son reportados a los CDC cada año, lo que equivale aproximadamente 6 casos por cada 100,000 personas en la población. Se estima que cada año se infectan 2 millones de personas (CDC, 2003).

Discusión y conclusiones

Las aguas residuales contienen microorganismos patógenos y éstos pueden causar brotes epidémicos graves en el ser humano y los animales de crianza. Presuntamente, cuando las aguas son tratadas, los desinfectantes ejercen una acción tóxica para el desarrollo normal de los microorganismos, inhibiendo su crecimiento y causando su muerte.

Sin embargo, si las bacterias patógenas persisten en el agua destinada para consumo humano representan un riesgo potencial para la salud, principalmente en las personas inmunodeprimidas, en niños, adultos mayores y en especial en lugares insalubres y hacinados.

Para obtener una estimación de la calidad del agua desde hace años se han propuesto diversos indicadores biológicos basándose en la evaluación de los organismos presentes en los sistemas acuáticos. Así, las bacterias coliformes han constituido el grupo principal de indicadores de contaminación fecal y por tanto de la calidad sanitaria de las aguas. La información epidemiológica reciente debería ser considerada no sólo para identificar las enfermedades más importantes en las regiones rurales o en los países subdesarrollados, sino también para revisar a profundidad las normativas nacionales e incluir agentes etiológicos distintos a los indicadores tradicionales (Martínez *et al.*, 2009).

Sin embargo, los patrones de los brotes epidémicos recientes en todo el mundo también dejan ver que los tratamientos químicos hasta ahora empleados empiezan a ser poco eficaces para la desinfección adecuada de las aguas. Aun cuando el avance tecnológico debería garantizar la eliminación de todos los microorganismos patógenos, lo cierto es que se trata de una carrera armamentista contra los microbios, modulada por la selección natural de las cepas más resistentes a ese tipo de desinfección y, tal como sucede con el uso de los antibióticos en la medicina, el posible resultado es incierto.

Referencias

- Arcos P.M., Ávila de N.S., Estupiñán T. M. y Gómez P.A. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. NOVA. VOL.3 (4): 1-116.
- Brull, M. 1994. Enfermedades de origen hídrico. En XV Jornadas Técnicas de la AEAS. Tomo I. Jerez de la frontera, España. 99. 13-19
- Cohn, P, Cox, M y Begeer, P. 2002. Aspectos de la calidad del agua. Salud y estética. En Calidad y Tratamiento del agua. Manual de suministros de agua comunitaria. AWWA. Mc Graw Hill, España. 5ª Ed. pp. 47-64

- Chagas I.C., Moretton., Santanatoglia J.O., Paz M., Muzio H., Siervi M. y Castiglioni M. 2006. Indicadores de contaminación biológica asociados a la erosión hídrica en una cuenca de pampa ondulada Argentina. Argentina. CI. SUELO 24(1): 1-7.
- Bartelt A.M. 2000. Diagnostic Bacteriology. A study guide. 1ª edición, F. A. Davis Company. Fililadelfia, U. S. A. P. 500.
- CDC, 2003. Centres for Disease Control and prevention <http://www.cdc.gov/mmwr/>
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 2005. El medio ambiente en México. Resumen. Semarnat. México pp. 67-78.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 2008. Estadísticas del agua en México. 1ª Edición. México D. F. p. 233. <http://www.conagua.gob.mx>
- Directiva 98/83/CE Del consejo de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.
- Draft Guidelines for Drinking-water Quality Management for New Zealand (DGD-QMNZ). 2005. Vol.1. Ministry of Health. 2nd edition. Wellington, New Zealand. <http://www.moh.govt.nz>.
- DGDQMNZ, 2005).
- Environmental Protection Agency (EPA). 2003. National primary drinking water standard and drinking water contaminants. Office of Water. www.epa.gov/safewater
- Eurosurveillance 2003. <http://www.eurosurveillance.org/>
- Fawell, J.K. 1995. Guías para la calidad del agua potable. Recomendaciones. Vol 1. Organización Mundial de la Salud. 2ª Ed. Ginebra. pp. 195
- Félix F.A. y Leal A.J. 2005. Aislamiento e identificación de microorganismos patógenos y huevos de helminto en aguas de consumo humano en comunidades rurales de San Ignacio Río Muerto, Sonora. Libro de artículos en extenso del V congreso Iberoamericano de Ingeniería de Alimentos Puerto Vallarta, Jalisco, México. pp. 1-18. <http://www.encb.ipn.mx/cibia/Indice.pdf>
- Gestal, J. 1997. Enfermedades Infecciosas Emergentes. Alerta mundial, respuesta mundial. Rev. Esp. Salud Pública. 71: 225-229
- Gayosso M.A.R. 2004. Propuesta metodológica de las especies bacterianas *Aeromonas hydrophila* y *Clostridium perfringens* como nuevos indicadores de la calidad del agua residual tratada (tesis de licenciatura en Química). Pachuca de Soto, Hidalgo, México. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Hernández, A. 2001. Depuración y desinfección de aguas residuales. Colección Señor, numero 9. Colegio de I.C.C y P. Madrid. pp. 1151
- Lehtola J. M., Torvinen E., Kusnetsov J., Pitkänen T., Maunula L., Bonsdorff C., Martikainen J. P. y Wilks A. S. 2007. Survival of *Mycobacterium avium*, *Legionella pneumophila*, *Escherichia coli*, and *Caliciviruses* in drinking water-associated biofilms grown under high-shear turbulent flow. Applied and Environmental Microbiology. 73(9): 2854–2859.

