

Agua Potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas

Prólogo

La necesidad de disponer de agua para satisfacer los requerimientos básicos del hombre ha obligado a desarrollar una serie de aspectos tecnológicos de la más variada índole. Actualmente, existe a nivel mundial un particular interés en los proyectos vinculados con la provisión de agua potable, el desarrollo de energías limpias, la protección del medio del ambiente y el saneamiento hídrico.

El CYTED (Ciencia y tecnología para el Desarrollo), Programa Iberoamericano de Cooperación Científico-tecnológica multilateral, conciente de la importancia de la problemática del agua cuenta entre sus subprogramas con el CYTED - XVII. El CYTED - XVII: Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos, que reúne especialistas e investigadores de los 21 países iberoamericanos, resulta una herramienta eficaz para contribuir al desarrollo sustentable de la región.

La problemática del agua integra el conocimiento de una diversidad de sistemas, que no son usualmente considerados en forma simultánea. Por ello, es de vital importancia la integración de las diferentes disciplinas para lograr el conocimiento transdisciplinario, la integración de la investigación con la docencia formal e informal y la integración de los generadores de conocimiento con los organismos normativos y de gestión.

El gran desafío que enfrentan todos los países iberoamericanos es el abastecimiento de agua en cantidad y calidad adecuadas para todos sus habitantes. El planteo conceptual subyacente a este logro en el CYTED - XVII es privilegiar el conocimiento del vínculo existente entre la utilización del agua con los ecosistemas que los abastecen. El conocimiento científico-tecnológico es la base para una gestión integrada de un recurso escaso e indispensable como el agua.

Los países de Iberoamérica constituyen una vasta unidad histórica y cultural, que involucra una gran extensión y diversidad desde el punto de vista de los recursos naturales y del medio ambiente. El agua es parte indisoluble de éstos, pero está también indisolublemente ligada, en su uso y manejo, con la cultura de los pueblos. Así pues, desde el CYTED - XVII queremos realizar un aporte desde los estudios básicos hasta los sistemas de gestión, del conocimiento y las experiencias en Iberoamérica.

Por otro lado, el porcentaje de población con acceso a agua potable y alcantarillado es en todos los países de Iberoamérica menor en la población rural que en la población urbana. El acceso a agua potable y saneamiento es sin duda el problema ambiental más serio en la región.

ÍNDICE

	Página
<u>Prólogo.</u> Alicia Fernández Cirelli. Email: afc@rec.uba.ar	i
<u>Capítulo 01.</u> REMOCIÓN DE ARSÉNICO A NIVEL DOMICILIARIO: Martha Avilés Flores, Ma. de Lourdes Tirado Montiel, Leticia Bedolla Vázquez, Antonio Ramírez González. Email: tramirez@tlaloc.imta.mx	1
<u>Capítulo 02.</u> AGUA POTABLE PARA PEQUEÑAS COMUNIDADES RURALES A TRAVÉS DE UN SISTEMA DE COLECCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE LLUVIA Y PLANTA POTABILIZADORA: Daury García Pulido, Carlos Díaz Delgado, Carlos Solís Morelos. Email: daury@uaemex.mx	15
<u>Capítulo 03.</u> EXPERIENCIAS EN LA EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE POTABILIZACIÓN CON SEDIMENTACIÓN POR MANTO DE LODO APLICADO A COMUNIDADES RURALES: Thelma Beatriz Pavón Silva, Sofía Esperanza Garrido Hoyos, Carlos Chávez Guerra. Email: tdps17@uaemex.mx	23
<u>Capítulo 04.</u> REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO EN FUENTES DE AGUA SUBTERRÁNEAS PARA ABASTECIMIENTO PÚBLICO: Martín Piña Soberanis, María de Lourdes Rivera Huerta, Antonio Ramírez González. Email: mpina@tlaloc.imta.mx	37
<u>Capítulo 05.</u> PLANTA POTABILIZADORA PARA COMUNIDADES RURALES: OPTIMACIÓN DE LA COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN: Rosa Elena Ortega Aguilar, Cheikh Fall, Carlos Díaz Delgado. Email: rosa_elenao@hotmail.com	55
<u>Capítulo 06.</u> LA ADSORCIÓN DE MICROPOLUENTES ORGÁNICOS SOBRE CARBÓN ACTIVO EN EL TRATAMIENTO DEL AGUA POTABLE: Wilmer Dudamel, Alain Laplanche, Dominique Wolbert, Yolanda de Cazeaudmec. Email: yromero_c@yahoo.com	68
<u>Capítulo 07.</u> SISTEMA DE RECIRCULACIÓN DE AGUA PARA CRÍA DE ALEVÍA DE TRUCHA ARCOIRIS (ONCORHYNCHUS MYKISS) Y CARPA COMÚN (CYPRINUS CARPIO): Iván Gallego Alarcón, Daury García Pulido, Carlos Díaz Delgado, Cheikh Fall. Email: iga@uaemex.mx	86
<u>Capítulo 08.</u> POTABILIZACIÓN DE AGUA. LA SITUACIÓN Y EXPERIENCIA EN COSTA RICA: Virginia Sánchez Molina, Juana Ma. Coto Campos. Email: vsanche@una.ac.cr	98
<u>Capítulo 09.</u> DESINFECCIÓN SOLAR, UNA ALTERNATIVA PARA PEQUEÑAS COMUNIDADES RURALES: Arturo González Herrera, Alejandra Martín Domínguez. Email: argonzal@tlaloc.imta.mx	110
<u>Capítulo 10.</u> INACTIVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE ENTEROBACTERIAS EN AGUA DE CONSUMO HUMANO TRATADA CON RADIACIÓN SOLAR: Juana E. Cortés Muñoz, Sandra Vázquez Villanueva. Email: jcortes@tlaloc.imta.mx	121

<u>Capítulo 11.</u>	GEOMÁTICA APLICADA A LA RELACIÓN ENTRE CALIDAD DEL AGUA Y SALUD HUMANA EN LAS LOCALIDADES DEL ESTADO DE MÉXICO: Emmanuelle Quentin, Miguel Ángel Gómez Albores, Carlos Díaz Delgado, Sofía Esperanza Hoyos, Cheikh Fall. Email: equentin@uaemex.mx	135
<u>Capítulo 12.</u>	TECNOLOGÍA INFORMÁTICA PARA EVALUAR LA AGRESIVIDAD DEL BIÓXIDO DE CARBONO EN EL AGUA: Eduardo Trujillo Flores, Verónica Martínez Miranda, Hilda Fuentes Gutiérrez. Email: vmm@uaemex.mx	142
<u>Capítulo 13.</u>	RIESGO DE ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AGUA EN ZONAS RURALES: María Angélica Mondaca J., Víctor Campos A. Email: mmondaca@udec.cl	155
<u>Capítulo 14.</u>	CONSIDERACIONES SOBRE LOS SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN: Sofía Esperanza Garrido Hoyos. Email: segh@uaemex.mx	168
<u>Capítulo 15.</u>	SOFTWARE DE AYUDA AL DISEÑO Y CONCEPCIÓN DE LA FASE DE PRETRATAMIENTO DPTAR® V.1): Daury García Pulido, Ivan Gallego Alarcón, Carlos Díaz Delgado. Email: daury@uaemex.mx	181
<u>Capítulo 16.</u>	CALIDAD DEL AGUA REGENERADA EN LA COMBINACIÓN DE LA INFILTRACIÓN-PERCOLACIÓN Y LOS SISTEMAS DE DESINFECCIÓN: , Miquel Salgot de Marçay; Montserrat Folch Sanchez; Esther Huertas Hidalgo. Email: monfol@farmacia.far.ub.es	192
<u>Capítulo 17.</u>	ZONAS HÚMEDAS ARTIFICIALES COMO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN PEQUEÑOS NUCLEOS URBANOS. EL CASO DEL HOSTALETS DE PIEROLA (BARCELONA): M. Folch; E. Huertas; M. Salgot. Email: ehuelas@farmacia.far.ub.es	199
<u>Capítulo 18.</u>	TECNOLOGÍAS INNOVADORAS EN LA REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES: M. Deocón, M. Folch, M.Salgot. Email: monfol@farmacia.far.ub.es	206
<u>Capítulo 19.</u>	LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES: Miquel Salgot, Montserrat Folch, Laboratorio de Edafología. Email: monfol@farmacia.far.ub.es	212
<u>Capítulo 20.</u>	INDICADORES DE CONTAMINACIÓN FECAL EN AGUAS: Claudia Campos Pinilla. Email: campos@javeriana.edu.co	224
<u>Capítulo 21.</u>	COMPORTAMIENTO DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN FECAL EN LOS DIFERENTES SISTEMAS DE DESINFECCIÓN: Claudia Campos. Email: campos@javeriana.edu.co	230
<u>Capítulo 22.</u>	MODELACIÓN MATEMÁTICA DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS: Cheikh Fall. Email: cfall@uaemex.mx	240
<u>Capítulo 23.</u>	MEJORAMIENTO AMBIENTAL DE UN RÍO URBANO: EL CASO DEL RÍO JUNCTION CREEK, SUDBURY, ONTARIO, CANADÁ: Jorge Virchez, Carlos Salazar. Email: jvirchez@nickel.laurentian.ca	256

Una imagen de lo anteriormente mencionado es que de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS) “Casi la cuarta parte de las camas disponibles en los hospitales del mundo están ocupadas con enfermos cuyas dolencias se deben a la insalubridad del agua”.

La red XVII-D: “Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua RIPDA-CYTED”, ha sido aprobada en junio de 2001 para contribuir en las respuestas a las necesidades de desarrollo de tecnologías accesibles, a través del intercambio de información y experiencias entre especialistas de la región, así como en la difusión de los conocimientos generados.

El contenido de este libro será sin duda de utilidad para lograr un mejor aprovechamiento y gestión del agua en Iberoamérica. Se agradece la contribución de todos y cada uno de los autores de los diferentes capítulos y sólo queda la esperanza de que los trabajos aquí presentados sean la semilla que germine y promueva una mejor calidad de vida de los pueblos iberoamericanos.

Dra. Alicia Fernández Cirelli
Coordinadora Internacional CYTED XVII
Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos
Directora Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua
Facultad de Ciencias Veterinarias
Universidad de Buenos Aires
www.cytcd.agua.uba.ar

Capítulo 1

REMOCIÓN DE ARSÉNICO A NIVEL DOMICILIARIO

Resumen

En México se ha detectado la presencia de arsénico en cuerpos de agua que se utilizan para el abastecimiento de la población: la Comarca Lagunera, Zimapán, Hgo., Acambaro, Gto., Zacatecas, Zac., Delicias, Meoqui, Camargo Jiménez, Chih., Huautla, Mor., lugares donde se alcanzan concentraciones superiores a lo señalado por la NOM.127-SSA1 (0.05 mg L^{-1}).

Las principales rutas de exposición son la ingesta y la inhalación. El arsénico se acumula en el organismo por exposición crónica y puede causar afecciones tales como alteraciones de la piel, efectos secundarios en el sistema nervioso, irritación de los órganos del aparato respiratorio, gastrointestinal y hematopoyético, y acumulación en los huesos, músculos y piel y, en menor grado, en hígado y riñones.

La evidencia epidemiológica de personas que han ingerido por un tiempo prolongado arsénico inorgánico vía agua de bebida, son la hiperqueratosis palmo-plantar, cuya manifestación principal es la pigmentación de la piel, la hiperqueratosis papular, el carcinoma epidermoide y la presencia de callosidades localizadas en las palmas de las manos y pies.

En este estudio se presentan los resultados de la remoción de arsénico mediante el proceso de coagulación-floculación a pH natural del agua, empleando hipoclorito de calcio (CaOCl_2) de alta pureza (65-70%) para oxidar As(III) a As(V); sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) como coagulante, y materiales sólidos (MS) que favorecen la formación de flóculos. Las pruebas en el laboratorio definieron la mejor mezcla de reactivos, obteniéndose remociones de arsénico hasta del 93%.

La mezcla se probó en un prototipo intradomiciliario con agua procedente de Huautla, Morelos, y de Zimapán, Hidalgo, cuyas concentraciones de arsénico eran de 0.1 y 0.5 mg As L^{-1} , respectivamente; después del tratamiento se alcanzaron concentraciones de 0.035 y 0.041 mg L^{-1} de arsénico residual, valores que cumplen con la NOM-127SSA1. El método es de fácil operación y bajo costo, pero debe ser calibrado en función de la calidad del agua a tratar.

Palabras clave: arsénico, potabilización.

Introducción

En México se estima que alrededor de 500,000 habitantes de comunidades rurales del país ingieren agua con concentraciones superiores a $0.05 \text{ mg As L}^{-1}$, lo cual representa un grave problema de salud pública. Dentro de los compuestos arsenicales inorgánicos más comunes destacan la arsina, los arsenatos y arsenitos que se presentan en la atmósfera, en el agua y en el suelo, combinados con elementos como el plomo, zinc, hierro, antimonio, azufre, cobre, plata y oro.

Las principales rutas de exposición del ser humano al arsénico son la ingesta y la inhalación, siendo acumulable este elemento en el organismo por exposición crónica. A ciertas concentraciones el arsénico ocasiona afecciones como: alteraciones de la piel, efectos secundarios en el sistema nervioso, irritación de los órganos del aparato respiratorio, gastro-intestinal y hematopoyético y acumulación en los huesos, músculos y piel, y, en menor grado, en hígado y riñones.



Figura 1. Efecto causado por el arsénico.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norte América, USEPA, clasifica al arsénico como cancerígeno en el grupo A, debido a la evidencia de sus efectos adversos sobre la salud. La exposición a 0.05 mg L^{-1} puede causar 31.33 casos de cáncer de la piel por cada 1,000 habitantes. La eliminación natural del organismo humano es por vía urinaria, heces, sudor y epitelio de la piel (descamación). Algunos estudios de toxicidad del arsénico indican que muchas de las normas actuales basadas en las guías de la OMS señalan concentraciones muy altas y plantean la necesidad de reevaluar los valores límites basándose en estudios epidemiológicos. En la Tabla 1 se presentan diferentes valores guías para el arsénico establecidos por varias agencias reguladoras.

Tabla 1. Valores Guías

Valores Guías – Arsénico	
País/Organización	$\mu\text{g L}^{-1}$
Canadá	0.025
USA	0.050
Francia	0.050
Alemania	0.040
OMS	0.050
CEE	0.050
India	0.050
China	0.050
Taiwan	0.050

El arsénico en el agua natural

El arsénico presenta cuatro estados de oxidación bajo condiciones normales siendo las más comunes su estados trivalente (arsenitos) y pentavalente (arsenatos). En aguas naturales de pH 5 a 9 predominan las especies H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} , H_3AsO_3 y H_2AsO_3^- . Las condiciones que favorecen la oxidación química y biológica inducen el cambio a especies pentavalentes y, a la inversa, aquellas que favorecen la reducción cambian el equilibrio al estado trivalente.

La ionización de arsénico está expresada por la constante de disociación, pK_a , cuyos valores para el arsenato y arsenito son:

Arsenato: H_3AsO_4	$pK_1 = 2.2$	$pK_2 = 6.94$	$pK_3 = 11.5$
Arsenito: H_3AsO_3	$pK_1 = 9.2$	$pK_2 = 14.22^*$	$pK_3 = 19.22^*$

*valores extrapolados

Como puede observarse, las constantes de disociación para el As (V) son menores que las del As (III), por lo que su grado de disociación es más elevado. La capacidad de ionización del As (V) le permite combinarse fácilmente con otros compuestos, lo cual hace que su remoción por diversos métodos sea más eficiente, en comparación con la del As(III); de ahí la importancia de oxidar el arsenito antes de someter el agua a algún tipo de tratamiento. Los cambios en el estado de ionización para el arsenato y el arsenito ocurren a diferente pH, tal como se observa en la *Figura 2*.

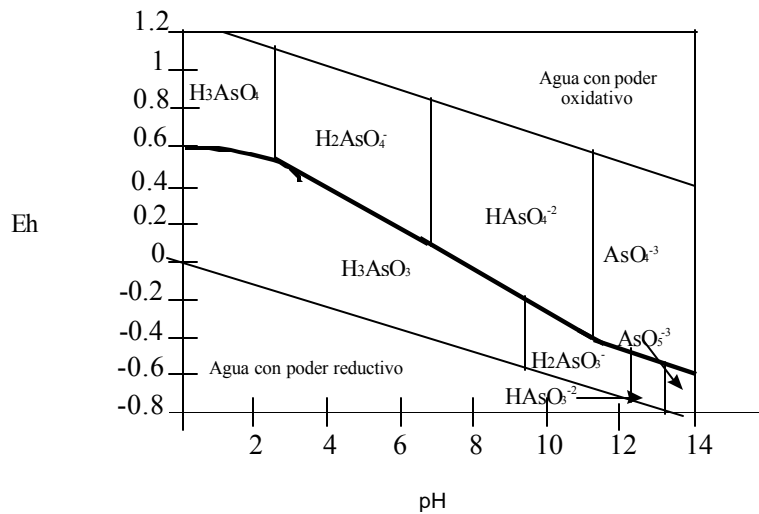


Figura 2. Distribución de las especies de arsénico en función de pH – Eh

Remoción de arsénico del agua

El tratamiento de agua potable convencional está orientado a remover color, turbiedad y microorganismos. Esta remoción se logra a través de una combinación adecuada de procesos de: coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Pero cuando se desea remover elementos químicos del agua, como el arsénico es necesario, en ocasiones, recurrir a métodos más complejos.

Las tecnologías utilizadas generalmente para remoción de arsénico, además de coagulación y floculación, son: adsorción-coprecipitación usando sales de hierro y aluminio, adsorción en alúmina activada, ósmosis inversa, intercambio iónico y oxidación seguida de filtración.

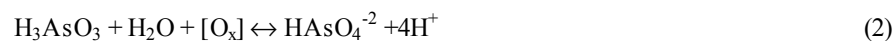
En las plantas de tratamiento de agua, el As^{+5} puede ser removido en forma efectiva por coagulación con sulfato de aluminio o hierro y por los procesos de ablandamiento con cal. Los coagulantes señalados se hidrolizan formando hidróxidos, sobre los cuales el As^{+5} se absorbe y coprecipita con otros iones metálicos, mejorando las eficiencias de remoción, con valores semejantes a los señalados en la Tabla 2.

Tabla 2. Eficiencia de coagulantes en la remoción de arsénico.

Coagulante	Arsenato As ⁺⁵		Arsenito As ⁺³	
	Remoción (%)	pH	Remoción (%)	pH
Sulfato férrico (Fe ₂ SO ₄) ₅	100	< 9.0	20	< 9.0
Sulfato de aluminio Al ₂ (SO ₄) ₃	90	< 7.0	50	< 7.0

La remoción de arsénico con procesos convencionales de coagulación con sales de hierro o aluminio y ablandamiento con cal son dependientes del pH del agua tratada, del tipo y dosis de coagulantes así como de la concentración inicial de este elemento.

La eficiencia de remoción de As⁺⁵ comparada con la de As⁺³ justifica la oxidación del agua subterránea antes del tratamiento. La oxidación del As⁺³ a As⁺⁵ se produce de acuerdo a las siguientes reacciones (1 y 2):



Objetivo

Investigar y desarrollar una metodología simple y de bajo costo que permita remover, a nivel domiciliario, el arsénico natural presente en las aguas subterráneas que son usadas para bebida en poblaciones rurales y desprotegidas.

Metodología

El estudio estuvo orientado a desarrollar:

- Bibliografía sobre los posibles métodos de remoción de arsénico en aguas subterráneas.
- La selección de los materiales oxidante, coagulante y arcilla.
- Pruebas de eficiencia de cada producto en forma individual, para establecer la combinación óptima de los productos seleccionados.
- Adecuación de un prototipo intradomiciliario para obtener 20 litros de agua tratada.
- Pruebas con agua natural a diferentes concentraciones de arsénico, para seleccionar la combinación óptima de productos.
- Estimación del costo del dispositivo.

Durante las pruebas se crearon condiciones apropiadas para producir una buena coagulación de los coloides y una buena adsorción del arsénico en éstos y en los flocs formados. Como el agua subterránea y el agua preparada a tratar no tiene turbiedad, se le adicionaron coloides (arcilla verde natural). El estudio se realizó de acuerdo a la siguiente secuencia:

Composición artificial de la calidad del agua a tratar

En el laboratorio se preparó un agua sintética, utilizando para ello sales grado analítico. La concentración de arsénico total en el agua sintética fue de 1 mgAs L⁻¹, en una proporción 30:70 de As(III) : As(V).

Selección de los productos

Oxidante, arcilla natural y coagulante

En la introducción se indicó la conveniencia de la oxidación del As⁺³, que predomina en las aguas subterráneas antes del tratamiento con coagulación. Debido a que los arsenitos se oxidan fácilmente a arsenatos con cloro, se seleccionó el hipoclorito de calcio al 65% de cloro activo como material oxidante. La arcilla empleada fue arcilla verde natural. El coagulante seleccionado para las pruebas fue el sulfato de aluminio comercial en forma granular (de mayor

disponibilidad en el mercado) con 48-49% de pureza, debido a que es conocido que los arsenatos se precipitan o se absorben sobre los hidróxidos de aluminio mediante reacciones superficiales específicas.

Ensayos estándar y parámetros evaluados

Las pruebas se hicieron por lotes a pH natural, evaluando el grado de remoción de As en condiciones de estabilidad del sistema agua/arcilla/coagulante/arsénico.

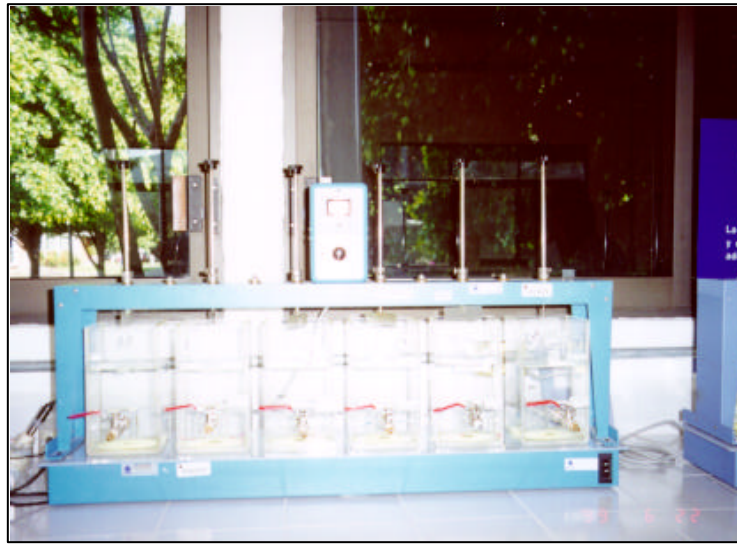


Figura 3. Equipo de prueba de jarras.

También se probó la mejor combinación de productos a nivel laboratorio, empleando para ello agua natural de Zimapán, Hgo. y Huautla, Mor., y un recipiente de plástico de veinte litros de capacidad, al cual se le acondicionó un soporte y manivela giratoria de acrílico que permitieron reproducir las condiciones de mezcla. Los parámetros de operación se optimizaron en el prototipo (gradiente y tiempo de floculación), ya que éstos varían de acuerdo a la calidad del agua de cada localidad.

Métodos y control de la calidad

Los análisis se realizaron de acuerdo a los métodos estándar de la AWWA 19 Edic. El análisis de arsénico y aluminio por espectrofotometría de absorción atómica con llama de óxido nitroso y generador de hidruros respectivamente. El cloro residual se midió con el método de DPD.

Evaluación individual de la capacidad de remoción del sistema

- Dosificación de cada uno de los componentes en forma independiente por proceso de acuerdo a ensayo estándar, para evaluar su comportamiento y servir de comparación en la evaluación de la eficiencia de remoción de las combinaciones utilizadas en el tratamiento del agua con varias concentraciones de arsénico a remover.
- Dosificación de arcillas y coagulantes sin oxidación del agua a tratar.

Evaluación de las combinación y selección de la combinación óptima

- Dosificación en condiciones controladas empleando el equipo de prueba de jarras (Figura 3) a diferentes concentraciones de coloides (arcillas), oxidante (cloro) y coagulantes (sulfato de aluminio).

- Se utilizaron recipientes de dos litros de forma cuadrada, con un dispositivo de toma de muestra a 10 cm por debajo del nivel del agua en la jarra.
- Para la determinación de la mejor dosis de coagulante se utilizó agua sintética con 1 mgAs L⁻¹ y se emplearon dosis de coagulante en un rango que varío entre 40 y 80 mg L⁻¹. Las concentraciones de arsénico residual con respecto a la dosis de sulfato de aluminio mostraron que los valores más bajos se obtienen al aplicar 70 y 80 mg L⁻¹ de coagulante.
- Los diferentes materiales empleados para favorecer la formación de flóculos, se aplicaron en combinación con el coagulante y oxidante, variando las dosis de los diversos materiales con el fin de determinar la mejor combinación entre ellos.

Selección de la mezcla apropiada coagulante/arcilla/oxidante

Se dosificaron 3 tipos de arcilla, dos activadas y una natural, así como dos clases de zeolita una activada y otra natural y finalmente carbón de hueso. En la Tabla 3 se muestran las combinaciones de reactivos y materiales, así como los porcentajes de remoción de arsénico que se obtuvieron en las pruebas de jarras. De acuerdo con estos resultados se comprobó que la mejor dosis corresponde a 80 mg L⁻¹ de coagulante y 500 m L⁻¹ de arcilla verde natural, por ser las cantidades con las que se obtiene la menor concentración de arsénico la cual corresponde a 0.049 mg L⁻¹, valor que cumple con la NOM-127 SSA1.

Tabla 3. Eficiencias de remoción de arsénico de agua sintética (1 mgL⁻¹).

Mezcla Coag/Arcilla/oxidante (mg/l)	Arsénico residual mg/l	% Rem.	Mezcla Coag/Arcilla/oxidante (mg/l)	Arsénico residual mg/l	% Rem.
ARCILLA ACTIVADA 126FF			ARCILLA ACTIVADA 124FF		
60/500/0.8	0.126	86.0	60/500/0.8	0.107	87.8
70/500/0.8	0.088	90.2	70/500/0.8	0.073	91.7
80/500/0.8	0.064	92.9	80/500/0.8	0.057	93.5
60/750/0.8	0.119	86.0	60/750/0.8	0.188	77.7
70/750/0.8	0.078	90.9	70/750/0.8	0.188	77.7
80/750/0.8	0.062	92.7	80/750/0.8	0.102	87.9
60/1000/0.8	0.122	86.1	60/1000/0.8	0.174	79.2
70/1000/0.8	0.083	90.5	70/1000/0.8	0.155	81.5
80/1000/0.8	0.07	92.0	80/1000/0.8	0.121	85.6
ARCILLA VERDE NATURAL			ZEOLITA VERDE		
60/500/0.8	0.099	88.1	80/300/1.5	0.066	92.7
70/500/0.8	0.067	92.0	80/1000/1.8	0.057	93.3
80/500/0.8	0.049	94.1	ZEOLITA ACTIVADA		
60/750/0.8	0.093	89.0	80/300/1.5	0.054	94.2
70/750/0.8	0.081	90.4	70/500/0.8	0.084	90.6
80/750/0.8	0.05	94.1	80/500/0.8	0.07	92.2
60/1000/0.8	0.3	67.4	70/1000/0.8	0.077	91.8
70/1000/0.8	0.087	90.6	80/1000/0.8	0.049	94.8
80/1000/0.8	0.062	93.3			
CARBÓN DE HUESO					
70/100/1.75	0.088	89.7	80/300/1.75	0.057	93.26
80/100/1.75	0.061	92.9	80/500/2.0	0.069	91.47
70/300/1.75	0.085	89.95	80/1000/1.75	0.106	87.4

Efecto del oxidante (hipoclorito de calcio de alta pureza 65- 70%)

Se evaluó el efecto del oxidante en la remoción de arsénico, realizando pruebas de jarras con y sin adición de reactivo. Para ello se emplearon sulfato de aluminio y arcilla verde natural. En la Tabla 4 se presentan las eficiencias de remoción de arsénico obtenidas.

Tabla 4. Efecto del oxidante en la eficiencia de remoción de arsénico.

Dosis de Arcilla mg/l	Dosis de $Al_2(SO_4)_3$ mg/l	Arsénico residual (mg/l)	% Rem. sin Oxidante	Arsénico Residual (mg/l)	% Rem. con oxidante
500	60	0.355	58.5	0.119	86.0
500	70	0.335	60.8	0.078	90.9
500	80	0.328	61.6	0.062	92.7

Tiempo de contacto del oxidante

Por lo que respecta al tiempo de contacto del oxidante con el agua sintética, y empleando la dosis de reactivos seleccionada, se pudo apreciar que para diferentes tiempos de contacto, no existe variación apreciable en las concentraciones de arsénico residual. En la Tabla 5 se muestran las concentraciones residuales de arsénico y los porcentajes de remoción para cada tiempo de contacto.

Tabla 5. Influencia del tiempo de contacto del oxidante en la concentración de arsénico.

Tiempo de Contacto (min)	Dosis de Arcilla verde natural mg/l	Dosis de $Al_2(SO_4)_3$ mg/l	Dosis oxidante mg/l	Cloro residual (mg/l)	Arsénico Residual (mg/l)	% Rem.
5	500	80	0.8	0.25	0.049	92.6
10	500	80	0.8	0.25	0.050	92.7
15	500	80	0.8	0.27	0.059	91.3
20	500	80	0.8	0.24	0.058	91.4

Cantidad de ayudante de coagulación en agua natural de Huautla, Mor., y Zimapán, Hgo.

Tomando en consideración que las características fisicoquímicas del agua natural pueden modificar los parámetros operacionales, se realizaron pruebas de jarras con la dosis de sulfato de aluminio seleccionada (80 mgL^{-1}), y variando la cantidad de arcilla.

Con el agua de Huautla, Mor., (0.125 mgL^{-1}), al adicionar diferentes dosis de arcilla verde, se aprecia que no hay influencia en los porcentajes de remoción del contaminante, lo cual se debe a que la muestra no contiene elementos que favorezcan la coagulación (turbiedad, hierro); no obstante, la concentración de arsénico residual se encuentra por debajo de la norma, aún cuando los porcentajes promedio de remoción son del 81% (Tabla 6).

En lo que respecta a la calidad del agua de Zimapán, Hgo., (0.44 mgL^{-1}), se observa una mejora en la eficiencia de remoción del contaminante al agregar diferentes cantidades de arcilla (Tabla 6).

Tabla 6. Pruebas para evaluar diferentes dosis de arcilla.

Conc.arsénico en agua natural (mg/l)	Mezcla coag/arcilla/oxid (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Color (Upt-Co)	pH	Arsénico residual (mg/l)	% Remoción
0.125 (Morelos)	80/0/0.8	1.5	7	7.34	0.0254	79.68
0.125	80/100/0.8	1.6	6	7.35	0.0230	81.6
0.125	80/300/0.8	1.6	6	7.31	0.0245	80.4
0.125	80/500/0.8	2.0	10	7.30	0.0217	82.6
0.44 (Hidalgo)	80/0/0.8	1.8	5	7.87	0.051	88.4
0.44	80/100/0.8	1.4	2	7.87	0.034	92.27
0.44	80/300/0.8	1.0	0	7.85	0.027	93.86
0.44	80/500/0.8	0.9	0	7.85	0.025	94.31

Estos resultados corroboran que la mejor combinación coagulante/arcilla/oxidante para el caso del agua procedente de Huautla, Mor., es de 80 mgL⁻¹ de sulfato de aluminio, 100 mgL⁻¹ de arcilla verde y 0.8 mgL⁻¹ de hipoclorito de calcio, obteniéndose eficiencias de remoción hasta del 82%.

Para Zimapán, Hgo., la mejor combinación es 80 mgL⁻¹ de sulfato de aluminio, 500 mgL⁻¹ de arcilla verde natural y 0.8 mgL⁻¹ de hipoclorito de calcio, lográndose porcentajes de remoción del 94%.

Pruebas con agua natural y la mezcla en forma sólida en el dispositivo intradomiciliario

Con el fin de que este tratamiento sea aplicable a comunidades rurales, se escaló la combinación de la mejor mezcla utilizando agua natural y se realizaron pruebas de remoción de arsénico con los componentes de la mezcla (coagulante/arcilla/oxidante) en forma sólida, empleando un dispositivo de veinte litros de capacidad.

Las características de las pruebas con agua natural procedente Huautla, Mor., se resumen en la Tabla 7. Con la combinación coagulante/arcilla/oxidante determinada anteriormente, se realizaron pruebas en el dispositivo variando el gradiente de velocidad y el tiempo de floculación, ya que éstos son parámetros muy importantes que varían de acuerdo a la calidad del agua a tratar. Se emplearon dos gradientes diferentes 14 y 17 vueltas por minuto y tiempos de floculación de 20 y 25 minutos, respectivamente.

Con el fin de disminuir la concentración de aluminio residual, se realizaron otras pruebas incrementando el gradiente y el tiempo de floculación (17 vueltas por minuto y 25 minutos), encontrándose que se rebasa la norma con respecto al aluminio.

Tabla 7. Características del agua natural y tratada de Huautla, Morelos.

Mezcla: Al ₂ (SO ₄) ₃ Arcilla/Cl ₂ (mg/l)		80/100/0.5	80/0/0.5	80/100/0.53	80/0/0.5	55/100/0.5	40/100/0.52	
Gradiente		14 vueltas/min	14 vueltas/min	17 vueltas/min	17 vueltas/min	14 vueltas/min	14 vueltas/min	
Tiempo floculación		20 min	20 min	25 min	25 min	20 min	20 min	
PARÁMETRO	AGUA NATURAL	CARACTERÍSTICAS DEL AGUA DESPUÉS DEL TRATAMIENTO						NOM 127SSA1
pH	7.9	7.61	7.91	7.65	7.49	7.99	7.99	6.5-8.5
Arsénico (mgL ⁻¹)	0.13	0.0352	0.0380	0.043	0.042	0.0507	0.0501	0.05
Turbiedad(NTU)	0.4	0.8	1.1	1.8	0.8	0.9	0.5	5
Color (Upt.Co.)	3	0	5	2	12	1	0	20
Fe (mgL ⁻¹)	0.001	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.010	0.3
SO ₄ (mgL ⁻¹)	1	54	56	56	54	46	41	400
Cloruros (mgL ⁻¹)	18	17	15.4	14.9	16	17.4	14.5	250
SiO ₂ (mgL ⁻¹)	49	41.09	45.3	43.4	43.7	39.9	45.1	-
Alcalinidad (mgL ⁻¹)	223	255	182	198	195	259	236	-
Dureza total (mgL ⁻¹)	220	189	189	193	210	199	229	500
Flúor (mgL ⁻¹)	0.40	0.37	0.38	0.24	0.31	0.24	0.36	1.5
Manganeso (mgL ⁻¹)	0.006	0.005	0.009	0.013	0.009	0.014	0.007	0.15
Cloro libre (mgL ⁻¹)	0	0.35	0.34	0.21	0.33	0.37	0.38	0.2-1.5
Aluminio (mgL ⁻¹)	0	0.21	0.26	0.32	0.23	0.29	0.23	0.2
Conductividad (µscm ⁻¹)	470	491	479	474	479	479	474	-
SDT (mgL ⁻¹)	254	265	259	256	259	289	286	-

Para saber si el aluminio residual del agua tratada se encontraba en forma particulada o soluble, se filtraron las muestras con papel Whatman #1 y se observó que el 60% de la concentración total de aluminio se encuentra en forma particulada y el 40% en forma soluble, por lo que se recomienda filtrar el agua sobre un lienzo de manta antes de ser consumida para eliminar el aluminio en forma particulada.

Para el agua de esta localidad se recomienda emplear 80 mgL⁻¹ de sulfato de aluminio, 100 mgL⁻¹ de arcilla verde natural y 0.5 mgL⁻¹ de hipoclorito de calcio, aplicando un gradiente de velocidad de 14 vueltas/min y un tiempo de floculación de 20 min.

Pruebas con agua natural de Zimapán, Hgo.

En la Tabla 8 se presentan las características del agua natural de Zimapán. En esta tabla puede observarse que ésta presenta alto contenido de hierro y turbiedad, elementos que favorecen el proceso de coagulación-floculación.

Los resultados muestran que la concentración de arsénico residual en promedio es de 0.046 mgL⁻¹, al variar los parámetros operacionales (gradiente y tiempo de floculación), el porcentaje de remoción fue de aproximadamente 90% (Tabla 8). Todos los demás parámetros se encuentran dentro de los valores establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127 SSA1.

Si se emplea el dispositivo a nivel domiciliario para tratar agua de esta calidad, se recomienda aplicar dosis de 80 mgL⁻¹ de sulfato de aluminio, 500 mgL⁻¹ de arcilla verde natural y 0.8 mgL⁻¹ de hipoclorito de calcio, así como un gradiente de velocidad de 14 vueltas por minuto y un tiempo de floculación de 20 minutos con el fin de asegurar la obtención de la menor concentración de arsénico residual.

Tabla 8. Características del agua de Zimapán, Hgo.

Mezcla: Al ₂ (SO ₄) ₃ /Arcilla/Cl ₂ (mg/l)		80/500/0.89	80/500 /0.53	
Gradiente		14 vueltas/min	17 vueltas/min	
Tiempo floculación		20 min	25 min	
PARÁMETRO	AGUA NATURAL	Características del agua después del tratamiento		NOM-127SSA1
pH	7.87	7.31	7.94	6.5-8-5
Arsénico (mgL ⁻¹)	0.48	0.041	0.0515	0.05
Turbiedad(NTU)	14.5	1.3	1.0	5
Color (Upt.Co.)	28	8	6	20
Fe (mgL ⁻¹)	0.63	0.013	0.02	0.3
SO ₄ (mgL ⁻¹)	74	116	120	400
Cloruros (mgL ⁻¹)	15	14.6	24.8	250
SiO ₂ (mgL ⁻¹)	13.9	11.4	11.9	-
Alcalinidad(mgL ⁻¹)	255	214	238	-
Dureza total (mgL ⁻¹)	262	260	265	500
Flúor (mgL ⁻¹)	0.72	0.61	0.58	1.5
Manganeso (mgL ⁻¹)	0.05	0.043	0.044	0.15
Cloro libre (mgL ⁻¹)	0	0.52	0.09	0.2-1.5
Aluminio (mgL ⁻¹)	0	0.04	0.05	0.20
Conductividad (µscm ⁻¹)	447	526	466	-
SDT (mgL ⁻¹)	264	284	281	-

Influencia del tiempo de sedimentación sobre la remoción de arsénico

La Figura 4 presenta el comportamiento de la concentración residual de arsénico en función del tiempo de sedimentación correspondiente a las dos muestras de agua natural una vez tratada. Para el agua de Huautla, Morelos se observa que a los 30 minutos se obtiene un valor remanente de 0.057 mgAs L⁻¹ y a partir de los 60 minutos la concentración residual de arsénico disminuye a 0.047 mg As L⁻¹. Por lo que respecta al agua de Zimapán, Hgo., después del tratamiento se aprecia que a los 30 y 60 minutos la concentración de este contaminante disminuye a 0.11 mgL⁻¹. Por lo tanto, se recomienda que el agua se deje sedimentar al menos 2 horas y de preferencia toda la noche, a fin de asegurar la menor concentración de arsénico en el agua tratada.

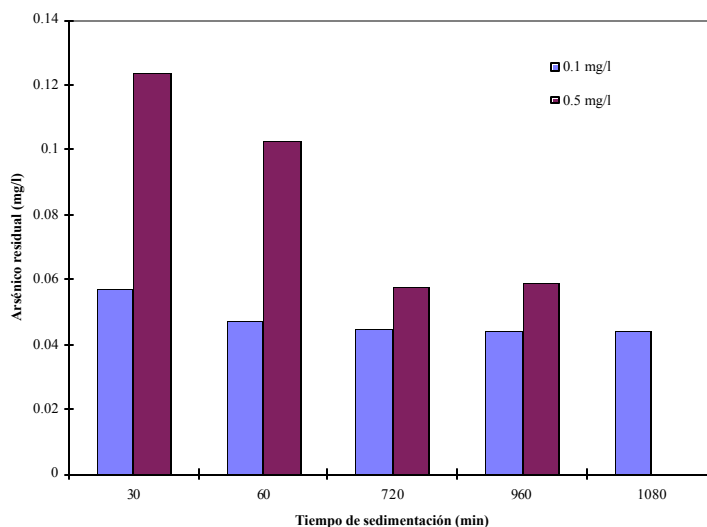


Figura 4. Comportamiento del tiempo de sedimentación.

Pruebas para determinar la cantidad de ayudante de coagulación

Los resultados presentados en la Tabla 12 y presentados graficamente en la Figura 5, corroboran que la mejor combinación coagulante/arcilla/oxidante para el agua natural de Huautla, Mor., es la de 80 mgL⁻¹ de sulfato de aluminio, 100 mgL⁻¹ de arcilla verde y 0.8 mgL⁻¹ de hipoclorito de calcio, alcanzándose eficiencias de remoción hasta del 82%.

Por lo que respecta a la calidad del agua de Zimapán, Hgo., se observa un mejoramiento en la eficiencia de remoción del contaminante al agregar una mayor cantidad de arcilla (Tabla 9, Figura 5). Por lo tanto, para Zimapán, Hgo., la mejor combinación de reactivos es 80 mgL⁻¹ de sulfato de aluminio, 500 mgL⁻¹ de arcilla verde natural y 0.8 mgL⁻¹ de hipoclorito de calcio, lográndose porcentajes de remoción del 94%.

Tabla 9. Pruebas para evaluar diferentes dosis de arcilla.

Conc.arsénico en agua natural (mg/l)	Mezcla coag/arcilla/oxid (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Color (Upt-Co)	pH	Arsénico residual (mg/l)	% Remoción
0.125 (Morelos)	80/0/0.8	1.5	7	7.34	0.0254	79.68
0.125	80/100/0.8	1.6	6	7.35	0.0230	81.6
0.125	80/300/0.8	1.6	6	7.31	0.0245	80.4
0.125	80/500/0.8	2.0	10	7.30	0.0217	82.6
0.44 (Hidalgo)	80/0/0.8	1.8	5	7.87	0.051	88.4
0.44	80/100/0.8	1.4	2	7.87	0.034	92.27
0.44	80/300/0.8	1.0	0	7.85	0.027	93.86
0.44	80/500/0.8	0.9	0	7.85	0.025	94.31

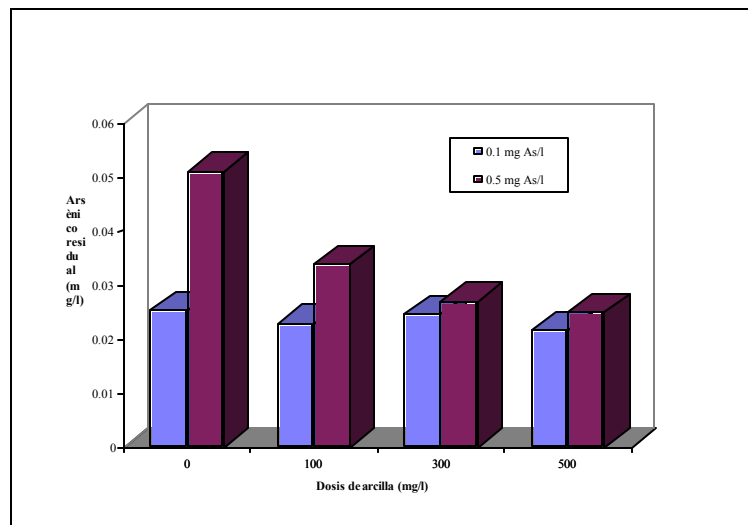


Figura 5. Influencia de la arcilla en el proceso de coagulación-floculación.

Adaptación del dispositivo y evaluación económica

El dispositivo intradomiciliario fue adaptado para ser utilizado en zonas rurales y consiste en un recipiente de plástico de 20 litros de capacidad, el cual en la parte superior tiene un soporte y una manivela giratoria; el soporte puede ser fabricado de madera, o de polietileno. En la parte exterior del recipiente se adaptó una llave de plástico a una altura de 10 cm del fondo del mismo para recuperar el agua tratada. La Figura 6 muestra las dimensiones del prototipo.

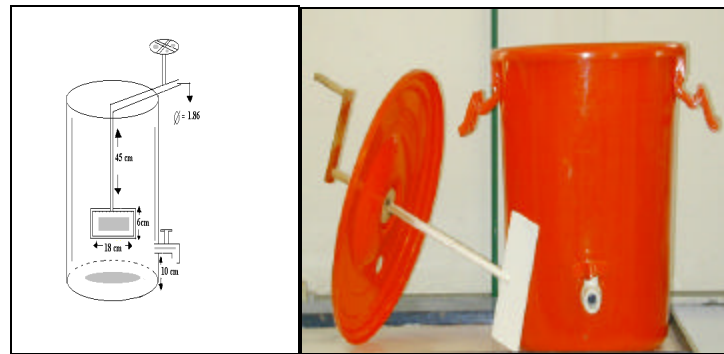


Figura 6. Esquema del prototipo

Evaluación económica

En las Tablas 10 y 11 se presentan los desgloses de materiales que se requieren para el dispositivo, así como los reactivos necesarios para el tratamiento de agua con baja y mediana concentración de arsénico. Es importante señalar que el material de empaque para los reactivos es plástico negro sencillo, se sugiere conseguir un material más resistente a fin de preservar los reactivos contra la degradación natural que pueden sufrir por cambios de temperatura y humedad.

Tabla 10. Estimación de costos para tratar agua de Huautla, Morelos.

Reactivos comerciales	Costo Por kg.	Costo de la mezcla de reactivos Coag. (80)/Arcilla(100)/oxidante(0.5) (mg/l)
Sulfato de aluminio	\$2.20	3.5×10^{-3}
Arcilla verde natural	\$10.00	2.0×10^{-2}
Hipoclorito de calcio	\$33.78	3.3×10^{-4}
Costo de reactivos		2.3×10^{-2}
Material para dispositivo:		Madera
Recipiente de plástico de 20 litros	\$40.00 (pza)	\$40.00
Agitador con manivela de madera	\$30.00 (pza)	\$30.00
Llave con rondana y conexión		
Plástico	\$8.00	\$8.00
Polietileno	\$48.00	
Material por empaque de 0.01 m ² para envasar reactivos	0.03	0.03
Costo total por dispositivo y material de empaque		\$78.05

Tabla 11. Estimación de costos para tratar agua de Zimapán, Hgo.

Reactivos comerciales	Costo Por kg.	Costo de la mezcla de reactivos Coag. (80)/Arcilla(500)/oxidante(0.8) (mg/l)
Sulfato de aluminio	\$2.20	3.5×10^{-3}
Arcilla verde natural	\$10.00	1.0×10^{-1}
Hipoclorito de calcio	\$33.78	5.4×10^{-4}
Costo de reactivos		1.0×10^{-1}
Material para dispositivo:		Madera
Recipiente de plástico de 20 litros	\$40.00 (pza)	\$40.00
Agitador con manivela de madera	\$30.00 (pza)	\$30.00
Llave con rondana y conexión		
Plástico	\$8.00	\$8.00
Polietileno	\$48.00	
Material por empaque de 0.01 m ² para envasar reactivos	0.03	0.03
Costo total por dispositivo y material de empaque		\$78.13

Es importante señalar que las mezclas de reactivos necesarios para este tratamiento presentan una diferencia mínima en costo (\$0.08); sin embargo, debe considerarse que la combinación que incluye 100 mg/l de arcilla no sería efectiva para tratar agua con concentración de arsénico de 0.50 mg/l, por lo que se recomienda el empleo de una mezcla de reactivos en función de la calidad del agua.

Conclusiones

- Las alternativas de tratamiento propuestas en condiciones controladas de laboratorio con agua sintética logran remover niveles de arsénico hasta en un 93% utilizando agua de 1 mgAsL⁻¹.
- La efectividad de la mezcla de reactivos en estado sólido, se validó en el dispositivo intradomiciliario para tratar 20 litros, empleando agua natural procedente de dos comunidades. Las muestras de agua presentaban concentraciones de, aproximadamente, de 0.1 y 0.5 mgAsL⁻¹, y después del tratamiento se obtuvieron eficiencias de remoción del 70% y 90%, respectivamente.
- La mejor combinación en forma sólida para tratar agua con baja concentración de arsénico (0.1 mgAsL⁻¹) en el dispositivo fue: 80 mg/l de sulfato de aluminio, 100 mg/l de arcilla verde natural y 0.8 mg/l de hipoclorito de calcio, empleando un gradiente de velocidad de 14 vueltas por minuto y un tiempo de floculación de 20 minutos.
- La mezcla óptima para tratar agua con mediana concentración de arsénico (0.5 mgAsL⁻¹) empleando el dispositivo fue de 80 mg/l de sulfato de aluminio, 500 mg/l de arcilla verde natural y 0.8 mg/l de hipoclorito de calcio, aplicando un gradiente de velocidad 14 vueltas por minuto y un tiempo de floculación de 20 minutos.
- El método no es extrapolable, es decir, que las eficiencias de remoción dependen primordialmente de las características fisicoquímicas del agua a tratar, por lo que es necesario realizar pruebas a nivel laboratorio antes de definir las dosis adecuadas de reactivos para cada tipo de agua. De los dos tipos de agua natural que se emplearon en estas pruebas, una de ellas presentaba una alta concentración de hierro y turbiedad, lo cual favoreció el proceso de remoción de arsénico.
- Se recomienda investigar la mejor manera de disponer los residuos de arsénico del tratamiento intradomiciliario.
- Se debe continuar con la aplicación de los resultados, al menos en las comunidades estudiadas.

Bibliografía

- ADAMS M. A. BOLGER P. M., AND GUNDERSON E. L. (1994). Dietary intake and hazards of arsenic. In: Arsenic: Exposure and Health, W. R. Capell, C. O. Abernathy, and C. R. Cothorn, eds. Northwood, U. K.: Science and Technology Letters.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. (1990). Water Treatment Plant Design 3ª ed. Mc Graw-Hill, pg. 310.
- BATES N., M. GOEDEN H., HERTZ-PICCIOTTO L., M. DUGGAN H., WOOD R., J. KOSNETT M., AND T. SMITH M. (1992). Cancer risk from arsenic in drinking water Environmental Health Perspectives, 97: 259-267.
- CHENG, R., LIANG, S., WANG, H., BEUHLER, M. (1994) Enhanced coagulation for arsenic removal. Journal AWWA, August pp 61-65.
- CORTÉS M. J., RIVERA H. M., PIÑA S. M., MARTÍN D. A., BEDOLLA V. L., (1999) Evaluación de filtros intradomiciliarios, puesta en marcha de dos plantas potabilizadoras en Zimapán, Hgo. Y evaluación de riegos a la salud asociados con la exposición a arsénico., Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- PETKOVA, V., RIVERA, M. L., PIÑA, M., AVILES, M., PEREZ, S. (1998). Evaluación de diversos minerales sorbentes para la remoción de arsénico. Ingeniería y Ciencias Ambientales, Año 10, No. 34.
- PING TSENG, W. (1977). Effects and dose-response relation-ships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. 1977. Environmental Health Perspectives, 19: 109-119.

Capítulo 2

AGUA POTABLE PARA PEQUEÑAS COMUNIDADES RURALES A TRAVÉS DE UN SISTEMA DE COLECCIÓN Y ALMACENAMIENTO DE LLUVIA Y PLANTA POTABILIZADORA

Resumen

El objetivo de este trabajo fue desarrollar tecnología propia y apropiada para dotar de agua potable a pequeñas comunidades rurales (≤ 250 habitantes) que carecen de este servicio y de energía eléctrica. Este sistema consiste en un colector de lluvia y una planta potabilizadora que involucra las operaciones siguientes: mezcla rápida, coagulación floculación, mezcla lenta, sedimentación de alta tasa de remoción con manto de lodos, filtración en medio granular, filtración por carbón activo y desinfección con hipoclorito de sodio; ubicados en dispositivos conectados en serie en dos módulos paralelos. Cabe destacar que estas operaciones se realizan con energía limpia, esto es, a través de cargas hidráulicas, incluyendo el equipo de bombeo. Esta planta tiene posibilidades de operar en forma continua con un caudal de 0.3 L/s en condiciones de operación normal y hasta 0.7 L/s en condiciones extremas. Por lo anterior, se adicionó un tanque de almacenamiento que regula la operación en continuo de la planta y la demanda puntual de agua por parte de los usuarios. Los reactivos químicos empleados son cal química y sulfato de aluminio, de fácil acceso en el mercado, los cuales se preparan de forma manual y son dosificados mediante un sistema de goteo, lo que evita sistemas automáticos no recomendados en comunidades rurales. Como resultado de este proyecto, se desarrolló un paquete tecnológico compacto eficiente y de bajo costo que puede ser implementado fácilmente en comunidades rurales pequeñas. Finalmente, se considera que este paquete tecnológico puede brindar en América Latina un beneficio importante a bajo costo.

Palabras clave: agua potable, potabilización de la lluvia, recolector de lluvia, comunidades rurales, uso de energía limpia.

Introducción

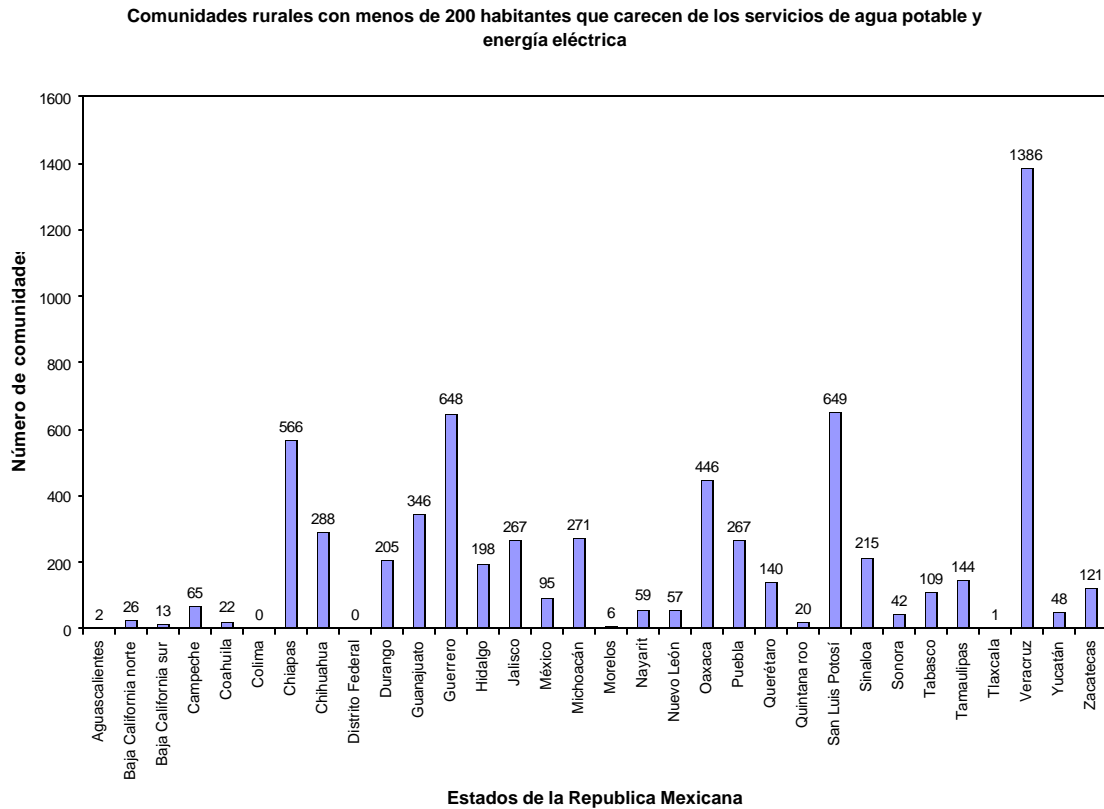
La cobertura de agua potable en 25 países de América Latina y el Caribe para fines de 1988 (Castro de Esparza, 1997), fue de 291.6 millones de habitantes en áreas urbanas y 124 millones en zonas rurales. Sin embargo, la cobertura registrada corresponde únicamente a un acceso al vital líquido, pero la cantidad real de población que cuenta con agua potable es desconocida. Esta cobertura para las comunidades rurales es aún más incierta, ya que por lo general, este tipo de comunidades se caracteriza por ser muy dispersa y, en consecuencia, el agua que ingieren tiene un tratamiento deficiente o bien, este proceso es inexistente.

Para México, el consumo de agua orientado a la satisfacción de las principales necesidades (bebida y cocina) ha sido estimado según el clima y accesibilidad entre 25 y 100 L/h/d, aclarando que de existir consumo de agua para animales domésticos, estos valores pueden incrementarse hasta en un 50%. Es importante señalar que para el presente caso de estudio se ha estimado un consumo actual de 10 L/h/d ya que para obtener el agua se recorre una distancia mayor a 4 Km. Así mismo, en el diseño de la planta del presente proyecto se ha considerado un consumo de 60 L/h/d.

Por otro lado, es evidente que la salud humana depende no sólo de la cantidad de agua suministrada, sino principalmente de su calidad. En México, durante los últimos 60 años, la mortalidad por diarreas ha disminuido en forma sostenida. Sin

embargo, las tasas de mortalidad observadas siguen siendo muy elevadas comparadas con países desarrollados (la tasa de mortalidad por diarreas en países desarrollados es inferior a 1/100 000 hab.). México, al igual que muchos otros países en vías de desarrollo, presenta un número importante de comunidades rurales con necesidades primarias no cubiertas. Entre los servicios elementales inexistentes de estas comunidades rurales, destaca el no tener acceso al agua potable y a la energía eléctrica. En la República Mexicana existen 6 714 comunidades rurales ≤ 200 habitantes que no disponen de agua potable ni suministro de energía eléctrica (Figura 1) y particularmente para el Estado de México aún existen 95 comunidades en dicha situación (INEGI, 1995).

Figura 1. Comunidades con menos de 200 habitantes sin servicios de agua potable ni energía eléctrica en la República Mexicana: INEGI (1995).



La población del Estado de México entre 1950 y 1995 ha sido incrementada de 1 392 623 hab. hasta 12 239 403. En el Estado de México existen 3 714 comunidades rurales menores a 2500 habitantes, cantidad que representa el 15.59% de su población. Así pues, este importante sector de la población se caracteriza por la carencia de sus servicios básicos.

Por otro lado, en 1990 las enfermedades atribuidas a la mala calidad del agua presentaron una tasa de morbilidad (Pavón Romero *et al.*, 1997) general del 20/100 000 hab, pero en 1995, la tasa disminuyó hasta 15.1 /100 000 hab., lo que representa un decremento del 25%. En cuanto a las tasas de mortalidad general por causa, las enfermedades infecciosas intestinales para 1990 mostraban tasas del 32/100 000 hab, representando un decremento aproximado del 60%.

En el Estado de México, los grupos más vulnerables a las enfermedades principalmente infecciosas, se encuentran entre los niños de un año o menores a esta edad, por lo que según análisis exhaustivos de estadísticas sobre mortalidad infantil por enfermedades intestinales infecciosas, se encontró que para 1990 existían tasas del 576.6/100 000 hab. disminuyendo éstas hasta 224.7/100 000 hab. para 1994. Lo anterior representa una reducción en el período descrito de poco más del 60%.

Por lo anteriormente expuesto, el objetivo del presente trabajo es presentar una propuesta tecnológica sustentable y de bajo costo para la recolección de agua de lluvia y su proceso de potabilización con el uso de energía limpia orientado a satisfacer la necesidad de agua potable en pequeñas comunidades rurales de países en vías de desarrollo.

Metodología

A través de una revisión bibliográfica de las estadísticas de población, se seleccionó una comunidad con base en las características consideradas como representativas de una comunidad rural en países en vías de desarrollo, que pueden ser resumidas de la siguiente manera: una población menor o igual a 200 habitantes; no tener acceso a agua potable; no tener acceso a energía eléctrica; contar con la posibilidad de abastecerse de agua superficial y preferentemente contar con condiciones topográficas que minimicen los requerimientos de energía en el proceso de potabilización. La comunidad seleccionada para el desarrollo de este proyecto fue la comunidad denominada: “Ejido Tres Barrancas” en el municipio de Almoloya de Juárez, Estado de México, México. Una vez seleccionada la comunidad, se realizó un análisis de la disponibilidad del agua superficial con que contaba, siendo éste un reservorio de la época de la colonia en malas condiciones por lo que se decidió reconstruir el bordo perimetral con el apoyo de las autoridades municipales.

Es importante mencionar que antes de iniciar la operación de la planta potabilizadora en la comunidad, se realizaron análisis físico-químicos y bacteriológicos del agua cruda del bordo para determinar la calidad de agua con la que se contaba. De acuerdo con la normatividad vigente, se identificaron los parámetros más importantes para llevar un control adecuado del sistema de potabilización, resultando de suma importancia la determinación de alcalinidad, sólidos disueltos y suspendidos totales, coliformes totales y fecales, demanda bioquímica de oxígeno, nitratos y nitritos. Estos análisis tuvieron una continuidad por un período de 10 meses más con la intención de contar con un control estricto de la calidad que se tiene a lo largo del año en el reservorio, por lo que se analizaron muestras cada semana durante estos meses. Los resultados de estos análisis se compararon con los límites de tolerancia que marca la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 y la OMS para agua potable, para determinar qué contaminantes había que remover y en qué proporción.

Los análisis realizados al agua cruda en el período febrero – junio de 1999 indicaron un incremento importante en las unidades formadoras de colonias de coliformes fecales, en la demanda bioquímica de oxígeno y en los sólidos disueltos y suspendidos; ello coincidió con el uso indebido del agua, ya que los animales entraban a abrevar directamente dentro del reservorio. Lo anterior, motivó a cercar el cuerpo de agua e instalar un abrevadero aguas abajo, evitando con esto un incremento en la contaminación. El efecto que esta medida tuvo, se vio reflejado durante el período de junio a noviembre de 1999 ya que se presentó un decremento importante en los valores de los parámetros de control de la contaminación seleccionados, dichos resultados se muestran en la figura 2.

Con los resultados de los análisis practicados a las muestras de agua cruda y con base en una revisión bibliográfica exhaustiva, se determinó que el sistema de tratamiento empleado en esta planta de potabilización de agua debería tener como base las operaciones y/o procesos unitarios de coagulación – floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Tales deberían realizarse en dispositivos fácilmente operables (ya que éstos se ubicarían en una zona rural donde los habitantes de la comunidad que operarán el sistema cuentan con escasos conocimientos de dichas actividades). Estos procesos deberán presentar escaso o nulo consumo de energía no renovable, pero que garanticen la calidad del agua de consumo conforme con las normas nacionales vigentes.

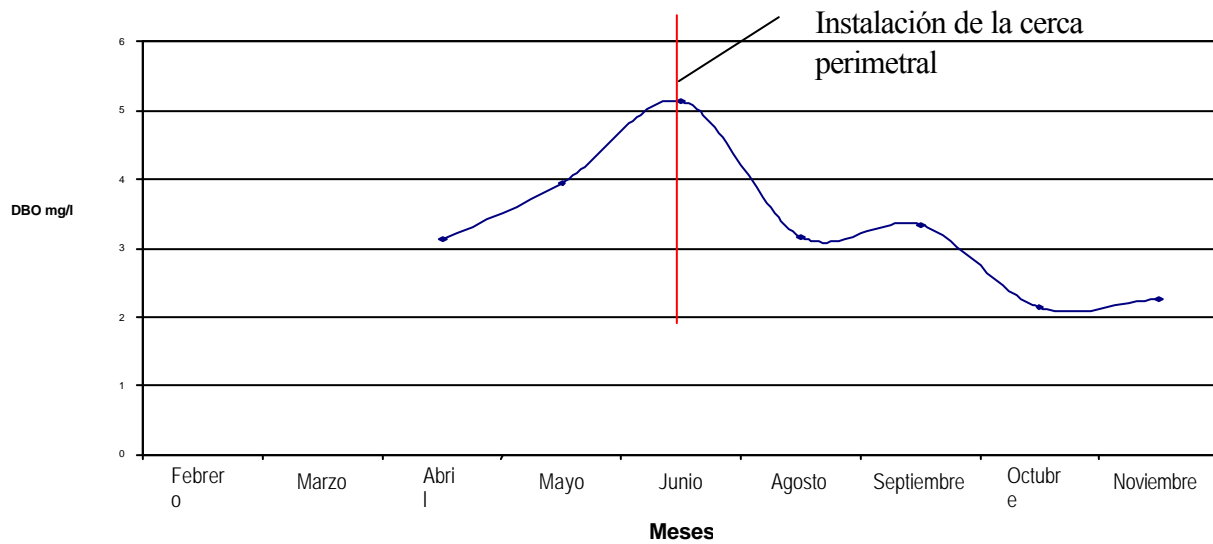
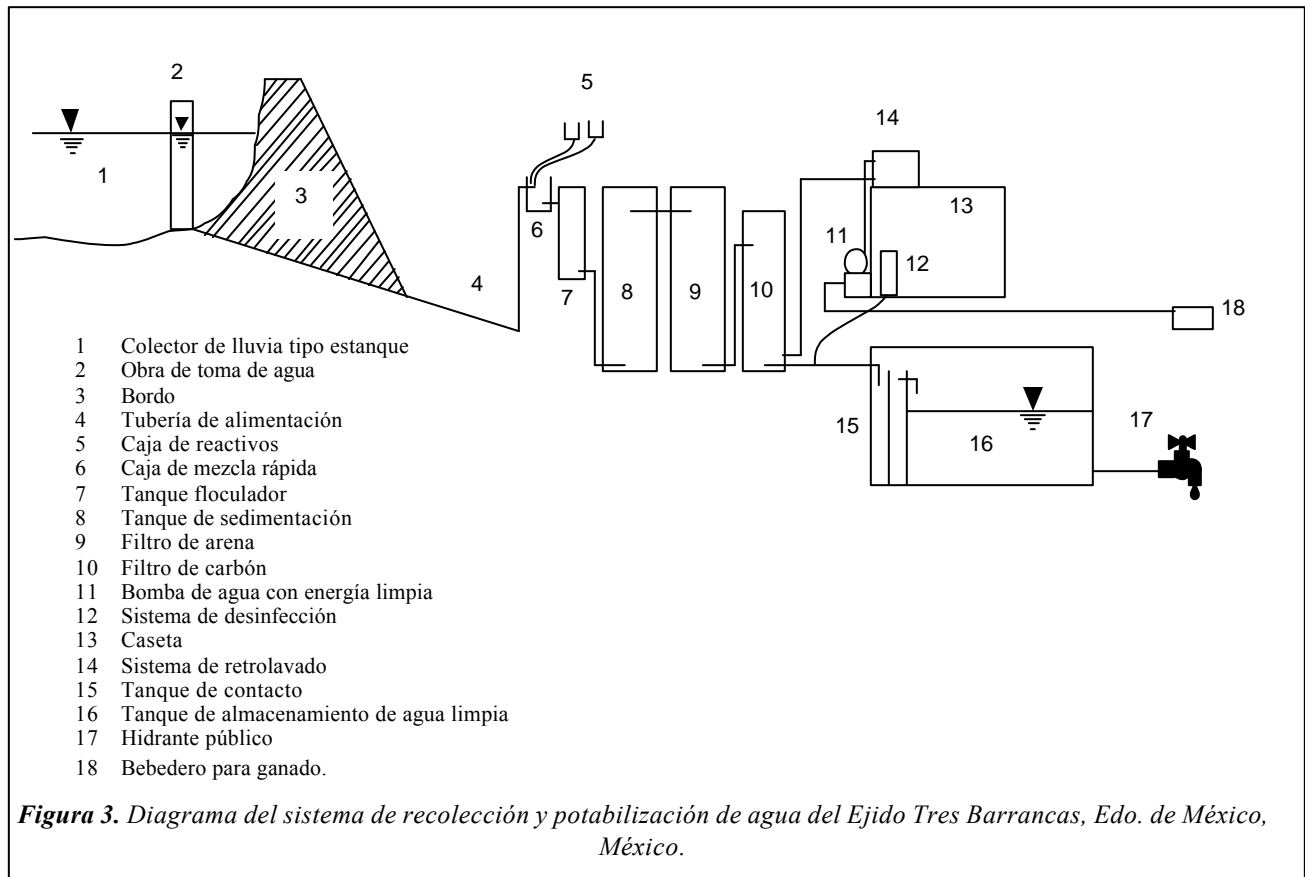


Figura 2. Variación de la DBO en el reservorio durante algunos meses del año.

Para determinar cuáles eran los reactivos químicos que permitieran desarrollar adecuadamente el proceso de coagulación-floculación, se elaboraron listas de todos los materiales de origen natural y sintético disponibles en el mercado, que podían servir para llevar a efecto el proceso y se probaron en laboratorio bajo el empleo de la técnica de las pruebas de jarras; de esta manera se inició así la selección y clasificación de estos reactivos. Posteriormente, se realizaron pruebas de tratabilidad en una planta piloto escala 1:2 con agua cruda procedente del estanque construido en la comunidad, con la finalidad de asegurar la calidad y eficiencia de los procesos, así como para determinar las dosis y coagulantes adecuados. Los resultados obtenidos en laboratorio y en la planta piloto, indicaron que los reactivos que mayor eficiencia tuvieron en este caso, fueron el sulfato de aluminio y la cal química.

Descripción del sistema de colección y almacenamiento de lluvia-planta potabilizadora

El sistema de recolección de agua de lluvia elegido representa, probablemente, un escenario de los más frecuentes en México y en América Latina. El agua de escurrimiento es almacenado en recipientes de tierra o en cisternas. Dicha agua es, entonces, utilizada fundamentalmente para consumo humano y animal (Velasco-Molina, 1991). El diagrama del sistema de abastecimiento y potabilización propuesto se presenta en la figura 3.



Colector de agua de lluvia tipo estanque

Uno de los sistemas recolectores de agua de supervivencia más comunes es el llamado estanque, dado que las condiciones topográficas que se necesitan para su construcción, son más fáciles de encontrar que las requeridas para otros sistemas recolectores. Los estanques son construidos en terrenos con pendiente, excavando en la superficie donde se va a encontrar el depósito y utilizando el mismo material para formar el terraplén o bordo. Es importante destacar que en uno de los extremos del bordo, se requiere la construcción de una obra de desagüe o vertedor de demasías. El volumen requerido del bordo es la suma de los volúmenes de agua de consumo durante el año, de azolves esperados y de agua que se pierde por evaporación. Aproximadamente, el volumen de agua perdida por evaporación y el volumen esperado de azolves varía entre un 40 – 60% del volumen total requerido, considerando un 50% como valor de diseño.

Obra de toma y tubería de alimentación

El mecanismo instalado como obra de toma de agua del estanque consiste en una caja de 3m por lado, ubicada en cercanía con el borde del estanque. La tubería utilizada para realizar la alimentación del estanque con la planta potabilizadora y el sistema de bombeo al tanque de retrolavado, consta de tubo PVC de 4 pulgadas de diámetro (10.16 cm).

Sistema de bombeo y bebedero para ganado: El sistema de bombeo diseñado tiene en consideración el empleo de energía limpia, razón por la cual el dispositivo para elevar el agua de una cota inferior a otra superior, sólo requiere de un desnivel suficiente entre los niveles de agua cruda y tratada. El bebedero es un estanque simple de almacenamiento de agua cruda que proviene del dispositivo antes mencionado.

Planta de tratamiento y sistema de desinfección

El sistema de tratamiento empleado en esta planta tiene como base las operaciones y/o procesos unitarios de coagulación-floculación, sedimentación, filtración y desinfección, los cuales deberán realizarse en dispositivos de bajo costo y fácilmente operables.

El dispositivo de mezcla rápida está constituido por una caja de 40 cm de ancho por 70 cm de largo y 40 cm de altura, que contiene un tubo de alimentación de PVC de 2.54 cm de diámetro interior. El tubo entra en un recipiente cilíndrico de 20 cm de diámetro por 22 cm de altura, con un vertedor de pared delgada de 40 cm de ancho por 8 cm de altura y un tubo de salida.

El dispositivo de mezcla lenta (floculador) empleado está formado por un tubo cilíndrico dentro del cual se incluyó un tubo alimentador para provocar un flujo helicoidal ascendente y llevar a cabo un movimiento circular en el agua y en función del tiempo necesario para formar el floc deseado.

El sedimentador utilizado en la planta de tratamiento es de flujo ascendente. Aquí se separan físicamente los sólidos suspendidos del agua por la acción de la fuerza gravitacional, dando como resultado un manto de lodos en la parte baja del sedimentador y un efluente clarificado en la parte superior con un 90-95 % de remoción de sólidos.

El sistema de filtrado se introduce en un sistema de potabilización con la intención de retener los flocs que han escapado del proceso de sedimentación, es decir, el floc que el dispositivo de sedimentación de alta tasa no pudo retener y algunos sólidos disueltos que serán retenidos gracias a las propiedades de adsorción del medio filtrante. En este caso se incluyó un filtro rápido de arena, seguido de una batería de dos filtros de carbón activo.

La desinfección del agua es realizada con hipoclorito de sodio dosificado por goteo a una tubería de 2” (5.08 cm) que recibe el efluente del sistema de filtros y descarga a una profundidad de 60 cm en un tanque de contacto de cloro constituido por mamparas. Igualmente, se construyó un **tanque de almacenamiento** de agua potable de 22.5 m³ efectivos.

Evaluación del sistema de potabilización.

Para evaluar el sistema se determinó (con base en las pruebas de tratabilidad) tomar como base tres parámetros de control de fácil manejo que son pH, Color y Turbidez, los resultados de la evaluación del sistema en cuanto a la calidad del agua, se resumen en la figura 4.

TIPO DE AGUA	PARÁMETRO		
	pH	Color Unidades Pt/Co	Turbiedad NTU
<i>Agua cruda</i>	7.0	828	102.0
<i>Efluente del sedimentador - prefiltro</i>	7.3	183	22.0
<i>Efluente del filtro de arena</i>	8.5	33	5.0
<i>Efluente del filtro de carbón activo</i>	7.3	32	5.0

Figura 4. Resultados finales de los parámetros de control para la evaluación del sistema.

Conclusiones y Recomendaciones

El sistema de abastecimiento de agua potable aquí propuesto, con base en un recolector de agua de lluvia acoplado a una planta potabilizadora, parece ser una solución técnica apropiada para dotar del vital líquido a pequeñas comunidades rurales en América Latina y el Caribe.

Es importante mencionar que la inversión inicial y de mantenimiento requeridos no resultan significativos comparados con la perforación y explotación de un pozo profundo. El costo de producción de agua potable, bajo el diseño propuesto, es de menos de 0.04 US\$/m³.

Los accesorios propuestos para optimizar los procesos de mezcla lenta, sedimentación y bombeo de agua para retrolavado resultaron ser innovaciones tecnológicas muy eficientes, sencillos de construir, de bajo mantenimiento y fácil operación, con grandes posibilidades de aplicación masiva en plantas de este tipo.

Finalmente, se señala que aún es necesaria mayor investigación orientada a la mejora de tecnología y de procesos para la optimización de este tipo de plantas potabilizadoras.

Bibliografía

- CASTRO DE ESPARZA, M. L. Contribuciones al manejo de los recursos hídricos en América latina, acondicionamiento del agua para bebida. CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM. Toluca, México. 1997.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Censo de población de 1995. Estado de México, México. 1995.
- PAVÓN ROMERO, S.H., ROJAS PEDRAL, M., MORALES RODRÍGUEZ, M. PAVÓN ROMERO, J. Contribuciones al manejo de los recursos hídricos en América latina, Enfermedades hídricas. CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM. Toluca, México. 1997.
- VELASCO-MOLINA, H.A. Las zonas áridas y semiáridas, sus características y manejo. Editorial Limusa, primera edición, ISBN: 968-18-3402-X. 1991.

Capítulo 3

EXPERIENCIAS EN LA EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE POTABILIZACIÓN APLICADO A COMUNIDADES RURALES CON SEDIMENTACIÓN POR MANTO DE LODO

Resumen

En el presente trabajo se realizó la operación y determinación de la calidad del agua de la planta potabilizadora piloto, existente en el Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA), la cual está enfocada a suministrar agua potable a poblaciones menores de 2500 habitantes.

Es un sistema integrado de potabilización de agua que consta de las operaciones unitarias de coagulación, floculación, sedimentación por manto de lodo y filtración en un reactor formado por tres unidades concéntricas. A la salida de la unidad de filtración se aplica la desinfección aplicando cloro gas que es producido a través de energía solar.

Se determinaron los tiempos de retención y regímenes de flujo por operación unitaria, que por la geometría y forma de la planta; en el caso de las etapas de sedimentación no corresponden en su totalidad con el tiempo teórico calculado para las mismas.

La aplicación de hidroxiclورو de aluminio y cloruro férrico como coagulantes en dosis de 5 y 25 mg/L en pruebas realizadas en planta, se observó una adecuada calidad de agua que cumple con la NOM127-SSA1-1994 en cuanto a parámetros fisicoquímicos. El adecuado funcionamiento de la planta piloto dependerá del control de las condiciones hidráulicas del sistema.

Palabras clave : potabilización, comunidades rurales, manto de lodo, planta paquete.

Introducción

La calidad del agua en estado natural y tratada son temas relacionados con nuestro ambiente. Uno de los usos con mayor prioridad de atención, en cantidad y calidad del agua, es el uso y consumo humano. El agua se extrae de fuentes subterráneas y superficiales, la calidad de la fuente nos conduce al tratamiento requerido según sean las necesidades esperadas por el usuario. Actualmente, la cantidad y la calidad de las fuentes de abastecimiento se han visto disminuidas por el crecimiento poblacional y por la presencia de sustancias contaminantes.

México enfrenta diversos problemas de abastecimiento de este recurso, tales como escasez y contaminación. En las zonas rurales los principales problemas de disponibilidad del agua son el desabasto y su falta de potabilización. En numerosas ocasiones el agua que llega a las viviendas de muchas comunidades rurales proviene de manantiales, ríos, arroyos, ojos de agua u otro tipo de fuentes naturales superficiales expuestas a la contaminación debida a la exposición y arrastre de partículas orgánicas e inorgánicas.

Existen diversos factores que influyen en la falta de abastecimiento de agua potable que consume una población. Entre éstos se encuentran: a) la poca infraestructura de redes de almacenamiento y distribución de agua, b) los aspectos culturales y socioeconómicos que condicionan la aceptación o rechazo a ciertas formas de abastecimiento y potabilización, c) factores políticos que afectan la normatividad relativa a la inversión en el desarrollo y mantenimiento de sistemas de abastecimiento de agua potable, d) la escasez de recursos financieros, el limitado conocimiento de saneamiento ambiental e higiene pública y, e) la falta de un personal capacitado entre otros.

Situación del servicio de agua potable en México.

En México los servicios de agua potable, saneamiento y alcantarillado se han desarrollado de acuerdo con las capacidades económicas y sociales de sus pobladores, atendiendo a un criterio de autosuficiencia financiera y técnica; características de las cuales carecen en su mayoría las comunidades cuyo número de habitantes es menor a 2500. Los

estados que tienen mayor cantidad de comunidades rurales son: Veracruz, Chiapas, Chihuahua, Jalisco, Oaxaca, Michoacán y Tamaulipas; éstos concentran el 41.4% de los habitantes que viven en condiciones rurales.

De acuerdo con el XII Censo General de Población y Vivienda 2000, en febrero del año 2000 México tenía una cobertura de servicios de 88% de agua potable y 76% en alcantarillado. En el ámbito de zonas urbanas las coberturas eran de 95% en agua potable y 90% para drenaje, y en las zonas rurales eran 68% y 37% respectivamente.

Como se observa en la *Tabla 1*, de 1990 a 2000 la cobertura de agua ha aumentado en aproximadamente un 10 %, a pesar de que el crecimiento poblacional ha ido en aumento.

Tabla 1. Cobertura de servicio de agua potable en el ámbito nacional 1990-2000.

Año	Población total (millones)	Habitantes con servicio (millones)	Habitantes sin servicio (millones)	Habitantes beneficiados (millones)	Porcentaje de cobertura (%)
1990	83.5	64.9	18.6	1.8	77.7
1991	85.1	67.2	17.9	2.2	79.0
1992	86.7	69.7	17.0	2.5	80.4
1993	88.4	71.9	16.5	2.2	81.3
1994	90.0	74.0	16.0	2.1	82.2
1995	91.2	76.7	14.4	2.7	84.2
1996	92.7	78.8	13.9	2.1	85.0
1997	94.2	80.7	13.5	1.9	85.7
1998	95.8	82.8	13.0	2.1	86.4
1999	97.3	85.0	12.3	2.2	87.4
2000*	95.3	83.8	11.5		87.9
2000**	96.6	85.5	11.1	1.7	88.5

Fuente: CNA/UPRPS/Sistema Nacional de Información, con base en datos Del XII Censo General de Población y Vivienda 2000, INEGI:

NOTAS: *Dato censal proporcionado por el INEGI; para el año 2000 se refiere a la población que habita en viviendas particulares.

**Dato calculado con base en el XII Censo General de Población y Vivienda 2000, INEGI y llevado al mes de diciembre

Problemas de salud pública presentes en comunidades que no tienen agua potable de calidad para consumo

El servicio de agua potable asegura la salud de la población, al reducir la incidencia de enfermedades diarreicas e infecto contagiosas, las cuales se encuentran entre las 20 principales causas de enfermedad en el país. La población más afectada por ésta, son los niños menores de 1 año hasta los de cinco, así como los adultos mayores. La mayor parte de las enfermedades infecto contagiosas, resultan en altos índices de mortalidad por falta de estos servicios o deficiencias en los mismos; es por lo tanto un derecho fuera de discusión para una vida digna, el contar con una fuente de agua potable y alcantarillado. La falta de ambos (o de letrinas para disposición de excretas) incrementa los riesgos de brotes de cólera, que han ido en aumento a partir de 1995; en 1994 se presentaron 4 075 casos y en 1995 16430 (CNA 1996).

De acuerdo con la Secretaría de Salud, una de las principales causas de muerte infantil en México, son las infecciones gastrointestinales (cólera, disentería, fiebre tifoidea, hepatitis tipo A, rotavirus, fiebre amarilla, salmonelosis, etc.); siendo la más común la infección intestinal (segundo lugar a nivel nacional), con un 5.2%.

De las 401 plantas que están inventariadas, 336 operan con un gasto tratado de 78 321 L/s que representan el 24% del volumen de agua suministrada a nivel nacional; esto se estima en 319 563 L/s. Las plantas que están fuera de operación son 65, con una capacidad de 5 115 L/s.

La Secretaría de Salud, en coordinación con la CNA, estableció la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización, publicada el 18 de enero de 1996 y modificada el 22 de noviembre del 2000.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el agua obtenida de la planta potabilizadora piloto para pequeñas comunidades rurales, verificando que ésta sea apta para el consumo humano y determinando si su desinfección produce subproductos secundarios de la cloración.

Descripción de la planta potabilizadora piloto (PPP)

La PPP se encuentra ubicada en las instalaciones de la Universidad Autónoma del Estado de México, Unidad San Cayetano formando parte de las instalaciones del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA).

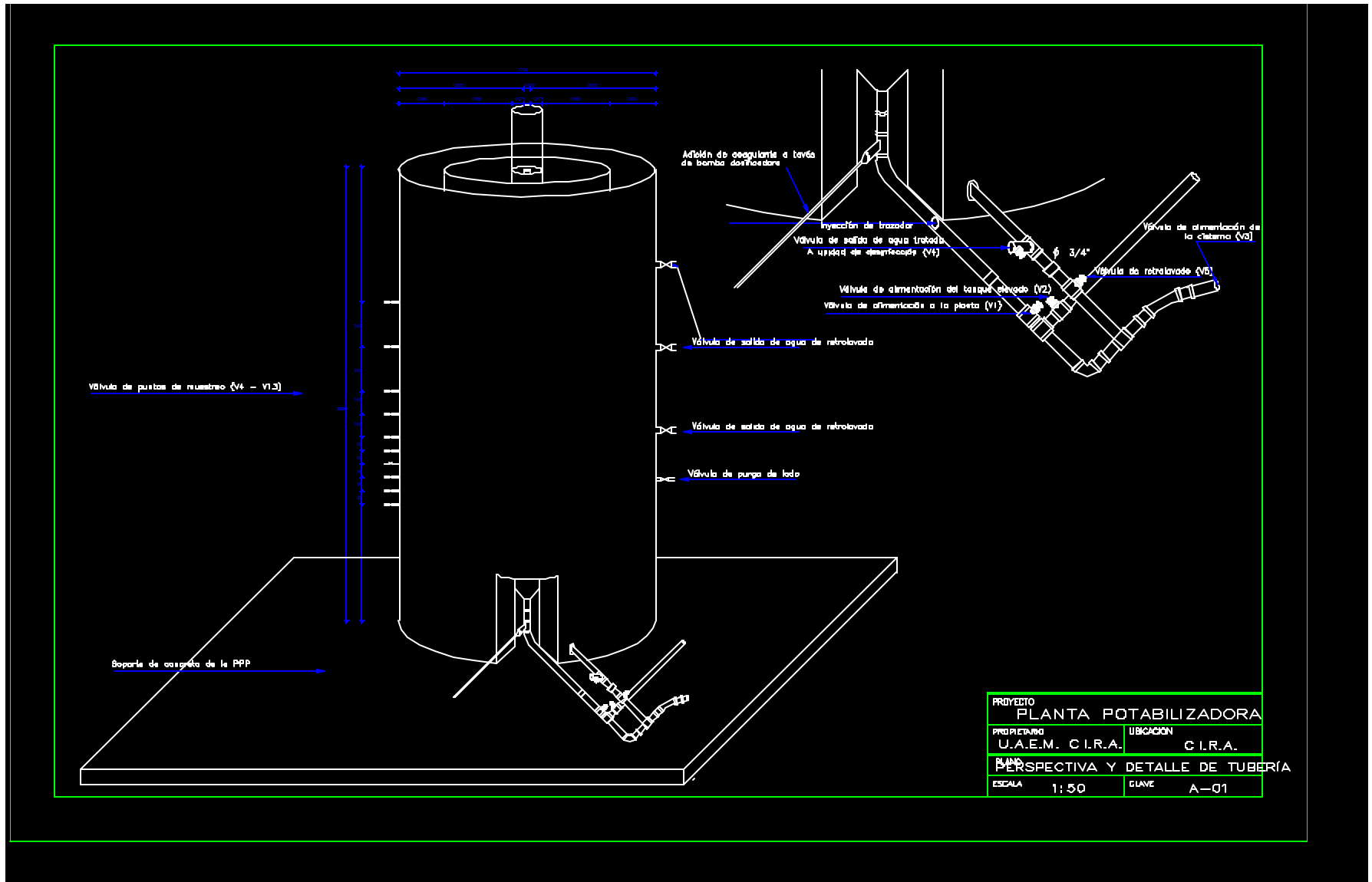
Es un sistema de tratamiento integral con el fin de obtener agua para uso y consumo humano a bajo costo, en especial para pequeñas comunidades. Este prototipo en especial está construido en lámina de acero inoxidable No. 18 (1.2141 mm), formado por cuatro unidades concéntricas de acuerdo con la siguiente descripción.

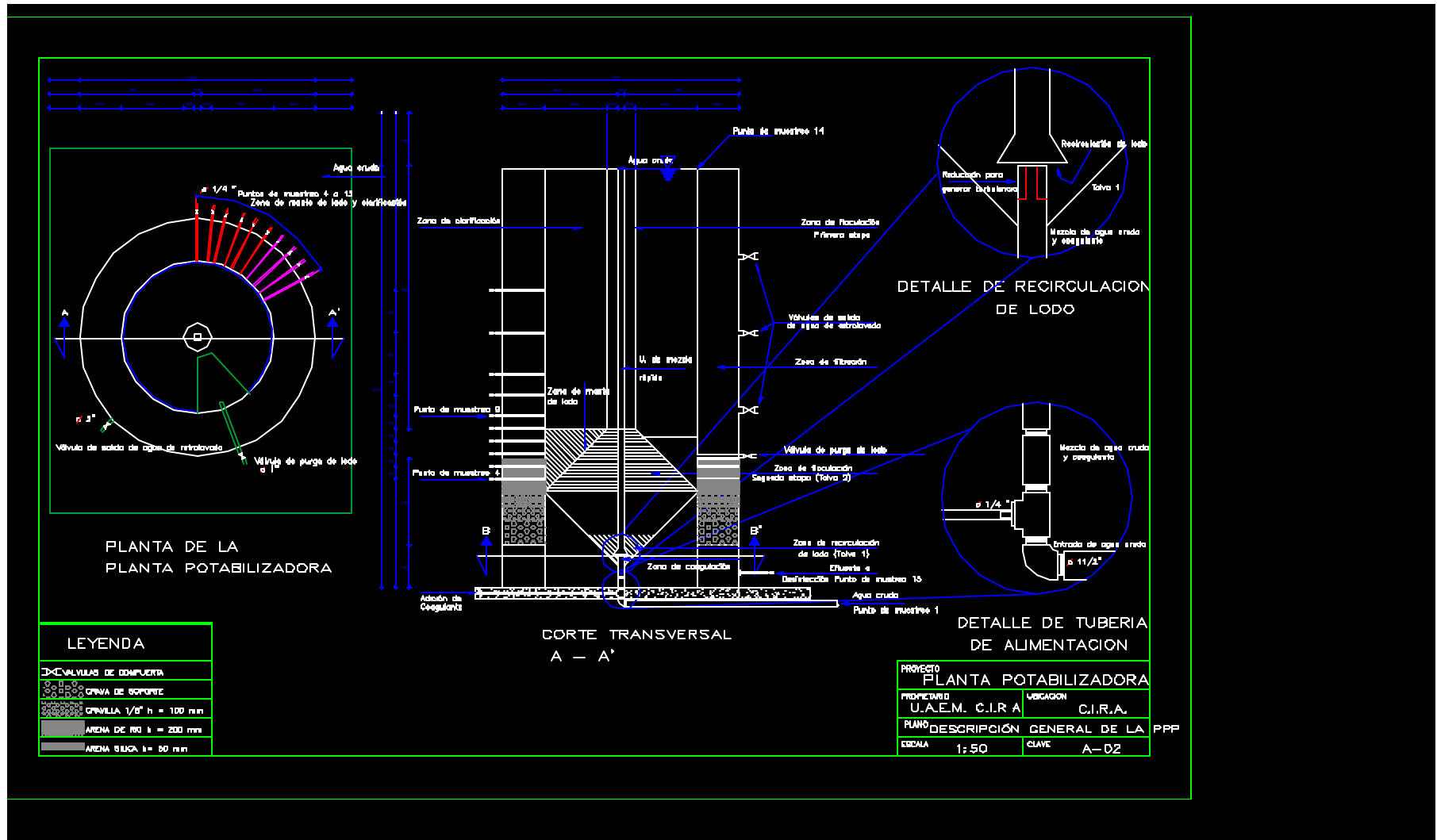
En el plano A-01 se observa la PPP en perspectiva con sus dimensiones, las cuales tienen una altura de 3000 mm conformada por cuatro cilindros concéntricos de 50, 200, 1100 y 1700 mm de diámetro respectivamente. Así mismo, se observan una serie de válvulas de compuerta las cuales corresponden a los puntos de muestreo de la etapa de manto de lodo y clarificación (puntos de muestreo 4 a 13 lado izquierdo de la PPP) y cuatro válvulas del lado derecho; tres de ellas corresponden al control de salida de agua de retrolavado y la cuarta corresponde a la purga de lodo en la tolva de formación del manto de lodo. Se observa en detalle la tubería de entradas y salidas de agua a la planta de acuerdo con la operación de que se trate: una válvula de alimentación a la planta (V1), una válvula de alimentación del tanque elevado (V2), una válvula de alimentación de la cisterna (V3), una válvula de salida de agua tratada que será llevada a la unidad de desinfección (V4), y finalmente la válvula de retrolavado del medio filtrante (V5). Se observa el punto de inyección del trazador, el diámetro de esta tubería es de 3/4". También se muestra la tubería de alimentación de coagulante (1/4") a través de una bomba dosificadora. Este sistema de tubería tiene 3/4" de diámetro, es de acero galvanizado, cuenta con 1 cople metálico 3/4", 1 cople plástico 1/2", 5 codos 3/4", 5 válvulas de compuerta 3/4", una Tee modificada de diámetro 3/4", 6 Tees de 3/4", una bomba casera de 3/4 HP con una alimentación máxima de 1.2 L/s (la alimentación promedio durante las pruebas está en función de la concentración de sólidos y tiempo de operación), 1 válvula de no retorno, 1 tanque marca Rotoplas® de 4 m³ de capacidad dentro de una cisterna y 1 bomba dosificadora de capacidad variable (dosificación máxima 1.8 L/h),

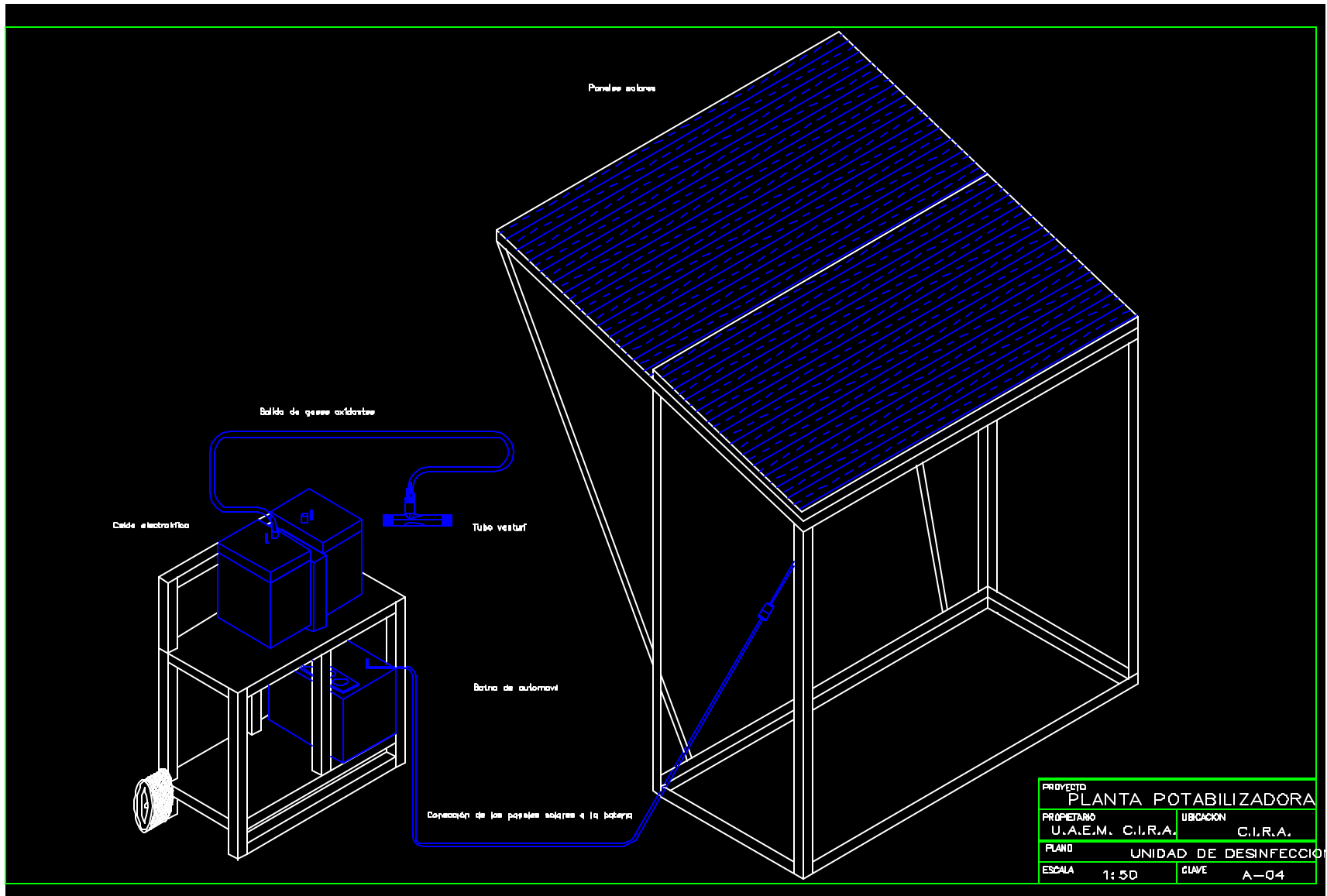
En el plano A-02 se muestra una vista en planta de la PPP manejando un corte transversal A-A' donde se describen las diferentes etapas de la planta, puntos de muestreo para evaluación de cada una de las etapas, y dos detalles: de tubería de alimentación y recirculación de lodo como ampliación de partes específicas de la planta de acuerdo a la siguiente descripción.