- NOM-127-SSA1-2004. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- NOM-013-CNA-2000. Redes de distribución de agua potable. Especificaciones de hermeticidad y métodos de prueba.
- OETEH, Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Hidalgo. 2006.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 2008. Guías para la calidad del agua potable. <http://www.cepis.ops-oms.org/>
- Palau, M y Tello-Anchuela, O. 1999. Objetivo 20. Mejorar la calidad del agua. Informe Sociedad Española de Salud Pública y Administración Sanitaria (SESPAS). Sevilla.
- Pérez, J.A, y Espigares, M. 1999. Estudio Sanitario del agua. Universidad de Granada, España. pp. 454
- Ribas, F. 1996. Microbiología de las aguas de abastecimiento en su origen y en el tratamiento. En Seminario Microbiología de las Aguas de abastecimiento. Tomo I. Asociación Española de Abastecimientos de agua y Saneamiento. Madrid pp. 11- 108
- Rheinheimer, G. 1987. Microbiología del agua. Acribia, Zaragoza
- Santos, M. 1996. Vigilancia y control de la calidad microbiológica del agua de consumo público. Métodos analíticos. En Seminario Microbiología de las Aguas de abastecimiento. Tomo II. Asociación Española de Abastecimientos de agua y Saneamiento. Madrid pp. 91-114.
- Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica (SINAVE). 2009. Boletín epidemiología. <http://www.dgepi.salud.gob.mx/boletin/2009/sem20/pdf/cua1y2.pdf>
- SEI. 2010. Situación epidemiológica internacional. Vigilancia en salud. No 322. p10)
- Swaminathan, B; Beebe, J y Besser, J. 1999. Investigation of Foodborne and water borne disease outbreaks. Capítulo 10. En *Manual of Clinical Microbiology*. American Society of Microbiology. Washington DC. 7ª Ed. p. 174-190
- Taylor C.M., Giono C.S., Haro A.I. y Vidal L.Y. 2007. Guía de bacteriología médica. 1ª edición, McGraw-Hill. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Facultad de Medicina. México. P. 210.
- Winward Gideon P. Winwarda, Lisa M. Averyb, Ronnie Frazer-Williamsa, Marc Pidoua, Paul Jeffrey, Tom Stephenson y Bruce Jefferson. 2008. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological engineering* 32: 187–197.
- World Health Organization (WHO). 2004. Guidelines for drinking-water quality. 3ª ed. Vol.1. P. 515.
- World Health Organization (WHO). 2005. Legionellosis. www.who.int/entity/mediacentre/factsheets/fs285/en/



8

Capítulo

Impacto a la salud por metales: propuesta de una metodología clínico ambiental aplicada en la localidad de Xochitlan, Valle del Mezquital Hidalgo, México

Roberto García Monroy, Francisco Prieto García*, Griselda Pulido Flores, William Scott Monks y Armida Zúñiga-Estrada

Introducción

Las evaluaciones de riesgos a la salud por factores ambientales en América Latina y en especial en México, han efectuado utilizando la metodología propuesta por la Agencia de sustancias tóxicas y registro de enfermedades (ATSDR, 2000) y la Agencia de protección al ambiente (USEPA, 2005), de acuerdo a los reportes de la CEPIS (2006). La EPA ha desarrollado una metodología que evalúa los riesgos para la salud con un enfoque cuantitativo centrado en las sustancias tóxicas; en tanto la ATSDR emplea un método de evaluación de salud cuyo propósito es jerarquizar los sitios en los que se encuentran los residuos de acuerdo a los peligros que representan para las poblaciones aledañas. Los ejes en que se cimentan las metodologías citadas son la identificación y caracterización de los residuos peligrosos, de sus fuentes y rutas de exposición humana, la determinación de la exposición y efectos adversos, la gestión y la comunicación social de riesgos, sistematización de

abordaje de situaciones de agentes peligrosos (INE 2002). Sin embargo las adecuaciones a la metodología original, en su mayoría son de alto costo en su aplicación inicial y los subsecuentes monitoreos, alguna otras no se adaptan a las condiciones de los sitios contaminados. Derivada de esta situación surgió la presente propuesta de una metodología diseñada para aplicarse a cualquier sitio. Esta metodología diseñada y probada ha sido el objetivo central de este trabajo; la metodología que se propone, se ciñe a la metodología de la ATSDR y la EPA, con inserción de una historia clínica que se agrega y la cual cuenta con un amplio enfoque en toxicología, diseñada como instrumento de encuesta, que reditúa en una amplia información para la caracterización de los individuos y de la población con amplio potencial para obtener un panorama de salud, un diagnóstico situacional, una proyección de la transición epidemiológica, al dimensionar el impacto y posibilitar el diseño del plan operativo para la evaluación integral de riesgo toxicológico optimizando recursos tanto humanos como materiales y financieros.