La entrada de agua cruda indica el punto de muestreo 1 (parte inferior de la planta) pasando a un tubo de 50 mm de diámetro y 3000 mm de longitud donde se lleva a cabo la coagulación. En la parte superior de este punto y debido a la velocidad del flujo, se forma un chorro donde el agua desciende por una tubería de 200 mm de diámetro (primera etapa de la unidad de mezclado lento) con 1850 mm de longitud hasta llegar a la tolva 2 (segunda etapa de mezclado lento) en este punto se separan las partículas por peso donde las más pesadas son conducidas a la parte inferior de la tolva 1 donde se tiene la recirculación de lodo recién coagulado, las partículas de menor peso pasan a la siguiente etapa donde se forma el manto de lodo por la parte superior de la tolva 2, donde al terminar la pendiente de inclinación (45°) pasan a la zona de clarificación con una longitud de 1850 mm en flujo ascendente. En el plano A-02 se observan 10 tubos con su válvula que son los puntos de muestreo de la unidad de sedimentación (puntos 4 al 13, unidad concéntrica de 1100 mm). Al finalizar este cilindro se encuentra el punto de muestreo 14 y el agua pasa a la unidad de filtración (último cilindro 1700 mm de diámetro). En esta zona se observan 4 válvulas de compuerta, de las cuales tres corresponden al agua de salida del retrolavado y una a la purga de lodo, (mencionadas en el plano A-01). La composición del lecho filtrante es de soporte grava de 3/4" con altura de 70 mm, grava de 1/2" con h = 100 mm y gravilla de 1/8" con h = 100 mm, grava fina con una h = 100 mm, arena de río con h = 200 mm, arena sílica con h = 50 mm en la parte superior del filtro con un espesor total de 620 mm, cuenta con una cámara colectora de agua tratada.

Una vez que el agua ha sido tratada pasa a la unidad de desinfección. Esta cuenta con 2 paneles solares (1x75 m), que alimentan con un amperaje máximo de 4.57 A, a un acumulador 12 V, esta batería a su vez hace funcionar la celda electrolítica dividida por una membrana semipermeable, en donde se encuentra una solución concentrada de sal común y sosa cáustica respectivamente. El ánodo es un electrodo de titanio-rubidio y el cátodo esta compuesto de acero inoxidable. En la celda de la solución de sal se producen gases oxidantes, ozono y cloro, estos gases son alimentados al agua que sale de la planta por medio de un tubo venturi. (Barrott L.P. *et. al* 1994. Rojas V., 2000a y 2000b. Brust-Carmona *et al.*, 1996, 1998). Plano A-03.







Materiales y métodos

Se trabajo con un tipo de agua que simula las características de agua superficial, con turbiedad entre 110 y 550 UTN (preparada a partir de la adición de tierra a agua de pozo almacenada por un tiempo 15 – 30 días en cisterna). Las pruebas realizadas son de acuerdo al diagrama 1.

Las pruebas en planta se realizaron a un caudal de 0.0005 m³/s consistieron en realizar los cálculos teóricos de parámetros de diseño de la PPP debido a que el prototipo fue construido de forma empírica, en cada una de las secciones de la planta (operaciones unitarias) y corroborar si entran en un rango de operación óptimo, los parámetros evaluados fueron: la velocidad de flujo (v), el régimen de turbulencia de acuerdo al número de Reynolds (Re), la pérdida de carga (h), la potencia disipada (P), el gradiente de velocidad (G) y el número de Camp (C); con los dos últimos parámetros se determinó la operación óptima de la mezcla rápida y floculación; mediante el producto del gradiente de velocidad, el tiempo de retención y la concentración de los lodos formados $G \times \theta \times c$. De acuerdo a las siguientes ecuaciones.

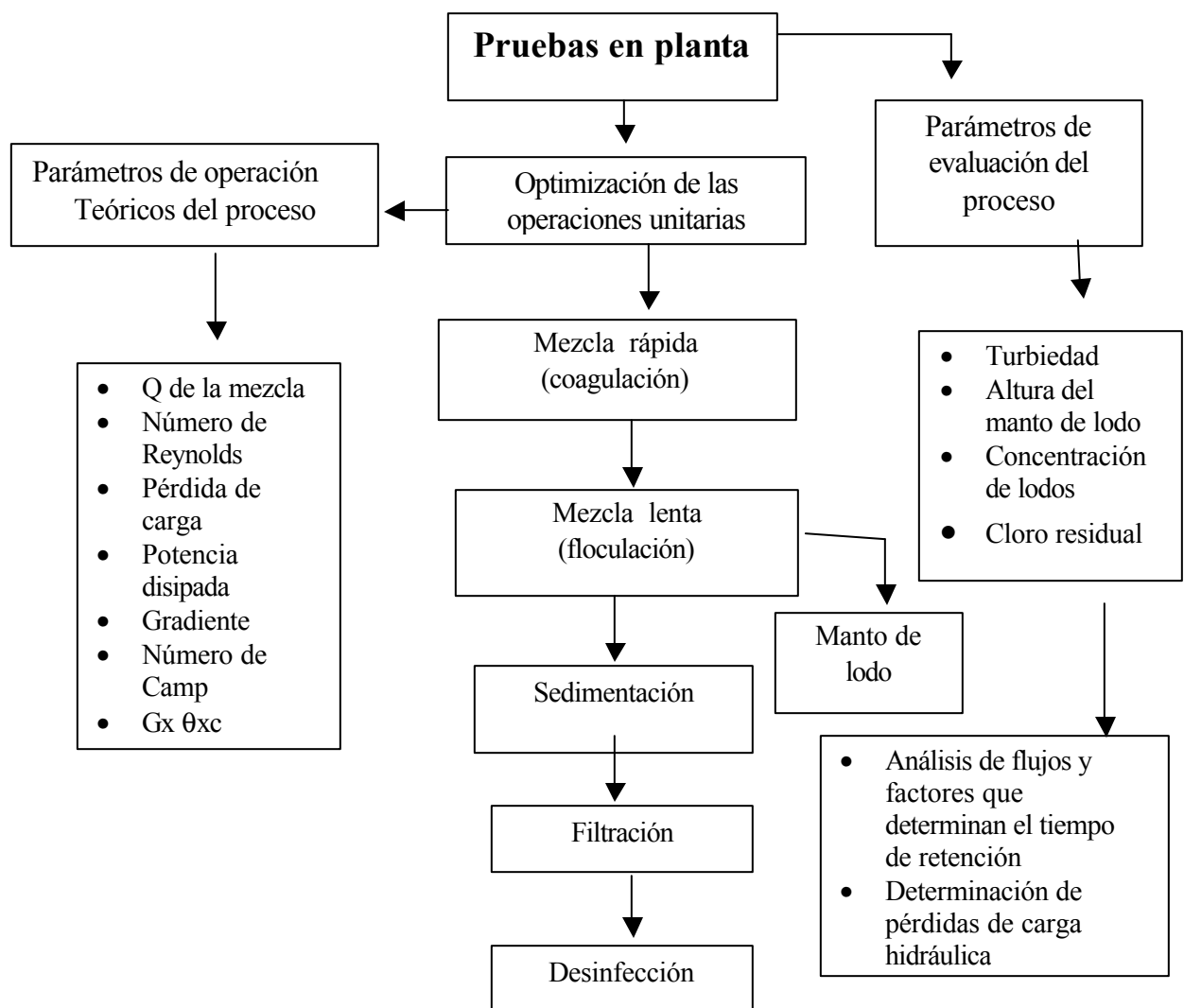


Diagrama 1. Descripción de las pruebas realizadas en la PPP.

Para determinar el número de Reynolds Re , se utilizó la ecuación 1, donde: v es la velocidad en m/s, D diámetro de la tubería, en m, ρ_{Mez} es la densidad de la mezcla en kg/m^3 , μ_{Mez} es la viscosidad de la mezcla en $kg/m \cdot s$.

$$Re = v D \rho_{Mez} / \mu_{Mez} \quad (1)$$

Conociendo las condiciones de turbulencia; se busca calcular la pérdida de carga para cada sección, para esto es necesario primero obtener el factor de fricción, para lo cual, se hizo uso de las ecuaciones 2 y 3, para determinar las constantes A y B que son adimensionales; y sustituyendo estos valores en la ecuación 4, determinar el factor de fricción f_D adimensional. (Valiente, 1998).

$$A = (2.457 (\ln (1/ (7/Re)^{0.9} + 0.27 e/D)))^{16} \quad (2)$$

$$B = (37530/Re)^{16} \quad (3)$$

$$f_D = 8 ((8/Re)^{12} + (1/(A+B)^{3/2}))^{1/12} \quad (4)$$

El factor f_D nos permite determinar la pérdida de carga en el caso de una tubería de diámetro constante D en (m), mediante la siguiente ecuación (5), donde h_L es la pérdida de carga en m, L y L_{eq} , son la longitud y longitud equivalente respectivamente ambas, en m; y g es la constante de la gravedad, en m/s^2 .

$$h_L = f_D v^2 (L + L_{eq}) / 2 g D \quad (5)$$

En caso de existir una reducción o ensanchamiento súbito del diámetro, esta ecuación toma la forma de la expresión (6); donde k_{cb} es una constante adimensional cuyo valor es 1.

$$h_L = k_{cb} v^2 / 2 g \quad (6)$$

Por otra parte, si la reducción o ensanchamiento es progresivo, la constante k_{ex} (adimensional) está en función del ángulo de reducción o ensanchamiento y se presenta en las ecuaciones 7 y 8, primero para expansión, donde θ es el ángulo en grados; C_{ex} es un coeficiente de expansión, D_m es el diámetro menor en m y D_M es el diámetro mayor, en m; y k_{ex} , es la constante de expansión adimensional. (Valiente, 1998)

$$N \geq 45^\circ \quad C_{ex} = 2.6 \text{ sen } (N/2) \quad (7)$$

$$k_{ex} = C_{ex} - (D_m^2 / D_M^2)^2 \quad (8)$$

En caso de una reducción estas ecuaciones sufren las siguientes modificaciones; ecuaciones (7') y (8'), C_{re} es el factor de reducción, N es, el ángulo en grados, D_M es el diámetro mayor y D_m el menor en m y k_{re} constante de reducción, adimensional.

$$N \geq 45^\circ \quad C_{re} = 1.6 \text{ sen } (N/2) \quad (7')$$

$$k_{re} = 0.5 (C_{re} - (D_m^2 / D_M^2)) \quad (8')$$

Una vez que se ha calculado la pérdida de carga, se puede determinar, la pérdida de carga debida a la presencia de sólidos en el fluido. Para la mezcla rápida y floculación; ésta se calcula mediante la ecuación (9); h_{lod} , es la pérdida de carga debida a la presencia de sólidos, en m; c es, la concentración de sólidos en la corriente, en m^3 de lodo/ m^3 de muestra; ρ_{sol} es la densidad de los sólidos, en kg/m^3 y ρ_{ag} es la densidad del líquido, en kg/m^3 .

$$h_{lod} = h_L \pm (c ((\rho_{sol} / \rho_{ag}) - 1) + 1) L \quad (9)$$

Donde el signo (+) indica un flujo ascensional y el signo (-) indica un flujo descendente.

Una vez determinados estos parámetros se procedió a correr pruebas en planta optimizando cada una de las operaciones unitarias, buscando el equilibrio entre la velocidad de sedimentación de los floculos formados y la velocidad de flujo ascendente con el fin de que se forme el manto de lodo. Para esto se utilizaron los coagulantes optimizados en prueba de

jarras (Chávez *et al.*, 2000, Pavón *et al.*, 1998), teniendo diferentes puntos de muestreo con el fin de ubicar el aumento en la concentración de sólidos, lo que sería indicativo de la ubicación del manto de lodo. La variable de respuesta fue en todos los puntos de muestreo la turbiedad y en el caso del manto de lodo la concentración de sólidos (mL/L). El muestreo se llevó a intervalos de 20-60 min preferentemente, determinando los parámetros de turbiedad del agua y concentración de sólidos (mL/L) en el caso de observar una turbiedad alta. Los diferentes puntos de muestreo se pueden observar en el plano A-02. No en todas las pruebas en planta se evaluaron todos los puntos de muestreo, ya que en una primera etapa se evaluaron los procesos de coagulación floculación y sedimentación (sin contar con medio filtrante en la PPP). Y una vez optimizada esta etapa se evaluó la operación completa de la planta.

La eficiencia de la unidad de desinfección se evaluó al determinar la concentración de cloro residual inmediato a la aplicación y 30 minutos después de la aplicación de cloro gas, así mismo se realizó un monitoreo de producción de cloro con respecto a determinación de coliformes totales y fecales, evaluando algunas características fisicoquímicas y microbiológicas del agua tratada con respecto al agua cruda.

En el caso de la evaluación de flujos y tiempos de retención se realizaron con el apoyo del paquete computacional AlduilDatos (Ilagorre y Rivas 2002) desarrollado en el CIRA. Siguiendo la metodología de Levenspiel (1987) con inyección instantánea del trazador.

Resultados y discusión

Los parámetros calculados de forma teórica a un caudal de 0.0005 m³/s se presentan en las *Tabla 2* para áreas constantes en las unidades de mezcla rápida, floculación primera sección, y clarificación observando que el valor del gradiente de velocidad para la mezcla rápida ($G = 1500.1 \text{ s}^{-1}$) se encuentra dentro de lo recomendado por Arboleda (2000) y Amirtharajah and Trussler (1986), de entre 1000 – 2000 s⁻¹ y 1000 – 3000 s⁻¹ respectivamente.

El tiempo de retención es de 12 s, el cual se encuentra por debajo del valor marcado por Amirtharaja para coagulación por barrido (30-180 s) y por encima del valor marcado por el mismo autor para coagulación por adsorción desestabilización (1–5 s), en cuanto al número de Camp es superior a lo recomendado por este mismo autor de entre 12,000 a 14,400 siendo el resultado obtenido experimentalmente de 18,001

Para mezcla lenta (floculación) se obtuvo para el gradiente de velocidad un valor de 397.39 s⁻¹ el cual esta por encima del valor reportado por diversos autores con un máximo de 100 s⁻¹ (Arboleda, 2001; Fair and Geyer, 1984). El tiempo obtenido es de 110 s es superior a lo recomendado en la literatura por los autores arriba mencionados (60 s). Sin embargo, el número de Camp se encuentra en lo recomendado por la AWWA (30,000 – 150,000) con un valor de 43713.01. En el caso de la etapa de sedimentación se determinó la carga superficial que es de 46.9 m³/m²d lo cual esta dentro de lo reportado por Romero (1999) de entre 22 a 58.

Es importante mencionar que los valores recomendados por diversos autores corresponden a sistemas hidráulicos de tratamiento de agua convencionales, por lo que no se espera que se ajusten en su totalidad a un diseño como el estudiado en el presente proyecto.

Tabla 2. Parámetros calculados de acuerdo a las dimensiones de la planta piloto con un Q=0.0005 m³/s

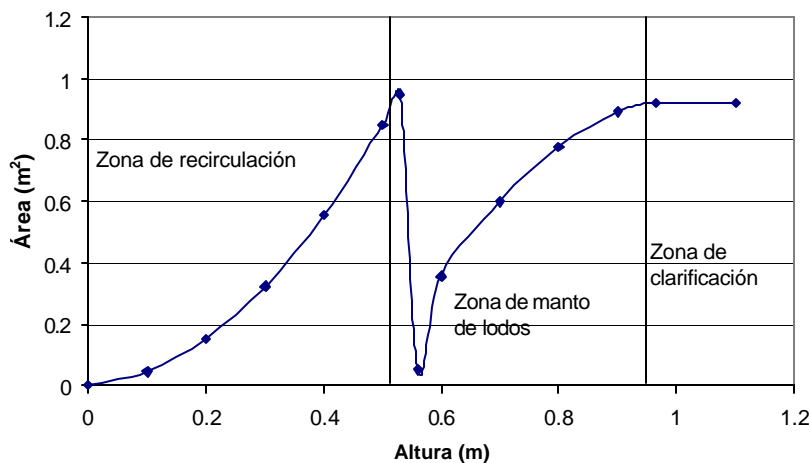
Sección	Área (m ²)	V (m/s)	Re	f _D	h _L (m)	P (N/m s)	G (s ⁻¹)	? (s)	C
Mezcla rápida	0.002	0.025	23415.3	0.023	3.142	2565.3	1500.1	12	18001.15
Floculación (primera sección)	0.29	0.0172	6459.5	0.033	-2.02	180.03	397.4	110	43713.0
Clarificación	0.92	0.0005	2135.1	0.1095	2.077	5.92	72.04	3440	ND

En el caso de la sección de área variable se presenta la variación de velocidad de manera gráfica (gráfica 1), tomando como punto de referencia la zona de recirculación de lodo, seguido de la zona de formación del manto de lodo y terminando en la etapa de clarificación, donde se observa una disminución de la velocidad que corresponde al punto donde pasa el agua a través de una pequeña reducción para entrar a la zona de formación del manto de lodo, esto permite

una variación de velocidad la cual disminuye a medida que el flujo asciende dando como resultado el equilibrio entre la velocidad de sedimentación del lodo formado y la velocidad ascensional del fluido formando el manto de lodo.

El intervalo de velocidad ascensional calculada está entre 0.0005 y 0.0098 m/s según la altura de la tolva 2, y la velocidad de sedimentación del lodo calculada experimentalmente es de 0.00079 y 0.00095 para cloruro férrico e hidroxiclorigenato de aluminio respectivamente, los cuales están mucho más cercanos al límite inferior del parámetro calculado lo que implica que con este gasto el manto de lodo se formará en la parte inferior de la zona de formación de manto de lodo. (Garrido, *et al.*, 2001).

En cuanto a los parámetros de evaluación del proceso se presenta gráficamente (gráfica 2) como evoluciona la turbiedad residual con respecto al tiempo aplicando ambos coagulantes, donde se puede observar la turbiedad residual en los puntos de muestreo que corresponden a la salida del clarificador y después de la filtración que para el cloruro férrico presenta turbiedad residual de alrededor de 20 UTN y después de la unidad de filtración ésta baja hasta menos de 2 UTN, para el hidroxiclorigenato de aluminio la turbiedad residual en el clarificador es en promedio de 10 UTN y a la salida del filtro es menor a 1 UTN, por lo que con ambos coagulantes se cumple la normatividad en cuanto a turbiedad residual se refiere (5 UTN) *Tabla 4*.

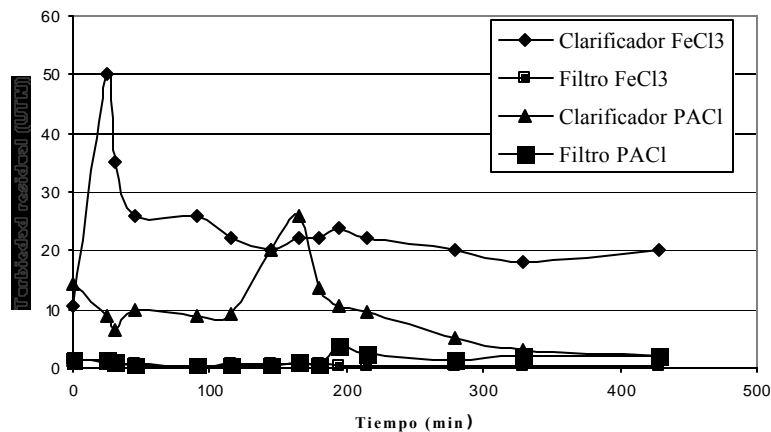


Gráfica 1. Variación de áreas en la zona de sedimentación de la planta piloto

En cuanto a la determinación de tiempos de retención en la *Tabla 3* se presenta una comparación entre el tiempo de retención teórico y el determinado experimentalmente de forma instantánea (Levenspiel, 1987), donde se observa que para las etapas de mezcla rápida y mezcla lenta coinciden con el tiempo calculado teóricamente, sin embargo, para las operaciones unitarias de sedimentación separando el inicio del manto de lodo, el final de éste y la clarificación del agua, el tiempo real es mucho más corto que el calculado, esto se explica por la geometría del sistema, en el que el flujo después de pasar por la primera etapa del mezclado lento se dispersa y gran parte del trazador empieza a conducirse a través de la etapa de formación del manto de lodo, formando una distribución con una cola muy larga del lado derecho por lo que en promedio el tiempo es corto comparado con los cálculos realizados.

Tabla 3. Tiempos de retención determinados experimentalmente

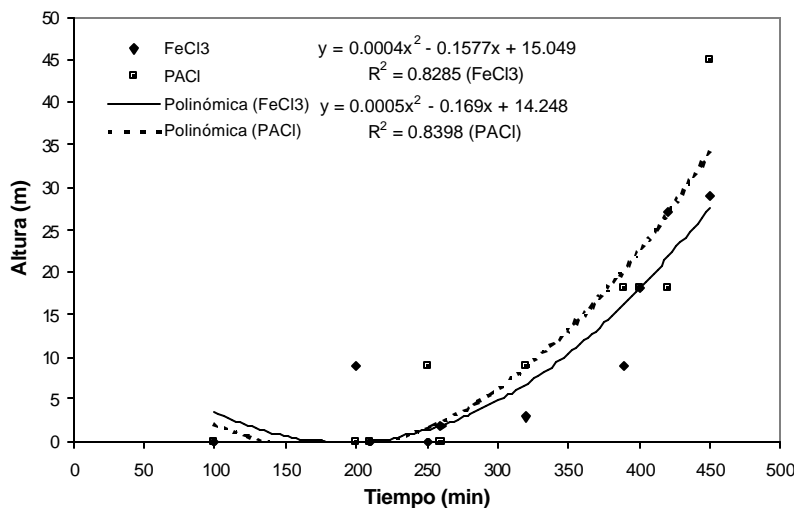
Operación unitaria en evaluación	Tiempo teórico (s)	Tiempo experimental (s)
Mezcla rápida	12	9.62
Mezcla lenta	115	139
Inicio de manto de lodo	900	76.3
Final de manto de lodo	780	83.3
Clarificación	4720	2238



Gráfica 2. Comportamiento de la turbiedad residual después del clarificador y de la filtración

Con respecto al comportamiento del manto de lodo, en función del tipo de coagulante, (cloruro férrico o PACI con dosis de 20 y 5 mg/L respectivamente), se puede observar en la gráfica 3, que al dosificar el cloruro férrico en el minuto 200 de la prueba en planta se alcanza una altura del manto de lodo de 9 cm, en este tiempo se realizó una purga de lodo con el fin de evaluar la estabilidad del manto en cuanto a su fluidización y tiempo de formación. Finalmente el manto de lodo alcanzó una altura de 27 cm en el minuto 420. Para PACI se observó que la formación del manto de lodo es lenta ya que hasta el minuto 250 su altura fue de 9 cm, sin embargo después de la purga, la formación del manto es más rápido que para el cloruro férrico aumentando de 9 a 45 cm en el minuto 450.

Esto quiere decir que la formación del manto de lodo se ve más favorecida para el coagulante PACI en cuanto a la estabilidad del manto, debido a las características del floculo producido.

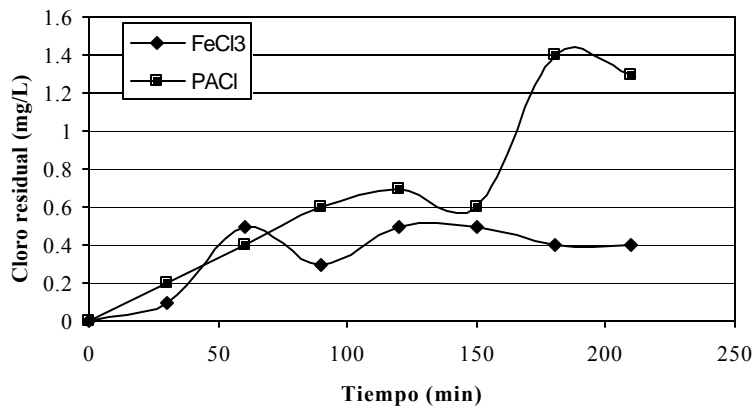


Gráfica 3. Comportamiento del manto de lodo

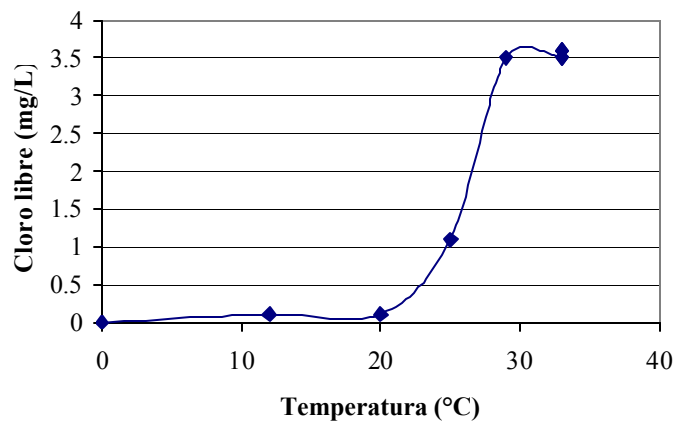
En el caso del sistema de desinfección el comportamiento de la concentración de cloro residual medida al momento de aplicar el cloro gas se observa en la gráfica 4, para cloruro férrico su máxima concentración es de 0.5 mg/L a los 50 minutos disminuyendo y manteniéndose en 0.4 mg/L a los 180 minutos y para PACI es de 1.4 mg/L a los 180 minutos.

En la gráfica 5, se observa que la producción de cloro gas, depende directamente de la temperatura de la celda, ya que al aumentar la temperatura de la celda electrolítica, aumenta la producción de gas cloro, a un tiempo de 35 minutos, la temperatura fue de 20°C con una concentración de cloro residual de 0.11 mg/L. Para 120 minutos de prueba a una temperatura de la celda de 25°C la concentración de cloro residual aumento a 1.1 mg/L y una hora después (180 minutos de prueba) con una temperatura de 29°C la concentración de cloro residual fue de 3.6 mg/L.

En la *Tabla 4* se muestran los resultados en cuanto a la caracterización del efluente con respecto al agua cruda, donde observamos que el efluente cumple con las características fisicoquímicas de acuerdo a la normatividad correspondiente (NOM127-SSA1-1994) para ambos coagulantes, sin embargo para el caso de organismos patógenos no se eliminan en su totalidad quizá debido a que en la metodología de análisis empleada se aplica un método probabilístico, o bien revisar la metodología de toma de muestra.



Gráfica 4. Concentración de cloro libre residual con respecto al tiempo.



Gráfica 5. Concentración de cloro libre residual con respecto a la temperatura

Tabla 4. Caracterización del agua tratada en planta piloto.

Parámetro	Agua cruda	Efluente tratado con cloruro férrico	Efluente tratado con hidroxiclорuro de aluminio	Límites permisibles de acuerdo a la NOM 127SSA1-1994
COLOR Pt/Co (HACH)	2200	14	1	20
PH	7.75	7.66	6.5	6.5 – 7.5
TEMPERATURA °C	14	14	18	N.A.
TURBIEDAD UNT	240	1.40	04	5
ALCALINIDAD mg/L CaCO ₃	259.93	239.08	160.00	
DUREZA mg/L CaCO ₃	220.55	155.34	171.86	500
NITRATOS mg/L N-NO ₃	1.28	1.20	2.72	10
NITRITOS mg/L N-NO ₂	0.121	0.016	< 0.010	0.05
SULFATOS mg/L SO ₄	25.7	12.58	ND	400
FOSFATOS mg/L P	1.13	0.98	22.90	
SOLIDOS TOTALES TOTALES mg/L	1884	364	324	1000
COLIFORMES TOTALES NMP/100 mL	350	< 2	< 3	No detectable NMP/100 mL
COLIFORMES FECALES NMP/100 mL	21	< 2	< 3	No detectable NMP/100 mL

Conclusiones

- ◆ De forma general los parámetros de diseño calculados caen dentro de lo recomendado en la literatura por diversos autores, considerando un caso particular ya que las operaciones unitarias con las que cuenta el sistema están continuas.
- ◆ Existe un equilibrio entre la velocidad ascensional y la velocidad de sedimentación del lodo, esto debido a la geometría del sistema que permite una variabilidad del área y por lo tanto variación en la velocidad del flujo.
- ◆ Las pruebas en planta con ambos coagulantes se obtiene una turbiedad residual menor a 5 UTN, sin embargo es necesario considerar la calidad del agua general sobre todo en el aspecto microbiológico.
- ◆ La producción de cloro gas es función de la temperatura y de la concentración de sal en al celda electrolítica.
- ◆ En cuanto a los tiempos de retención para las etapas de mezclado rápido y mezclado lento son aproximadas al tiempo calculado, en cuanto a la etapa de sedimentación se presenta una dispersión del trazador disminuyendo el tiempo de retención experimental.
- ◆ El sistema integrado de potabilización de agua cubre la expectativa de ubicarse en una comunidad rural para dotar de agua potable con una dotación de 60 L/hab.d.

Bibliografía

- APHA AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION., AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (1992) Standard Methods for examination of water and waste water.
- ARBOLEDA JORGE (1974) Hydraulic Control Systems of Constant and Declining Flow Rate in Filtration. Journal AWWA. Water Technology/Quality. February. pp. 87 – 98.
- ARBOLEDA V., J. VARGAS CABALLERO F. Y CORREAL CORREAL H. (1969) Manual de tratamiento de aguas potables. Tanques de flujo ascensional. Caracas, Venezuela.
- ARBOLEDA VALENCIA J., GRINPLASTCH BERNARDO Y KIRCHMER CLIFF (1974) Métodos de evaluación de procesos de tratamiento de agua. Lima, Perú. Junio.
- ARBOLEDA VALENCIA JORGE (1993) Teoría y práctica de la purificación del agua. Teoría de la Sedimentación del Agua, Diseño de sedimentadores. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- ARBOLEDA VALENCIA JORGE (2000) Teoría y práctica de la purificación del agua. Teoría de la Sedimentación del Agua, Diseño de sedimentadores. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- ARBOLEDA VALENCIA JORGE, GIRALDO ROBERTO AND SNEL HERMAN (1985) Hydraulic Behavior of Declining-Rate Filtration. Journal AWWA.
- Barrott I. P. Graham N. J. D. and Lloyd B. J. “Further evaluation of on-site chlorine gas generator (MOGGOD) for small community water disinfection in developing countries”. Journal Water Srt-Aqua. 1994 vol. 43, núm. 4, pp. 145 – 153.
- BRUST – CARMONA H., BENITEZ A., ZARCO RABAGO J., SÁNCHEZ E. Y MASCHER I. (1998) Eficiencia de celdas generadoras de gases oxidantes alimentados con energía eléctrica solar. Centro de desarrollo y aplicaciones tecnológicas.
- CHÁVEZ GUERRA CARLOS .2002. Optimización de la etapa de floculación-sedimentación de una planta potabilizadora basada en manto de lodos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química, UAEM.
- Comisión Nacional del Agua. 2001 UPRPS. Situación del subsector agua potable alcantarillado y saneamiento hasta diciembre de 2000.
- DE LUCA J. S., SANTANA A. M. (2000) Hipoclorito generado electrolíticamente *in loco* subproductos e avaliacao de sua capacida de desinfectante no tratamento de aguas. Memorias del XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre Brasil.
- FAIR G. M., GEYER C.J. Y OKUM D. A. (1987) Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Ediciones Ciencia y tecnología.
- ILAGORRE RAMIREZ RAÚL Y RIVAS MARTÍNEZ JAVIER. Desarrollo de un Software de adquisición de datos y control para instrumentos de investigación en tratamiento de aguas y estudios ambientales (AlquilDatos-UAEM). (2002). Tesis. Ingeniería en Computación UAEM.
- INEGI. 1995. Censo de población; Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática; Estado de México, México.
- INEGI. 2000. Censo De Población Y Vivienda Por Los Estados Unidos Mexicanos.
- KNOCKE WILLIAM R., HAMON JEFF R AND DULIN E. (1987) Effects of Coagulation on Sludge Thickening and Dewatering. Journal AWWA.
- LEVENSPIEL O. (1987). Ingeniería de las reacciones químicas. Ediciones Repla. S.A. CAP. 9.
- Manual de abastecimientos públicos de aguas. 1975. 3ª Edición. Editorial Limusa. American Society for testing and material. Philadelphia. Pennsylvania.
- PAVÓN SILVA T., CHÁVEZ C. Y GARRIDO H. S Diciembre del 2000. Puesta en marcha de un sistema integrado de potabilización de agua aplicado a comunidades rurales. Memorias del XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre Brasil.
- ROJAS V. VÁSQUEZ S. G (2000a). Celdas electrolíticas para la producción de hipoclorito de sodio. Memorias del XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre Brasil.
- ROJAS V. VÁSQUEZ S. G (2000b). Estabilidad de la solución de hipoclorito generado por electrólisis. Memorias del XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre Brasil.
- ROMERO JAIRO A (1995) Sedimentación. Acuapurificación Diseño de sistemas de purificación de aguas. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia.
- SUBSECRETARIA DE REGULACION Y FOMENTO SANITARIO DIRECCION GENERAL DE SALUD AMBIENTAL DIARIO OFICIAL NORMAS OFICIALES MEXICANAS (1996) NOM-127-SSA1-1994. Agua para uso y consumo humano.
- VALIENTE BANDERAS A. (1998) Problemas de flujo de fluidos. Dinámica de fluidos

Capítulo 4

REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO EN FUENTES DE AGUA SUBTERRÁNEA PARA ABASTECIMIENTO PÚBLICO

Resumen

El hierro y manganeso presentes en las fuentes de agua subterráneas para abastecimiento público son removidos mediante un proceso no convencional de adsorción que utiliza zeolita natural tipo *clinoptilolita* recubierta con óxidos de manganeso, el cual se lleva a cabo en una columna de adsorción idéntica a un simple sistema de filtración. Dicho proceso ha sido aplicado en diversos lugares del país, tales como Guaymas y Navojoa, Son.; Veracruz, Ver.; Zihuatanejo, Gro.; Texcoco, Edo. de México; Iztapalapa, Cd. de México; Culiacán, Sinaloa y Camargo, Chihuahua. En estos lugares la concentración principalmente de manganeso en el agua cruda ha llegado a ser hasta de 2.5 mg/L y en todos los casos se han obtenido concentraciones del agua tratada que cumplen con el límite máximo permisible de 0.15 mg/L de manganeso y 0.3 mg/L de hierro, establecido por la NOM-127-SSA1-1994 de agua para uso y consumo humano. Se han construido tres plantas en el país, dos en Culiacán, Sinaloa que manejan un caudal de 40 y 55 lps respectivamente y una tercera con un caudal de diseño de 630 lps en el ramal Peñón-Texcoco estado de México. Las dos primeras plantas se encuentran actualmente operando con eficiencias promedio de remoción de manganeso del 97 % y la tercera se encuentra en etapa de pruebas de arranque con remociones promedio de 97.5 % para el manganeso y 95 % de hierro. Así mismo, se está construyendo otra planta en la ciudad de Camargo, Chihuahua, que tratará el agua proveniente de dos galerías filtrantes que contienen aproximadamente 0.9 y 0,6 mg/L de manganeso. El proceso presenta diversas ventajas comparado con cualquier otro de tipo convencional, principalmente son su alta eficiencia y menor costo de inversión y operación; largas carreras de operación debido a que la regeneración del medio de contacto (zeolita) se hace en línea de forma simultánea a la remoción de Na y Fe del agua; el proceso se regenera en continuo con la aplicación de cloro, permitiendo que siempre se mantenga una alta capacidad de adsorción del hierro y manganeso disuelto; el material adsorbente se acondiciona en el lugar usando la misma agua de la fuente a tratar sin la necesidad de adicionar otras sustancias químicas, además de la alta disponibilidad de la zeolita en México.

El mecanismo del proceso consiste en un intercambio iónico como fase inicial, donde el manganeso disuelto se fija en la superficie de la zeolita, seguido por la oxidación del manganeso sobre la superficie del medio, la cual permite la formación de una película de óxidos ($MnO_x(s)$) sobre el grano del material y finalmente la remoción del manganeso disuelto en el agua, por adsorción sobre la película de óxidos formada sobre el grano del material.

Palabras Clave: **Adsorción:** atracción o adhesión de moléculas de un gas, líquido o sustancia disuelta sobre una superficie, **oxidación:** combinación con el oxígeno y, más generalmente, reacción en la que un átomo o un ión pierde electrones, **zeolita natural:** silicato natural complejo de ciertas rocas volcánicas, la zeolita tipo *clinoptilolita* tiene la siguiente fórmula, $Na_6((AlO_2)_6(SiO_2)_{30}) \cdot 24 H_2O$, siendo el sodio el principal elemento intercambiable pero puede contener en menor proporción otros cationes como el potasio o calcio.

Introducción

En México y en el mundo gran parte de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea se ven afectadas por la presencia de hierro (Fe) y manganeso (Mn), los cuales se encuentran en forma soluble, que al oxidarse, ya sea al momento de la cloración o con el oxígeno del aire, se precipitan generando un color oscuro que provoca el rechazo de los consumidores, manchan la ropa, obstruyen tuberías, accesorios y bombas. Hasta el momento no se conocen efectos nocivos para la salud de estos elementos, sin embargo, las concentraciones elevadas de manganeso pueden acelerar el crecimiento biológico en los sistemas de distribución y contribuir a los problemas de sabor y olor en el agua, así mismo aumentan la demanda de cloro u otros oxidantes aplicados en la desinfección.

Otros de los problemas frecuentes asociados a la presencia de hierro y manganeso en el agua, es el arrastre de los óxidos depositados en los interiores de las tuberías por el mismo flujo del agua, originando una coloración negra la misma.

Las técnicas comunes empleadas para la remoción de hierro y manganeso presentan diversas limitaciones, como se mencionan a continuación:

Aireación-Filtración. El proceso de aireación-filtración se recomienda para agua con alta concentración de hierro (mayor de 5 mg/L) con el fin de disminuir los costos en reactivos. El equipo usado en este proceso incluye comúnmente un aireador, un tanque de retención y filtros. El oxígeno de la atmósfera reacciona con las formas solubles de hierro y manganeso (Fe^{+2} y Mn^{+2}) del agua cruda para producir óxidos relativamente insolubles (Fe^{+3} y Mn^{+4}) de estos elementos. La velocidad de reacción depende del pH de la solución, siendo más rápida a valores de pH altos. Ya que el manganeso tiene una velocidad de oxidación muy lenta vía el O_2 (ac) esta técnica no es muy efectiva para la remoción de Mn^{+2} , excepto a valores de pH mayores de 9.5. Para disminuir las concentraciones de manganeso al nivel deseado se requieren frecuentemente un tiempo de reacción y un tratamiento químico adicionales (Sommerfeld, 1999).

Dependiendo de las características del agua cruda puede ser necesario un tiempo de reacción hasta de algunas horas después de la aireación. Si las concentraciones de hierro y manganeso total son altas, algunas veces se usan tanques de sedimentación con dispositivos de coacción y remoción de lodos en vez de tanques de retención simples. Las principales desventajas del proceso de aireación-filtración son el costo inicial alto, y el requerimiento de un tiempo de retención y tratamiento químico adicionales si la concentración de Mn soluble del agua a tratar es mayor a 1 mg/L.

Oxidación-Filtración. El proceso de oxidación-filtración consiste normalmente de un sistema de dosificación de productos químicos y filtros. Algunas veces se requiere un tanque de retención y un sistema de ajuste de pH con hidróxido de sodio (NaOH), hidróxido de calcio o cal hidratada $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o carbonato de sodio (Na_2CO_3). Como agentes oxidantes pueden usarse gas cloro o hipoclorito. Este proceso opera a pH mayor o igual a 8.4, pero se tienen deficiencias en el proceso de filtración por la formación de precipitados coloidales que pasan a través del filtro (Sommerfeld, 1999).

Filtración en medios acondicionados. Los medios filtrantes acondicionados (greensand, birm, antrasand y pirolusita) para remover hierro y manganeso son de naturaleza similar, y su capacidad de regeneración, adsorción y filtración depende de la distribución de tamaño de partícula, de su forma y de los precipitados de óxidos de manganeso [$\text{MnO}_2(\text{s})$] en su superficie. Normalmente se utiliza permanganato de potasio (KMnO_4) como agente oxidante, siendo éste de costo elevado y requiere de un estricto control en su aplicación debido a su toxicidad (Sommerfeld, 1999).

Filtración directa con la aplicación de sustancias químicas. Si el Fe y Mn una vez oxidados presentan tamaños muy pequeños que no se retienen en los medios granulares de los filtros se requiere de la aplicación de sustancias químicas (coagulantes y floculantes) para aglomerar las partículas oxidadas y formar flóculos lo suficientemente grandes para ser filtrados (Sommerfeld, 1999).

Los medios filtrantes granulares deben retener sólidos suspendidos (incluyendo el Fe y Mn oxidados) con tamaño mayor a 10 μm . Un lecho filtrante diseñado adecuadamente y operando en condiciones óptimas es capaz de remover la mayoría de las partículas con tamaños de 5 a 10 μm . Las partículas menores a 5 μm normalmente pasan a través del filtro dando como resultado concentraciones residuales de Fe y Mn en el agua filtrada.

Tecnologías alternativas. El *ablandamiento* se aplica para eliminar la dureza del agua, donde la remoción del Fe y Mn es un efecto secundario. Dicho proceso consiste en elevar el pH del agua para precipitar al calcio y magnesio, originando que se oxide el Fe y Mn y coprecipiten con los carbonatos (a valores de pH mayores de 11). Este método no es muy eficiente, ya que se forman precipitados de manganeso de tamaño coloidal que pasan a través de los filtros cuando no se agregan coagulantes (Sommerfeld, 1999).

Estabilización por secuestro. Los agentes secuestrantes son productos químicos utilizados para evitar que se precipiten los metales. Normalmente, tanto el silicato de sodio como los polifosfatos se utilizan para secuestrar Fe y los polifosfatos para secuestrar Mn. Muchos polifosfatos modernos tienen una larga cadena lineal de fosfatos; el arreglo de las moléculas a lo largo de la cadena protege de ataques al material secuestrado y los sujetan durante cierto periodo de tiempo o hasta que algún otro factor rompa los enlaces. Los agentes secuestrantes no remueven al Fe y Mn, solo evitan que precipiten y se recomienda su aplicación sólo para sistemas pequeños y concentraciones menores 0.5 mg/L.

Métodos biológicos. El hierro y manganeso también pueden ser removidos biológicamente. Los tratamientos biológicos siempre requieren de calidades y condiciones específicas del agua cruda, y no todas las aguas subterráneas o superficiales son factibles económicamente de ser tratadas. Los tratamientos biológicos pueden emplearse cuando los costos de inversión y operación son menores que los de un proceso físico-químico (Sommerfeld, 1999).