Durante más de 100 años los suelos agrícolas del Valle del Mezquital, Hidalgo, han sido regados con aguas residuales de la zona metropolitana de la ciudad de México por el método de inundación por gravedad. Los residuos industriales de la gran urbe, el uso de agroquímicos y los metales contenidos en los suelos por la misma naturaleza geomorfológica (Cajuste *et al.*, 1991) en esta región agrícola, han contribuido considerablemente al incremento de las concentraciones de metales pesados, generándose un proceso de acumulación con gran potencial ecotóxico, contaminando suelo agua y cultivos. Cajuste y colaboradores (1991) detectaron concentraciones de metales en agua para riego más elevadas que las permitidas por la Norma Oficial Mexicana (NOM, 1993) que regula el uso agrícola; Siebe y Cifuentes (1995), desde hace trece años ya estimaban que la acumulación de metales pesados en suelos de cultivo en estas regiones, ya está en un rango de 3 a 6 veces mayor en comparación con las que son regadas con aguas no residuales. Estudios de Mascareño y Guajardo (1977), Mejía (1990), Carrillo (1992), Cifuentes (1994), Lucho y colaboradores (2005), Prieto y colaboradores (2005), entre otros, detectaron Cr, Cd, Pb y Ni en cultivos. La fracción más activa de los metales en el suelo ha tenido un incremento en relación con la disponibilidad de las plantas (Siebe, 1995), en especial de Cd y Pb. Al incorporarse los metales a la cadena trófica, debido a su carácter tóxico y bioacumulativo, existe el riesgo de ocasionar alteraciones a la salud humana (Alam *et Gomes*, 2003; Wang *et al.*, 2005; Shanker *et al.*, 2005; Cui *et al.*, 2005). Aplicar una propuesta de metodología integral con enfoque clínico toxicológico para evaluar el impacto a la salud por reuso de aguas residuales del Distrito de Riego 03, en una población del Valle del Mezquital, Hidalgo, considerada de riesgo potencial para la salud pública.

Material y métodos

Se eligió la localidad de Xochitlán y tres poblaciones circunvecinas (El Moreno, La Ranchería, y la Mora) por el riesgo potencial a la salud de los habitantes por presencia de elementos traza. Se catalogaron los sitios a investigar en cuatro zonas, urbana, periurbana, suburbana

y rural (Xochitlán, El Moreno, La ranchería y La Mora, respectivamente). La metodología se diseñó en 5 fases. La primera consistió en investigación documental socio demográfica y de salud donde se corroboró la dinámica poblacional a partir de los indicadores tasa de crecimiento poblacional, la tasa de natalidad (para el año 2000), notándose un decremento en este sentido (fuentes, PROVAC y Microdiagnóstico de salud); la tasa de fecundidad (proporción de hijos por cada 1000 mujeres en edad fértil; 15 a 49 años) para el período Enero-Julio 2005; los niveles de esperanza de vida al nacer, la cual se ha incrementado paulatinamente tanto para hombres como para mujeres. En lo referente a la morbimortalidad general, las 10 primeras causas de ambos rubros no muestran diagnósticos fehacientes de padecimientos relacionados con los metales en estudio, sino enfermedades crónicas degenerativas e infecciosas. Este comportamiento del panorama de salud es similar desde el año 2001 y al menos hasta el año 2005, (fuentes: hechos vitales del registro civil). Todos estos resultados ya han sido reportados (García *et al.*, 2008 a), considerándose cumplida esta fase del estudio.

En la segunda fase se evaluaron las vías de exposición al riesgo: agua, cultivos y actividades ocupacionales agrícolas, entre otras. En la tercera fase se caracterizó a la población participante, aplicando el instrumento de propuesta metodológica clínico ambiental (encuesta). Los sitios elegidos fueron en base a la cercanía a los canales de aguas residuales y tierras de cultivo, hábitos y costumbres de riesgo para la salud y calidad de los servicios; todo ello con vistas a realizar un estudio comparativo con base en estos aspectos. Se encuestaron 275 participantes (previo consentimiento informado y bajo criterios de inclusión y exclusión), de ambos sexos, con edades comprendidas desde los 6 años hasta 85 y más. Fueron agrupados en 4 rangos de edades designadas como A, de 6 a 17 años; B, de 18 a 45 años; C, de 46 a 60 años; y D de 61 años y más, lo que posibilita analizar el comportamiento de las concentraciones de los metales en los 4 estadios de vida. Ambas fases fueron concluidas y reportadas también (García *et al.*, 2008 a).

El instrumento de encuesta clínico ambiental se estructuró en tres secciones:

- Sección I) para los grupos B, C, y D denominada “*Edades*” con 53 caracteres (variables) y 152 participantes, con las siguientes secciones, datos de identificación; encuesta alimenticia; hábitos y costumbres; antecedentes hereditarios (cuatro generaciones); antecedentes personales patológicos; antecedentes laborales; esfera psicológica (test “*mini mental*”) de Folstein y colaboradores (1975), por medio del cual se determina el deterioro de las funciones cerebrales superiores; memoria, lenguaje, orientación, cálculo y atención; anamnesis por aparatos y sistemas; exploración de segmentos corporales; signos vitales y somatometría.
- Sección II) Para el grupo de edad A, denominado “*Escolares*” con 62 caracteres (variables) y 93 participantes, con las secciones: Ficha de identificación; encuesta sobre alimentación; hábitos y costumbres de riesgo para la salud; antecedentes hereditarios (cuatro generaciones), anamnesis por aparatos y sistemas, antecedentes personales patológicos (incluidos los periodos prenatal, de

gestación, perinatal, nacimiento.); coeficiente intelectual (referente: historial de rendimiento escolar de la Secretaría de servicios educativos en Hidalgo).