Remoción *in-situ*. La remoción *in-situ* consiste en la remoción de Fe y Mn directamente en el manto acuífero para obtener un agua de buena calidad. Este proceso es relativamente nuevo y solo existen algunas instalaciones en operación en Europa y en los Estados Unidos. Consiste en disolver oxígeno atmosférico en el agua que se utiliza para la recarga del acuífero, para posteriormente ser inyectada. El agua de recarga rica en oxidante (oxígeno) causa que el Fe y Mn formen una superficie de óxidos hidratados alrededor del acuífero, creando una zona de tratamiento. Cuando se termina la recarga, el agua subterránea rica en Fe y Mn pasa a través de esta zona por efecto de la extracción por bombeo. Las superficies de óxidos hidratados adsorben los iones de Fe y Mn, reduciendo las concentraciones de Fe y Mn disueltos. Cuando la zona de tratamiento se agota (se pierde la capacidad de adsorción de Fe y Mn), se reactiva nuevamente, inyectando agua oxigenada de recarga. Los ciclos de recarga y extracción se repiten cuantas veces sea necesario. La duración de los ciclos está en función del agua extraída antes de que los niveles de Fe y Mn rebasen las concentraciones deseadas (Sommerfeld, 1999).

Intercambio iónico. Este proceso por lo general se aplica para la remoción de la dureza, utilizando resinas sintéticas operando a ciclo de sodio (Na^+). La resina intercambia el sodio por iones Ca^{+2} , Co^{+2} , Cu^{+2} , Mg^{+2} , Fe^{+2} y Mn^{+2} presentes en el agua; como resultado de este proceso se incrementa la concentración de sodio en el agua tratada. Una desventaja de este proceso son los precipitados cálcicos formados en presencia de oxígeno que bloquean los sitios de intercambio iónico, causando la saturación de la resina. Este proceso no se recomienda para la remoción de Fe y Mn ya que existe una mayor selectividad para el calcio y otros iones de mayor valencia.

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) ha desarrollado una tecnología para remoción de hierro y manganeso disueltos, la cual se basa en la adsorción del manganeso disuelto sobre zeolita natural tipo *clinoptilolita* recubierta con óxidos de manganeso.

La técnica propuesta para la remoción de hierro y manganeso consiste en la combinación de tres procesos que se llevan a cabo en un simple sistema de filtración: 1) intercambio iónico como fase inicial, donde el manganeso disuelto se fija en la superficie de la zeolita, 2) la posterior oxidación del manganeso sobre la superficie del medio, la cual permite la formación de una película de óxidos ($\text{MnO}_x(\text{s})$) sobre el grano del material y 3) la remoción del manganeso disuelto en el agua, por adsorción sobre la película de óxidos formada sobre el grano del material. La *Figura 1* ilustra este proceso.

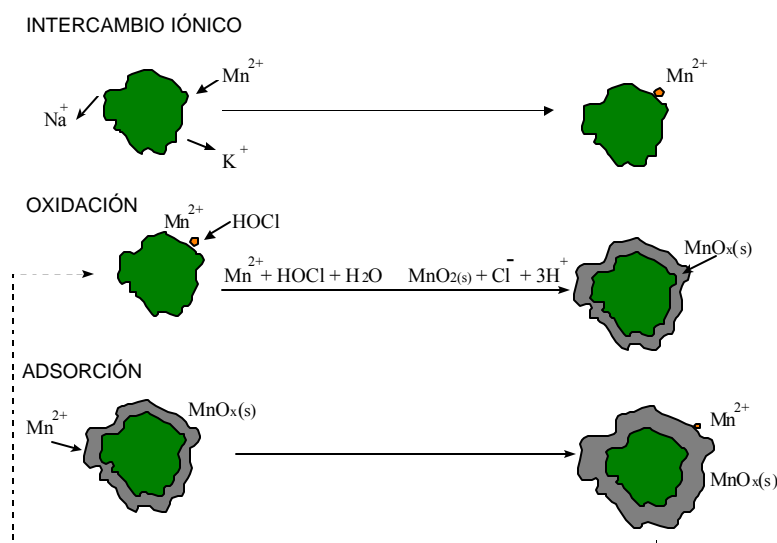


Figura 1 Etapas del proceso de formación de la capa de óxidos de manganeso.

Esta película es altamente selectiva de los iones de manganeso, Mn(II), seguida de los iones de hierro Fe(II). Oxidando el manganeso adsorbido en la superficie del grano se regenera la capacidad de adsorción del medio asegurando una continua remoción de hierro y manganeso durante la filtración.

La aplicación del oxidante en línea, en el influente del filtro, garantiza la remoción de los dos contaminantes, la regeneración del medio y largas carreras de filtración sin mermar la calidad del filtrado. Dicha tecnología presenta diversos aspectos positivos tales como: largas carreras de operación con pocas pérdidas de carga; el proceso se regenera en continuo con la aplicación de cloro, permitiendo que siempre se mantenga una alta capacidad de adsorción del hierro y manganeso disueltos, el material adsorbente se acondiciona en el lugar (in situ) sin la necesidad de adicionar otras sustancias químicas, además de la alta disponibilidad de la zeolita en México.

El proceso ha sido probado mediante estudios en campo en diversos lugares del territorio nacional: Guaymas y Navojoa, Son.; Veracruz, Ver.; Zihuatanejo, Gro.; Texcoco, Edo. de México; Iztapalapa, Cd. de México; Culiacán, Sinaloa y Camargo, Chihuahua. En estos lugares la concentración de manganeso en el agua cruda ha llegado a ser hasta de 2.5 mg/L de manganeso y en todos los casos se han obtenido concentraciones del agua producida que cumplen con el límite máximo permisible de 0.15 mg/L de manganeso y 0.3 mg/L de hierro, establecido por la NOM-127-SSA1-1994 de agua para uso y consumo humano.

El IMTA ha asesorado a la Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán, Sinaloa (JAPAC), en el diseño funcional de tres plantas potabilizadoras para remover el hierro y manganeso disueltos en agua para uso y consumo humano, en la cual se aplica la tecnología anteriormente descrita.

La primera planta se construyó en la zona denominada “La Platanera”, Sindicatura de Villa Adolfo López Mateos en Culiacán, para tratar el caudal de un pozo de 40 lps, cuyas concentraciones de manganeso van de 0.4 a 0.5 mg/L. Inició su operación en abril del año 2000, con eficiencias de remociones promedio de manganeso del 97%, obteniéndose concentraciones máximas de manganeso residual de 0.01 mg/L, diez veces inferiores al límite máximo establecido en la NOM-127-SSA1-1994.

La segunda planta denominada “Campaña II” inició su operación en junio del 2001 y remueve el 98% del manganeso presente en la mezcla de dos pozos (de 1.5 a 1.8 mg Mn /L) cuya suma de gastos es de 55 lps y al igual que “La platanera”, está constituida por seis filtros a presión que operan totalmente automatizados.

Ambas plantas se empacaron con zeolita natural blanca tipo *clinoptilolita* proveniente de la región de Culiacán, con espesores de lecho de 60 y 70 cm respectivamente.

La tercer planta (en diseño) será ubicada al margen del río Humaya y tratará el agua proveniente de una batería de nueve pozos cuyas concentraciones de manganeso van de 0.19 hasta 3.7 mg/L, de los cuales seis pozos se encuentran fuera del límite máximo establecido por la NOM-127-SSA1-1994 de agua para uso y consumo humano. La mezcla de los nueve pozos contiene 0.86 mg/L de manganeso y un caudal total de 225 lps.

Así mismo, el IMTA, a petición de la Gerencia Regional de Aguas del Valle de México (GRAVAMEX) de la Comisión Nacional del Agua (CNA) diseñó una planta potabilizadora para el “Ramal Peñón-Texcoco”, en la que se aplica la tecnología antes mencionada.

La planta del “Ramal Peñón-Texcoco”, cuenta con un gasto de diseño de 630 lps, la cual operará a una tasa de filtración de 13.8 m/h en ocho filtros a gravedad, cuyas dimensiones son de 5 metros de largo por 4.10 metros de ancho con un área individual de filtración de 20.5 m² (164 m² de área total de filtración).

El medio de contacto (material filtrante) es de zeolita natural verde tipo *clinoptilolita* proveniente de las minas de Oaxaca, con una profundidad de lecho de 70 cm y un soporte de grava de 40 cm. La construcción de la planta se inició en el mes de diciembre de 1999 y se concluyó en la segunda mitad del 2001. Durante las pruebas de arranque, la planta ha operado durante periodos mayores de 24 horas, removiendo en promedio el 97.5% de manganeso y 95% de hierro.

En la ciudad de Camargo, Chihuahua como una primera fase de la transferencia de la tecnología se realizaron pruebas en las dos principales fuentes de abastecimiento, las galerías filtrantes denominadas “Las Cuatas” y “La Herradura”, en la primera se realizó una carrera de filtración de 69 horas continuas tratando un caudal de 1.17 lps removiendo el 96.27% de manganeso y el 72.41% de hierro. En la segunda se operó durante 47 horas continuas tratando un caudal de 1 lps removiendo el 94.17% de manganeso y el 72.56% de hierro. Actualmente, se diseñó y se inició la construcción de una planta que tratará el agua de ambas galerías.

Objetivo

El objetivo general de esta investigación fue básicamente *desarrollar y aplicar* una tecnología no convencional de alta eficiencia para terminar con los problemas que ocasiona el hierro y el manganeso en el agua subterránea que se utiliza para uso y consumo humano. Dicha tecnología contiene aspectos muy atractivos para su aplicación, tales como su simplicidad, economía y alta eficiencia.

Metodología

Como una primer etapa se realizaron pruebas en el laboratorio, posteriormente se aplicaron en algunos lugares que presentan tales problemas de contaminación, inicialmente se utilizaron columnas de adsorción fabricadas en acrílico de 9 cm de diámetro y en otros lugares se utilizó una planta potabilizadora móvil de un lps con adaptaciones para aplicar el cloro justo a la entrada de los filtros (ver Figuras 2 y 3). Finalmente se diseñaron las plantas a escala real para resolver los problemas que ocasionan el hierro y manganeso a los consumidores.



Figura 2. Planta potabilizadora móvil

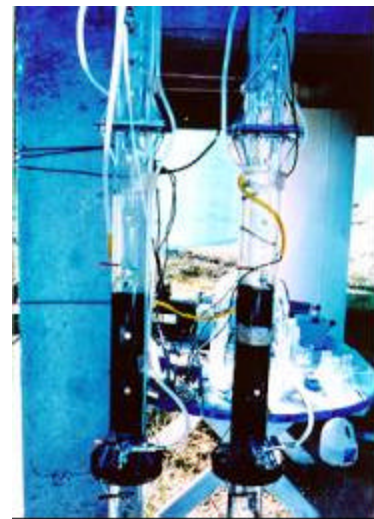


Figura 3. Columnas de acrílico

En este trabajo se presentan algunos de los resultados obtenidos en los estudios piloto, la transferencia de la tecnología y las eficiencias de las plantas que se encuentran actualmente operando.

Con los estudios en laboratorio y en campo se obtuvieron los principales parámetros de diseño para las plantas potabilizadoras a escala real, siendo básicamente los siguientes:

- Tiempo de contacto:** 2 a 3 minutos
- Tamaño de grano:** 0.5 a 1.5 mm
- Tasa (velocidad) de filtración:** 10 a 15 m³/m²h
- Aplicación de cloro:** entrada de las columnas
- Dosis de cloro:** demanda + 0.5 a 1.5 mg/L
- Tiempo de retención en el sedimentador:** 1 a 2 horas
- Tasa (velocidad) de retrolavado:** 90 m³/m²h.

La tecnología se ha transferido a la Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán, Sinaloa (JAPAC), a la Comisión Nacional del Agua (CNA) y a la Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Camargo, Chihuahua (JMAS).

La transferencia ha consistido en diseñar, asesorar, supervisar y evaluar la operación de las plantas, haciendo los ajustes necesarios en la operación.

El sistema de tratamiento consta básicamente de filtros columna de adsorción, un cárcamo de bombeo del agua tratada para enviar a distribución y para los retrolavados del filtro, un sedimentador para recuperar el agua de retrolavado y separar los lodos y un sistema de cloración, como se muestra en la *Figura 4*.

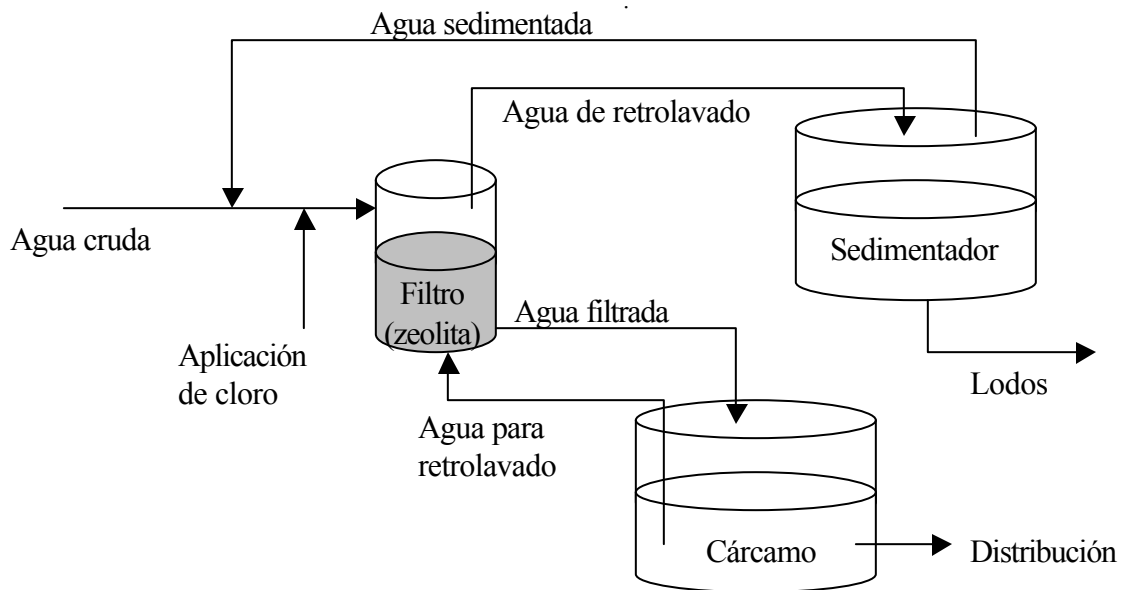


Figura 4. Sistema de tratamiento para remoción de Fe y Mn en agua para uso y consumo humano

Resultados

Estado de Sonora, México. Los primeros estudios piloto se realizaron en el agua que abastece la ciudad de *Guaymas, Sonora*, la cual presenta concentraciones promedio de manganeso de 0.5 mg/L. El sistema de abastecimiento consta de once pozos ubicados cerca de ciudad Obregón, Son. al margen del río Yaqui, y es transportada por una tubería de asbesto-cemento de 36 pulgadas de diámetro y 120 km de longitud (500 lps en 1995). Los pozos del río Yaqui presentan diferentes concentraciones de manganeso que van de 0.1 a 1.5 mg/L. Los problemas de coloración en el agua e incrustaciones en el sistema de distribución se manifiestan en mayor grado cuando hay interrupciones de energía eléctrica en los pozos, que al restablecerlos arrastran los precipitados acumulados a lo largo de la tubería llegando hasta las tomas domiciliarias. En este estudio se utilizaron las columnas de acrílico antes mencionadas (Piña, M. 1997).

El primer punto de prueba fue precisamente en uno de los pozos que aportan la mayor cantidad de manganeso al sistema y cuenta con un caudal de extracción de 100 lps (En 1995), el pozo No. 1 (Piña, M. 1997). La tasa de filtración (velocidad de filtración) varió de 13 a 15 m³/m²h, y como se observa en la *Figura 5*, al iniciar la aplicación de cloro se reduce la concentración de manganeso remanente en el efluente del filtro, hasta llegar a valores inferiores a los que establece la Norma Oficial Mexicana. La corrida de filtración fue de 54 horas y siempre se mantuvo una alta eficiencia en la remoción de manganeso. Las pérdidas de carga máximas en el filtro fueron de 36.5 cm, las cuales se reducen hasta 9.5 cm después de un retrolavado (Piña, M. 1997).

El segundo punto fue en la tubería de unión de todos los pozos (36”) “estación 100+340”. Se operó a tasas de filtración de 15 y 10 m³/m²h durante 52 horas, manteniendo siempre una concentración remanente de manganeso inferior al límite máximo permisible de Norma 127 como se muestra en la *Figura 6* (Piña, M. 1997).

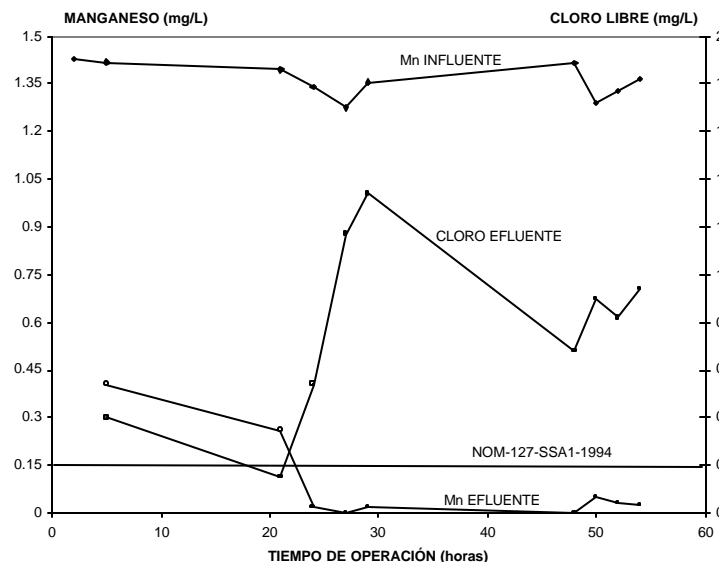


Figura 5. Remoción de manganeso y concentración de cloro en el efluente del filtro, en el pozo No. 1, Guaymas, Sonora.

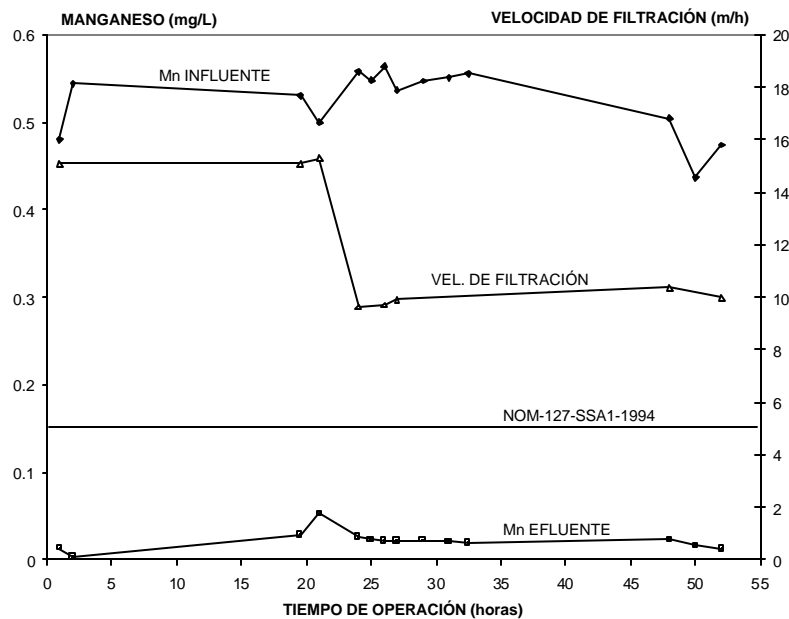


Figura 6. Remoción de Mn y velocidad de filtración en la tubería de unión de los pozos (estación 100+340), Guaymas, Sonora.

En Navojoa, Sonora se utilizó la planta potabilizadora móvil de un litro por segundo para realizar los estudios de remoción de hierro y manganeseo.

Durante la estancia en la Cd. de Navojoa, Sonora se analizó la calidad del agua de los 15 pozos con los que se abastece dicha Ciudad, que suman un caudal total de 767 lps.

En general la calidad del agua de los pozos es aceptable, exceptuando aquellos con alto contenido de Mn que sobrepasan los límites máximos permisibles por la NOM-127 que establece un máximo de 0.15 mg/L como son el caso de los pozos No. 2, 3, 13, 14, 17 y 18, y otros que presentan altas concentraciones de sólidos disueltos debida a su dureza, tal es el caso de los pozos No. 6, 12, 16 y San Ignacio que sobrepasan el límite máximo permisible de 500 mg/L de dureza expresada como CaCO₃ establecido por la NOM-127.

De los 15 pozos únicamente 6 pozos llegan al tanque de bombeo y cloración denominado “Dátil”, donde una vez clorado con gas cloro a una concentración aproximada de 1.5 mg/L de cloro libre residual se bombea al sistema de distribución que abastece la zona centro de la ciudad que es la mas densamente poblada (Piña, M. 1997).

Los pozos que abastecen el tanque “Dátil” son los pozos número 2, 3, 7, 12, 13 y 14; y el mayor aportador de Mn es el pozo No. 14, además de ser el que tiene un gasto mayor (120 lps), por tal motivo se decidió tratar el agua de dicho pozo colocando la planta móvil justo antes de la entrada al tanque y se hizo un “By pass” de la tubería de llegada del pozo 14, donde el agua tratada se descargó al mismo tanque (Piña, M. 1997).

Los 9 pozos restantes abastecen de manera individual a otras poblaciones aledañas al centro de la Ciudad, en tales pozos la cloración se efectúa en línea aplicando en la mayoría de los casos hipoclorito de sodio en solución directamente en la tubería de salida de cada pozo (Piña, M. 1997).

Uno de los pozos que se cloran en línea y con mayor problema de precipitaciones de Mn (1.3 mg/L) es el pozo 17, donde el organismo operador (OOMAPAS) tiene un mayor número de quejas del poblado que se abastece de dicho pozo por el aspecto del agua y los problemas que le ocasiona a la ropa (Piña, M. 1997).

La planta operó durante 267 horas continuas y en las primeras 69 horas se aplicaron gases oxidantes generados en una celda electrolítica que utiliza sosa (NaOH) y sal común (NaCl), en el tiempo restante se aplicó hipoclorito de sodio (NaOCl) empleando una bomba dosificadora (Piña, M. 1997).

Con la finalidad de evaluar la velocidad máxima de filtración que soporta el sistema, se fue aumentado gradualmente dicha velocidad hasta alcanzar los 25.3 m/h con una concentración promedio de cloro libre residual igual a 2.57 y 1.51 mg/L en el efluente e influente respectivamente, manteniendo siempre una alta eficiencia en la remoción de manganeso, como se aprecia en la *Figura 7* (Piña, M. 1997).

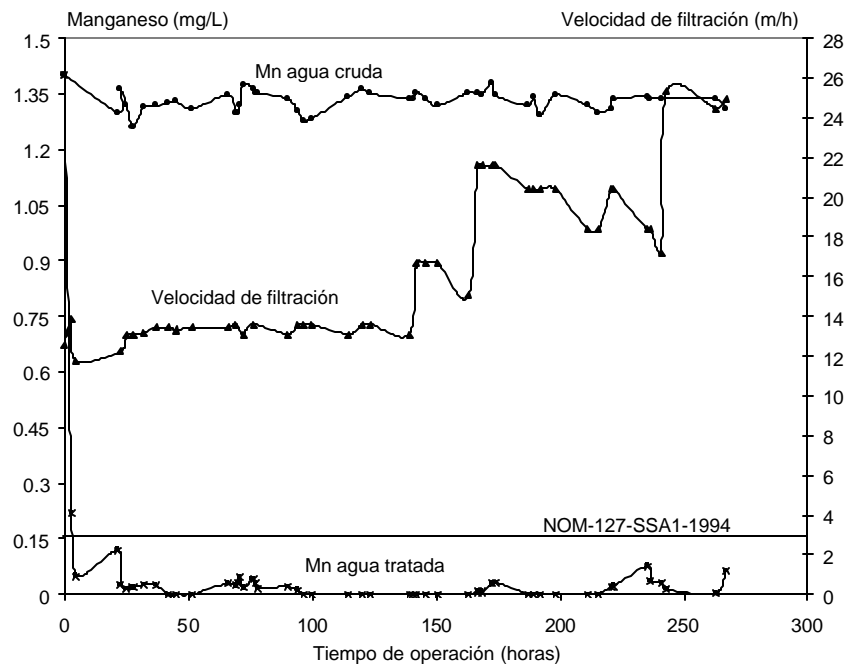


Figura 7. Remoción de manganeso y velocidad de filtración en el pozo No. 14, Navojoa, Sonora

Estado de Veracruz, México. En Veracruz, Ver. al igual que en Navojoa, Son., se utilizó la planta potabilizadora móvil de un litro por segundo y se realizaron en el pozo denominado “El Vergel”, cuya concentración de manganeso varía de 0.39 a 0.54 mg/L. La concentración de hierro en determinadas horas del día excede ligeramente el límite máximo permisible de 0.3 mg/L establecido por la Norma 127.

Como se aprecia en la *Figura 8*, durante el periodo de pruebas siempre se mantuvo al hierro y manganeso remanentes dentro de los límites que establece la Norma 127. El gasto fue de 1 a 1.1 lps (tasa de 18-20 m/h).

Estado de Chihuahua, México. En el estado de Chihuahua, las pruebas se realizaron en la ciudad de Camargo, a petición de la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS) y de la presidencia municipal de la misma entidad.

Se utilizó la planta potabilizadora móvil (*Figura 2*) y se trató el agua proveniente de las dos fuentes principales de abastecimiento de dicha ciudad, ambas son galerías filtrantes que se abastecen del río “Conchos”, una conocida como “Las Cuatas” y la otra “La Herradura”.

Galería filtrante “Las Cuatas”.- La planta piloto operó durante 69 horas continuas tratando un caudal de 1.17 lps y removiendo el 96.27% de manganeso. El agua cruda ingresaba con una concentración promedio de manganeso de 0.531 mg/L y se obtuvo una concentración promedio en el agua tratada de 0.023 mg/L, dicha concentración representa un

valor 6.6 veces inferior al límite máximo permisible que establece la NOM-127-SSA1-1994 de agua para uso y consumo humano, la cual fija su concentración en 0.15 mg/L.

La remoción del manganeso varió de 99.8 a 89.1% (96.27% en promedio) como se muestra en la *Figura 9*.

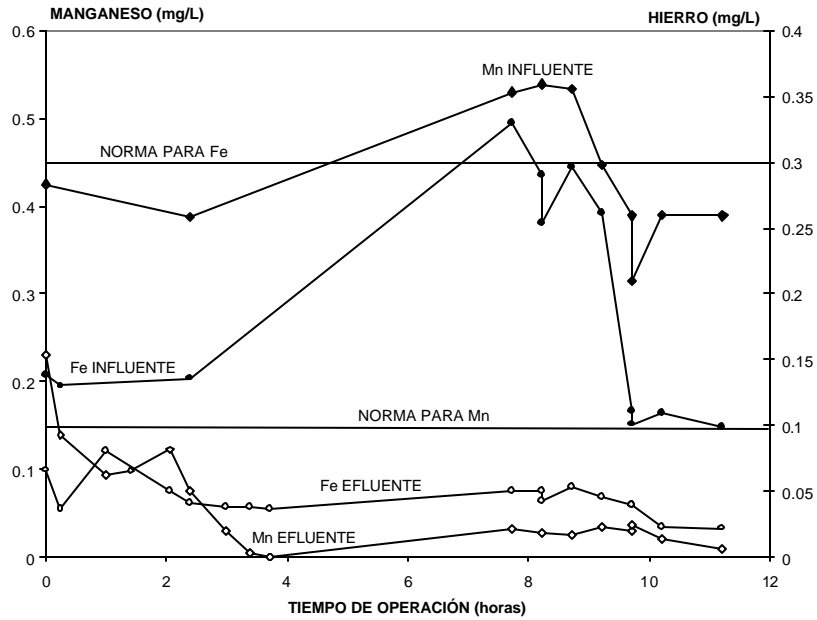


Figura 8. Remoción de Fe y Mn en Veracruz, Veracruz

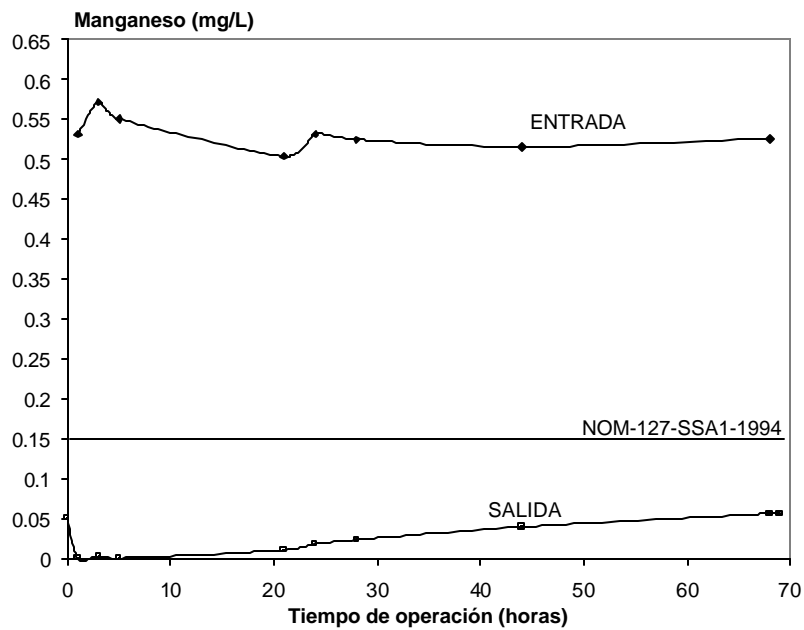


Figura 9. Remoción de Mn en la galería “Las Cuatas”.

A pesar de que la concentración de hierro en el agua cruda presenta valores muy inferiores (0.024 mg/L en promedio) al límite máximo que establece la NOM-127-SSA1-1994, en el agua tratada se obtuvieron concentraciones residuales promedio de 0.007 mg/L, representado esto el 72.41% de remoción como se aprecia en la Figura 10.

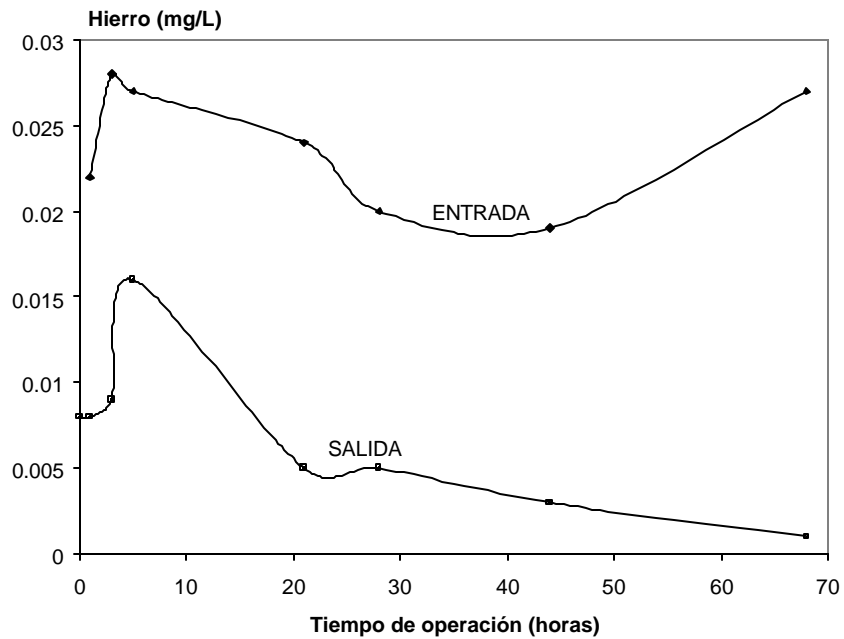


Figura 10. Remoción de Fe en la galería “Las Cuatas”

Galería filtrante “La Herradura”. La planta piloto en este sitio operó durante 47 horas continuas. Se trató un caudal de un lps, removiendo el 94.17% de manganeso, es decir, el agua cruda ingresaba con una concentración promedio de manganeso de 0.84 mg/L y se obtuvo una concentración promedio en el agua tratada de 0.041 mg/L, dicha concentración representa un valor 3.7 veces inferior al límite máximo permisible que establece la NOM-127-SSA1-1997 de agua para uso y consumo humano (Figura 11).

En el agua cruda la concentración promedio de hierro fue de 0.1 mg/L y en el agua tratada se obtuvieron concentraciones residuales promedio de 0.027 mg/L, representado esto el 72.56% de remoción (Figura 12).

Posterior a estas pruebas, se diseñó una planta potabilizadora cuya construcción se realizará en dos etapas. La primer etapa estará constituida por seis filtros cilíndricos en acero de 1.55 metros de altura útil por 1.8 metros de diámetro, los cuales operarán a presión y están constituidos por 45 toberas en el fondo, las cuales se distribuyen a través de 15 tubos de 2” de diámetro.

La parte superior de los filtros cuenta con 16 tubos de 2” para la distribución del agua de entrada. Tanto las toberas del fondo como los tubos de distribución están calculados para un gasto de agua de retrolavado de 65 lps (velocidad de 90 m/h).

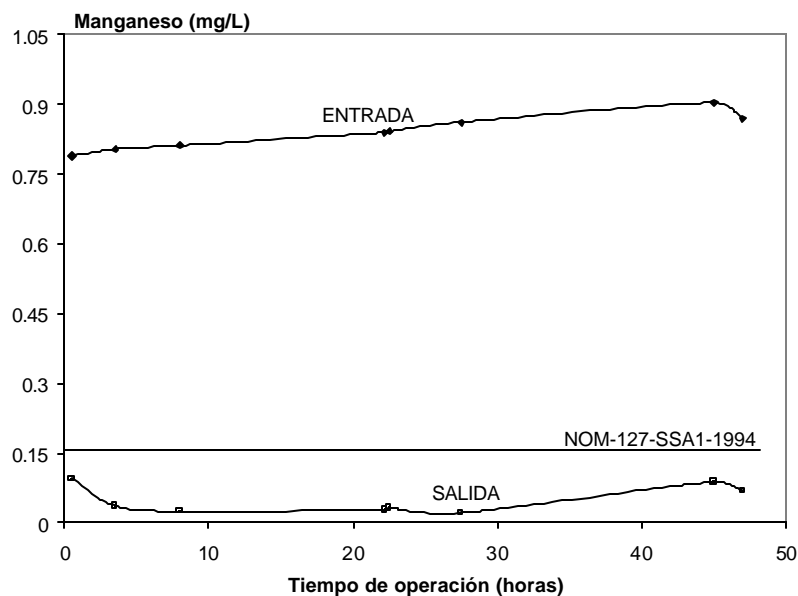


Figura 11. Remoción de Mn en la galería “La Herradura”.

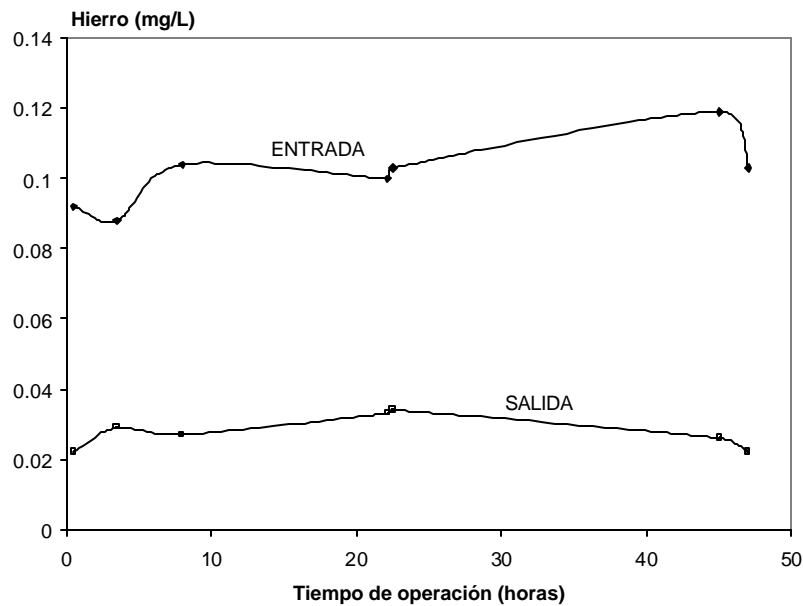


Figura 12. Remoción de Fe en la galería “La Herradura”.

Se diseñó un cárcamo de bombeo de aproximadamente 500 m³ y un sedimentador circular con una capacidad de 39 m³, esto con la finalidad de soportar 65 lps durante un tiempo máximo de 10 minutos. Cada filtro cuenta con válvulas para el control del agua filtrada y el agua de retrolavado. Los seis filtros se diseñaron para tratar un caudal de 60 lps, es decir, a una tasa de filtración de 14 m³/m²h.

La segunda etapa será incrementar el número de filtros hasta 10 para tratar un caudal de 100 lps y conservar las velocidades de filtración recomendadas.

Culiacán, Sinaloa México. Después de una etapa de pruebas, se diseñaron tres plantas potabilizadoras para remoción de hierro (Fe) y manganeso (Mn) en la ciudad de Culiacán, Sinaloa. La primer planta se construyó en la zona denominada “La Platanera” (Figura 13), Sindicatura de Villa Adolfo López Mateos en Culiacán y trata el caudal de un pozo de 40 lps, cuyas concentraciones de manganeso se encuentran en un rango de 0.4 a 0.5 mg/L.



Figura 13. Planta potabilizadora “La Platanera”.

Dicha planta inició su operación en abril del año 2000, manteniendo hasta el momento, eficiencias promedio de remoción de manganeso del 97%, es decir, se obtienen concentraciones máximas de manganeso residual diez veces inferior al límite máximo establecido en la NOM-127-SSA1-1994 (Figura 14).

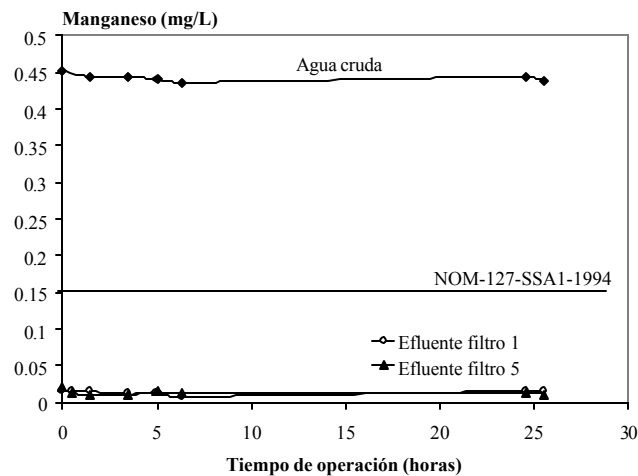


Figura 14. Remoción de Mn de los filtros 1 y 5 de la planta potabilizadora “La Platanera”.

La segunda planta denominada “Campaña II” (Figura 15) actualmente se encuentra tratando un caudal de 55 lps del agua proveniente de dos pozos, en cuya mezcla la concentración de manganeso es de 1.5 mg/L, de los cuales remueve el 98% de manganeso, es decir, se obtienen 0.03 mgMn/L como se aprecia en la Figura 16.



Figura 15. Filtros (izquierda), sedimentador, bombas y cuarto de cloración (derecha) de la planta potabilizadora “Campaña II”.

Una tercera planta (“Humaya”) se encuentra diseñada para tratar un caudal de agua de 225 lps proveniente de una batería de nueve pozos situados en la orilla del río Humaya.

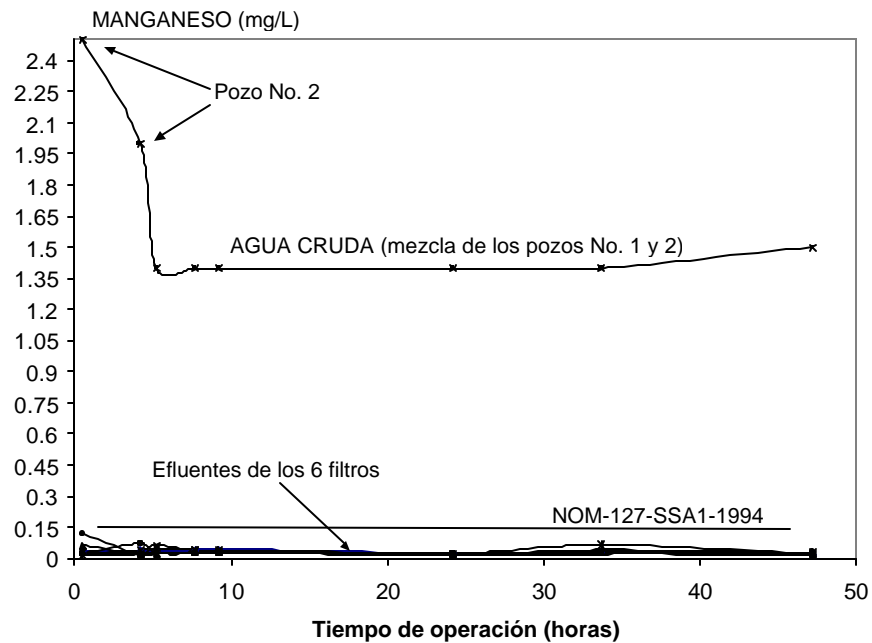


Figura 16. Remoción de manganeso en la planta “Campiña II”.

Texcoco, Estado de México. Al igual que algunos de los casos analizados anteriormente, después de un periodo de pruebas se decidió diseñar y construir una planta potabilizadora que tratará un caudal de 630 lps, como se menciona en la introducción del presente documento (Figura 17).



Figura 17. Planta para remoción de Fe y Mn del ramal Peñón-Texcoco.

La planta potabilizadora del “Ramal Peñón-Texcoco”, cuenta con un sistema de retrolavado de los filtros basado en aire y agua, cuenta además, con un sedimentador cuyo volumen funcional es de 276.75 m³, de geometría circular, con un diámetro de 12 m. El agua clarificada se bombea desde el sedimentador a la línea de agua cruda y los lodos se evacúan por bombeo a unos filtros prensa.

El sistema de abastecimiento “Ramal Peñón-Texcoco” lo constituyen 15 pozos profundos conectados a una línea de conducción que suministra agua potable a la zona norte de Ciudad Nezahualcoyotl, Edo. de México. Siete de los pozos se encuentran en plataformas dentro del lago Nabor Carrillo y ocho en los camellones de la autopista México-Texcoco, el caudal de cada pozo oscila entre 60 y 100 lps.

De los 15 pozos normalmente funcionan 11, en forma alternada, suministrando actualmente 630 lps. La capacidad de todos los pozos es mayor de 1000 lps.

La concentración de manganeso en todos los pozos se encuentra por arriba de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 para agua potable, con variaciones que van de 0.16 a 4.61 mg/L, originando una mezcla cuyas concentraciones son de 0.22 mg/L de hierro y 1.52 mg/L de manganeso respectivamente, sobrepasando el límite máximo permisible establecido para el manganeso.

Durante el último año la planta ha operado de manera intermitente, se han realizado a la fecha varios intentos de arranque, y hasta el momento no se ha establecido una operación continua, los motivos son principalmente la falta de la línea nueva de conducción, que hoy en día ya está terminada, solo que el organismo operador ODAPAS por el momento no tiene la capacidad de rebombeo.

Durante el penúltimo arranque, la planta operó por un periodo mayor de 24 horas, de las 15:40 horas del 3 de octubre de 2002 hasta las 20:00 horas del día 4 del mismo mes, durante tal periodo se monitoreó la concentración principalmente de manganeso en el influente y efluente de la planta y se obtuvieron remociones promedio del 97.5% como se observa en la *Figura 18*.

De igual manera se monitoreó la concentración de cloro en el agua cruda y tratada, que presentaron bajas concentraciones de residual en el agua tratada, dando como consecuencia bajas eficiencias en algunos momentos durante la operación, como se aprecia en el punto de las 17.3 horas (*Figura 18*).

Se tomó una muestra de Fe a las 24.4 horas de operación, dando como resultado una remoción del 95.23%, es decir, el agua cruda ingresó con una concentración de 0.063 mg/L y se obtuvo en el agua tratada una concentración 0.003 mg/L.

Se tuvieron problemas con la dosificación de cloro, de ahí la irregularidad en la eficiencia del proceso, aunado a esto, se variaron los flujos en la planta, pero a pesar de todo, se demostró la alta eficiencia del proceso.

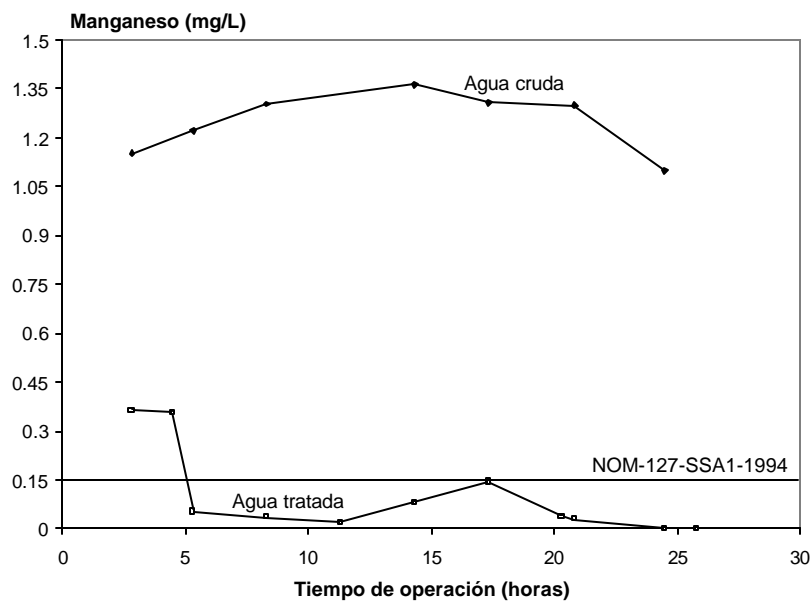


Figura 18. Remoción de Mn en la planta del ramal Peñón-Texcoco, Edo. de México.

Conclusiones

Con los resultados obtenidos en todas las pruebas se comprueba la alta eficiencia de la tecnología desarrollada por el IMTA para la remoción de hierro y manganeso disueltos, las concentraciones obtenidas en el agua tratada cumple con los límites máximos permisibles que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.*

Para garantizar la adecuada regeneración del medio de contacto (zeolita) se debe aplicar una cantidad de cloro tal que garantice un residual de cloro libre en el efluente de los filtros de 0.5 a 1.5 mg/L. Cumpliendo con este requisito, no es necesaria una desinfección adicional en el sistema, por lo que se asegura una adecuada calidad bacteriológica como lo establece la misma Norma.

Debido a que el proceso se regenera en línea sin la necesidad de interrumpirlo, se obtienen largas carreras de operación sin afectar la calidad del efluente, garantizando un agua libre de Fe y Mn.

Los retrolavados que se le aplican a los filtros tienen la finalidad de evitar la colmatación de medio al desprender una parte importante de los óxidos formados en la superficie de la zeolita, y su frecuencia va a depender de la concentración del Fe y Mn en el agua cruda.

Al no retrolavar los filtros se reduce el área de contacto del medio filtrante propiciando una disminución de los sitios de adsorción, originando con esto una disminución en su eficiencia.