- Sección III) En el tercer grupo, denominado “*Mujeres*” se incluyó al total de participantes del sexo femenino (131) con 12 caracteres (variables) que incluyó antecedentes ginecológicos; obstétricos en el caso de mujeres en edad fértil y mujeres adultas en general incluyendo a las de la tercera edad.

La cuarta fase se desarrolló en la toma de muestras biológica y realización de análisis de metales en fluidos y tejidos corporales (García *et al.*, 2008 b). Todos los resultados de las cuatro fases en su conjunto, se han procesado para establecer correlaciones entre ellas. Las valoraciones de correlaciones fueron realizadas por análisis de componentes principales (ACP). Para el tratamiento estadístico, se utilizó un análisis multivariado (ANOVA) de componentes principales, utilizando el paquete NTSYS 2. (ver Figura 8.1, diagrama del proceso).

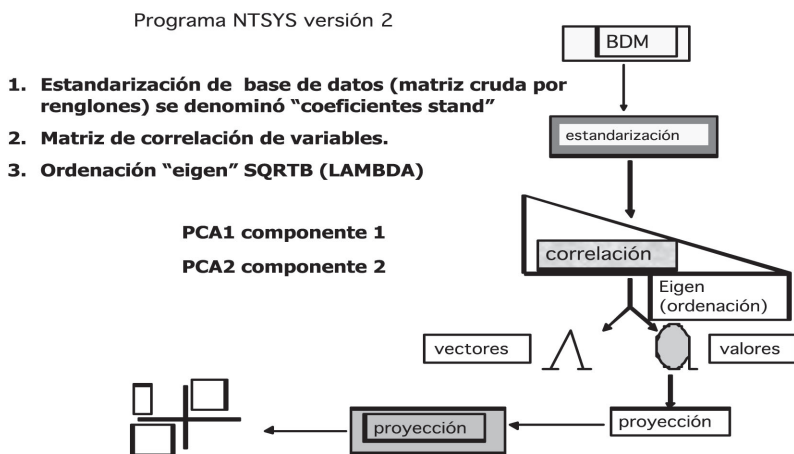


Figura 8.1 Esquema del programa NTSYS en su versión 2.
NYSYS Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System Version 2

Resultados y discusión

En la investigación documental se analizaron los diagnósticos de salud de 3 años consecutivos (2003-2005), no encontrándose registros de padecimientos donde se establezca la etiología o comorbilidad por metales pesados. Para tal efecto se revisaron los reportes de morbilidad anual, así como los indicadores de salud y dinámica poblacional. La tasa de crecimiento poblacional de Agosto 2004 a Julio 2005, fue de 2.88 por cada 100 habitantes; la tasa de natalidad de 3.23 por 100 habitantes (para el año 2000) que representa un promedio de 45 nacimientos por año, notándose un decremento en el número de na-

cimientos (fuentes. PROVAC y Microdiagnóstico de salud). La tasa de fecundidad, para el período Enero-Julio 2005 fue de 1.54 por 100 mujeres en edad fértil.

Los reportes indican que la esperanza de vida al nacer se ha incrementado paulatinamente tanto para hombres como para mujeres; en el 2002 fueron de 71.87 y 76.5 años, respectivamente (Fuentes: SISPA, SUIVE, INEGI). Sobre la morbimortalidad general, las 10 primeras causas no mostraron diagnósticos fehacientes de padecimientos relacionados con los metales en estudio. Sin embargo, e compararon estos rubros con los de la media nacional y se observaron diferencias significativas.

La investigación documental (micro diagnóstico de salud SSH, 2005) y la evaluación del riesgo de las rutas o vías de exposición, aportaron que los poblados estudiados cuentan con agua potable intra y extradomiciliaria casi en la totalidad, proveniente de un pozo cuyo monitoreo está a cargo de la Comisión Nacional del Agua y la Comisión de Agua y Alcantarillado del Municipio de Progreso (CNA y CAAMPAO). El sector salud prohíbe por norma el cultivo de hortalizas regadas con aguas residuales; la mayoría de los cultivos de la región están catalogados como forrajeros y son enviados a otros lugares para su comercialización y consumo; sin embargo se detectó el consumo de cultivos propios (granos y legumbres). Por último, que la ruta de riesgo que comprendió las actividades laborales agrícolas indican que la población económicamente activa corresponde a un 66.6% del total de la población (581 personas), de éstas el 33% (170 personas) se dedican a labores agrícolas; representan un número reducido por dos causas, la dinámica poblacional, que manifiesta una gran migración por escasas fuentes de empleo y la tecnificación agrícola que desplaza en gran medida la mano de obra. Con la aplicación de la encuesta con enfoque clínico toxicológico y constituida por 10 apartados y 130 variables cuantitativas, se estructuraron las tres agrupaciones mencionadas, “*población general*”, “*edad escolar*” y “*mujeres*”.

El comportamiento de la bioacumulación de los metales pesados tanto en los cuatro rangos de edad como en los medios urbano, periurbano, suburbano y rural respectivamente, estuvieron dentro de los valores Límites de Tolerancia Biológica (LTB) reportados en la bibliografía (Corey y Galvao, 1989 a, b y c). Los niveles promedios encontrados para cada uno de los metales evaluados en los fluidos y tejidos corporales muestreados se observan en la Tabla 8.1.

Los resultados de metales en orina se expresan en mg del metal/g de creatinina, en saliva se expresan en mg de metal/L de fluido y para cabellos y uñas, se expresan en mg de metal/kg de tejido. Con respecto a la bioacumulación de los metales evaluados, destaca que todos ellos estuvieron presentes (o al menos detectables) en todos los fluidos y tejidos valorados. Esto puede estar asociado a la proximidad de los pobladores a los canales de riego de aguas negras y a la relativa cercanía al río Tula, área de mayor contaminación.

Comparados estos resultados con los obtenidos en muestras de fluidos y tejidos de los testigos (pobladores de otra zona no contaminada), se puede decir que resultan de 5 a 20 veces más elevadas las concentraciones de Cd y Cr en fluidos de sangre y orina y de 2 a 5 veces más elevadas en tejidos de uñas y cabellos. Esto hace evidente y demuestra que existe un riesgo potencial de salud en las personas que habitan estas zonas contaminadas, ya sea

por el uso y reuso de las aguas negras, como por otros factores de tipo antropogénico que posibilitan la contaminación por metales de estos medios.

Sin embargo debe resaltarse que no se encontró ningún caso (poblador) con concentraciones de los metales estudiados excesivamente elevadas. Solamente la presencia de Cd en orina, que puede estar asociada a una contaminación por exposición tanto reciente como pasada (González *et al.* 1997; Rinehart *et Gad*, 1986) y que a pesar de ello, no sobrepasó los valores establecidos como límite de tolerancia biológica (LTB >10 mg/g creatinina); sólo se encontraron dos casos de la zona rural (La Mora) con valores excedidos (12,42 y 16,55 mg/g creatinina, respectivamente). Estos dos casos serán monitoreados de forma sistemática y como parte de seguimiento de este trabajo.

Tabla 8.1 Resultados promedios encontrados por cada metal evaluado en los fluidos y tejidos corporales muestreados en pobladores del Municipio de Xochitlán.

UÑAS ($\mu\text{g}/\text{kg}$)				
	CADMIO	CROMO	PLOMO	ALUMINIO
Media	4,95	0,032	0,037	0,133
Máximo	7,09	0,073	0,082	0,318
Mínimo	<0,024	<0,002	<0,002	<0,009
Des Est	0,01	0,03	0,07	0,46
n	244	244	244	244
SANGRE ($\mu\text{g}/\text{L}$)				
	CADMIO	CROMO	PLOMO	ALUMINIO
Media	1,18	12,05	4,76	31,31
Máximo	6,45	81,00	44,00	210,00
Mínimo	<0,024	<0,002	<0,002	<0,009
Des Est	0,27	0,28	0,11	0,38
n	253	253	253	253
ORINA ($\mu\text{g}/\text{g}$ de creatinina)				
	CADMIO	CROMO	PLOMO	ALUMINIO
Media	4,55	1,79	<0,002	11,16
Máximo	16,55	6,55	0,36	67,27
Mínimo	<0,024	<0,002	<0,002	<0,009
Des Est	0,18	0,02	<0,002	0,21
n	237	237	237	237
CABELLO ($\mu\text{g}/\text{kg}$)				
	CADMIO	CROMO	PLOMO	ALUMINIO
Media	2,99	43,56	0,27	3,88
Máximo	3,18	71,00	1,59	33,00
Mínimo	0,03	7,00	<0,002	<0,009
Des Est	0,16	0,25	0,40	0,39
n	240	240	240	240

Los resultados obtenidos de un análisis multivariado de componentes principales (ACP), fueron los siguientes: El ACP aplicado a la base de datos “grupos de edades” (B, C Y D), con 152 individuos y 53 caracteres, explicó el 26.95% de la variación acumulada. En este caso, el componente principal 1 (CP1) explicó el 14.96%, dado principalmente por los caracteres, edad, frecuencia cardiaca y sistema cardiovascular. El CP2, explicó el 6.38%, lo que se dio por los caracteres de antecedentes patológicos tales como alergias, intoxicaciones por alimentos, entre otras. El CP3, el 5.61% y está referido a antecedentes hereditarios como neoplasias y cáncer (Figura 8.2).

De la figura se puede indicar la presencia de tres individuos identificados por “G”, “BP” y “BZ”, que se corresponden a casos que se separan de los grupos encontrados. Se observan los cuatro grupos de edades (1 al 4) bien definidos y diferenciados. La CP1 permite explicar estas agrupaciones. La mayor agrupación de individuos se encuentra en el grupo marcado con “2” lo que se corresponde con la pirámide poblacional encontrada anteriormente (García *et al.*, 2008 a) donde el 56 % de la población se encuentra entre 10 y 40 años de edad, (mayoritaria entre 10 y 20 años de edad) mostrando un carácter invertido de dicha pirámide y en la cual se aprecia que decrece bruscamente en las edades iniciales (menores de 5 años, ubicados en el grupo “1”) y terminales de la vida (mayores de 60 años, en el grupo “4”).