La aplicación de esta tecnología a escala real por la JAPAC y la CNA demuestra la efectividad de la misma y crea una excelente alternativa para otros organismos operadores de agua con problemas de contaminación de hierro y manganeso.

“La Platanera” resuelve un problema de más de diez años en villa Adolfo López Mateos, Culiacán.

Es un tratamiento no convencional de alta eficiencia, el sorbente es selectivo de los iones Fe(II) y Mn(II), es decir, que no existe interferencia con otros cationes, es de bajo costo en operación y mantenimiento, no genera pérdidas de carga por un sistema de adsorción y existe una alta disponibilidad de zeolita en el País.

El acondicionamiento inicial se lleva a cabo *in-situ*, sin la necesidad de aplicar otras sustancias químicas. Las eficiencias promedio de remoción del manganeso son del 97%.

Bibliografía

- AMIRTHARAJAH, A. AND CLEASBY, JOHN L (1972). “Predicting Expansion of Filters During Backwash”, *Journal AWWA, Water Technology/Quality*.
- FLORES, O., L. MANUEL Y PIÑA, S., MARTÍN (1998). “Manual de evaluación de plantas potabilizadoras”; Cap. “Filtración”. IMTA, CNA, *Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, Subcoordinación de Potabilización*.
- PIÑA, S., MARTÍN. (1997) “Remoción de manganeso disuelto mediante zeolitas naturales recubiertas con óxidos de manganeso; caso de estudio”, *Tesis de grado de Maestro en Ingeniería Ambiental, UNAM, Facultad de Ingeniería*.
- PIÑA, S., MARTÍN. (1997) “Remoción de hierro y manganeso en Navojoa, Sonora”, *Informe interno de la Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, Subcoordinación de Potabilización, IMTA*.
- PIÑA, S., MARTÍN., RIVERA, H., MARÍA DE LOURDES (2000) “Transferencia de tecnología para la remoción de hierro y manganeso a la Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán, Sinaloa (JAPAC)”, *Informe interno de la Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, Subcoordinación de Potabilización, IMTA*.
- PIÑA, S., MARTÍN., RAMÍREZ, G., ANTONIO (2001) “Remoción de hierro y manganeso en fuentes de agua para abastecimiento público, en Camargo, Chihuahua” *Informe interno de la Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, Subcoordinación de Potabilización, IMTA*.
- PROYECTO EJECUTIVO de la planta de remoción de manganeso del ramal Peñón-Textcoco, Estado de México” (1997). Convenio: GRAVAMEX-IMTA, V2; *Informe Final*, Vol. II, Tomo 5, Memoria de Cálculo.
- SOMMERRFELD, ELMER O. (1999) “Iron and Manganese Removal Handbook”, *American Water Works Association*.

Capítulo 5

PLANTA POTABILIZADORA PARA COMUNIDADES RURALES: OPTIMIZACIÓN DE LA COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

Resumen

El suministro de agua con características adecuadas para consumo humano, es un problema al que no se le ha encontrado una solución total en México; especialmente en las comunidades rurales pequeñas, donde además la población se encuentra dispersa y en muchas ocasiones también carece de suministro de energía eléctrica. Una alternativa de solución consiste en almacenar el agua de escurrimientos de lluvia en estanques artificiales y posteriormente darle un tratamiento. El objetivo de este trabajo fue establecer la condición óptima de operación para el proceso de coagulación-floculación de una planta piloto compacta de potabilización de agua de lluvia, almacenada en un bordo, desarrollada para pequeñas comunidades rurales, que funciona con energía hidráulica.

En principio se determinó la variabilidad en las características que durante un año presentó el agua recogida y almacenada en el bordo. Se sometió también a estudio para definir a través de pruebas de jarras el efecto que sobre el proceso de coagulación-floculación tienen los factores: tipo de coagulante, dosis, sustancias ayuda de coagulación y floculación, pH y temperatura. Se evaluaron dos sales metálicas comunes, el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, así como coagulantes orgánicos tanto industrializados como obtenidos a “nivel laboratorio”. Entre los comerciales se encontraron una amina clorada policuaternaria, el polihidroxiclورو de aluminio y la quitosana, los otros fueron almidón de papa y goma de nopal. Las dosis exploradas se encontraron entre 2 y 580×10^{-5} mol/L para los coagulantes metálicos y entre 0.5 mg/L y 1.34 g/L para los orgánicos. Las ayudas de coagulación-floculación fueron un floculador catiónico y un aniónico comerciales, almidón goma de nopal, quitosana y una zeolita. Los valores de pH ensayados se encontraron entre 3.5 y 8.5 y las temperaturas entre 3.5°C y 25°C. Luego se realizaron corridas en el sitio de la planta ajustando las dosis y modificando un poco la configuración del sistema. Una vez hechos los ajustes, se realizaron corridas con la finalidad de verificar la calidad del agua producida. Se obtuvo agua que cumple con los requisitos de potabilidad con un costo de \$0.15/m³.

Palabras Clave. Potabilización, coagulación-floculación,

Introducción

Según datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Eugene, 1986), en América Latina los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua son muy deficientes: sólo uno de cada cinco pobladores tiene acceso al abastecimiento de agua segura, lo que conduce a problemas serios de salud, principalmente en comunidades rurales. Para México, se reporta (INEGI, 1995) que el 84% de la población cuenta con el servicio de agua entubada, sin embargo, de la población rural que consta de 25.2 millones de habitantes, 9.9 millones carecen del servicio. Por otro lado, existen algunas entidades federativas que no llegan ni al 60% de cobertura del servicio, como Chiapas (51.4%), Guerrero (53.2%), Oaxaca (51.3%), Tabasco (56.7%) y Veracruz (56.5%). Por otra parte, cerca de 1 millón de habitantes son los que carecen de servicio de energía eléctrica y agua potable; esta población se localiza concentrada en comunidades con menos de 250 habitantes.

En la zona rural, el uso que recibe el agua depende de la cantidad de la misma en las fuentes disponibles de la zona. En las comunidades que no cuentan con el servicio tecnificado, el agua se emplea para beber, cocinar, aseo personal, lavado de ropa y trastos, así como para animales domésticos. En promedio, en estas comunidades se consumen entre 5 y 10 L para tomar y cocinar, y entre 30 y 50 para aseo personal, lavado de trastos y ropa (Medrano y Huacuz, 1999). El agua que se consume en comunidades que no cuentan con el servicio de suministro, a menudo es de calidad desconocida y muy probablemente deficiente.

En México, los efectos que causa el agua contaminada sobre la salud de la población es grave, se han reportado algunos tipos de enfermedades relacionadas con el consumo de agua que no cumple con los parámetros de calidad para consumo humano, como son cólera, disentería, fiebre tifoidea, hepatitis viral A, rotavirus, fiebre amarilla, diarreas infantiles, salmonelosis, absceso hepático amibiano y amibiasis intestinal. De acuerdo con las estadísticas que reporta la Secretaría de Salud, entre las cinco principales causas de muerte en el país se incluyen las infecciones gastrointestinales en menores de cinco años, en todas las entidades federativas (RIER-CYTED, 1999).

El diseño de instalaciones para el abasto de agua para comunidades rurales de países en desarrollo debe basarse en la aplicación de la tecnología adecuada a sus condiciones y necesidades (Schulz y Okun, 1990). Este criterio cobra importancia primordial al trabajar en comunidades rurales donde la población no rebasa los 250 habitantes, quienes, por lo general, se encuentran muy dispersos, y carecen de medios económicos para pagar el costo de sistemas tecnificados.

El Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) participó en el proyecto “Agua limpia con energía limpia. Provisión de agua en regiones remotas con suministro de energía solar descentralizado”, auspiciado por la Comisión Europea, en el cual se proponen opciones de suministro de agua potable para comunidades rurales con poblaciones menores a 250 habitantes. El modelo de planta que desarrolló el CIRA consiste en un tren que comprende los procesos de coagulación-floculación, sedimentación, filtración y desinfección, para el tratamiento del agua de lluvia colectada en un bordo o *jagüey* (Díaz *et al*, 2000), siendo una característica importante que no requiere de energía eléctrica para su funcionamiento.

Sin duda, el uso de agentes químicos ocasiona que, de los procesos mencionados para la potabilización, el de coagulación-floculación represente el gasto de operación más relevante. Para que el diseño resulte apropiado es necesario encontrar las condiciones óptimas de operación del proceso, como son: los agentes de coagulación-floculación y los ayudantes de floculación más convenientes aplicados en dosis adecuadas; el pH; los sistemas de mezclado rápido y; para lograr una floculación eficiente, la evaluación de posibles opciones de agentes de coagulación naturales de bajo costo y disponibles en la región. De la revisión bibliográfica realizada, se encontraron datos de características para algunos ríos y lagos empleados como suministro, pero no para bordos, que pudieran servir como referencia.

El objetivo de este trabajo fue establecer la condición óptima de operación para el proceso de coagulación-floculación de una planta piloto compacta de potabilización de agua de lluvia (almacenada en un bordo) desarrollada para pequeñas comunidades rurales.

Metodología

En principio se determinó la variabilidad en las características que durante un año presentó el agua recogida y almacenada en el bordo, se colectaron manualmente las muestras en garrafones de plástico de 20 litros para los análisis fisicoquímicos y en frascos de vidrio con tapón esmerilado de 0.250 L previamente esterilizados, en el caso de los análisis bacteriológicos. Los parámetros determinados fueron: temperatura del agua en el sitio de muestreo, potencial de hidrógeno (pH), alcalinidad, sólidos totales y disueltos, cuenta estándar de microorganismos (bacterias vivas heterótrofas), número más probable de coliformes totales y fecales (NMP), demanda química de oxígeno (DQO), conductividad, turbidez, color, dureza, nitratos, nitritos, fosfatos y demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Los análisis de caracterización se realizaron con los métodos estandarizados de acuerdo con lo establecido por el “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater” (APHA, AWWA, WPCF, 1992) y las Normas Oficiales Mexicanas (DOF, 1980, 1981, 1982, 1984, 1986, 1987, 1994), que se fundamentan en forma general en los primeros. Las técnicas de análisis se realizaron a más tardar 10 horas después de la recolección de la muestra; al sobrepasar el límite de tiempo antes mencionado, fue necesario emplear el método de conservación, según las recomendaciones específicas para cada caso, por ejemplo refrigeración o acidificación. Las determinaciones de los 10 primeros parámetros se realizaron semanalmente, las últimas en forma quincenal.

Se sometió también a estudio para definir a través de pruebas de jarras convencionales el efecto que sobre el proceso de coagulación-floculación tienen los factores: Características iniciales del agua, tipo de coagulantes, dosis, sustancias ayuda de coagulación y floculación. Se evaluaron dos sales metálicas comunes, el sulfato de aluminio, el cloruro férrico, así como coagulantes orgánicos tanto industrializados como obtenidos a “nivel laboratorio”. El estudio se realizó considerando el pH natural del agua, sin alterarlo, salvo con la adición del coagulante probado. Entre los primeros se encontraron una amina clorada policuaternaria, el polihidroxicloriguro de aluminio y la quitosana, los últimos fueron almidón de papa y goma de nopal. Las dosis exploradas se encontraron entre 2 y 580×10^{-5} mol/L para los coagulantes metálicos y entre 0.5 mg/L y 1.34 g/L para los orgánicos. Para determinar el efecto del pH, primero se ajustó este parámetro al valor correspondiente en intervalos que fluctuaron entre 3.5 y 8.5, empleando soluciones de ácido clorhídrico o hidróxido de sodio, según fue necesario. El efecto de la temperatura se determinó manteniendo las jarras dentro de un baño con agua y hielo para obtener la temperatura requerida constante. Luego se realizaron corridas en el sitio de la planta, en principio bajo las condiciones comunes de operación, identificando posibles modificaciones. Posteriormente se realizaron las modificaciones correspondientes en la configuración del sistema, ajustando las dosis a valores menores. La eficiencia del tren de tratamiento se evaluó a través de las características obtenidas para el agua tratada.

Resultados

El seguimiento de la calidad del agua colectada en el bordo “Tres Barrancas” mostró, como se esperaba, una gran variabilidad durante el período de estudio. En el lapso comprendido del mes de febrero a diciembre del año de 1999, los valores máximos, mínimos, medios, su variación como desviación típica y coeficiente de variación (relación en porcentaje entre la desviación típica y la media respectiva), pueden observarse en la *Tabla 1*.

Debido a que la influencia de la temperatura, pH, Turbiedad, color, alcalinidad y DQO es de gran importancia sobre la coagulación-floculación, estos parámetros fueron determinados también durante el año 2000 y hasta marzo del 2001M; los resultados se muestran en la *Tabla 2*.

Tabla 1. Características del agua almacenada en el Bordo del ejido “Tres Barrancas”, año 1999.

PARÁMETRO	VALOR MÁXIMO	VALOR MÍNIMO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	% C.V.
T(°C)	19	13	17	1.6	10
pH	6.8	5.6	6.4	0.2	3
Conductividad (mS)	437	101	181	96.4	53
Turbiedad (FTU)	2600	140	779	685.7	88
Color (UPtCo)	9800	580	3350	2416.5	72
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	183	0	54	36.7	68
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	204	41	92	51.9	56
SDT (mg/L)	1620	4	658	570.9	87
SST (mg/L)	2792	658	252	378.6	150
Cuenta Estándar (UFC/mL)	15.6x10 ³	2.5x10 ³	29.9x10 ³	36.2x10 ³	121
Coliformes Totales (NMP/ 100mL)	110x10 ³	36	9.6x10 ³	26.6x10 ³	277
Coliformes Fecales (NMP/ 100mL)	4.3x10 ³	<30	818	1.1x10 ³	130
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	6.1	1.3	3.4	1.2	37
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	146.2	15.4	68.5	33.8	49
Nitratos (mg/L N-NO ₃)	4.6	0.2	2.0	1.2	60
Nitritos (mg/L N-NO ₂)	0.121	0.001	0.031	0.036	118
Fosfatos (mg de Fósforo/L)	0.046	no detectable	0.027	0.013	48

Tabla 2. Características del agua almacenada en el Bordo del ejido “Tres Barrancas”, evaluadas durante el año 2000 hasta marzo del 2001

PARÁMETRO	VALOR MÁXIMO	VALOR MÍNIMO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	% C.V.
T°C	19	12	15.3	2.8	18
pH	6.99	5.96	6.62	0.27	4
Turbiedad	440	125	207	92.8	45
Color UPtCo	2410	630	1136	519.9	46
Alcalinidad mg CaCO ₃ /L	85.75	2.8	97.06	19.84	20
DQO mg/L	116.56	26	60.22	28.91	48

Entre los parámetros de mayor importancia se encontraron la turbidez y el color (*Figura 1a*), relacionados con los sólidos suspendidos. Es importante notar que además de la variación estacional se presenta una variabilidad muy importante que puede atribuirse a un proceso de estabilización del cuerpo de agua; al inicio del estudio se observan valores muy altos que inclusive en ese año disminuyen considerablemente. La cantidad de microorganismos (*Figura 1b*) tanto coliformes como termófilos saprófitos se presentan en un número muy elevado durante el período de mayo a septiembre de 2000. Aquí un factor que contribuyó a la disminución posterior de la cuenta microbiana fue la instalación de una malla ciclónica alrededor del bordo para evitar que los animales bajaran y contaminaran el agua con sus desechos.

El pH mostró variabilidad baja de tal forma que para fines prácticos puede ignorarse, la temperatura modificó su valor en un intervalo pequeño, de acuerdo con la estación (*Figura 1c*).

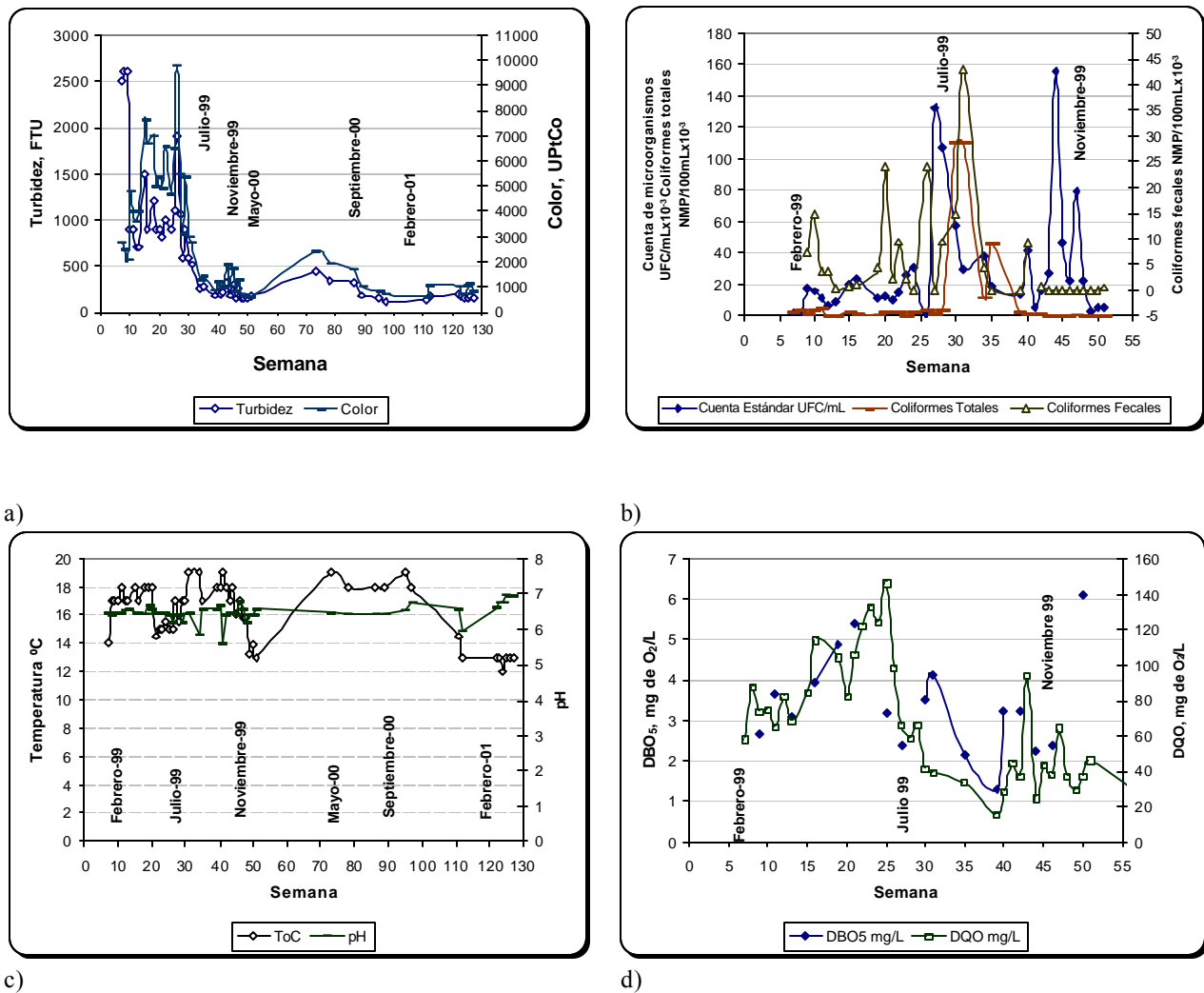


Figura 1. Variación de la turbidez, color, temperatura, pH, parámetros microbiológicos, DBO y DQO para el agua almacenada en el bordo del ejido “Tres Barrancas”.

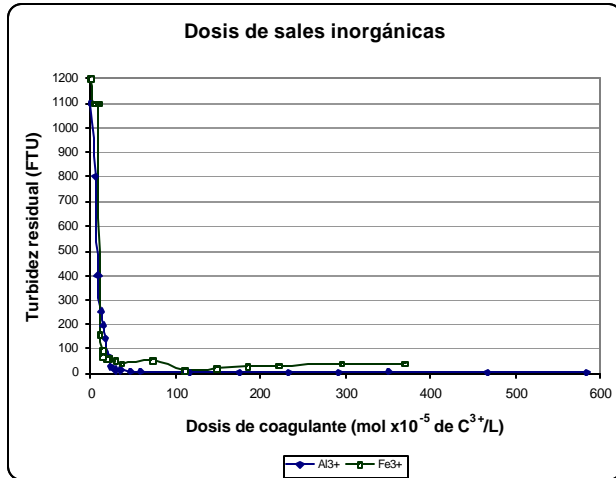
Las demandas bioquímica y química de oxígeno (Figura 1d) presentaron un patrón de variación en el tiempo que fue semejante, siendo la relación entre estos parámetros alrededor de veinte veces mayor para la DQO respecto a la DBO₅, lo que podría ser un indicativo de que una parte considerable de la materia oxidable en el agua es de naturaleza no biodegradable.

La respuesta a la variación de dosis del coagulante adicionado al agua se analizó también a las condiciones de turbidez inicial variable dadas en el bordo, Las Figuras 2a y 2b muestran que los perfiles de eliminación de turbidez tienen cierta similitud de comportamiento al suministrar sulfato de aluminio y cloruro férrico para valores de turbidez inicial de 2100 y 2200 respectivamente, sin embargo para el cloruro férrico se observa cierta reestabilización del floc con dosis superiores a 110×10^{-5} mol/L, siendo mayor la cantidad de cloruro férrico necesaria para alcanzar valores semejantes de turbidez residual. Para una turbidez inicial de 500 FTU (Figura 2c) la disminución en la turbidez residual presentada por el sulfato férrico es brusca al acercarse a la dosis óptima, mientras que para el sulfato de aluminio es paulatina, prevalece la necesidad de dosis más altas de la sal de hierro.

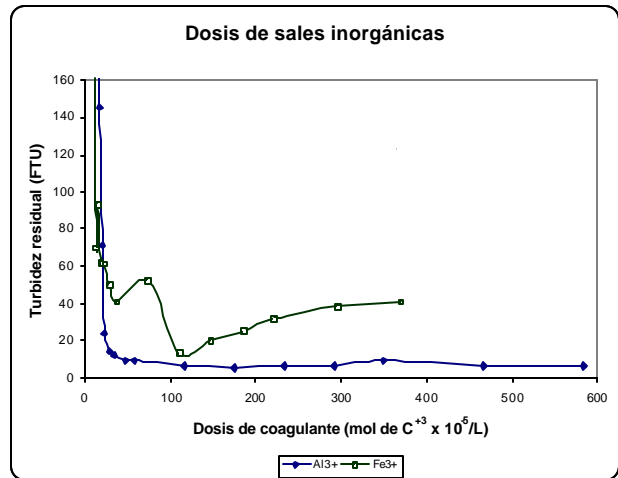
Al trabajar con una turbidez inicial de 390 FTU (Figura 2d) se acentúa el descenso súbito en la turbidez con el aumento de cloruro férrico en la proximidad de la dosis óptima de coagulante. Para valores de turbidez inicial entre 100 y 200

FTU, los perfiles de eliminación presentan comportamientos semejantes a los de las sales metálicas, como se observa en la *Figura 2e*.

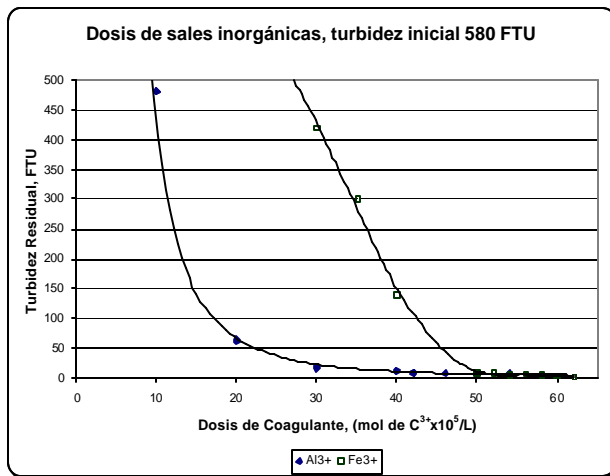
De las pruebas de jarras se encontraron dos intervalos para las dosis óptimas: para agua con turbidez inicial comprendida entre 400 y 1200 FTU, se encontró un intervalo entre 40 y 50 $\times 10^{-5}$ mol/L de alumbre y de 50 y 60 $\times 10^{-5}$ mol/L en el caso del cloruro férrico; mientras que para el agua que presenta valores de turbidez inicial comprendidos entre 100 y 390 FTU se requirieron entre 10 y 20 $\times 10^{-5}$ mol/L de alumbre y entre 20 y 30 $\times 10^{-5}$ mol/L de cloruro férrico. En general las dosis necesarias de cloruro férrico fueron superiores con respecto a las de sulfato de aluminio. En la *Figura 2f* se observan las gráficas que resumen este comportamiento.



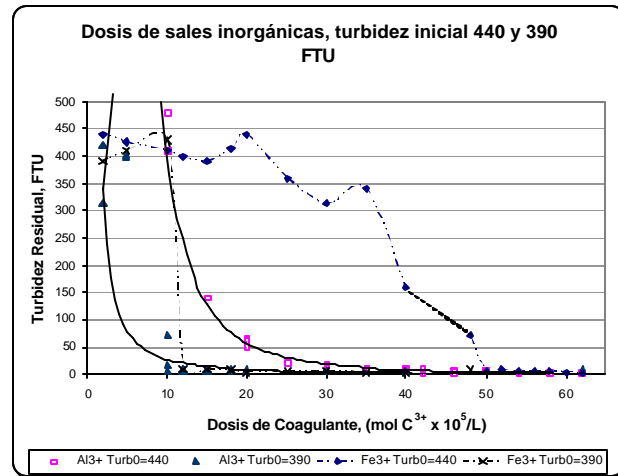
a)



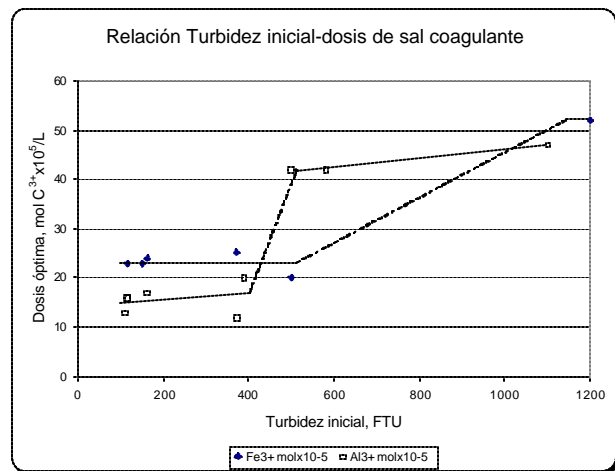
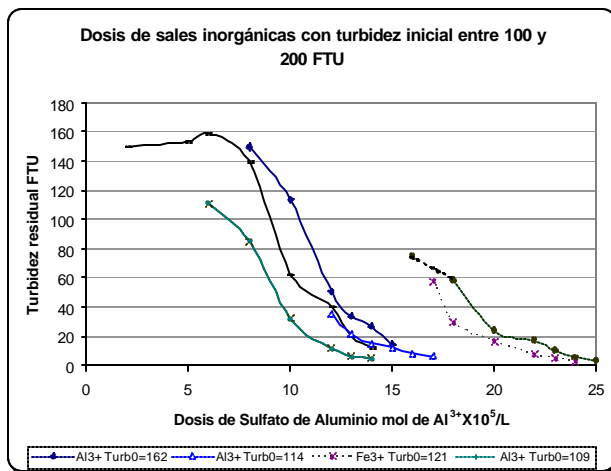
b)



c)



d)



e)

f)

Figura 2. Turbidez residual obtenida con las pruebas de Jarras para sales metálicas.

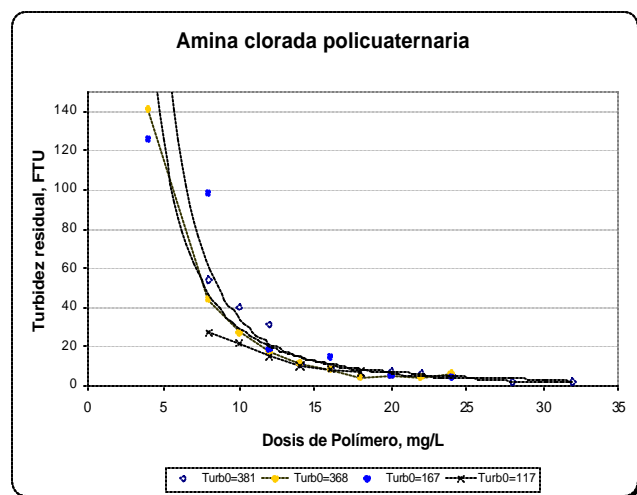
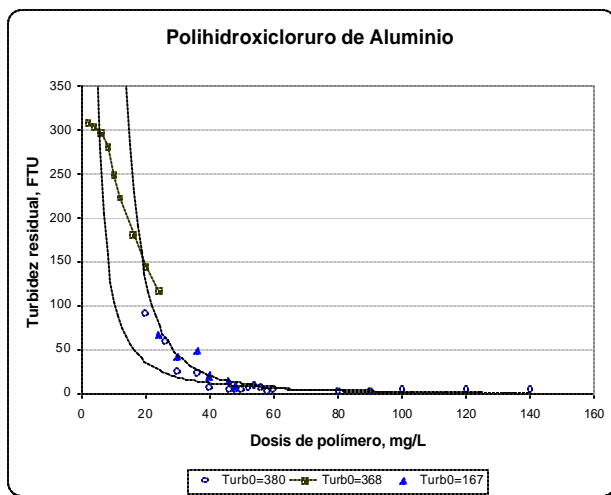


Figura 3. Variación de la turbidez residual obtenida con la aplicación de coagulantes comerciales.

Los polímeros comerciales presentaron un comportamiento similar al del sulfato de aluminio con niveles bajos de turbidez inicial (*Figura 3*). Esto es una disminución de la turbidez residual con el aumento en la dosis suministrada de coagulante que tiende a un comportamiento asintótico, con dosis óptimas entre 40 y 48 mg/L para el polihidroxiclورو de aluminio y de 16 mg/L para la amina clorada policuaternaria, con valores de turbidez inicial del agua entre 117 y 380 FTU.

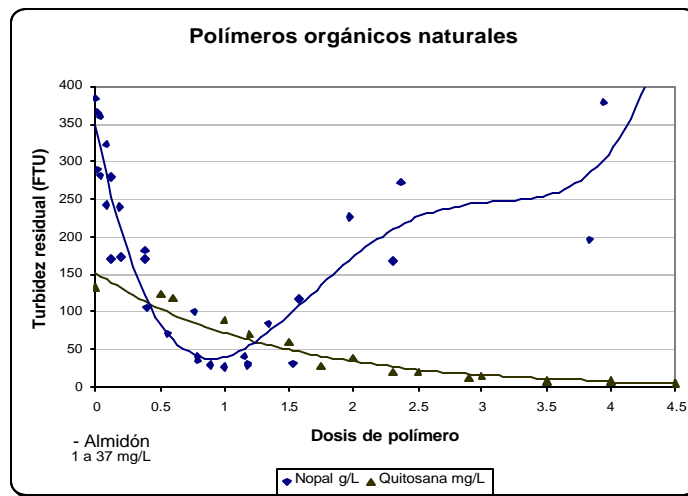


Figura 4. Turbidez residual obtenida con las pruebas de Jarras para los polímeros naturales.

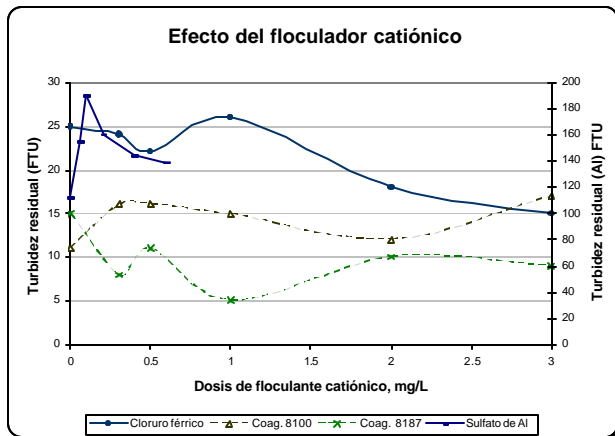
Por otro lado, los polímeros naturales presentaron perfiles distintos tanto en las sales inorgánicas como entre sí; la quitosana muestra una disminución gradual en la turbidez al aumentar la dosis aplicada tendiendo a hacerse asintótico con dosis superiores a 4 mg/L. Es importante señalar que las dosis requeridas en este caso son superiores a las definidas por Kawamura (1991) para agua de río con valores de turbidez inicial semejantes. Al utilizar goma de nopal como coagulante primario es notoria la reestabilización del floc alcanzada a concentraciones mayores a 1 g/L (Figura 4).

Las sustancias empleadas como ayudas de coagulación fueron: almidón, goma de nopal, quitosana, floculante aniónico y catiónico comerciales derivados de poliácridamida y una zeolita. Los coagulantes primarios probados fueron el sulfato de aluminio y cloruro férrico, la adición de estas sustancias en general no presentó beneficios significativos, como se puede observar en las Figuras 5a y 5b, donde se observa que tanto con el floculador catiónico como para el aniónico, se dio un aumento inicial de la turbidez residual y después una disminución poco significativa al aplicar dosis más altas.

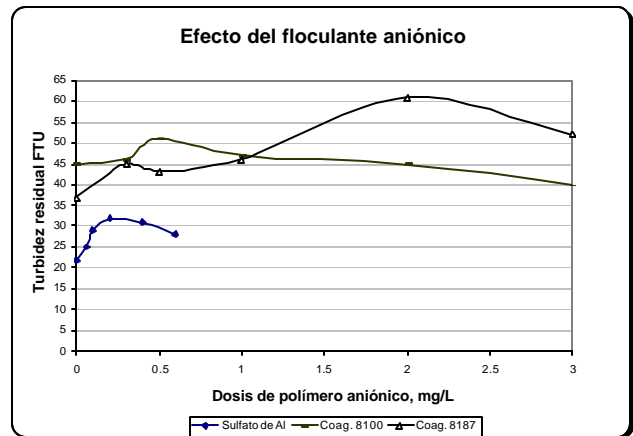
El efecto de la goma de nopal se muestra en la Figura 5c; para este polímero el comportamiento fue semejante al presentado por los agentes floculantes comerciales, sólo que el aumento fue más marcado en la turbidez; para la zeolita se encontró una situación semejante (Figura 5d).

La excepción se observó para el caso de la quitosana con cloruro férrico, en donde de una turbidez residual de 20 FTU con el coagulante primario solo, se redujo a 4.5 FTU cuando se adicionaron además, 0.14 mg/L de quitosana, siendo patente la reducción de turbidez con dosis mayores a 0.05 mg/L de quitosana para todas las dosis de cloruro férrico probadas (Figura 5e).

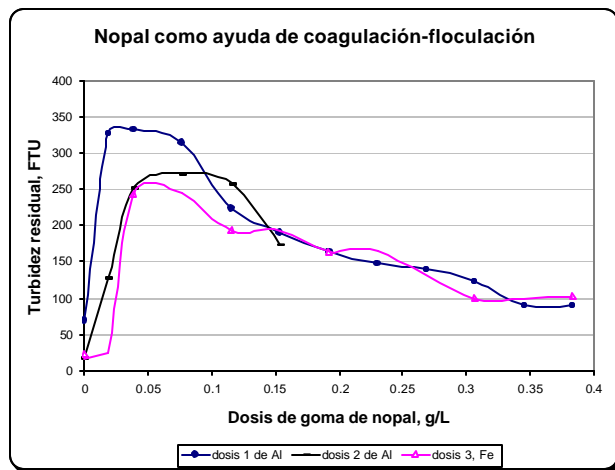
Para el sulfato de aluminio no se observó una tendencia bien definida. Con dosis del coagulante primario cercanas a la óptima, se presentó una ligera tendencia a disminuir la turbidez con el aumento en la dosis de polímero adicionado, sin embargo no se logra una reducción significativa.



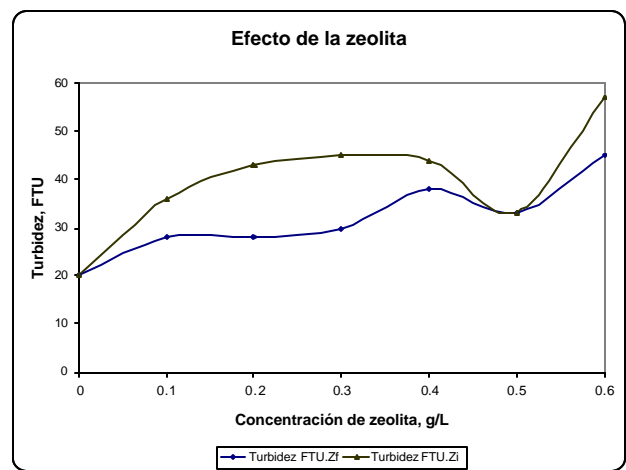
a)



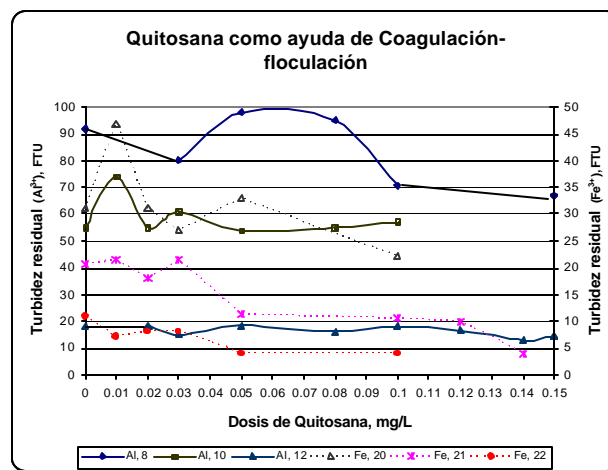
b)



c)



d)



e)

Figura 5. Efecto de las sustancias empleadas como ayuda de coagulación-floculación.

Debido a que en plantas potabilizadoras es común el uso de cal con sulfato de aluminio, tanto para ayuda de floculación, como neutralizador de pH, en este trabajo se probó su efecto, encontrando que a mayor cantidad de cal adicionada, la turbidez residual aumentó respecto a la obtenida en ausencia de cal; el valor del pH también aumentó en forma proporcional, sin llegar a alcanzar la neutralidad con 19 mg/L de cal adicionada (Figura 6a). En la Figura 6b, se observa que la adición simultánea de cal con el sulfato de aluminio resulta nefasta; este efecto negativo disminuye si se adiciona 60 segundos después.

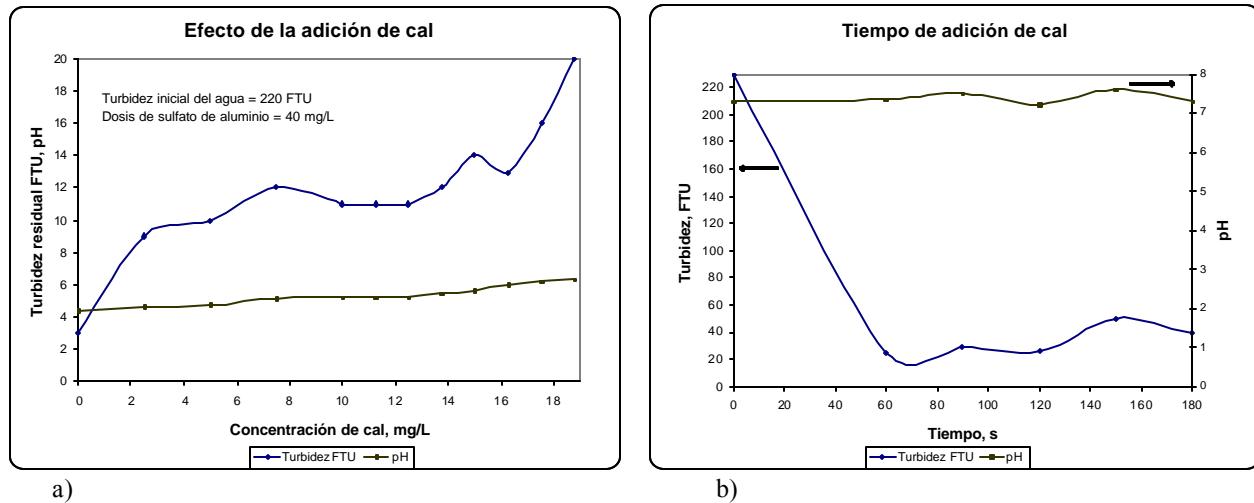


Figura 6. Efecto de la adición de cal y tiempo de suministro.

Habiendo encontrado que la cal utilizada con el sulfato de aluminio tuvo el efecto indeseable de aumentar la turbidez residual en el agua, se probó su eliminación del proceso, encontrándose el comportamiento mostrado en las gráficas de la Figura 7, donde se observa que la modificación del pH final para el agua es poco significativa, mientras que la dosis requerida para llevar el agua a una turbidez de 10 FTU aumentó significativamente de 46 mg/L a 58 mg/L.

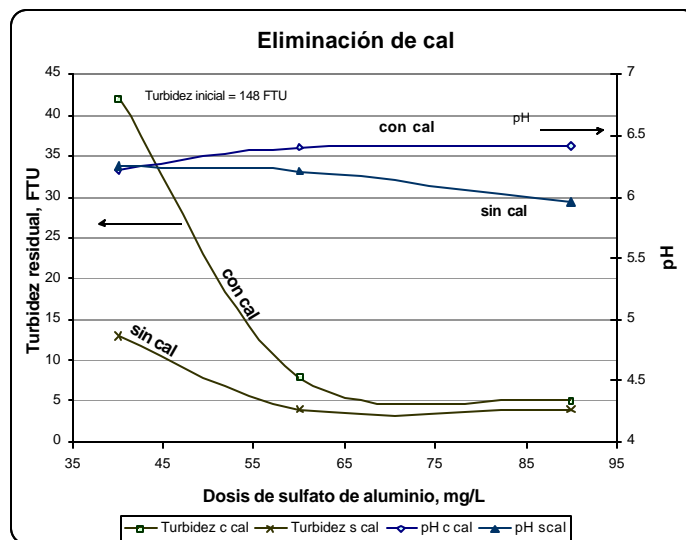


Figura 7. Eliminación de Cal.

Se estudió el efecto que sobre el pH del agua tuvo la adición de sales metálicas para la coagulación floculación. En la Figura 8a en donde se muestra la variación del pH final en función del pH inicial del agua, se observa que la reducción

del pH se puede aproximar a un comportamiento lineal tanto para la dosis óptima (42×10^{-5} mol de Al^{3+}/L y 52×10^{-5} mol de Fe^{3+}/L), como para una menor.

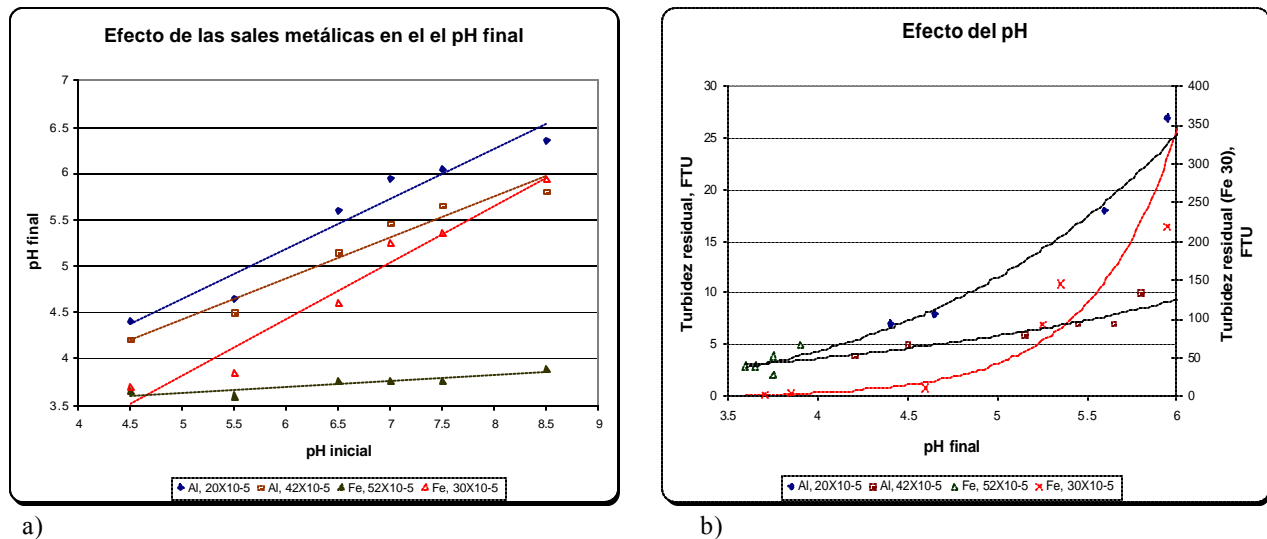


Figura 8. Efecto del pH

En la Figura 8b se observa que la turbidez residual es menor conforme el pH es más ácido, inclusive se observó que con valores menores de 3.5 se precipitan los sólidos suspendidos sin la adición de coagulante, probablemente por llegar al punto isoeléctrico de los coloides.

Con respecto a la temperatura, se observó que las dosis óptimas tanto para el sulfato de aluminio, como para el cloruro férrico, disminuyen al bajar la temperatura en el intervalo de 3.5° C a 25° C, lo que se muestra en las gráficas de la Figura 9.

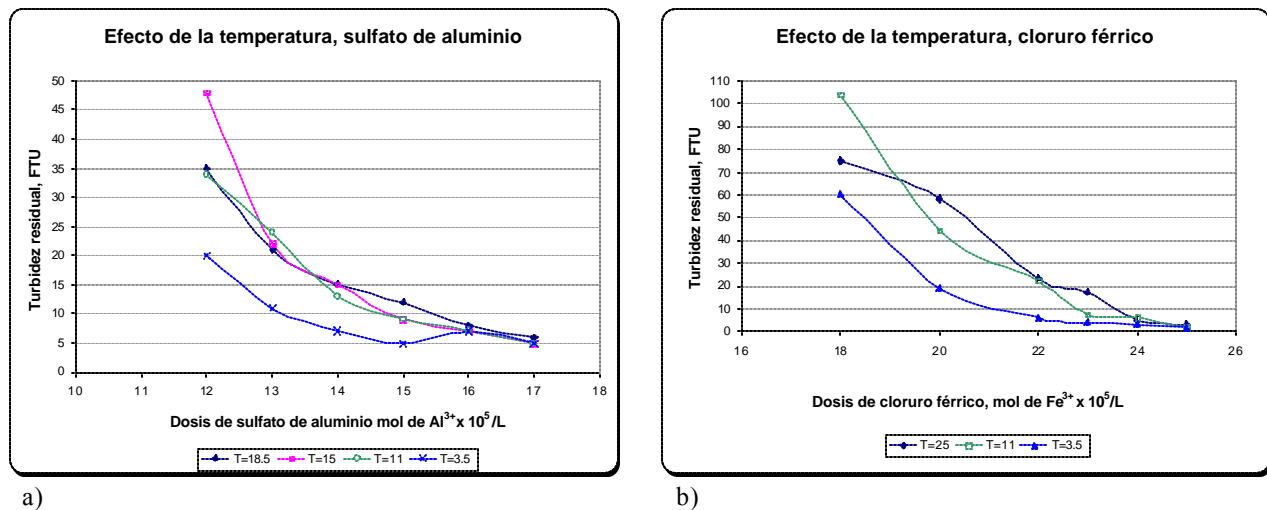


Figura 9. Efecto de la temperatura a) sulfato de aluminio, b) cloruro férrico.

De la operación de la planta en las condiciones fijadas inicialmente, se encontró que se trabajaba con flujos entre 0.26 y 0.29 litros por segundo. Las sustancias empleadas eran sulfato de aluminio en solución con concentración de 1.67 g/L y cal en suspensión de 1.25 g/L. De acuerdo con estas concentraciones y las velocidades de flujo de los reactivos y el agua hacia la caja de mezcla, las dosis de sulfato de aluminio se encontraron entre 60 y 92 mg/L, con una relación cal/sulfato de aluminio que fluctuaba entre 0.48 y 0.87.

Se encontraron algunos inconvenientes en la operación de la planta en las condiciones mencionadas como son: una operación inestable después de 3 horas continuas, variación en las dosis suministradas tanto de sulfato de aluminio como de cal, formación de coágulos con una distribución de tamaños muy heterogénea y dosis de 1.4 a 2.1 veces mayores a las determinadas en pruebas de jarras, además de el efecto negativo de la cal sobre el gasto de sulfato de aluminio. Esto llevó a introducir algunas modificaciones en la operación de la planta.

Las modificaciones realizadas fueron: ajuste del gasto de alimentación entre 0.25 y 0.20 L/s para obtener una operación estable, selección del coagulante sulfato de aluminio por su efectividad, costo, disponibilidad facilidad de preparación y aplicación, se eliminó la cal, ya que su suministro tiene efecto negativo en el consumo de coagulante, disminución de la dosis de sulfato de aluminio y su alimentación en dosis constantes.

La planta se operó con las modificaciones mencionadas, se evaluaron las características obtenidas para el agua tratada, observando que en general el agua obtenida cumple con las características señaladas en la Norma Oficial Mexicana para agua potable NOM-127-SSA1-1994, “Salud Ambiental, Agua para Uso y Consumo Humano - Límites Permisibles de Calidad y Tratamientos a que Debe Someterse el Agua para su Potabilización”, como se muestra en la *Tabla 3*.

Tabla 3. Resultados para agua tratada y valores límite para agua potable.

Parámetro	Sin Tratamiento	Tratada	Clorada	Valores Límite Nom-127-Ssa1-1994
pH	6.96	6.81	7.02	6.5-8.5
Turbiedad (UNT)	164.7	1.1	2.4	5.0
Color (U PtCo)	1015	13	7	20
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	90.28	65.65	67.35	500.00
SDT (mg/L)	435.2	101.4	104.7	1000.0
Coliformes Totales (NMP/ 100mL)	27	5	<2	2
Coliformes Fecales (NMP/ 100mL)	<2	<2	<2	no detectable
Nitratos (mg/L N-NO ₃)	0.387	0.260	0.080	10.000
Nitritos (mg/L N-NO ₂)	0.020	0.013	0.011	0.050
N-amoniacal (mg/L N-NH ₃)	0.34	0.14	0.36	0.5
Aluminio (mg/L)		no detectado		0.2
Cadmio (mg/L)	<0.02	<0.02	<0.02	0.005
Cobre (mg/L)	<0.03	<0.03	<0.03	2.00
Cromo (mg/L)	<0.06	<0.06	<0.06	0.05
Trihalometanos totales	0.056 x 10 ⁻⁶	46.35 x 10 ⁻⁶	1.36x10 ⁻⁶	0.2
Cloro residual libre (mg/L)			0.18	0.20-1.5

Conclusiones

Se lograron establecer las características de variación en el agua almacenada en el bordo que alimenta a la planta potabilizadora, además de algunas que afectan al proceso coagulación floculación para el agua problema y en la planta de tratamiento. Esto es, de dosis aplicadas en la planta que fluctúan entre 60 y 90 mg/L, en el laboratorio se encontró que para condiciones de turbidez inicial en un intervalo semejante, las dosis necesarias se encuentran entre 30 y 60 mg/L. Con la eliminación de la cal, fue posible reducir los valores mencionados a una dosis media de 50 mg/L en la planta. Se sugirió introducir un sistema de alimentación que aun cuando funciona por gravedad, permite mantener el flujo de solución coagulante prácticamente constante. De las características del flóculo formado y las dosis encontradas con las pruebas de jarras, se consideró que aún se encuentra sobredosificado el sulfato de aluminio, debido a una mezcla rápida deficiente, por lo que se propuso una modificación de ésta para lograr abatir más la cantidad del coagulante y una eficiencia mayor. Aunque el pH ácido favorece la coagulación, el trabajar en estas condiciones requeriría un ajuste

posterior de este parámetro, lo que complicaría la operación, por lo que al respecto no hubo modificación. Además, se sugiere operar la planta durante las primeras horas de la mañana para trabajar con las temperaturas más bajas.

Finalmente, de la operación de la miniplanta potabilizadora, en las condiciones definidas mediante este trabajo, se obtuvo agua que cumple con las características señaladas por la Normatividad Mexicana vigente para consumo humano, a través de un proceso limpio y de costo accesible, siendo el costo de \$0.15/m³.

Bibliografía

- DÍAZ, D. C., GARCÍA, P. D. Y SOLÍS, M. C. (2000) “Abastecimiento de agua potable para pequeñas comunidades rurales por medio de un sistema de colección de lluvia-planta potabilizadora”. *Ciencia Ergo Sum*, UAEM: México, 7 (2): 129- 134.
- DOF (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 18 de enero de 1996.
- EUGENE, F. (1986). “Agua y Salud Humana”. Limusa. OMS. México.
- INEGI (1995). “Censo de población de 1995”. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México.
- KAWUAMURA, S. (1991). “Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment” *Jour. AWWA*. October: 88-91.
- MEDRANO, V. M. C. Y HUACUZ, V. J. M. (1999). “Problemática del suministro del agua potable en las comunidades rurales de Latinoamérica”. Reporte del Proyecto “Agua limpia con energía limpia” IC18-CT96-0104 (DG12-MUYS) Comisión Europea DG XII.
- RIER-CYTED (1999). “Problemática del suministro del agua potable en las comunidades rurales de Latinoamérica. Síntesis Regional”. Reporte del Proyecto “Agua limpia con energía limpia” IC18-CT96-0104 (DG12-MUYS) Comisión Europea DG XII.
- SCHULZ, C. R Y OKUN D. A. (1990). “Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo”. LIMUSA. México.

Capítulo 6

LA ADSORCIÓN DE MICROPOLUENTES ORGÁNICOS SOBRE CARBÓN ACTIVO EN EL TRATAMIENTO DEL AGUA POTABLE

Resumen

La contaminación de los cuerpos de agua por micropoluentes orgánicos, como por ejemplo los pesticidas, origina la degradación de su calidad limitando su uso como fuentes de abastecimiento de agua potable. Se requiere, por tanto, concebir tratamientos como oxidación, membranas y adsorción. Por otra parte, el agua cruda contiene un conjunto complejo de sustancias orgánicas disueltas que conforman la materia orgánica natural (MON) las cuales, al estar presente en cantidades más importantes que los pesticidas, entran en competencia con éstos durante la adsorción sobre carbón activo, modificando el equilibrio entre la concentración de las fases líquida y sólida, perturbando la cinética de adsorción e influyendo sobre la eficiencia del tratamiento. La presente investigación persigue desarrollar un modelo de simulación del proceso de adsorción que considere simultáneamente los tres aspectos claves siguientes: la competencia con la MON, la cinética que controla la adsorción y la hidrodinámica del reactor utilizado. Se basa en los siguientes principios: la cinética de la adsorción obedece al Modelo de la Difusión de Superficie Homogénea, la MON puede ser modelada por un Compuesto Ficticio Único (EBC) y la competencia entre el pesticida y el EBC se representa por la Teoría de la Solución Ideal Adsorbida (IAST).

Se emplearon tres tipos de pesticidas (Atrazina, Cyromacina e Imidacloprid), dos tipos de carbones activos (F-400, francés y V-100, venezolano) a 30 °C, en agua natural y una mezcla de agua ultra-pura y agua natural (50/50). El agua natural proviene de la salida de los filtros de la Planta de Tratamiento de aguas de Barquisimeto. Los montajes experimentales incluyen un reactor discontinuo perfectamente agitado (RPA) y una columna diferencial de adsorción (DCBR). El RPA permite determinar los parámetros de equilibrio del modelo de Freundlich (K y n) del micropoluyente y del EBC, mediante las isotermas realizadas tanto en agua ultra-pura como en agua natural, utilizando el IAST. Los coeficientes de película “Kf” y de adsorción superficial “Ds” (cinética de adsorción en agua ultra-pura y natural) sobre DCBR, se obtuvieron utilizando el programa computacional de simulación ADSORPA.

Palabras Clave: Pesticidas, Carbón Activo, materia orgánica natural, modelación.

Introducción

La contaminación de las aguas por pesticidas tiene principalmente un origen agrícola. Estas sustancias son transportadas por las aguas naturales, por solubilización y escorrentía, o por volatilización y dispersión aérea. Por este motivo, la calidad de las aguas crudas utilizadas para consumo humano, se ha ido degradando y ha sido necesario concebir tratamientos adicionales como: la oxidación con ozono, la filtración por membranas y la adsorción sobre carbón activo. El uso de carbón activo está reconocido como uno de los métodos más eficaces para eliminar este tipo de polución; en efecto, la eliminación de micropoluentes orgánicos por adsorción sobre carbón activo en grano o en polvo se utiliza frecuentemente en las plantas de tratamiento de agua potable, dada su alta versatilidad, el carbón activo posee buenas

propiedades adsorbentes para una amplia gama de micropoluentes orgánicos. La mejor relación costo/efectividad se obtiene con el carbón activo en grano usado al final de la planta de tratamiento, antes de la etapa de desinfección. Por su costo, el carbón activo en polvo se usa sólo en caso de picos importantes de polución, agregándose al inicio del tratamiento, generalmente en la etapa de coagulación–floculación, a nivel del decantador.

Sin embargo, la instalación del tratamiento necesita de estudios previos de laboratorio y/o a escala piloto, largos y costosos. Por otra parte, el agua cruda contiene un conjunto complejo y variado de sustancias orgánicas disueltas que conforman la materia orgánica natural (MON). Estas sustancias, en cantidades mucho más importantes que los pesticidas, van a entrar en competición con éstos cuando se efectúa la adsorción, modificando el equilibrio entre las fases líquida y sólida, y perturbando la cinética de adsorción. Por tanto, los fenómenos de competición entre la adsorción de los micropoluentes y la MON influyen sobre la eficiencia del tratamiento.

Para resolver este problema, se han hecho numerosas investigaciones para elaborar modelos de simulación del proceso de adsorción, utilizando reactores perfectamente agitados o lechos granulares filtrantes, a través de experimentos simples y cortos. Sin embargo, los diferentes modelos no toman en cuenta simultáneamente los tres aspectos claves inherentes a la adsorción de un pesticida en un agua natural: la competición con la MON, la cinética que controla la adsorción y la hidrodinámica del reactor utilizado.

Proceso de adsorción

Mecanismo General de la Adsorción.

La adsorción corresponde a la transferencia de una molécula de la fase líquida hacia la fase sólida. Este fenómeno obedece a las leyes de equilibrio entre la concentración en fase líquida y la concentración en fase sólida, sobre la superficie del material adsorbente. La adsorción de un soluto se efectúa según una sucesión de cuatro etapas cinéticas:

- a. Transferencias del soluto desde el seno de la fase líquida hacia la película líquida que rodea el adsorbente. Esta transferencia se hace por difusión y/o convección.
- b. Transferencia del soluto a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente. Caracterizada por el coeficiente de transferencia de masa global externa (K_f), parámetro inversamente proporcional a la resistencia ejercida por la película externa a la transferencia de masa. El espesor de esta película externa, δ , y K_f dependen de las turbulencias existentes en el interior de la fase líquida.
- c. Difusión del soluto en el grano, bajo los efectos del gradiente de concentración. Esta difusión puede hacerse: en estado libre, en el líquido intraparticular (el coeficiente de difusión porosa, D_p , caracteriza esta migración); o en estado combinado, de un sitio de adsorción a otro adyacente (el coeficiente superficial, D_s , es específico de esta etapa). Algunos autores (Noll, 1992) no establecen una diferencia entre estos coeficientes y los agrupan en uno solo, D_{efc} , Coeficiente de Difusión Efectiva.
- d. Adsorción propiamente dicha. Este fenómeno corresponde al sistema de más baja energía y se caracteriza por las interacciones soluto–soporte, que pueden ser de dos tipos: la adsorción física (fisiosorción) que se basa en las fuerzas intermoleculares débiles (Van der Waals o electrostática), cuyos efectos son reversibles, y la adsorción química (quimiosorción) que se basa en las fuerzas de naturaleza covalente, cuyos efectos son casi siempre irreversibles. La existencia de tales enlaces supone la presencia de sitios reactivos. Siempre intervienen simultáneamente los dos fenómenos, pero la fisiosorción parece ser el mecanismo preponderante.

Estas etapas se efectúan en serie siendo la más lenta la que impone la cinética. Para la mayoría de los autores, las etapas 1 y 4 son rápidas; por lo tanto, es la transferencia de masa a través de la película y de difusión en el interior del grano (superficial y porosa) las que controlan la cinética de adsorción.

Factores que Influyen en la Adsorción.

La adsorción depende de la naturaleza y la estructura del adsorbente, de las propiedades físico–químicas del adsorbido y del medio en el cual la adsorción debe efectuarse. El medio puede intervenir modificando las propiedades físico–químicas del adsorbente (solubilidad, carga superficial, carácter hidrófobo/hidrófilo, etc.), modificando la accesibilidad a los sitios

de adsorción por recubrimiento de la superficie externa del adsorbente o introduciendo compuestos susceptibles de entrar en competición con la molécula cuya eliminación se busca. Es el caso de las aguas naturales, que contienen numerosas sustancias orgánicas o minerales que pueden modificar la adsorción de una molécula específica. Numerosos compuestos son susceptibles de ser adsorbidos por el carbón activo y, por lo tanto, los micropoluentes a eliminar entran en competición con esas sustancias; existe además la posibilidad de interacción soluto/MON que influye fuertemente sobre la adsorción. Por tanto, la presencia de MON influye sobre la velocidad de adsorción del micropoluyente.

Modelos de Equilibrio de la Capacidad de Adsorción.

Los modelos de la capacidad de adsorción son necesarios para poder “predecir” cuando las concentraciones de la molécula específica es muy baja. En efecto, los ensayos de laboratorio se realizan generalmente con concentración elevadas de la molécula específica a fin de no complicar demasiado la dosificación (evitar la etapa de extracción líquido/sólido) y, al mismo tiempo, poder utilizar masas de carbón activo cuya pesada puede hacerse con una buena precisión.

Adsorción de solutos en solución pura.

Cuando el adsorbente está en contacto con la molécula específica adsorbida se alcanza, luego de un tiempo, un estado de equilibrio entre la solución y el material adsorbente. Este estado de equilibrio se caracteriza por una concentración residual de adsorbido “en el equilibrio”, llamada C_e , y por una cantidad del adsorbido fijado sobre el material “en el equilibrio” q_e . Los valores de q_e y C_e se pueden determinar experimentalmente, determinando los valores que forman parte de las isoterma.

La modelación del equilibrio de adsorción o de la capacidad de adsorción consiste en representar, por modelos matemáticos, el estado de equilibrio que determinan las concentraciones de soluto en solución y sobre el material adsorbente. Los modelos permiten conocer la cantidad máxima susceptible de ser fijada sobre el adsorbente para una concentración en disolución dada; es decir, la modelación consiste en buscar una relación teórica entre estos dos valores: C_e y q_e .

El modelo de Freundlich es el más usado y posee dos constantes (K y n). Se expresa como:

$$q_e = KC_e^{1/n} \quad (1)$$

Siendo su forma lineal: $\ln q_e = \ln K + 1/n \ln C_e$ (2)

El modelo reposa sobre las hipótesis de que sólo interviene la fisiosorción y que no hay asociación de moléculas después de su adsorción. Presenta una limitación importante, pues no admite fenómenos de saturación; la capacidad q_e se incrementa hasta el infinito con el aumento de C_e . Su validez, en el caso de bajas concentraciones, fue verificada por numerosos autores (Knappe, 1993; Najm, 1996); sin embargo, este modelo está limitado a la representación de la adsorción de un compuesto único en una fase inerte. No permite representar el caso de adsorción competitiva cuando la molécula específica está en presencia de otras sustancias que entran en competición durante la adsorción.

Adsorción de Solute en Competición (IAST)

La mayoría de los autores utilizan la Teoría de la Solución Ideal Adsorbida (Ideal Adsorbed Solution Theory), propuesta por Myers y Prausnitz (1965) para la adsorción de mezclas gaseosas y aplicada a los sistemas acuosos por Radke y Prausnitz (1972). Este modelo está basado en las dos hipótesis termodinámicas siguientes: la superficie disponible es invariante y equivalente para todos los compuestos y la fase adsorbida, constituida por N compuestos, se comporta como una solución ideal.

Este modelo es actualmente de uso corriente para representar la adsorción de micropoluentes en aguas naturales (Najm, 1991; Knappe, 1993; Prados, 1994; Gicquel, 1996). La ventaja es que se necesita conocer únicamente los parámetros de

adsorción de cada uno de los solutos competidores en solución pura, por lo que todas las relaciones de equilibrio (por ejemplo, Freundlich) pueden ser usadas.

Competición MON/Pesticida (EBC)

En la práctica, cuando se considera la adsorción de un soluto sobre carbón activo en agua natural, éste se encuentra en competición con la MON, la cual es una matriz heterogénea de sustancias diferentes, de tallas moleculares y afinidades diversas. En la mayoría de los casos, la composición de esta matriz orgánica es difícil de caracterizar, por ello, se han propuesto varias aproximaciones. Un método (Frick, 1983) consiste en dividir la MON en varios compuestos ficticios. El número de estos compuestos depende de la forma de la isoterma global en agua natural. Crittenden (1985) representa la materia orgánica en uno o dos compuestos ficticios. Comparando las isotermas del micropoluyente en solución pura y en agua natural se obtienen los coeficientes de equilibrio de estos compuestos ficticios. Najm (1991) ha propuesto una modificación al método de Crittenden (1985), en el sentido de considerar que la MON del agua que entra en competición se puede representar por un único compuesto ficticio, denominado Equivalent Background Compound (EBC). Esta consideración permite simplificar el sistema, pues el agua natural contendrá sólo dos “sustancias” en competencia: el EBC y la molécula específica.

Una isoterma de la molécula específica en solución pura permite determinar K_1 y n_1 , por aplicación directa de Freundlich, siendo los valores de K_1 y n_1 constantes cualquiera que sea la concentración inicial de la molécula o las dosis de carbón activo, Cc. Las constantes $C_{2,0}$, K_2 y n_2 del compuesto ficticio se pueden determinar realizando la correspondiente isoterma de la molécula específica en agua natural. Para limitar el número de soluciones para el conjunto $C_{2,0}$, K_2 y n_2 ; es posible hacer una aproximación compleja que consiste en realizar una tercera isoterma, basada en el hecho de que la competición entre la matriz orgánica y la molécula específica depende de la relación de sus concentraciones. Así, Gicquel (1996) propone, tomando en cuenta la desproporción entre las concentraciones de la matriz orgánica y de la molécula específica, cambiar la concentración de la matriz orgánica diluyendo en una mezcla 50/50 agua natural/agua ultra-pura. En conclusión, la previsión de la capacidad de adsorción en agua natural para el conjunto: molécula específica, agua natural y carbón activo, necesita la realización de tres isotermas: una isoterma en agua ultra-pura, para obtener K_1 y n_1 ; una isoterma en agua natural, concentración inicial $C_{1,0}$, y una isoterma en agua natural diluida (x2) con agua ultra-pura $C_{1,0}$ variable.

Modelación de la Cinética de Adsorción

La adsorción de una molécula específica depende de la capacidad de adsorción en el equilibrio del carbón activo (basado en un tiempo de contacto “infinito”) pero igualmente, de la cinética de adsorción; es decir, de la velocidad con la cual la molécula específica pasa de la fase líquida a la fase sólida. Hemos visto que el transporte de la molécula específica hacia los sitios de adsorción, implica varias etapas y diversos mecanismos de difusión externa (a través de la película líquida) e interna (poroso o superficial). Estos diferentes procesos de difusión están caracterizados por tres parámetros de difusión: K_f , D_p y D_s , respectivamente. La cinética de adsorción es entonces gobernada por las leyes de la transferencia de masa.

Modelo HSDM: Transferencia Externa Acoplada a la Difusión Superficial

Hemos visto que el efecto de la difusión porosa es mucho menor que la difusión superficial externa y superficial. Por ello, a menudo sólo se consideran los mecanismos de difusión externa y superficial. Sobre esta hipótesis reposa el Modelo de Difusión Homogénea de Superficie (Homogeneous Surface Diffusion Model) o HSDM, propuesto por Weber y Chakravorti (1974) y usado con éxito por Traeger (1989), Greene (1994), Knappe y Snoeyink (1994), para representar la cinética de adsorción de diversos compuestos orgánicos sobre carbón activo.

Este modelo se basa en:

- * El balance de masa en el reactor considerado (RPA, microcolumna, lecho fijo, etc).
- * La transferencia intragranular es asegurada por la difusión superficial.
- * La continuidad entre el flujo “externo” y el flujo “interno” a nivel de la superficie del grano.
- * El equilibrio entre la cantidad adsorbida y la concentración en la superficie externa de la película.

* La esfericidad y la homogeneidad del grano de adsorbente.

Un software de cálculo basado en el método HSDM permite determinar los parámetros característicos D_s y K_f , a partir de filtración sobre minicolumnas. El valor de K_f , siendo dependiente de las condiciones de agitación, en reactor estático, es generalmente considerado como no limitante por numerosos autores (Najm, 1990; Adham, 1991).

El programa informático, propuesto por Geene (1994) y Knappe – Snoeying (1993), permite:

- Determinar los valores de K_f y D_s a partir de un experimento en reactor agitado estático. Básicamente, K_f depende de la agitación mientras que D_s es, *a priori*, independiente de los parámetros físicos y depende principalmente de la competición.
- “Predecir” la cinética de adsorción para una concentración inicial diferente de la molécula específica, considerando los valores de K_f y D_s como no dependientes de la concentración inicial. El modelo toma en cuenta los parámetros característicos del carbón activo usado y sobre todo las características de talla o diámetro medio.

Hipótesis

1. La Materia Orgánica Natural (MON) será modelada por el principio del compuesto ficticio único o EBC (Equivalente Background Compound).
2. La competición entre el micropoluyente y el compuesto ficticio será representada por la Teoría de Solución Ideal Adsorbida o IAST (Ideal Adsorbed Solution Theory).
3. La cinética de adsorción será analizada a través del Modelo de la Difusión de Superficie Homogénea o HSDM (Homogeneous Surface Diffusion Model).

Procedimiento experimental

A) Materiales

A.1. Carbón Activo

Los carbones activos utilizados son el F-400 y el V-100, los cuales fueron lavados con agua ultra-pura, secados a 110 °C durante 24 h, triturados y tamizados para obtener diferentes granulometrías.

A.2. Los Micropoluentes Orgánicos

Las soluciones de Atrazina, Cyromacina e Imidacloprid son obtenidas por dilución de una solución madre de 10 mg/L, filtrada a través de una membrana de 0.45 μm . La solución madre se prepara en la oscuridad, bajo agitación magnética del soluto en el agua ultra-pura durante 72 horas.

A.3. El Agua Natural

El agua natural empleada en los diferentes ensayos proviene de la salida del filtro de la planta de tratamiento de agua potable de la ciudad de Barquisimeto.

B) Método Experimental.

El protocolo experimental incluye:

- Una serie de isotermas (parámetros de equilibrio del micropoluyente) en un RPA y una cinética de adsorción sobre una DCBR (coeficiente de difusión del micropoluyente), con agua ultra-pura.
- Dos series de isotermas en el RPA: para el agua natural cruda y diluida (parámetros de equilibrio de la EBC y concentración inicial) y una cinética de adsorción en la DCBR (coeficiente del EBC).

B.1. Reactor Discontinuo Perfectamente Agitado

Necesario para obtener las isotermas de adsorción y poder determinar los parámetros de equilibrio de adsorción sobre carbón activado en polvo (CAP) para un compuesto en agua ultra-pura y en agua natural. El método consiste en preparar una solución que contenga el micropoluyente estudiado en agua ultra-pura o en agua natural y repartirla en 6 fioles de vidrio borosilicato de 2 litros. El primer frasco sirve de testigo sin carbón activo. En las 5 fioles restantes, se introducen cantidades crecientes de CAP. Estas cantidades deben permitir el análisis del micropoluyente luego de la adsorción. Conviene, por tanto, asegurarse, mediante un ensayo preliminar, que la concentración residual en el equilibrio es superior al límite de detección del método analítico empleado.

Luego de la introducción del CAP, los frascos son cubiertos (con papel de aluminio), agitados magnéticamente y mantenidos a temperatura constante (30°C) en un baño termostatzado. Luego de varios días de agitación hasta alcanzar el equilibrio, se toman muestras de cada frasco, se filtran a través de un filtro Millipore (0.45 μm) y el micropoluyente es cuantificado por el método apropiado. La concentración del micropoluyente determinada en el frasco testigo es considerada como la inicial. Los resultados obtenidos permiten calcular los coeficientes de Freundlich a través de una regresión lineal.

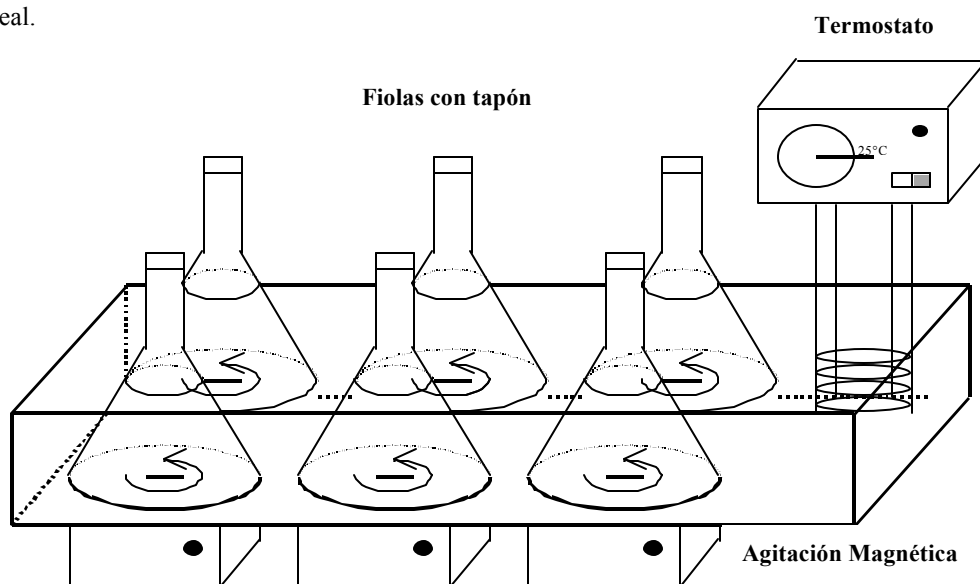


Figura 1. Montaje experimental para efectuar las isotermas de adsorción.

B.2. Columna Diferencial de Adsorción

En el método anterior, la concentración de pesticida evoluciona constantemente hasta alcanzar el equilibrio. En dinámica, el carbón activo en el reactor se satura progresivamente hasta que alcance su capacidad máxima de adsorción. El ensayo finaliza cuando la concentración de la molécula estudiada alcanza un valor máximo adsorbido, por lo que su concentración no varía con el tiempo manteniéndose constante.

El coeficiente de difusión del pesticida es determinado a partir de cinéticas de adsorción en agua ultra-pura y el correspondiente al EBC, a partir de cinéticas de adsorción usando agua natural.

A fin de satisfacer las condiciones de la ecuación del balance de masas y aproximarse lo más posible al concepto de RPA, se utilizará la técnica de la columna diferencial de adsorción (DCBR) pues permite, con una agitación eficiente a nivel del

depósito (5 litros) y un caudal suficiente (100 L/h), minimizar la influencia del coeficiente de transferencia de masa externa (K_f).

El esquema del montaje, menos clásico que el de las isotermas, es el siguiente:

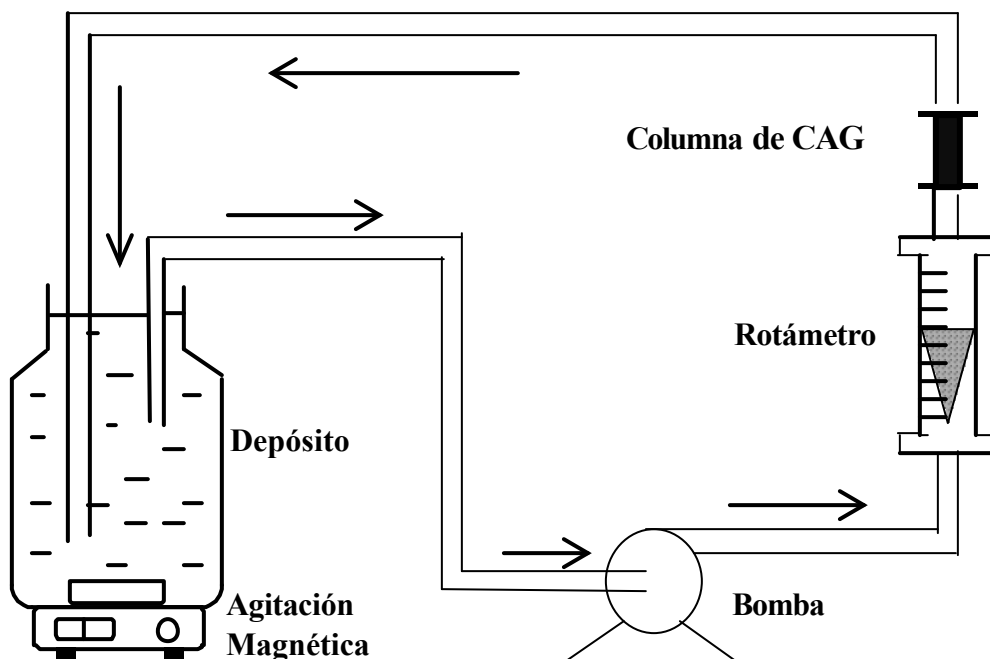


Figura 2. Montaje experimental de la columna diferencial de adsorción (DCBR).

El experimento se realiza con una solución de 5 litros de pesticida a concentraciones que varían entre 100 y 600 $\mu\text{g/L}$ y sobre una masa de carbón activo durante 3 a 7 días (en la oscuridad). El depósito es cerrado para limitar los fenómenos de evaporación.

Las muestras (5 mL) son regularmente tomadas en el seno del depósito, filtradas sobre el filtro de Millipore (0.45 μm) y analizadas a fin de determinar la concentración residual de pesticida.

Adicionalmente se toman 10 mL para el análisis de COT.

La capacidad de adsorción puede entonces ser determinada para unas condiciones precisas: una concentración de micropoluyente, un tiempo de residencia hidráulica, una temperatura y una calidad de agua determinados.

Resultados y Discusión

Los pesticidas fueron analizados mediante un equipo de Cromatografía Líquida de Alta Presión (HPLC) y la materia orgánica natural inicial contenida en el agua natural, a través de la medida de Carbono Orgánico Total (COT).

- **Etapa 1.** Esta etapa experimental comprendió la realización de las isotermas en agua ultra-pura, utilizando los tres pesticidas y los dos carbones activos, para una temperatura constante de 30°C. Obteniéndose las constantes de la ecuación de Freundlich (K y n), mostradas en la Tabla 1.

Tabla 1. Constantes de Freundlich.

Pesticida	Carbón F-400		Carbón V-100	
	K (umol/g)(umol/L) ^{-1/n}	n	K (umol/g)(umol/L) ^{-1/n}	n
Atrazina	793,5	5,10	139,7	10,81
Cyromacina	523,9	9,16	141,0	4,67
Imidacloprid	742,8	6,81	181,0	5,66

- **Etapa 2.** De tipo experimental, comprende la realización de las cinéticas sobre Columna Diferencia de Adsorción (DBCR) en agua ultra-pura, de los tres pesticidas y los dos carbones activos, a temperatura constante de 30 °C.
- **Etapa 3.** Consiste en la realización de la simulación de la cinética de adsorción, en agua ultra-pura de cada pesticida y los dos carbones activos. Se utiliza el programa ADSORPA y los valores simulados se comparan con los experimentales de la etapa 2.

Los resultados experimentales y las simulaciones utilizando el programa ADSORPA se representan en los gráficos que se muestran a continuación. Los resultados del programa utilizado para determinar el coeficientes de difusión superficial “Ds”se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Coeficientes de Difusión Molecular (Ds) y de Película (Kf).

Plaguicida	Carbón F-400		Carbón V-100	
	Ds (cm ² /s)	Kf (cm/s)	Ds (cm ² /s)	Kf (cm ² /s)
Atrazina	5,0 e -10	3,28 e-2	-	-
Cyromacina	1,0 e-10	3,48 e-2	1,85 e-11	3,503e-2
Imidacloprid	9,0 e -11	3,1614e-2	7,5 e-11	3,1826 e-2

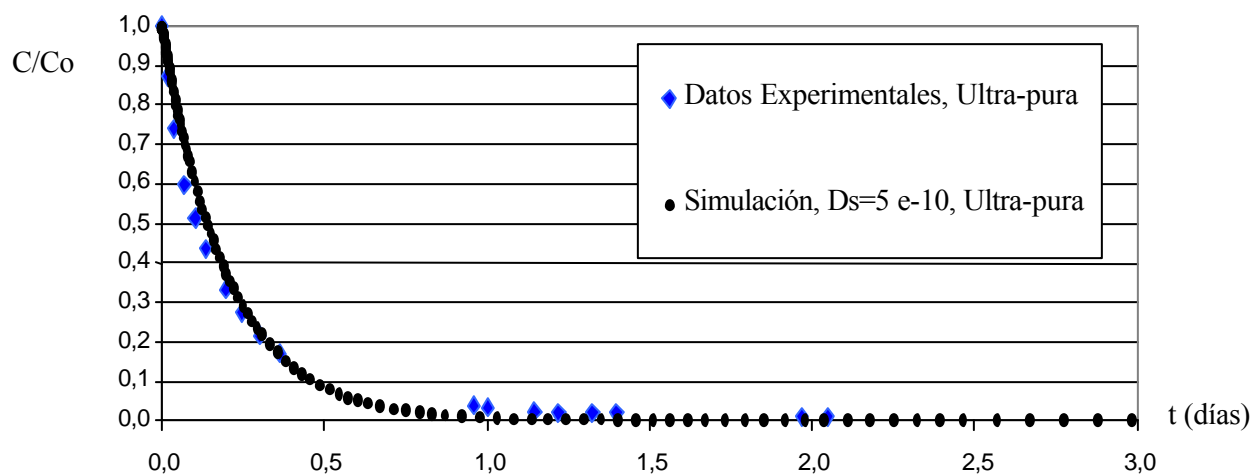


Figura 3. Adsorción de Atrazina, en DBCR sobre carbón activo F-400 en agua ultra-pura.

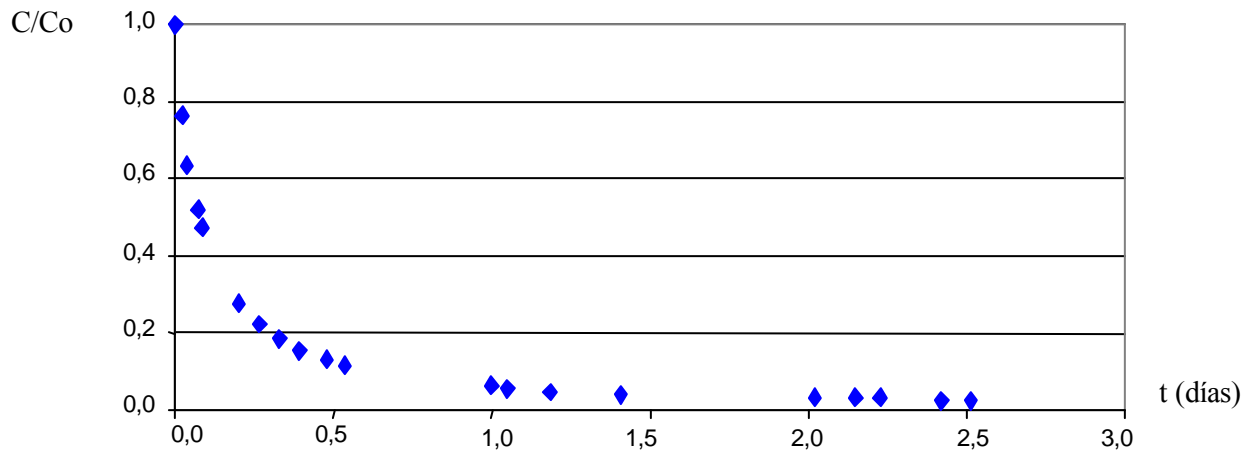


Figura 4. Adsorción de Atrazina, en DBCR, sobre carbón activo V-100 en agua ultra-pura.

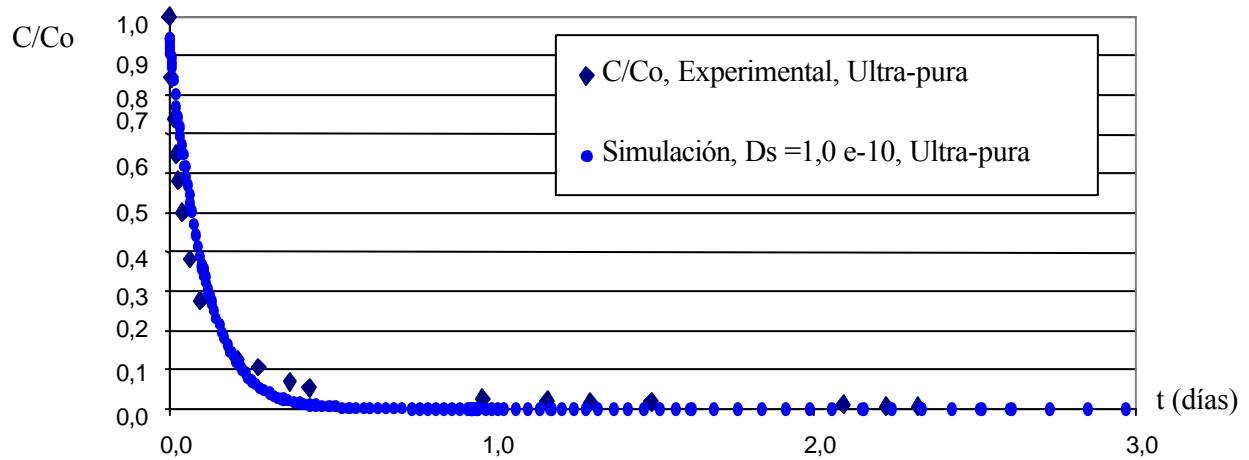


Figura 5. Adsorción de Cyromacina, en DBCR, sobre carbón activo F-400 en agua ultra-pura.

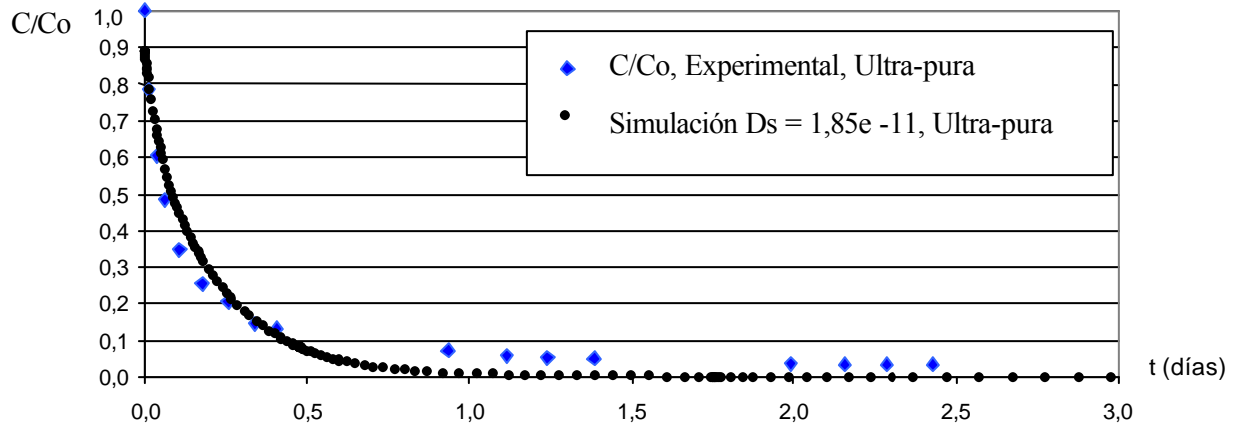


Figura 6. Adsorción de Cyromacina, en DBCR, sobre carbón activo V-100 en agua ultra-pura.

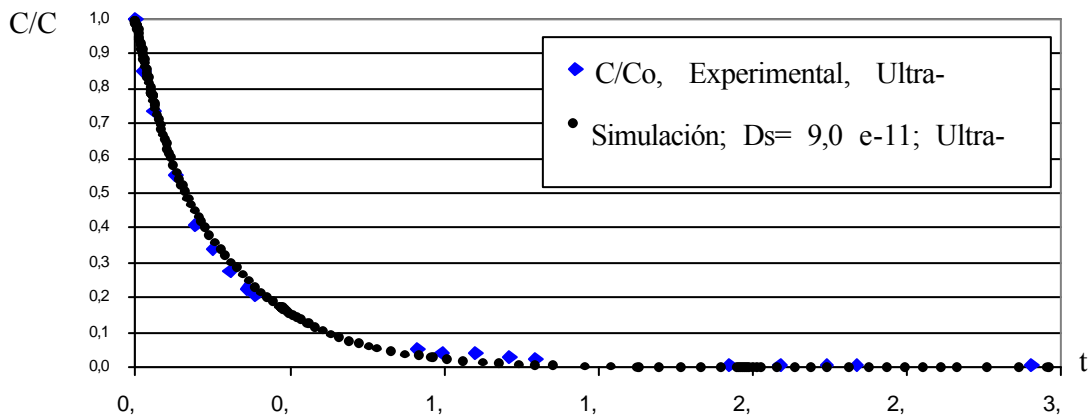


Figura 7. Adsorción de Imidacloprid, en DBCR, sobre carbón activo F-400 en agua ultra-pura.

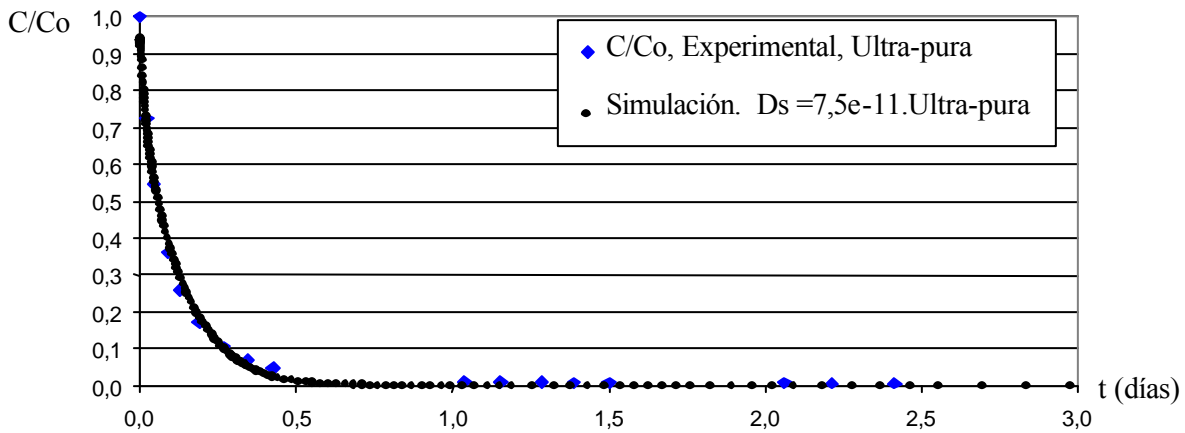


Figura 8. Adsorción de Imidacloprid, en DBCR, sobre carbón activo V-100 en agua ultra-pura

- **Etapa 4.** Experimental. Comprende la realización de las isotermas en agua natural y una mezcla de agua ultra-pura y agua natural (50/50), utilizando los tres pesticidas y los dos carbones activos, temperatura constante de 30 °C.
- **Etapa 5.** Informática. Tiene como objetivo la obtención de los parámetros de competición de los pesticidas con la materia orgánica del agua natural, utilizando el programa IAST. En la Tabla 3, se presentan los resultados obtenidos por el programa IAST, que estudia la competición en la adsorción de los pesticidas con el EBC (Compuesto equivalente o materia orgánica presente en el agua natural). Los resultados de los equilibrios isotérmicos de adsorción a 30 °C, se representan en los gráficos que se muestran a continuación.

Tabla 2. Parámetros de Equilibrio del EBC (K , n y Co).

Pesticida	Carbón F-400			Carbón V-100		
	K_2	n_2	Co_2	K_2	n_2	Co_2
Atrazina	569,3	4,34	2,6056	106,9	13,7	1,3269
Cyromacina	657,5	4,99	18,1183	117,1	2,18	1,8099
Imidacloprid	669,5	5,27	2,0671	246,1	2,89	1,0436

K expresado en $(\mu\text{mol/g})(\mu\text{mol/L})^{-1/n}$; n es adimensional y Co en $\mu\text{mol/L}$.