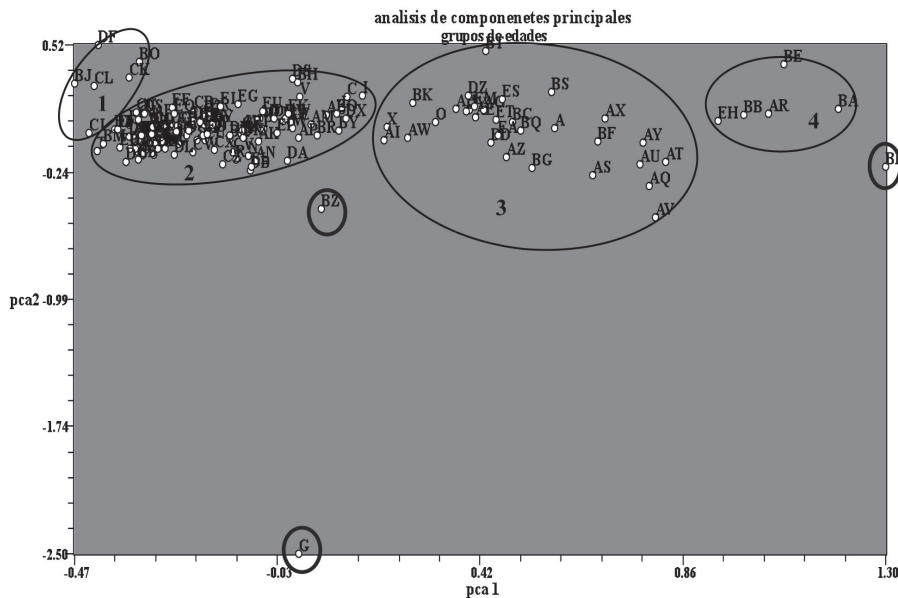


Figura 8.2 Análisis de componentes principales por “grupos de edades”

Entre los grupos 2 y 3 se observa una separación dada por la incidencia de las diferencias en la frecuencia cardiaca y el distanciamiento del grupo 4, asociado a trastornos o alteraciones

en el sistema cardiovascular. La CP2 explica la ubicación de los grupos 1 y 2 con las mayores incidencias de antecedentes patológicos de alergias e intoxicaciones por alimentos, más crítica en edades tempranas. De manera general se puede inferir que las afecciones por ingestas de alimentos (intoxicaciones) pudieran incidir en prácticamente toda la población evaluada.

El ACP aplicado a la base de datos “*coeficiente intelectual*” que comprendió al grupo de edad “A”, con 93 participantes y 62 caracteres, explicó el 21.48% de la variación acumulada en sus tres primeros componentes; el CP1 explicó el 8.56%, dado por las variables de antecedentes patológicos como cáncer, neoplasias, tiempo de residencia, ubicación rural, origen del agua para beber, entre las principales. El CP2 explicó el 7.16%, y se constituyó por los caracteres del rendimiento escolar, antecedentes hereditarios por línea paterna, entre otras; y finalmente el CP3 que explicó el 5.76%, que correspondió a las variables edad, tiempo de residencia, alteraciones del sistema nervioso y endocrino (Figura 8.3).

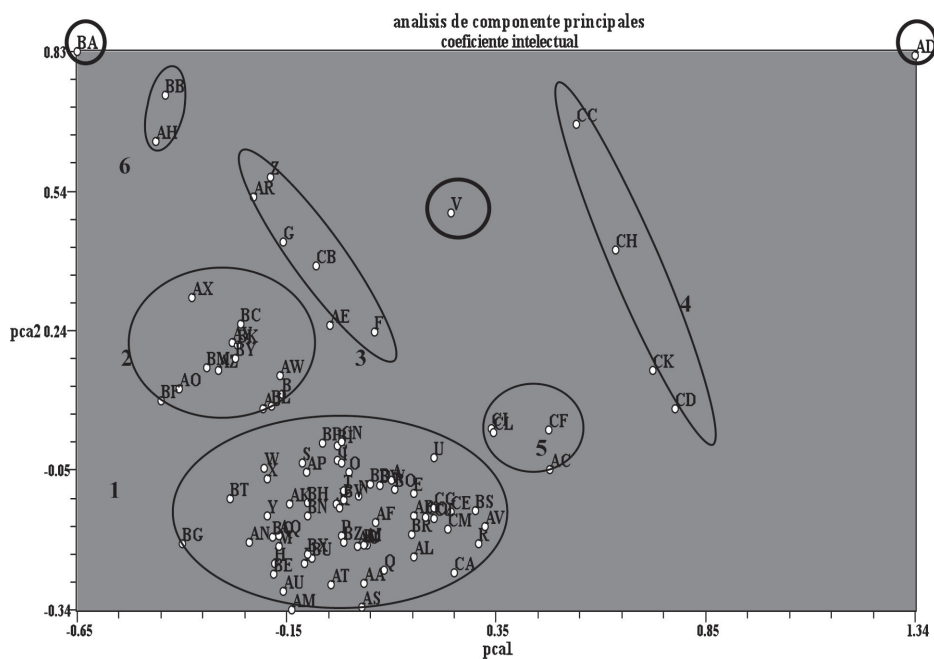


Figura 8.3 Análisis de componentes principales por “valoración del coeficiente intelectual”

Se aprecian tres individuos, “BA”, “AD” y “V” que se apartan de las 5 agrupaciones principales (1 al 5) y de una agrupación (6) de solo dos individuos. El grupo 1 de este ACP es explicado por la CP1; es la agrupación mayoritaria y se corresponde con un tiempo de residencia en la zona relativamente corto, acorde con las edades (entre 10 y 20 años). Por otra parte el origen del agua de consumo, que en su mayoría (más del 67%) la recibe de fuentes potables,

en el grupo 2 es igualmente alta (hasta tres hijos por mujer). Existe también una relación con los procesos de amenorrea primaria; este puede ser el caso que se representa de manera aislada en el individuo marcado en la figura 8.4 con “DA”. La mayoría de las niñas comienzan a menstruar entre los 9 y 18 años, con una edad promedio aproximada de 12 años. La amenorrea primaria no se considera una dolencia hasta que la niña tenga más de 16 años, si ella ha experimentado otros cambios normales que se presentan durante la pubertad. Este tipo de amenorrea puede presentarse con o sin otros signos de la pubertad. Existen muchas causas para una amenorrea primaria, entre ellas la pérdida de peso drástica (resultado de la pobreza, la moda de hacer dieta, anorexia nerviosa, bulimia, ejercicio vigoroso u otras causas) o casos extremos de obesidad, enfermedades crónicas y/o anomalías genitales congénitas (ausencia del útero o de la vagina, tabique vaginal, estenosis cervical, himen imperforado), entre otras. Este caso (“DA”) seguirá siendo sometido a estudios exploratorios. Así mismo sucede con el otro caso que se aprecia en la figura 8.4 (“DI”).

Por otra parte la incidencia de la menarca pudiera estar asociada a los antecedentes heredofamiliares o por déficit de nutrientes por una mala alimentación ya sea por falta de aportes tanto desde el nacimiento como posteriores o en forma voluntaria como en la anorexia nerviosa. Por su parte con la CP2 se entiende que los partos que se han sucedido en su mayoría han sido a término, aunque se detecta en las historias clínicas realizadas y de los resultados de las encuestas que existen alrededor de un 15% de partos pre-términos.

Queda en estudios de continuidad, establecer alguna correlación entre las concentraciones de metales (Cd, Cr, Pb y Al) bioacumuladas y detectadas en análisis de fluidos y tejidos corporales (García *et al.*, 2008 b) en los pobladores de esta comunidad con los antecedentes patológicos valorados. Por ejemplo dos casos con contenidos de Cd en orina, por encima de los límites de tolerancia biológica (LTB), es decir superiores a 10 µg/g de creatinina.

Conclusiones

La investigación documental socio demográfica y de salud y los indicadores considerados para evaluar la calidad de vida en el poblado de Xochitlán, Hidalgo, manifiestan una relación equivalente y en correspondencia con la media nacional. En cuanto a la morbimortalidad, las 10 primeras causas muestran a las enfermedades crónico degenerativas e infecciosas, sin denotar una comorbilidad por contaminación ambiental, hasta la fecha. La evaluación de las rutas o vías de exposición al riesgo ambiental, mostraron como lo más crítico el consumo de hortalizas y vegetales silvestres en gran cuantía y granos cosechados en la zona. La determinación de las concentraciones de los metales Cd, Cr, Pb y Al en fluidos de sangre y orina y tejidos corporales de cabellos y uñas, demostraron la presencia de los metales estudiados en todas las muestras de dichos biomarcadores de exposición; sin embargo se debe señalar que no resalta alguno en particular; sólo dos individuos manifestaron concentraciones de Cd en orina por encima de lo establecido como LTB. Ambos casos continuarán siendo sometidos a control más estricto. Esto pudo constatarse a través del análisis y tratamiento

estadístico a partir de un análisis de componentes principales. Este análisis permitió obtener un diagnóstico clínico presuntivo que permitió afirmar o reorientar estrategias metodológicas del estudio; ampliar los criterios de selección de la población para realizar el muestreo de los biomarcadores definidos y los sitios en donde muestrear u posibilitó el uso de recursos tanto de tiempo como financieros de una manera eficiente.

Referencias

- Alam, M. I. ; Gomes, A. 2003. Snake venom neutralization by Indian medicinal plants (*Vitex negundo* and *Embllica officinalis*) root extracts. *J Ethnopharmacol.* 86(1):75-80.
- ATSDR. 2000. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. *Reseña Toxicológica de los Cromo.* Atlanta, Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU. Servicio de Salud Pública.
- Cajuste, L.J., Carrillo, G.R., Cota, G.E., Laird, R.J., 1991. The distribution of metals from wastewater in the Mexican Valley of Mezquital. *Water Air Soil Pollut.* 57/58, 763–771.
- Carrillo G., R. L. J. Cajuste y L. Hernández H. 1992. Acumulación de metales pesados en un suelo regado con aguas residuales. *Terra* 10: 166-173.
- CEPIS. 2006. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria (CEPIS), Ecología Humana y Salud (ECO), Organización Panamericana de la Salud (OPS), U.S. Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Reporte de Evaluación de Riesgos por Residuos Peligrosos.* Estado de México, México.
- Cifuentes, E.; Blumenthal U.; Ruiz Palacios G.; Bennett S., Quigley M.; Peasey M.; Romero H. 1994. Problemas de salud asociados al riego agrícola con agua residual en México. *Salud Pública Méx.*; 34:163-172.
- Corey, G; Galvao, L. 1989 (a). *Serie Vigilancia 4. Cadmio*, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, México.
- Corey, G; Galvao, L. 1989 (b). *Serie Vigilancia 5. Cromo*, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, México.
- Corey, G; Galvao, L. 1989 (c). *Serie Vigilancia 8. Plomo*, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, México.
- Cui, Xinping; Jin Xu; Rehana Asghar; Condamine, Pascal; Svensson, Jan; Wanmaker, Steve; Stein, Nils; Roose, Mikeal and Close, Timothy. 2005. Detecting single-feature polymorphisms using oligonucleotide arrays and robustified projection pursuit. *Bioinformatics*, 21: 3852 – 3858.
- Folstein, M.F., Folstein, S.E., Mc Hugh, P.R. 1975. Minimal state: a practical method for grading the cognitive state of patients for the clinician. *J Psychiatr Res*, 12, 189 – 198.