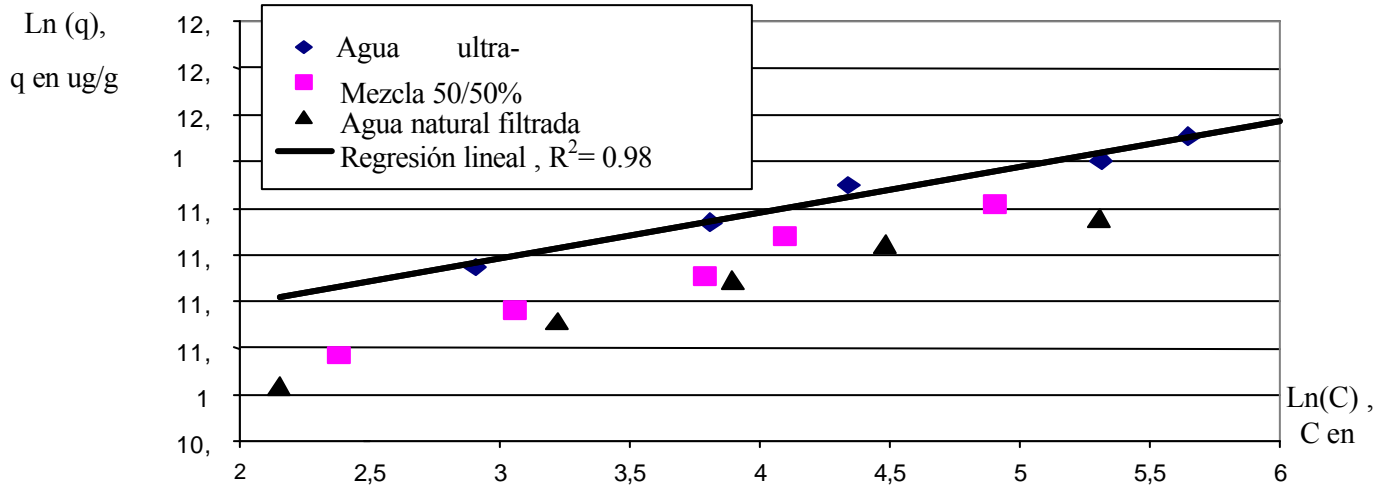


Figura 9. Atrazina sobre carbón F- 400 Periodo de lluvia. COT = 1,928 mg/L. CIT = 4,885 mg/L.

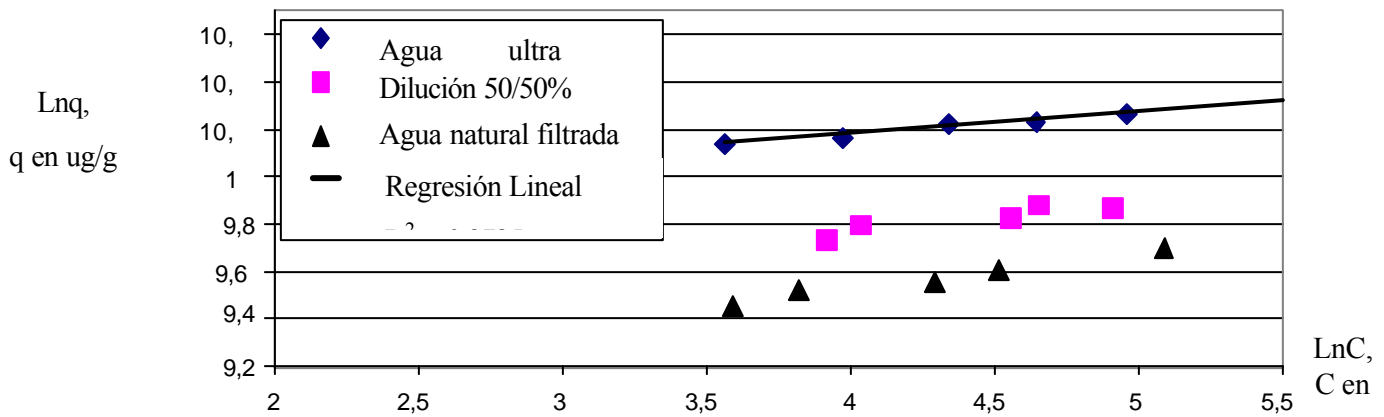


Figura 10. Atrazina sobre carbón V- 100 Periodo de lluvia. COT = 1,928 mg/L. CIT = 4,885 mg/L.

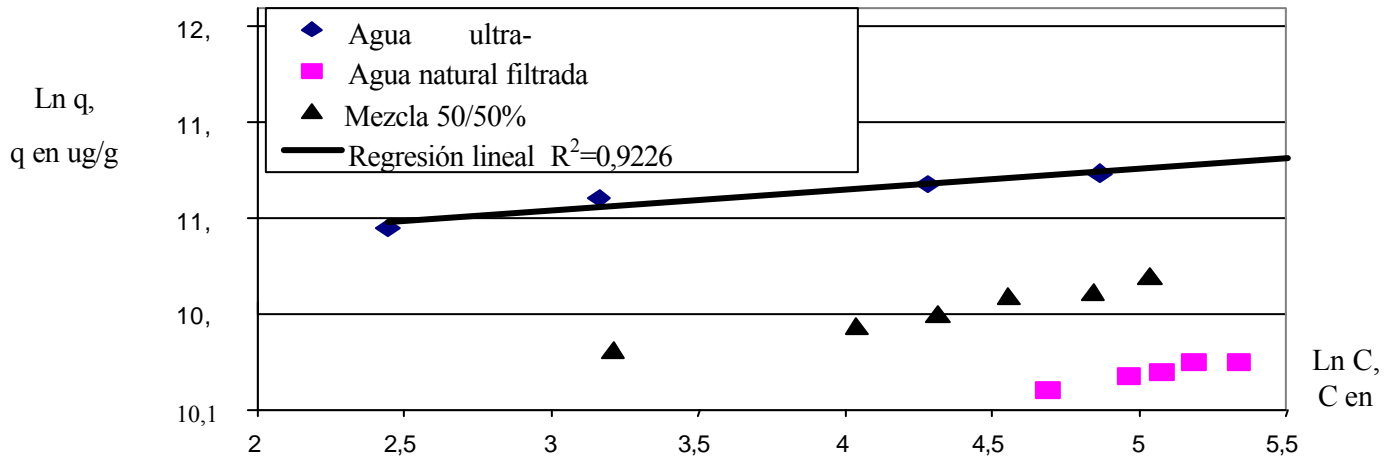


Figura 11. Cyromacina sobre carbón F-400 Período de lluvia. COT = 1,928 mg/L. CIT = 4,885 mg/L.

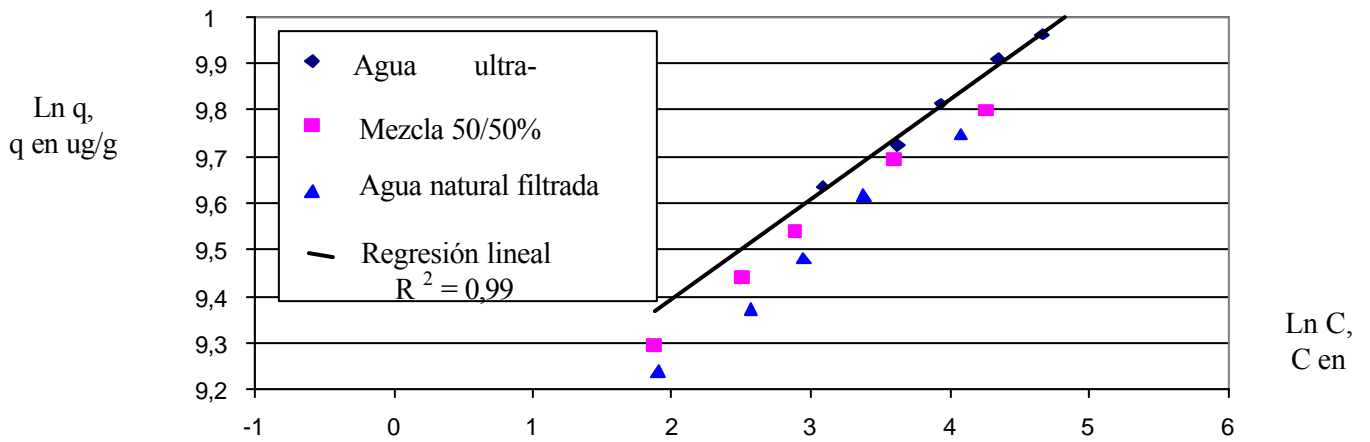


Figura 12. Cyromacina sobre carbón V- 100 Período de lluvia. COT = 1,928 mg/l. CIT = 4,885 mg/l.

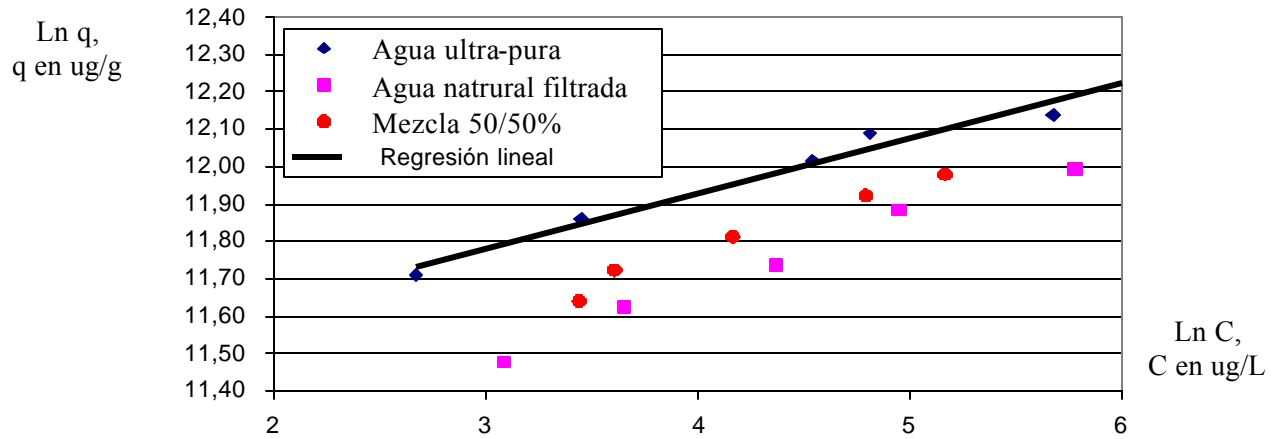


Figura 13. Imidacloprid sobre carbón F- 400 Época sequía COT = 0,659 mg/L CIT = 4,205 mg/L

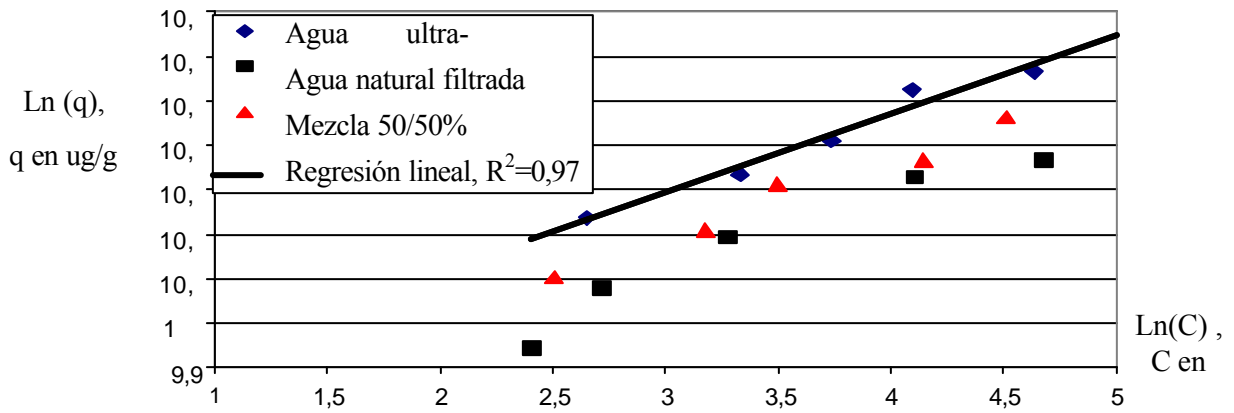


Figura 14 Imidacloprid sobre carbón V- 100 Época sequía COT = 0,659 mg/l CIT = 4,205 mg/l

• **Etapa 6.** Cinéticas sobre Columna Diferencial de Adsorción (DBCR).

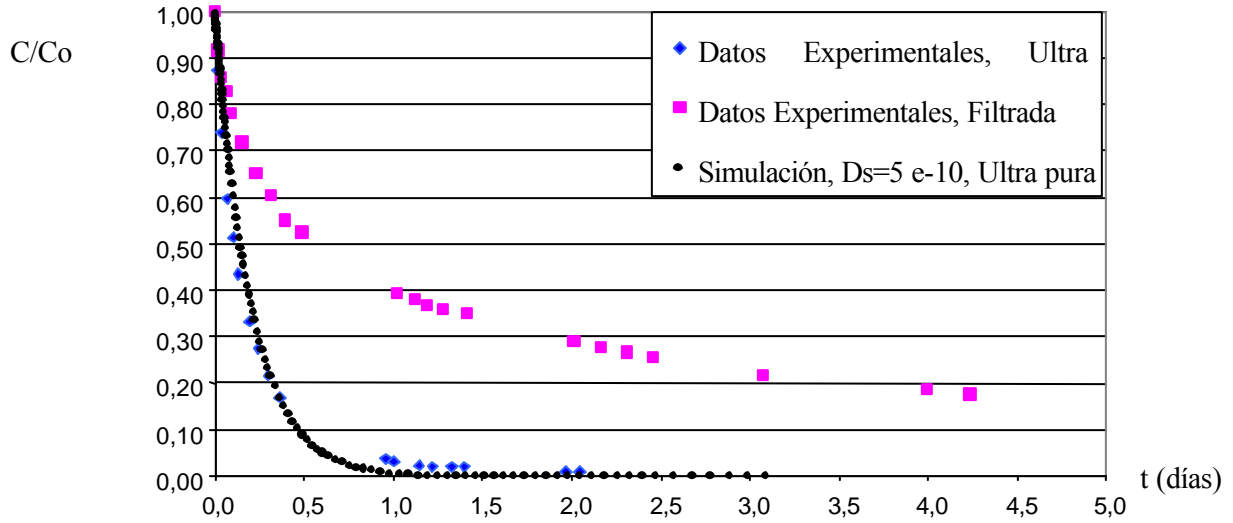


Figura 15 Adsorción de Atrazina, en DBCR, carbón F – 400 Agua natural filtrada y ultra-pura.

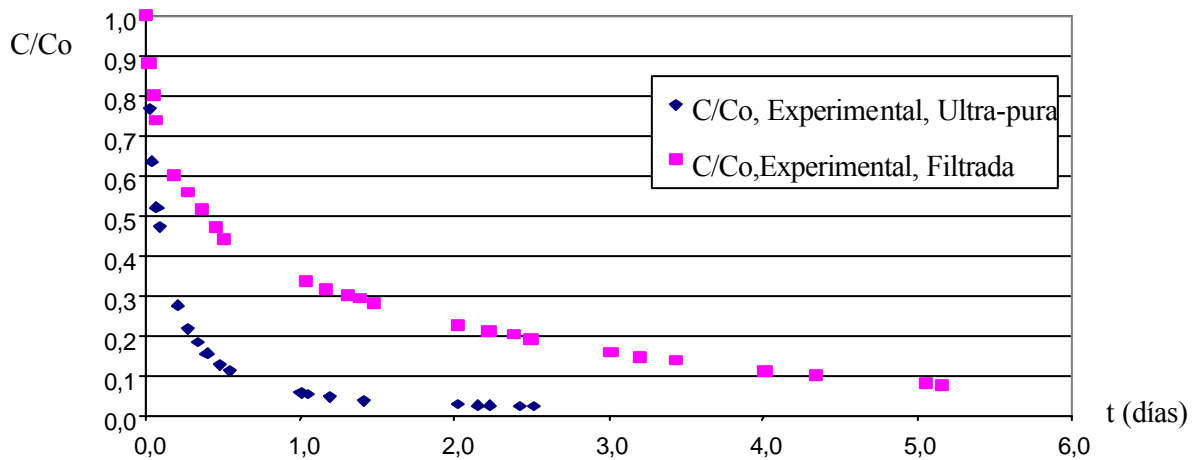


Figura 16. Adsorción de Atrazina, en DBCR, carbón V – 100. Agua natural filtrada y ultra-pura.

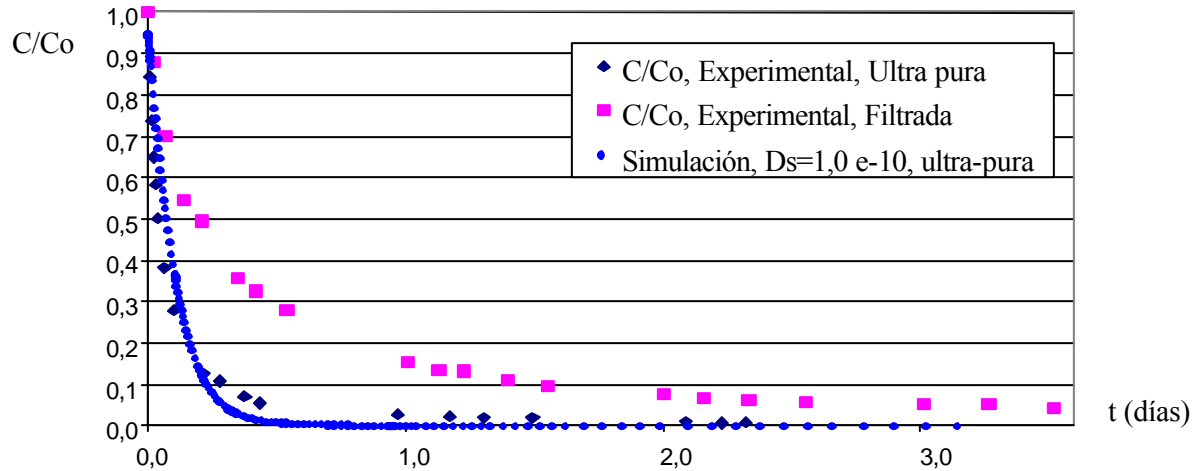


Figura 17. Adsorción de Cyromacina, en DBCR, carbón F – 400. Agua natural filtrada y ultra-pura.

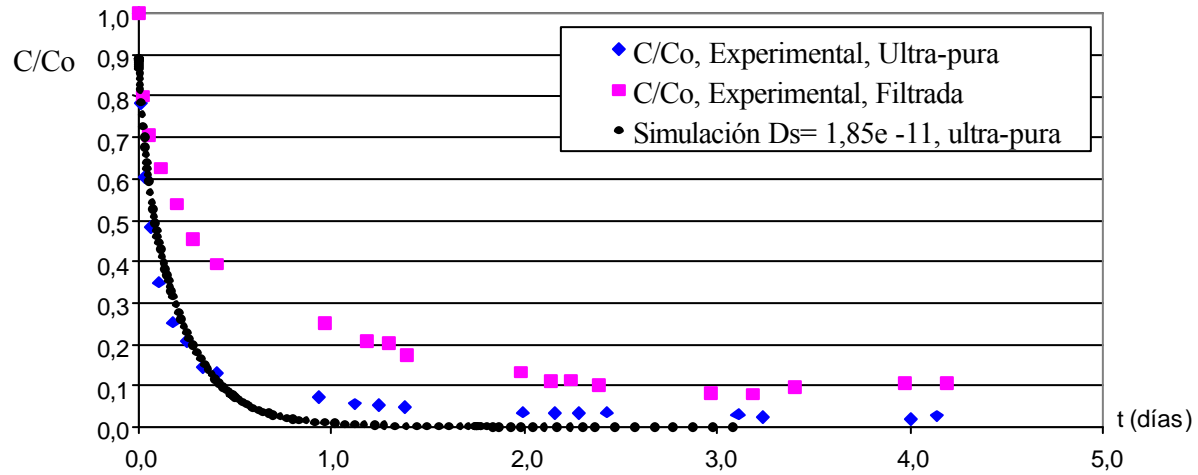


Figura 18. Adsorción de Cyromacina, en DBCR, carbón V – 100. Agua natural filtrada y ultra-pura.

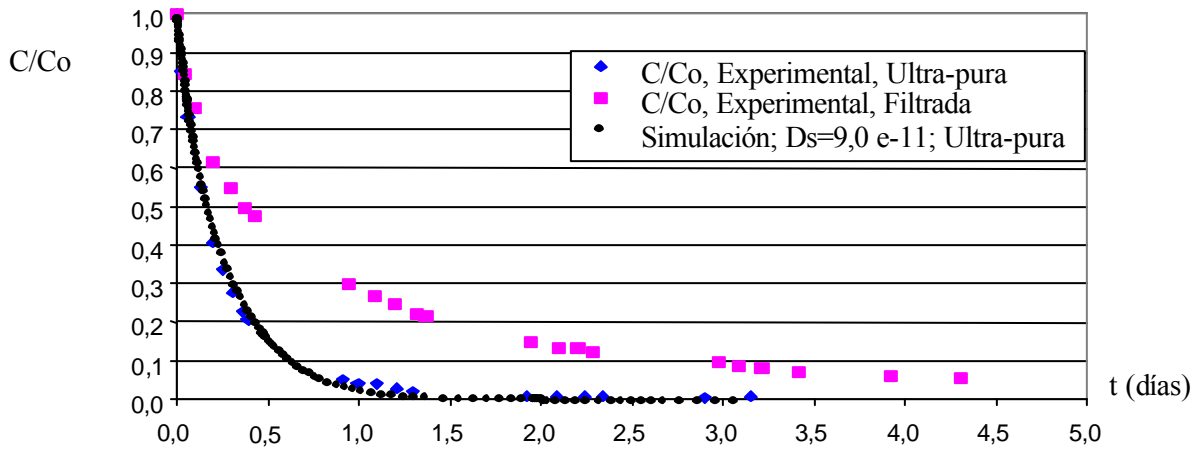


Figura 19. Adsorción de Imidaclopid, en DBCR, carbón F- 400. Agua natural filtrada y ultra-pura.

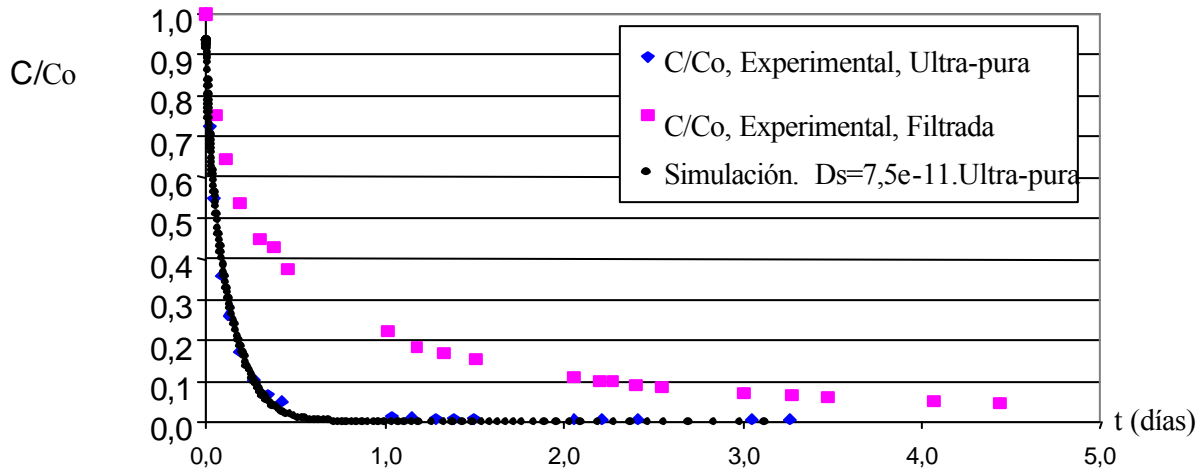


Figura 20. Adsorción de Imidaclopid, en DBCR, carbón V- 100. Agua natural filtrada y ultra-pura

Conclusiones

En el presente trabajo de investigación, se instrumentó un protocolo experimental que permite, mediante manipulaciones simples y rápidas, simular correctamente la cinética de adsorción de los pesticidas sobre carbón activo en agua natural. Dicho protocolo experimental, menos costoso que un estudio piloto sobre un lecho filtrante, requiere solamente: Una serie de isotermas del soluto en agua ultra-pura (parámetros de equilibrio del soluto), una cinética de adsorción del soluto en agua ultra-pura (coeficiente de difusión del soluto), dos series de isotermas del soluto en agua natural (parámetros de equilibrio de la MON y su concentración inicial) y una cinética de adsorción del soluto en agua natural (coeficiente de difusión de la MON).

El carbón venezolano (V- 100) tiene una capacidad de adsorción muy inferior al carbón francés (F – 400), debido a que posee una menor área superficial por lo que se satura más rápidamente.

El peso molecular (tamaño de la molécula) del pesticida influye directamente sobre el tiempo en que se alcanza el equilibrio. Siendo por tanto interesante el poder construir bases de datos de los parámetros de equilibrio y los coeficiente de difusión superficial en agua ultra-pura de cada pesticida. Quedando por hacer, en caso de una aplicación, las manipulaciones para cada tipo de agua natural.

Agradecimientos. Al Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico (CDCHT) de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado y al Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (FONACIT) por el financiamiento del presente proyecto de investigación.

Bibliografía

- JIAN – YING, H ET COLL. “Adsorptive Characteristics of aromatic pesticides in water on powdered activated carbon”. Wat. Res, Vol 32 N° 9, pp 2593 – 2600, 1998.
- JULIE, F; BAUDU, M; MAZET M. “Relation ship between chemical and physical surface properties of activated carbon”. Wat. Res. Vol 32 N° 11 pp 3414 – 3424, 1998.
- LEBEAN, T; LELIEVRE, C; WOLBERT, D; LAPLANCHE, A; PRADO, M Y COTE P. “Effect of natural organic matter loading on the atrazine adsorption capacity of an again powdered activated carbon slurry”. Wat. Res, Vol 33 N° 7, pp 1695 –1705, 1999.
- NEWCOMBE, G; DRIKAS, M; HAYES, R. “Influence of characterised natural organic material on activated carbon adsorption: II Effect on pore volume distribution and adsorption of 2 methylisoborneol” Wat. Res. Vol 31, N° 5. pp 1065 – 1073, 1997.
- PELEKANI, C; SNOEGINK V. L. “Competitive adsorption in natural water: Role of activated carbon pore size”. Wat. Res. Vol 33, N° 5, pp 1219 – 1219, 1999.
- SMITH, E. “Bench – Scale test and modelling of adsorption of natural organic matter by activated carbon”. Wat. Res. Vol 28, N° 8, pp 1693 –1702, 1999.
- SMITH, E. “Evaluation of multicomponent adsorption equilibrium for organic mixtures on to activated carbon”. Wat. Res. Vol 25 N° 2, pp 125 – 134, 1991.

Capítulo 7

SISTEMA DE RECIRCULACIÓN DE AGUA PARA CRÍA DE ALEVÍN DE TRUCHA ARCOIRIS (*Oncorhynchus mykiss*) Y CARPA COMÚN (*Cyprinus carpio*)

Resumen

En el desarrollo de la acuicultura, el agua juega un papel sumamente importante, sus características físico – químicas, calidad y cantidad, determinan la especie a cultivar y la factibilidad del cultivo tanto técnica como económica.

Se escogió la etapa de alevín para el objetivo de este proyecto, que fue, diseñar y evaluar un sistema de tratamiento de agua residual acuícola semicerrado que permita el desarrollo adecuado del alevín de trucha arcoiris y carpa común. Para lograr el objetivo, se diseñó un sistema de tratamiento de agua residual acuícola, cuyo tren de tratamiento consto de un filtro parabólico de mallas de 300µm, un filtro biológico (percolador), un filtro de arena, un filtro de carbón activado y una lámpara ultravioleta para desinfección. El sistema se evaluó con dos cultivos en la etapa de alevín de especies dulce – acuícolas, trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) y carpa común (*Cyprinus carpio*). Los cultivos se establecieron en seis estanques de 4m³ cada uno, tres para el cultivo de trucha y tres para el de carpa. Cabe mencionar que los estanques se diseñaron para trabajar en dos cascadas, es decir, el efluente del primer estanque sirve de influente para el segundo y su efluente es el influente del tercero, se tuvieron dos cascadas con tres niveles cada una.

Para la evaluación del sistema de tratamiento se establecieron 10 estaciones repartidas entre las operaciones unitarias del sistema, donde se analizaron los parámetros: DBO, DQO, NH₃, NO₂, NO₃, pH, temperatura, conductividad, sólidos, turbidez, cuenta en placa, coliformes totales y fecales. En la evaluación de los cultivos se analizó el incremento de peso y longitud, así como, los parámetros: OD, pH, conductividad y temperatura, para cada una de los seis estanques.

Los resultados encontrados, encontrados para los parámetros analizados fueron: el oxígeno disuelto tiende a consumirse hasta llegar al filtro biológico donde se incrementa, para luego disminuir hasta llegar a la lámpara ultravioleta donde se incrementa nuevamente el oxígeno, también, se observa una disminución de los sólidos disueltos y conductividad, sin embargo al pasar por el filtro biológico se vuelve aumentar la concentración de estos. La eficiencia del sistema en cuanto a la turbidez y los sólidos suspendidos es de 98%, para la DBO₅ es de 96.6%, para NH₃ de 71.4%.

En conclusión se tiene que la planta de tratamiento ha probado ser eficiente en la depuración de agua residual acuícola, en la etapa de alevín de los organismos acuáticos cultivados en este proyecto (trucha arcoiris y carpa común) y el alcance de este proyecto se sitúa en el apoyo de las comunidades con escasez de agua, donde, con sistemas semicerrados de tratamiento de agua residual acuícola para su reuso, les permita establecer cultivos de peces con un éxito asegurado.

Palabras Clave: Acuicultura, Reuso de agua residual acuícola, Sistemas de tratamiento de agua, *Oncorhynchus mykiss*, *Cyprinus carpio*.

Introducción

“El agua constituye uno de los elementos fundamentales para la vida, es seguramente un recurso vital, que hoy en día por su escasez y deterioro adquieren características muy graves y preocupantes a escalas mundiales” (Martínez, 1997).

Las necesidades de agua, como elemento vital para el ser humano, han ido aumentando conforme lo ha hecho la civilización y el crecimiento de la población. El desarrollo de las actividades del hombre relacionadas con el agua han dejado un elemento contaminado que representa una variable crítica para el crecimiento, desarrollo y permanencia de la población.

Como ejemplo de la contaminación del agua, las lagunas de la cuenca alta del Río Lerma, Estado de México, presentaban años atrás actividad económica como cultivo de peces y daphnia; actualmente, la producción de animales acuáticos ha decaído drásticamente, al grado de ya no estar el recurso disponible para su uso.

El problema de la contaminación del agua ha sido atacado de diferentes maneras. Antiguamente, la eliminación de las aguas residuales era resuelto mediante la construcción de sistemas de conducción de agua, sistemas de recolección y conducción de aguas residuales hacia una corriente natural de agua, generalmente un arroyo o canal a cielo abierto, localizado en las partes bajas y alejadas de las comunidades (García, 1999). Posteriormente, al incrementarse la cantidad de las aguas residuales fueron un problema de contaminación de las mismas corrientes naturales, por lo que, surge la necesidad de tratar esta agua, llegando a tener sistemas de tratamiento y desinfección de agua. Una vez tratadas, se incorporaban de nuevo a las corrientes naturales. Esta contaminación, sin embargo, sigue trayendo como consecuencia que algunas actividades del ser humano, como la acuicultura, se vean afectadas significativamente, debido a que la calidad del agua es un factor limitante de desarrollo dentro de esta actividad.

La producción en las granjas acuícolas depende directamente de la cantidad de agua y su calidad, es decir, la capacidad de carga de una granja es el balance entre los factores bióticos (animales acuáticos) y los factores abióticos (agua). Para un desarrollo óptimo (crecimiento, salud y conversión alimenticia) de un determinado cultivo, la producción estará en función de un buen soporte de vida (calidad de agua) y la cantidad de agua que puede ser administrada (Klontz, 1991).

Los problemas que actualmente se tienen en granjas acuícolas relacionados con la cantidad de agua son: bajo tiempo de recambio, baja velocidad del agua y sobrepoblación de los espacios de cultivo (Klontz, 1991). Los problemas relacionados con la calidad del agua, generalmente, derivan en enfermedades o en estrés, que no permite el buen desarrollo de los animales acuáticos. Por ejemplo, en los cultivos de ranas (Hipólito, 1999), la mala calidad del agua permite la propagación de enfermedades como lesiones en la piel de las ranas, infecciones bacterianas, envenenamiento por sustancias tóxicas o exceso de nutrientes, lento o nulo desarrollo de los animales, lesiones en las patas y dedos, etc. Otro problema frecuentemente encontrado en algunas granjas es el uso de la misma agua a través de diferentes estanques, esto ha traído como consecuencia que los animales que reciben esta agua, tengan problemas sanitarios o de supervivencia, debido a la baja cantidad de oxígeno disuelto, la alta concentración de sólidos suspendidos, ocasionando generalmente la muerte (Hipólito, 1999; Klontz, 1991).

Una de las soluciones que han encontrado los acuicultores para aumentar la producción, o para disminuir los riesgos de una mala calidad de agua en estanques subsecuentes, es el sistema de reuso del agua, entendiendo esto como: un conjunto de procesos que mejoran la calidad del agua, que permiten una mayor producción (Mayo, 1991).

Sin embargo, el sistema de reuso del agua solamente se ha utilizado cuando el costo del agua tratada es muy inferior al beneficio o al costo del producto, es decir, esto solo se aplica a proyectos acuícolas como los financiados por el gobierno o instituciones educativas, proyectos pequeños como laboratorios de desove o de acuicultura fina (peces de ornato).

La razón de esto es que los costos de tratamiento y recirculación de agua son altos y, muchas veces, el cultivo de los animales acuáticos no aporta un beneficio social o económico mayor al del sistema de reuso. Por lo que, es de suma importancia, el desarrollo de la investigación que tienda a encontrar sistemas de reuso del agua en acuicultura de bajo costo, que permita un mayor beneficio social y económico. Por lo anterior, se considero trabajar con la sección de alevinaje, ya que en ésta, los sistemas de reuso son caros y no accesibles para el productor acuícola en el país, además de necesitar, los alevines, alta calidad y una cantidad grande de agua.

Objetivos

General

Diseñar y evaluar un sistema de tratamiento de agua residual acuícola semicerrado que permita el desarrollo adecuado del alevín de trucha arcoiris y carpa común.

Particulares

Diseñar un sistema de tratamiento de agua residual acuícola de bajo costo y con elementos accesibles en el país.

Evaluar la eficiencia del sistema para la remoción de contaminantes derivados del cultivo de alevines de trucha arcoiris y carpa común.

Evaluar el desarrollo del alevín de trucha arcoiris y carpa común en un sistema de recirculación de agua residual acuícola.

Metodología

Para determinar los criterios de diseño del sistema se llevó a cabo una recopilación de información bibliográfica, con verificaciones puntuales de campo sobre la calidad del agua en granjas trutícolas y de carpa, con el fin de conocer las características del agua residual acuícola. Con estos datos se determinó mediante una revisión bibliográfica el tren de tratamiento de aguas residuales que mejor eliminen la contaminación indicada según los parámetros obtenidos.

El tren básico de tratamiento propuesto consto de un sistema de filtración (mallas en arco), unidad biológica (percolador) y desinfección (ultravioleta). El caudal utilizado para en el prototipo fue de 0.7 L/s, con un recambio del 250% diario.

Evaluación de los procesos

Sistema prototipo

Se establecieron 10 estaciones de muestro en el tren de tratamiento del sistema (*Figura 1*), donde se analizaron los parámetros listados en la *Tabla 1*.

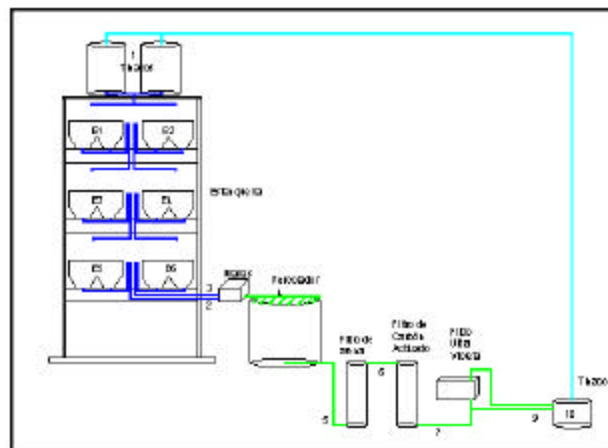


Figura 1. Esquema de ubicación de estaciones en el proyecto.

Los análisis de la siguiente tabla se llevaron a cabo según las normas mexicanas, y según los estándares internacionales APHA, AWWA y WPCF, 1992.

Tabla 1. Parámetros analizados en los diferentes puntos de muestreo.

Parámetro	Frecuencia	Estaciones
DBO ₅	Cada 5 días	2, 3, 4, 5, 6, 7 y 9
DQO	Cada 5 días	2, 3, 4, 5, 6, 7 y 9
NH ₃	Cada 5 días	2, 3, 4, 5, 6, 7 y 9
NO ₂	Cada 5 días	2, 3, 4, 5, 6, 7 y 9
NO ₃	Cada 5 días	2, 3, 4, 5, 6, 7 y 9
pH	Diario	Todas
Conductividad	Diario	Todas
Temperatura	Diario	Todas
Sólidos suspendidos	Diario	Todas
Sólidos disueltos	Diario	Todas
Turbidez	Diario	Todas
Oxígeno disuelto	Diario	Todas
Coliformes totales	Cada 7 días	7 y 9
Coliformes fecales	Cada 7 días	7 y 9
Cuenta en placa	Cada 7 días	7 y 9

Cultivos Acuícolas

Los organismos que se utilizaron para este trabajo fueron: trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) y carpa común (*Cyprinus carpio*). Estos organismos fueron seleccionados por su alta sensibilidad frente a aguas contaminadas o aguas sin la calidad necesaria para su crecimiento apropiado. La densidad de siembra de los cultivos es la siguiente: para la carpa 75 org/m³ y para el cultivo de la trucha será de 125 org/m³ (1 trucha por cada 8 litros, Klontz, 1991). Con lo cual se tiene que se necesitarán 900 carpas y 1,500 truchas.

La evaluación de los cultivos se realizaron llevando un seguimiento diario de la mortalidad, así como un análisis mensual de parámetros biométricos (longitud y peso). El seguimiento del cultivo y del prototipo de tratamiento se realizaron por un periodo de 8 semanas (Klontz, 1991) (Lima, 1992).

Resultados

Se observó que la variación en la concentración de oxígeno disuelto en los diferentes estanques, tiende a ser constante respecto al tiempo, sin embargo en cada nivel de la cascada, la concentración disminuye conforme baja el agua por el sistema de estanques (siendo mayor en el estanque 1 y menor en los estanques 3 y 5).

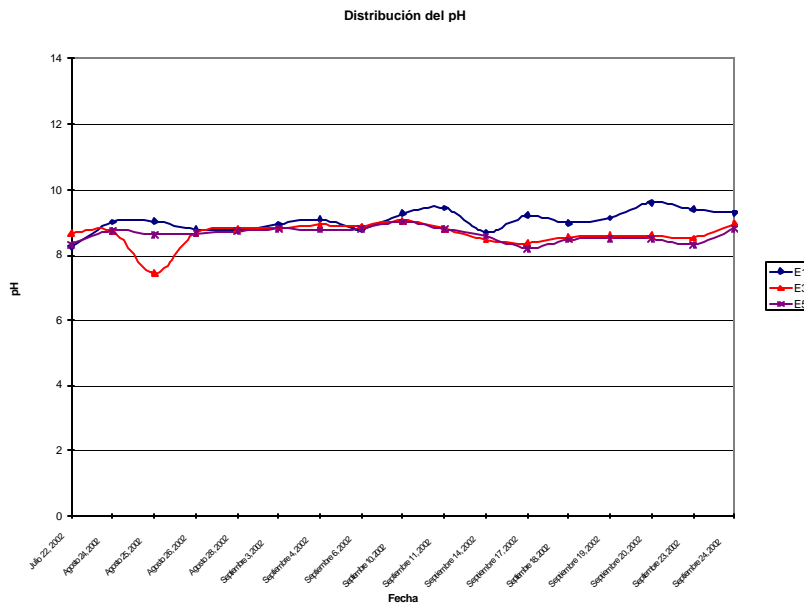


Figura 2. Gráfica de distribución del pH en los estanques.

El pH se mantiene constante en la totalidad del sistema de cascada (Figura 2). Los valores de pH son elevados en el agua de alimentación que proviene de un pozo profundo local.

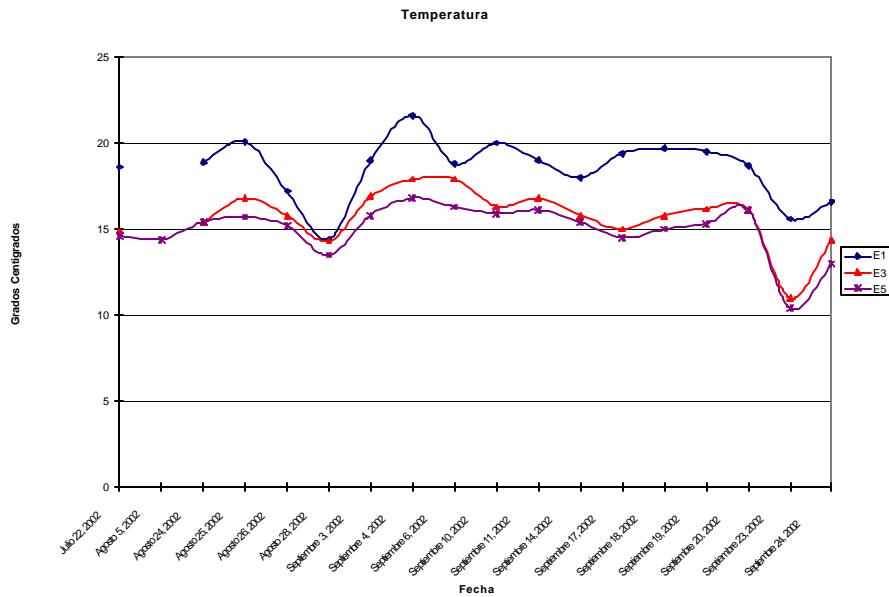


Figura 3. Gráfica donde se observa la temperatura en los estanques de la cascada 1.

La temperatura en la cascada es más alta en el estanque superior, mientras se mantiene hasta 5°C más bajo en los niveles inferiores (ver *Figura 3*).

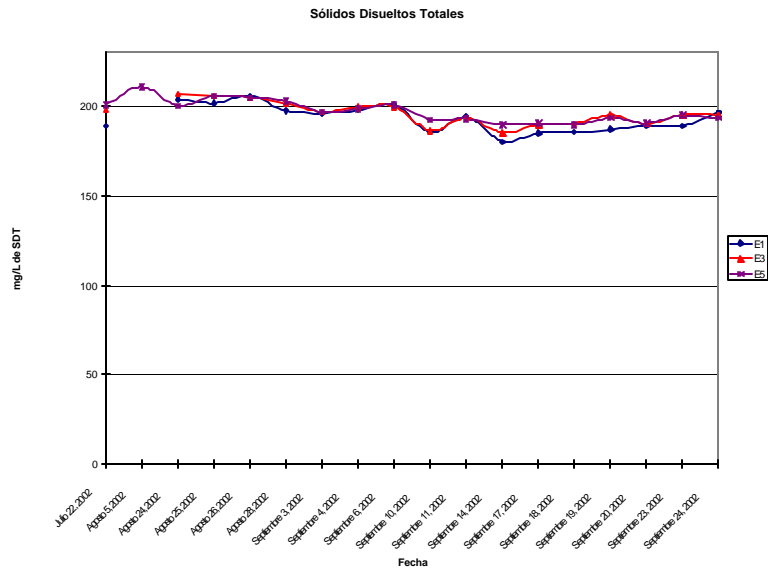


Figura 4. Concentración de sólidos disueltos totales en los estanques de una cascada.

En la *Figura 4* se observa que los sólidos disueltos totales se comportan de manera independiente del nivel del estanque en la cascada, como una concentración alrededor de 200 mg/L.

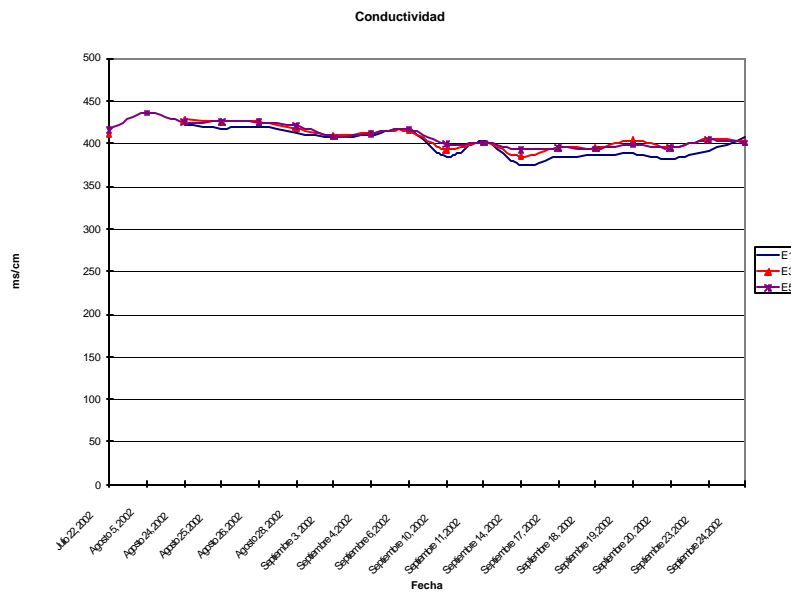


Figura 5. Gráfica de conductividad presente en la cascada 1.

La conductividad tiene un comportamiento directamente relacionado con los sólidos disueltos totales en los estanques (Figura 5), con un nivel alrededor de 400 mg/L.

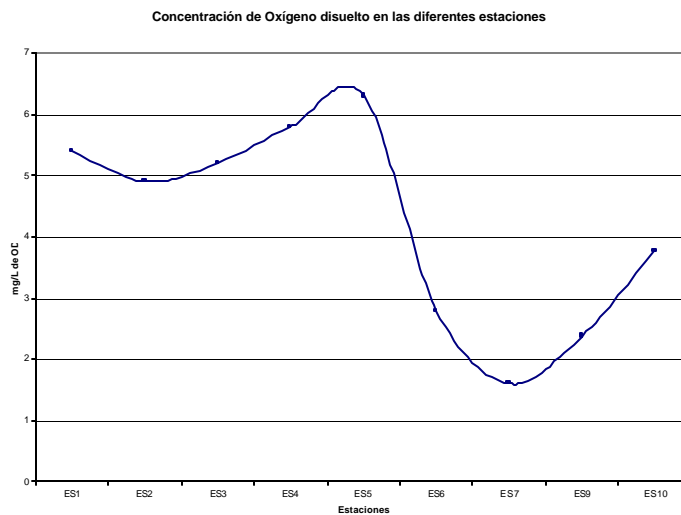


Figura 6. Oxígeno disuelto presente en las estaciones del sistema de tratamiento de agua residual acuícola.