- García, R.; Prieto, F.; Scott-Monks, W.; Pulido, G.; Zúñiga, A. 2009 (a). Afectaciones a la salud por metales tóxicos en la población de Xochitlán, Hidalgo, México. Parte I: Caracterización de las población potencialmente expuesta. Revista Ciencia Ergo Sum. México (enviado a la Revista Marzo 2009).
- García, R.; Prieto, F.; Scott-Monks, W.; Pulido, G.; Zúñiga, A. 2009 (b). Afectaciones a la salud por metales tóxicos en la población de Xochitlán, Hidalgo, México. Parte II: Bioacumulación de metales (Cd, Cr, Pb y Al) en fluidos y tejidos corporales. Revista Ciencia Ergo Sum. México (enviado a la Revista Marzo 2009).
- González M, Banderas JA, Raya C, Báez A, Belmont R. 1997. Cuantificación de plomo, cadmio y cromo mediante sialoquímica. Salud Pública México. 39:179-186.
- Instituto Nacional de Ecología. Experiencias derivadas del manejo inadecuado de residuos peligrosos. México, D.F. última actualización 14 de noviembre del 2002.
- Lucho-Constantino, C. A., Prieto García F., Del Razo L. M., Rodríguez Vazquez R., Poggi Varaldo H. 2005. Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. Agriculture, Ecosystems and Environmental, 108, p.p. 57-71.
- Maples, Vermeersch Mireya. 1990. *Antecedentes Físicos, Históricos y socioeconómicos del Distrito de Desarrollo Rural 063, Estado de Hidalgo*. Memorias del 1er Simposio Nacional de Degradación del Suelo, UNAM, México
- Mascareño, C., F y R. Guajardo V. 1977. Estudio preliminar sobre contaminación de los suelos y de la producción agrícola en el distrito de riego 03 por el uso de aguas negras de la Ciudad de México. Agrociencia (27): 95-119.
- Norma Oficial Mexicana NOM-048-SSAI-1993 que establece el Método Normalizado para la Evaluación de Riesgos a la Salud.
- Prieto García, F.; Lucho Constantino C. A.; Poggi Varaldo H.; Alvarez Suárez M.; Barrado Esteban E. 2005. Caracterización fisicoquímica y extracción secuencial de metales y elementos trazas en suelos de la región Actopan-Ixmiquilpan del distrito de riego 03, Valle de Mezquital, Hidalgo, México. Revista de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Argentina. Vol 83 (6). p.96-102.
- Rinehart, W.E.; Gad, S.C. 1986. Current concepts in Occupational Health: Metals-Chromium. Am. Ind. Hyg. Assoc. J., Vol 47, (11), 696-699.
- Shanker, Arun K.; Cervantes, C.; Loza-Tavera, H. and Avudainayagam, S. 2005. Chromium toxicity in plants. Environment International Vol. 31, Issue 5, Pages 739-753
- Siebe, C., Cifuentes, E., 1995. Environmental impact of wastewater irrigation in central Mexico: an overview. Int. J. Environ. Health Res. 5, 161-173.
- Siebe, C., 1995. Heavy metal availability to plants and soils irrigated with wastewater from Mexico City. Water Sci. Technol. 32, 29-34.
- SUIVE, 2005, *Sistema único de información de vigilancia epidemiológica; Secretaría de Salud del Estado de Hidalgo*

- US EPA. 2005. Supplemental guidance for assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens. Washington, DC: Risk Assessment Forum, Environmental Protection Agency. EPA/630/R-03/003F. US EPA. Supplemental guidance for assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens. Washington, DC: Risk Assessment Forum, Environmental Protection Agency. EPA/630/R-03/003F
- Wang, M.L., Barkley, N. A., Yu, J., Dean, J., Newman, M.L., Sorrells, M.L. and Pederson, G.L.. 2005. Transfer of simple sequence repeat (SSR) markers from major cereal crops to minor grass species for germplasm characterization and evaluation. *Plant Genetic Resources*, v. 3, p. 45-57.

Avances en Impacto, Tecnología y Toxicología Ambiental

Dr. César Abelardo González Ramírez

Coordinador

Se terminó de imprimir en los talleres
de la Editorial Universitaria, UAEH
en mayo de 2011,

El tiraje fue de 1,000 ejemplares