El oxígeno disuelto (Figura 6) en el sistema de tratamiento tiende a consumirse hasta llegar al filtro biológico donde se incrementa, para luego disminuir hasta llegar a la lámpara ultravioleta donde se incrementa nuevamente el oxígeno.

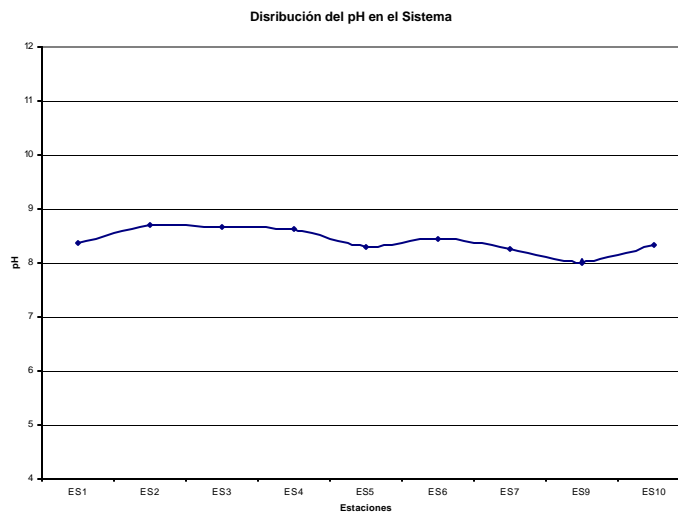


Figura 7. Gráfica de pH observado en las diferentes estaciones del sistema de tratamiento.

El pH se mantiene constante durante todo el proceso, los incrementos o decrementos de este parámetro son despreciables (Figura 7).

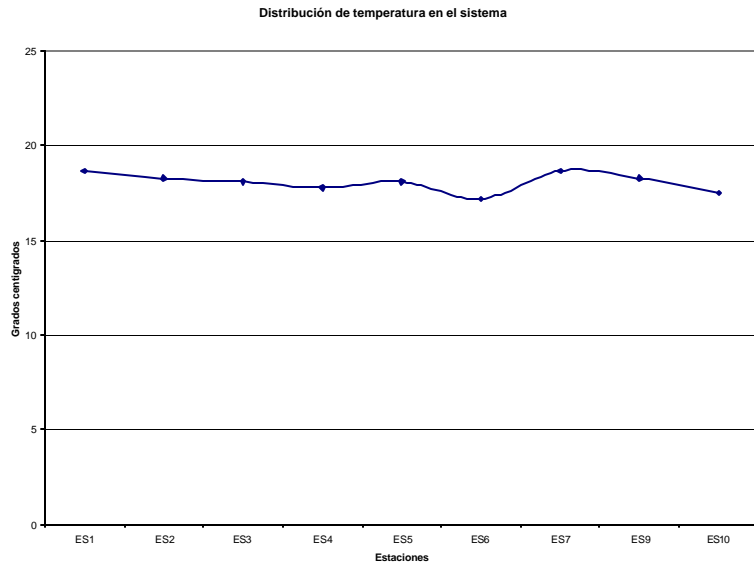


Figura 8. Temperatura en las estaciones.

La distribución de la temperatura se presenta de manera constante dentro del sistema de tratamiento (ver *Figura 8*).

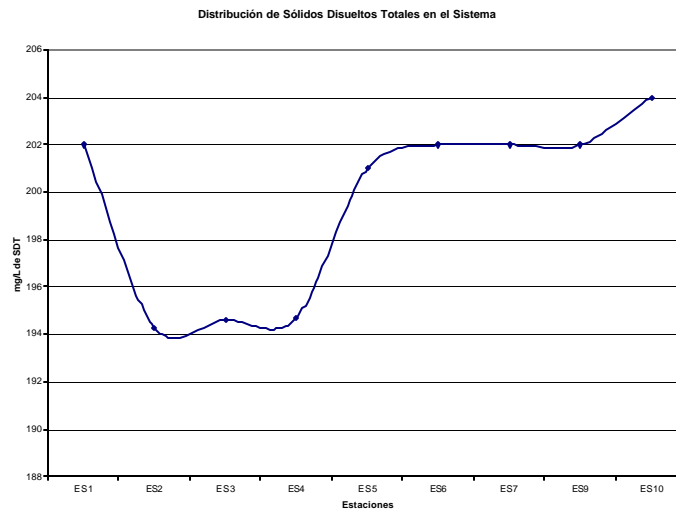


Figura 9. Gráfica de concentración de sólidos disueltos totales en el tratamiento.

En la *Figura 9* se puede observar una disminución de los sólidos disueltos, sin embargo al pasar por el filtro biológico se vuelve a aumentar la concentración de estos.

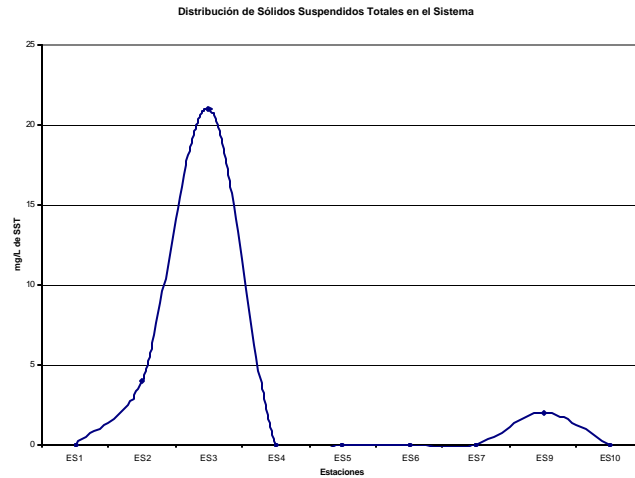


Figura 10. Sólidos suspendidos totales en estaciones del sistema de tratamiento de agua residual acuícola.

Antes del sistema de remoción de sólidos de la planta piloto (filtro de arena) se tiene una cantidad de sólidos suspendidos mayor, al pasar por este sistema, se disminuye considerablemente la concentración, quedando inclusive por debajo de las normas establecidas (ver *Figura 10*).

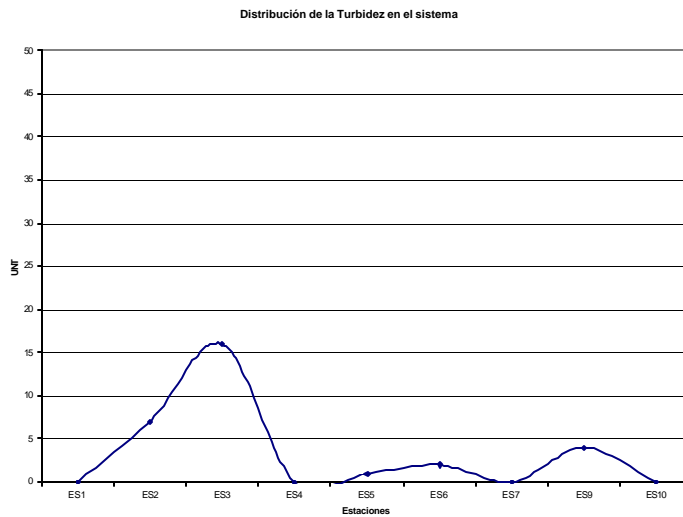


Figura 11. Gráfica de turbidez presente en el agua de cada estación.

El mismo comportamiento se presenta con la turbidez, donde sólo antes del sistema de remoción de sólidos se tienen concentraciones relativamente altas de turbidez (*Figura 11*).

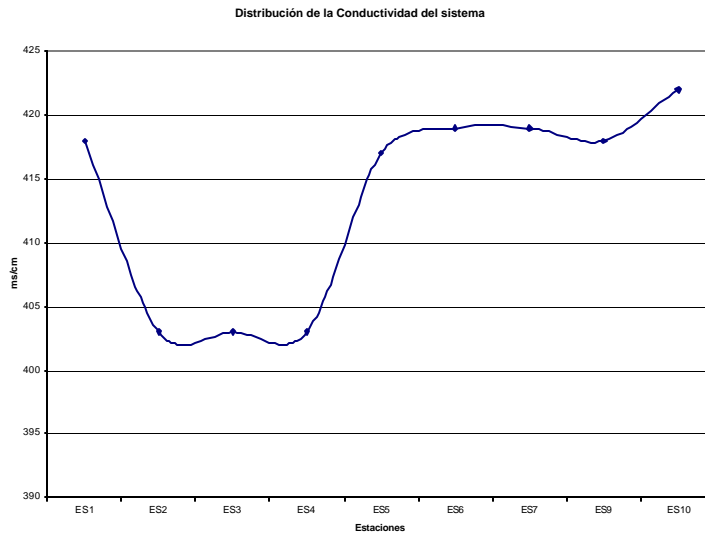


Figura 12. Conductividad presente en las estaciones del tratamiento.

El la *Figura 12* se observa que este parámetro se comporta de una manera similar a la concentración de sólidos disueltos totales.

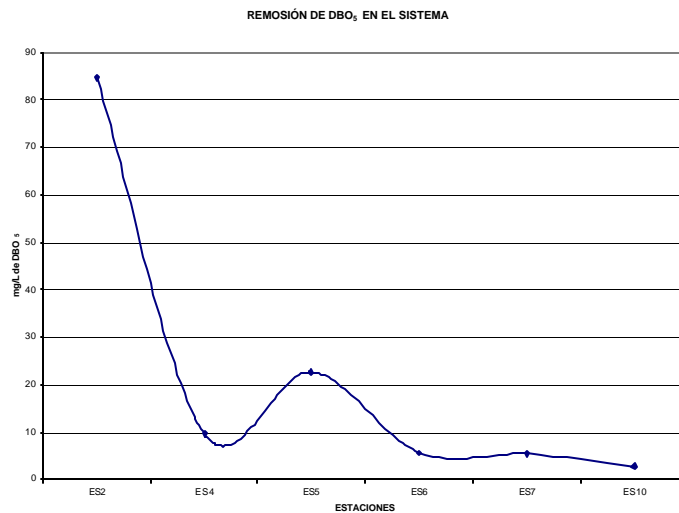


Figura 13. Gráfica de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno en el sistema de tratamiento.

Se puede observar una remoción eficiente en todo el sistema, al final del tratamiento se tiene una DBO₅ de tan solo 2.8 mg/L de DBO₅ (Figura 13).

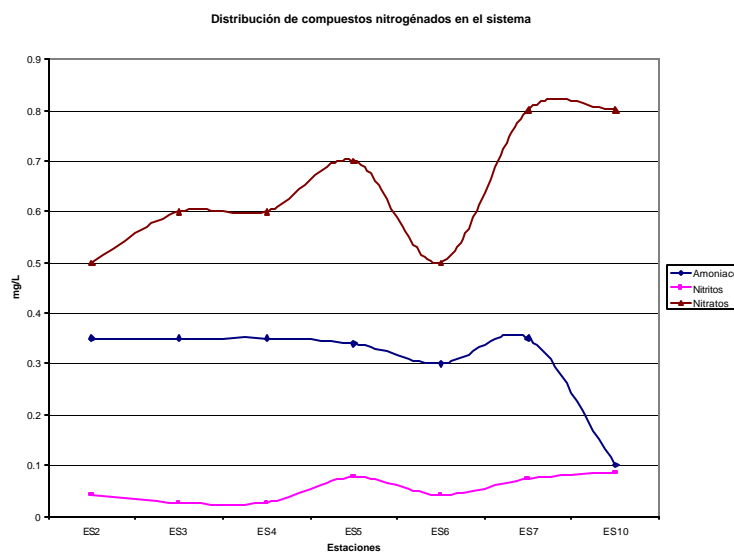


Figura 14. Gráfica de compuestos nitrogenados en el sistema de tratamiento.

Se observa en la Figura 14 que la remoción del amoníaco se realiza de manera eficiente en todo el sistema, además la transformación de este compuesto a nitratos ha presentado un comportamiento constante y no presenta una toxicidad en el sistema para los organismos acuáticos.

En general, la eficiencia del sistema de tratamiento fue adecuada, ya que se tienen valores de 96.6%, 98% y 71.4% para la DBO₅, sólidos suspendidos y amoníaco respectivamente.

La fracción no removida de nitratos y DBO₅, no es significativa con respecto a la generación de contaminantes en cada ciclo de recirculación.

El ahorro de agua limpia, hasta el momento, ha sido del 96%. Comparando con una granja de flujo continuo, el sistema podría producir hasta 13 veces más con la misma agua que actualmente recibe. Sin contar que, con este sistema, el agua que esté regresando al cuerpo de agua natural tendrá una descarga libre de contaminantes y, por lo tanto, se encontrará por debajo de las normas mexicanas que aplican a las descargas a cuerpos naturales de agua.

El sistema de producción y tratamiento de agua residual acuícola se ha construido con tecnología desarrollada en el país, por lo que se encuentra accesible en cualquier lugar del país y no depende del productor de servicios extranjeros.

Conclusiones y recomendaciones

La planta de tratamiento ha probado ser eficiente en la depuración de agua residual acuícola, en la etapa de alevín de los organismos acuáticos cultivados en este proyecto (trucha arcoiris y carpa común).

El sistema permite cultivar organismos que sean materia prima para la etapa de engorda de las granjas acuícolas de una manera sustentable y amigable al ambiente, es decir, el impacto a los cuerpos de agua tiende a ser muy bajo o nulo.

El alcance de este proyecto se sitúa en el apoyo de las comunidades con escasez de agua, donde, con sistemas semicerrados de tratamiento de agua residual acuícola para su reuso, les permita establecer cultivos de peces con un éxito asegurado.

Bibliografía

- APHA, AWWA and WPCF (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18^a. Ed. Washington, D.C. USA.
- GARCÍA P.D., (1999) “Planta experimental de tratamiento de aguas residuales por medios biológicos”, Tesis para la obtención de grado de maestría, UAEM, México, 232.
- HIPOLITO M. (1999), “Doenças na ranicultura. En: Manejo Sanitario na criação de ras”, X encontro nacional de ranicultura, Brasil, 24.
- KLONTZ W.G., (1991), “Producción de trucha arcoiris en granjas familiares”, Universidad de Idaho, USA, 88.
- LIMA L. S. (1992) “A tecnologia de criação de Ras”, UFV, Brasil, 166.
- MARTÍNEZ P.P. (1997) “El tratamiento de las aguas residuales en México”, En: Contribuciones al manejo de los recursos hídricos en América Latina, UAEM, México, 489.
- MAYO D.R. (1991) “Review of water reuse systems, water reuse in hatcheries”, En: Aquaculture and water quality, WAS, USA, 180 – 197.

Capítulo 8

POTABILIZACIÓN DE AGUA: LA SITUACIÓN Y EXPERIENCIA EN COSTA RICA

Resumen

Costa Rica posee un rico patrimonio natural que cada día se ve más amenazado por el deterioro de las cuencas hidrográficas, la contaminación de acuíferos y la degradación de humedales y zonas costeras. Así, si bien el país en su conjunto cuenta con un superávit de oferta de agua, la demanda de agua potable de la Gran Área Metropolitana y las limitaciones para el control de la calidad podrían generar, en un futuro cercano, problemas en el abastecimiento de la principal aglomeración urbana del país. (Estado de la Nación, 1999)

En este trabajo se presenta, partiendo de los antecedentes históricos de la problemática, un resumen de la situación sobre la disponibilidad y las fuentes de agua, la cobertura de la población, la calidad del agua y los tratamientos para la potabilización, los entes administradores, distribución y cobertura. Se presenta, igualmente, un breve resumen sobre la disposición de excretas y se finaliza con el análisis de la desinfección de aguas por exposición a la radiación solar, a partir del efecto de los sólidos sedimentables.

Palabras clave: potabilización de agua, tratamiento de agua para consumo, tratamiento de aguas residuales, desinfección de agua con energía solar

Introducción

Costa Rica, país ubicado en Centroamérica, limita al Norte con Nicaragua, al este con el mar Caribe, al sureste con Panamá y al suroeste y oeste con el Océano Pacífico. La superficie de Costa Rica es de 51.060 km² y su capital es San José. El país está conformado por siete provincias, que a su vez están divididas en cantones y éstos en distritos. El gobierno del cantón es la Municipalidad. Alrededor del 25% del territorio está protegido mediante el sistema de áreas silvestres de conservación, así cerca de un 11% tiene protección absoluta incluyendo parques nacionales y reservas biológicas, un 15% posee algún grado de protección principalmente las áreas dedicadas a reserva forestal y las reservas indígenas que abarcan un 5.47% del territorio nacional. Las condiciones de variabilidad climática, relieve, suelos y microclima determinan una gran diversidad biológica que en términos conservadores contendría entre un 4% y un 5% de todas las especies de plantas y animales terrestres del mundo.

En la Gran Área Metropolitana que abarca las Ciudades de San José, Cartago y Alajuela se concentra la mayor parte de la población. De acuerdo con las cifras preliminares del IX censo de población y V de vivienda realizado en junio del 2000, Costa Rica pasó de una población de 2,416,809 según censo de 1984, a un total de 3,824,593 habitantes en el año 2000, lo que representa un incremento de casi un millón y medio de personas en un período de 16 años. En términos relativos, este cambio significó pasar de una tasa media anual de crecimiento de 2.3% entre los censos de 1973 y 1984, a una tasa de 2.9% entre 1984 y el 2000. Dado el descenso en la fecundidad ocurrido en el período, es razonable atribuir este aumento en la tasa de crecimiento al incremento de la inmigración internacional. Este aumento en la población de Costa Rica entre 1984 y el 2000, llevan a un incremento de la densidad poblacional de 47 a 75 habitantes por kilómetro cuadrado, es decir, casi un 60% superior. Por otra parte, la proporción de hombres y mujeres igual al 50% se ha mantenido hasta el censo de 1984 (Abarca, 2001).

Costa Rica posee un rico patrimonio natural que cada día se ve más amenazado por el deterioro de las cuencas hidrográficas, la contaminación de acuíferos y la degradación de humedales y zonas costeras. Así, si bien el país en su conjunto cuenta con un superávit de oferta de agua, la demanda de agua potable de la Gran Área Metropolitana y las limitaciones para el control de la calidad podrían generar problemas en el abastecimiento de la principal aglomeración urbana del país. (Estado de la Nación, 1999)

Por otra parte, el agua, principal recurso natural con el que cuenta Costa Rica, se ha definido legalmente como un bien del dominio público, un bien social y un bien económico estratégico para el desarrollo. La gestión integrada del recurso hídrico como elemento esencial para cualquier forma de vida es fundamental y comprende una multiplicidad de factores geofísicos, químicos, biológicos, sociales, económicos, culturales y políticos. Sin embargo, no hay integración entre las disciplinas para lograr un abordaje holístico de la problemática del agua. La vinculación y coordinación entre los organismos de planificación y gestión es débil, cuando no inexistente, y la difusión y transferencia de conocimientos a la sociedad civil, necesarios para una gestión integrada del agua son muy escasos.

El agua para abastecimiento público

Antecedentes de la problemática

Para los aborígenes costarricenses el agua era importante, no sólo desde el punto de vista ceremonial, sino también para su vida, la agricultura, sus actividades económicas y sociales. En Costa Rica la importancia del agua ha quedado simbolizada en el Centro Histórico Arqueológico de Guayabo, en donde la red hidráulica está compuesta por un sistema de acueductos, tanto abiertos como subterráneos, tanques de captación y almacenamiento de agua, puentes y pozos verticales de drenaje. Dichas obras aseguraban el aprovisionamiento de agua potable y el drenaje de aguas pluviales. En otros sitios del país los asentamientos se colocaban cerca de las fuentes de agua, ríos o quebradas y el agua se obtenía utilizando jícaras. (Coto y Sánchez, 1998)

Durante la colonia, conforme crecían las ciudades, el agua se traía por *acequias* desde largas distancias y fue necesario establecer disposiciones en relación con la limpieza de las mismas, por parte de los vecinos. El agua arrastraba muchas impurezas, no era apta para beber y se usaba sólo para usos domésticos. En las diferentes provincias, las municipalidades pusieron en ejecución trabajos para conducir y aumentar las aguas de las *acequias*, reuniendo los caudales de varios ríos. Los vecinos hacían derivaciones de la *acequia* principal para llevar agua a sus casas. Posteriormente fue necesario abrir pozos en algunas casas. (Coto y Sánchez, 1998)

En octubre de 1868, en la administración de Don Juan Rafael Mora, se inauguró la cañería de la ciudad capital, junto con la fuente ubicada en el Parque Central de San José, cuyo objetivo era brindar agua potable a los vecinos. Las mujeres y los niños eran los encargados de recogerla en tinajas de barro. En 1877 se presentó un proyecto de fijación de tarifas para el suministro de agua con su correspondiente reglamento y en 1884 se dictó la *Primera Ley de Aguas*, que incluía entre sus puntos la reforestación de las cuencas y se exigía la protección para las aguas, reglamentando su servicio y su cobro. Los expresidentes Cleto González Víquez (1906-10, 1928-32) y Ricardo Jiménez Oreamuno (1910-14, 1924-28, 1932-36), se preocuparon por mejorar las condiciones sanitarias de los habitantes de Costa Rica. Sus esfuerzos se materializaron en múltiples acueductos y cañerías y constituyeron la base para los excelentes índices de salud del país. Así, González Víquez impulsó la construcción de tanques de sedimentación, filtración y cloración de San José. Don Ricardo Jiménez, consciente de la importancia de dotar de agua potable a los pueblos para prevenir enfermedades, destinó una suma importante del Tesoro Público a la construcción de nuevas cañerías, mejoras y otros servicios de abastecimiento de agua potable., (Coto y Sánchez, 1998).

En 1940 en Tres Ríos se construyó, durante la administración de Calderón Guardia, una planta de tratamiento y un tanque de almacenamiento, con el fin de mejorar la distribución y el servicio. En 1941 nació la *Ley de Aguas Potables*, que entre otras cosas encargó a la Secretaría de Salubridad Pública de todos los asuntos relativos al agua potable.

Ante la crisis de escasez y mala calidad del agua, en la década de los cincuenta, se construyeron plantas de tratamiento en otras localidades y acueductos en las provincias de Alajuela, Heredia, Guanacaste, Puntarenas y Limón. Por otro lado,

se demostró que los gobiernos locales no tenían capacidad técnica, administrativa, ni financiera para manejar el suministro de agua potable a la población, por lo que en 1961 se creó mediante la ley 2726 el *Servicio Nacional de Acueductos y Alcantarillado (SNAA)* considerada por Don Mario Echandi como “la medida de mayor trascendencia nacional en favor de la salud pública durante los últimos 50 años” (AyA, 1996). Para solucionar la crisis se perforaron pozos, se ampliaron plantas, se cambiaron filtros lentos por filtros rápidos se mejoraron redes de distribución, se aumentó capacidad de los tanques de almacenamiento y se aprovecharon otras fuentes de abastecimiento. Así, en 1970 se inauguró el primer acueducto y en 1977 el segundo acueducto metropolitano. El SNNA intervino en otras provincias con mayor fuerza para reforzar o reconstruir los acueductos.

En la gestión de Carazo Odio (1978-1982) se proyectó el *Programa de acueductos rurales* y se estableció un programa de apoyo a las municipalidades, se ampliaron los controles de calidad del agua y se incorporó nueva tecnología al Laboratorio Central de Tres Ríos, centro desde el cual el AyA ejerce el control de calidad del agua de todos los acueductos. En la gestión de Arias Sánchez (1986-1990) se inauguró el acueducto de Orosi, tercer acueducto metropolitano, con el propósito de garantizar el abastecimiento de agua potable a la GAM hasta fines del siglo y logrando abastecer en esa fecha al 100% de la población urbana y el 93.6% de toda la población incluyendo las áreas rurales (Coto y Sánchez, 1998).

A partir de 1994 en la administración de Figueres Olsen se reforzó la atención a las comunidades rurales más deprimidas del país, que representan un tercio de la población costarricense y que está conformado por el 58% de los cantones rurales con altos niveles de pobreza e insatisfacción de necesidades básicas (MIDEPLAN, 1993). De esta manera, con apoyo del Programa de la Dirección General de Desarrollo Social y Asignaciones familiares se desarrollan *obras de abastecimiento de agua potable en las comunidades rurales*, en donde el programa de asignaciones familiares aporta el 35-40%, la comunidad el 40-50% y el AyA un 10-25%. El programa de acueductos rurales se fortaleció con préstamos del BID, del PL-480, del Banco alemán KFW, por lo que con el programa se atendieron 75 comunidades en las siete provincias del país. Se promovieron además proyectos para fortalecer las organizaciones comunales que administraran acueductos rurales. Por su parte el AyA instaló a partir de 1996, como parte de la *obra de acueductos rurales, equipos productores de hipoclorito de sodio o gases oxidantes mezclados*, fáciles de manejar que adicionan cloro al agua para la desinfección. Esta situación se reflejó en la baja incidencia de cólera en Costa Rica en la pasada epidemia, debido al acceso de las comunidades rurales al agua potable y a la campaña nacional de educación sanitaria. (Coto y Sánchez, 1998).

Con el fin de satisfacer de manera óptima la demanda de agua de la población del Gran Área Metropolitana estimada para el año 2015, AyA contrató los servicios de la empresa israelí *Tahal Consulting Engineers Ltda*, para que en conjunto con los ingenieros del AyA realizaran estudios y establecieran las directrices para la cuarta etapa del acueducto metropolitano. El Plan Maestro de Abastecimiento de Agua Potable para la Gran Área Metropolitana, PLAMAGAM, incluye las directrices que servirán de base para la toma de decisiones y la ejecución de proyectos específicos en los sistemas de abastecimiento de agua (Coto y Sánchez, 1998).

Si bien a inicios de 1997 no había problemas de abastecimiento de agua, pues la producción no ha variado, el AyA debió tomar medidas para contrarrestar los efectos del fenómeno del Niño. El calor se ha intensificado, en febrero de 1998, por ejemplo, el aumento de 4 grados en las temperaturas producto del fenómeno del Niño provocó un considerable aumento en el consumo de agua y una disminución en las fuentes debido a la evaporación, que obligan al AyA a realizar racionamientos, con el fin de que se puedan recuperar durante la noche los niveles de los tanques de abastecimiento de agua (La Nación, 1998). Esta situación se ha mantenido durante los últimos años.

Disponibilidad de agua y abastecimiento

Se estima que existe una disponibilidad anual bruta de agua (superficial y subterránea) de 29.800 m³ por habitante. El consumo total del país, según las distintas estimaciones disponibles, varía entre 4.4 y 10 km³ por año, lo que representa una tasa de extracción de entre el 2.6% y 5.9% del agua disponible. Esto le da a Costa Rica la característica de ser un país de “bajo estrés” en cuanto al balance hídrico global. A pesar de esta holgura en la disponibilidad del agua, las deficiencias de la administración nacional y local del recurso han afectado tanto el estado de las aguas subterráneas

como superficiales, como la calidad del agua suministrada por acueducto. De acuerdo con el Informe del Estado de la Nación (2000), la creciente vulnerabilidad de los acueductos, especialmente en la GAM, constituye una de las principales amenazas a la salud pública de los costarricenses. Este deterioro se debe a un marco institucional disperso en una gran cantidad de entes, desarticulados en la práctica, que dan lugar al traslape de competencias, vacíos y duplicación de funciones. El racionamiento en verano es una realidad para muchas comunidades rurales y urbanas del país. Hay ausencia de una rectoría clara y fuerte en cuanto a la gestión del recurso hídrico que afecta las posibilidades de realizar un uso y manejo eficiente de este recurso.

Se estima que un 75% del líquido destinado a la agricultura proviene de fuentes superficiales. Un 81% del agua para consumo doméstico y el 91% del consumo industrial proviene de fuentes subterráneas, lo que pone en riesgo la conservación y capacidad de recarga de los mantos acuíferos (Estado de la Nación 2000).

Los acuíferos más explotados del país son: Colima Inferior, Colima Superior y Barva abastecen el 66% de la población del GAM. La tasa de extracción de estos acuíferos según Reynolds y Fraile (2001), se estima en 2.600 litros por segundo. Los principales factores de presión sobre los acuíferos son por un lado los procesos de cambio de uso de la tierra: deforestación, drenaje de humedales, impermeabilización por desarrollo urbano y descarga de desechos que potencialmente pueden alcanzar los niveles freáticos, y por otro lado los patrones de consumo y las tasas de extracción de aguas subterráneas. Uno de los factores más importantes de presión sobre las aguas subterráneas proviene del incremento constante de la demanda, así como de los problemas de control y fiscalización de las tasas de extracción. El aumento de las tasas de extracción de aguas subterráneas ha sido facilitado por la figura de concesión pública de pozos para abastecimiento industrial y turístico. A pesar de la densa red de suministro de agua por concesiones de cauce público (para generación hidroeléctrica), tomas de agua y pozos registrados, no se cuenta con un sistema de monitoreo adecuado que permita la planificación a futuro del suministro de agua para más de la mitad de la población del país, que habita en la GAM. La mayoría de las concesiones de cauce público y pozos en el país son para usufructo privado y en menor medida para empresas públicas y asociaciones de suministro de agua y energía (Estado de la Nación, 2000).

En el cuadro I se describen las fuentes de abastecimiento de los acueductos por ente administrador

Cuadro I. Fuentes de abastecimiento de los acueductos operados por AyA, Comités de acueductos rurales, Municipalidades y ESPH - abril 2001.

Ente operador	Fuentes de abastecimiento				Subtotales
	Pozos	Nacientes	Plantas	Superficial	
AyA	164	144	29	11	348
Comités rurales	422	1.106	1	147	1.676
Municipalidades, ESPH	40	230	3	46	319
Totales	626	1.480	33	204	2.343

FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas AyA

Cobertura de agua para consumo humano y calidad del agua

De acuerdo con los estudios realizados por el AyA, el 97.4% de la población costarricense es abastecida por acueductos sometidos a vigilancia de la calidad de aguas y sólo el 75.7% de los habitantes recibe agua potable.

Las entidades administradoras del agua para consumo humano son: el Instituto de Acueductos y Alcantarillado (AyA), las Municipalidades, los Comités Administradores de Acueductos Rurales (CAAR) y Asociaciones Administradoras de agua (ASADAS), la Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH) y acueductos privados.

En el cuadro II se presenta la información en relación con la cobertura, vigilancia y control de la calidad del agua según entidades administradoras y población a finales del 2001.

Cuadro II. Agua para consumo humano: cobertura, vigilancia y control de calidad por entidades administradoras y población a finales del 2001.

Ente administrador	# sistemas	Cobertura	%	Vigilancia de calidad		Control de calidad		Agua calidad potable	
				Población	%	Población	%	Población	%
AyA	171	1.717.161	48.9 43.2*	1.717.161	100	1.717.161	100	1.670.092	97.2
Municipios	252	637.668	18.2 16.1*	637.668	100	142.185	22.3	419.323	65.8
ESPH	6	185.726	5.3 4.7*	185.726	100	185.726	100	185.726	100
CAAR's ó ASADAS	1.629	963.376	27.6 24.4*	960.568	99.1	0	0	535.999	55.3
SUBTOTAL (1)	2.058	3.509.931	100 88.4*	3.501.123	99.7	2.045.072	58.3	2.811.140	80.1 70.8*
Acueductos privados + fácil acceso	ND	358.137	9.0*	ND	ND	ND	ND	198.050	55.3 (3)
Sin información	--	103.254	2.6*	--	--	--	--	--	--
TOTAL	--	3.971.322 (2)	100	3.501.123	88.2*	2.045.072	51.5*	3.009.190	75.8*

*Valores calculados con base en la población total del país.

(1) Población cubierta por entidades administradoras de acueductos.

(2) Población total de Costa Rica al 31/12/2001, según CENSO 2000.

(3) SE aplica un porcentaje similar al de los CAAR.

ND: no determinado.

Fuente: AyA (Mora y Portugués, 2002)

Según los estudios de laboratorio de aguas del AyA, únicamente el 18% de los acueductos es sometido a desinfección por medio de cloro, en el caso de los acueductos administrados por el AyA y que abastecen al 46.9% de la población; este porcentaje de desinfección por cloro se aumenta a 78%. La provincia con mayor porcentaje de cloración es Guanacaste con un 30%; en San José es sólo del 15% y en Alajuela del 11% (Estado de la Nación, 2000).

Si bien se han dado avances en la cloración del agua de los acueductos que abastecen a poblaciones superiores a 50.000 habitantes y una mejoría leve de 85.0% a 86.4%, en las poblaciones de 20.000 a 50.000 habitantes, no se alcanzó la meta de desinfección propuesta para las poblaciones inferiores a 20.000 habitantes, sobre todo en los acueductos operados por las municipalidades, las asociaciones y los comités de acueductos rurales (CAAR) (Estado de la Nación, 2000).

Existe un estancamiento en la potabilización y desinfección de los acueductos estudiados por el AyA, que se concentra en los municipales y los rurales. Esta situación fue enfrentada por el AyA al incrementar la cobertura de agua potable de 92.6% a 96.6%.

Como ya se mencionó, el agua para abastecimiento público en Costa Rica proviene de manantiales, ríos, pozos y galerías y la contaminación creciente de aguas superficiales y subterráneas es causa de que se eleven los costos de tratamiento para potabilización y de que los usuarios de los acueductos municipales y comunales reciben agua que en la mayoría de los casos no cumple con las normas de calidad, pues tienen escaso o ningún tratamiento.

El análisis de los resultados según AyA (Mora y Portugués, 2002) indican que la población total de Costa Rica, al 31 de diciembre del 2001, era de 3.971.322 habitantes; de ésta el 97.4% recibe ACH (conexión intradomiciliar y fácil acceso) y el 75.8% es abastecida con agua de calidad potable. El 80.1% de la población recibe agua intradomiciliar suministrada por los CAAR's, ESPH, AyA y municipalidades. Por otra parte, el 99.7 del ACH suministrada por los mencionados entes

operadores es sometida a un programa de vigilancia de su calidad, realizado por el LNA. Sin embargo, solamente el 58.3% de la población es suplida con agua sometida a un riguroso control de calidad. Estos acueductos son los 171 operados por AyA y los que se encuentran bajo la administración de las municipalidades de Cartago (sector central), Belén y La Unión, además de los acueductos administrados por la ESPH.

Las provincias con mayor cobertura porcentual con ACH (conexión intradomiciliar y fácil acceso) son Heredia y Guanacaste con 100% y Puntarenas con 99.3%. En contraste, Limón es la provincia que presenta menor cobertura con 78.3%, seguido en orden creciente por San José y Alajuela con un 88% y 88.1%, respectivamente. Estas coberturas coinciden con asentamientos periurbanos (precarios), los cuales en muchos casos no cuentan con agua intradomiciliar pero que se abastecen de pozos y fuentes públicas. En cuanto a la potabilidad, las provincias con menor cobertura con agua de calidad potable son Cartago (65.4%), Puntarenas (71%) y Alajuela (71.3%) Por el contrario, las que presentan mayor cobertura son San José (91.2%), Guanacaste (87%) y Heredia (83.2%) (Mora y Portugués, 2002).

En cuanto a la evolución de la calidad del agua, en los últimos 12 años, el agua suministrada por AyA ha incrementado considerablemente su calidad, pasando de un 63.6% de población abastecida con agua de calidad potable en 1989 a un 97.2% en el año 2001. El avance en el suministro de ACH de los acueductos operados por las municipalidades, ha presentado un avance paulatino en el indicador población abastecida con agua potable, pasando de un 37% en 1996 a un 65.8% en el año 2001. El análisis de los 1629 acueductos rurales atendidos por CAAR/ASADAS inventariados durante los años 1999, 2000 y 2001, demuestra un leve aumento en la población abastecida con agua potable, pasando de un 51 a un 55.3%.

En el cuadro III se puede apreciar la distribución de los acueductos por ente administrador y por calidad del agua.

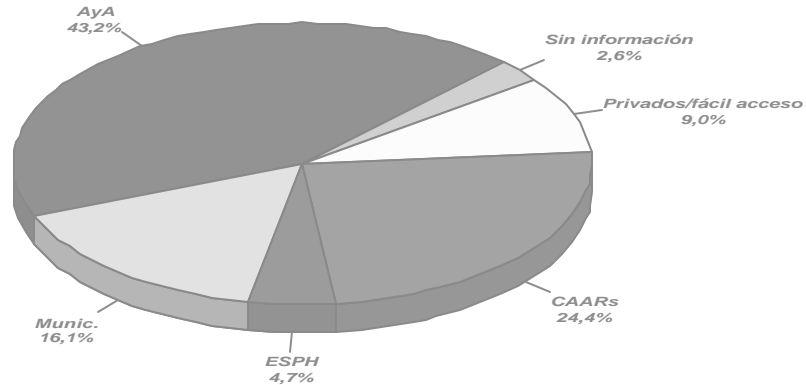
CUADRO III. Distribución de los acueductos según ente operador y por calidad 2001.

Provincia	AyA			CAAR			Se	Municipalidades			A)		
	Total	Calidad		Total	Calidad			Total	Calidad		Total	Calidad	
		Potable	No potable		Potable	No potable			Potable	No potable		Potable	No potable
San José	58	38	20	340	107	218	15	31	8	23	0	--	--
Alajuela	24	19	5	387	200	157	30	72	32	40	0	--	--
Cartago	0	--	--	202	87	113	2	90	44	46	0	--	--
Heredia	2	2	0	29	14	13	2	44	26	18	6	6	0
Guanacaste	36	36	0	295	175	112	8	2	2	0	0	--	--
Puntarenas	31	25	6	250	86	141	23	13	2	11	0	--	--
Limón	20	13	7	126	44	75	7	0	--	--	0	--	--
Totales	171	133	38	1629	713	829	87	252	114	138	6	6	0

FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas AyA; Se: Sin evaluación.

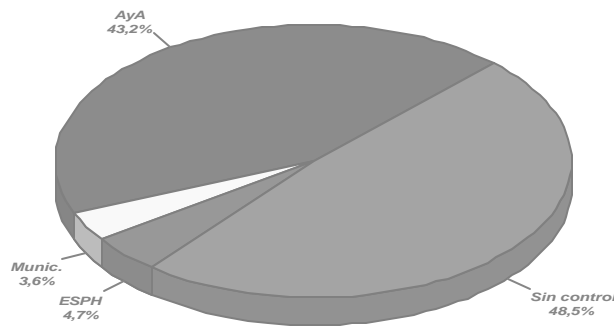
En las figuras 1, 2 y 3 se puede apreciar la cobertura con agua para consumo humano, cobertura con agua sometida a control de calidad y cobertura con agua potable por ente administrador, según estudio de AyA (Mora y Portugués, 2002).

COBERTURA CON AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN COSTA RICA A FINALES DEL AÑO 2001



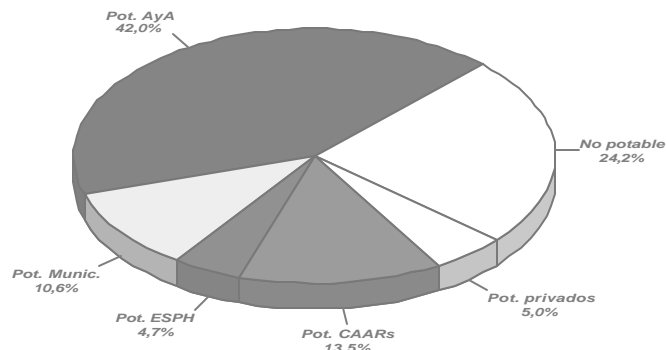
Población total de 3.971.322 habitantes al 31/12/2001, según el CENSO 2000.
FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas de AyA.

COBERTURA CON AGUA SOMETIDA A CONTROL DE CALIDAD EN COSTA RICA A FINALES DEL AÑO 2001



Población total de 3.971.322 habitantes al 31/12/2001, según CENSO 2000.
FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas de AyA.

COBERTURA CON AGUA POTABLE POR ENTE ADMINISTRADOR EN COSTA RICA A FINALES DEL AÑO 2001



Población total de 3.971.322 habitantes al 31/12/2001, según el CENSO 2000.
FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas de AyA.

De acuerdo con Mora y Portugués (2002), en general, el país cuenta con fuentes de agua con pocos problemas físico-químicos. En cuanto a parámetros estéticos u organolépticos, existen fuentes superficiales (ríos o quebradas) con turbiedades oscilantes, debido a la deforestación aguas arriba; el ejemplo más preocupante es el río Virilla, en la zona de Guadalupe y el río Bananito en Limón. En el caso de las aguas subterráneas existen zonas con altos contenidos de hierro y manganeso, como Sixaola, Guácimo y Matina. Además, hay zonas costeras con aguas duras que, aunque no sobrepasan las normas, son incrustantes (Nicoya, Nandayure, Santa Cruz, Ciudad Neilly, Limón y Puntarenas Centro). Por el contrario, en algunos acueductos de la Meseta Central existen acueductos con aguas blandas (corrosivas), como el embalse El Llano. Sin embargo, el problema más importante en las fuentes de agua es la falta de protección, lo que conlleva riesgos de contaminación con pesticidas utilizados en los cultivos del banano, caña de azúcar, café y helechos, por citar algunos ejemplos.

Otro problema que señalan Mora y Portugués (2002) en las aguas subterráneas es la tendencia de varios acuíferos a sobrepasar el valor máximo de 50 mg/L de nitratos. Entre estos acuíferos se encuentran, en el Área Metropolitana, el Colima superior y varios acuíferos usados por entidades privadas, los cuales incluso ya pasaron el valor límite. Este problema se extiende a fuentes de acueductos ubicados en Paraíso, Alajuela (San Isidro de Atenas y otros) y en Nicoya (Bolsón y Ortega). La contaminación con nitratos es causada por el uso de fertilizantes nitrogenados y la influencia de aguas residuales domésticas. Los nitratos pueden producir metahemoglobinemia, enfermedad que afecta la captación de oxígeno por parte del glóbulo rojo sanguíneo, sobre todo en niños menores a un año.

Sistemas de tratamiento para potabilización del agua

En Costa Rica se aplican métodos convencionales de tratamiento por medio de filtración lenta y filtración rápida. La filtración rápida es el sistema más utilizado porque permite tratar un mayor volumen de líquido en mucho menor tiempo. En este caso el agua se hace pasar por rejillas para eliminar la materia gruesa; luego se lleva a tanques de coagulación-floculación en donde se les suministran coagulantes y floculantes (sales de aluminio o de hierro, o bien, polímeros sintéticos). Una vez floculada el agua se envía a los sedimentadores y luego a filtros rápidos. Posteriormente se pasa a los tanques de distribución, donde se le suministra gas cloro (AyA, 1996). En el caso de la filtración lenta no se hace uso de ningún reactivo químico. El agua se potabiliza por medio de sistemas físicos a través de sedimentadores y se desinfecta posteriormente mediante la aplicación de cloro.

Los principales acueductos que se abastecen con aguas de origen superficial (ríos, quebradas y embalses) tienen plantas potabilizadoras, los cuales suman un total de 39. Además, 405 (19.7%) de los acueductos tienen operando equipos de desinfección en forma permanente, es decir, más del 80% de los acueductos del país no cuentan con sistemas de desinfección.

Del total de la población abastecida a través de los cuatro principales entes operadores de acueductos (3.509.931 personas), el 68.7% (2.410.502) reciben agua sometida a desinfección constante. Esto implica que el 31.1% de la población recibe agua sin desinfección, lo que representa un alto riesgo para la salud de los usuarios.

Los acueductos pequeños no cuentan con los recursos económicos para instalar sistemas adecuados de tratamiento de aguas crudas. Generalmente los sistemas se reducen a separación de sólidos gruesos, sedimentación por gravedad y filtración mediante filtros de arena. Tampoco cuentan con los recursos técnicos para brindar un control permanente de la eficiencia de los procesos de tratamiento y desinfección (Coto, 1999).

Debido a la amenaza de enfermedades por transmisión hídrica, los pobladores que se abastecen de agua proveniente de acueductos municipales y comunales acostumbran dar algún tipo de tratamiento al líquido antes de consumirlo tales como: hervirlo, filtrarlo, agregarle hipoclorito de sodio o aplicarle ozono. Sin embargo, la cloración doméstica presenta el inconveniente de la dificultad en el control de la dosificación. La sobredosificación puede conducir a la ocurrencia de trastornos estomacales en los consumidores y a tornar el agua con un sabor poco agradable al paladar. Además, dada la incidencia de aguas crudas con contenidos de materia orgánica cada vez más elevados, el tratamiento insuficiente y el poco control de la dosificación, puede conducir a situaciones tales como las siguientes:

- Si el agua está contaminada por fenoles o por compuestos orgánicos de ese tipo que se liberan de los cultivos de algas en descomposición, la cloración puede generar severos problemas de olor y de sabor, lo cual inutiliza el agua para consumo humano.
- Si el agua contiene materia orgánica, las reacciones entre ella y el cloro podrían originar trihalometanos, que son productos que pueden ser cancerígenos (Flanagan, 1992).

En el cuadro IV se presenta la información sobre tratamiento, desinfección y calidad del agua por ente operador, y su condición de acueductos clorados y no clorados, además del número de sistemas con tratamiento convencional, para el período 2000-2001.

CUADRO IV. Tratamiento, desinfección y calidad del agua en los acueductos de Costa Rica según ente operador – periodo 2000-2001

Ente operador	Acueductos							
	Total		Tratamiento		Desinfección		Potables	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
AyA	171	8.3	23	1.1	135	6.6	133	6.5
Municipalidades	252	12.2	4	0.2	60	2.9	114	5.5
ESPH	6	0.3	0	0.0	6	0.3	6	0.3
CAAR	1629	79.2	12	0.6	204	9.9	713	34.6
Totales	2058	100	39	1.9	405	19.7	966	46.9

FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas AyA

En el cuadro V se presenta la población abastecida por ente operador, la calidad del agua y la población que recibe agua con desinfección.

CUADRO V. Población abastecida con y sin desinfección por ente operador en el 2001.

Ente operador	Total		Potable		No potable		Sin evaluar		Clorados		No clorados	
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
AyA	1.717.161	48.9	1.670.092	47.6	47.069	1.3	0	0	1.678.110	47.8	39.051	1.1
Municipalidad.	637.668	18.2	419.323	11.9	218.345	6.2	0	0	342.826	9.8	294.842	8.4
ESPH	185.726	5.3	185.726	5.3	0	0	0	0	185.726	5.3	0	0
CAAR	969.376	27.6	535.999	15.3	424.569	12.1	8.808	0.3	203.840	5.8	756.728	21.6
Total	3.509.931	100	2.811.140	80.1	689.983	19.7	8.808	0.3	2.410.502	68.7	1.090.621	31.1

FUENTE: Laboratorio Nacional de Aguas AyA

Situación de disposición de excretas

De acuerdo con Mora y Portugués (2002), los resultados demuestran que el sistema predominante en Costa Rica para tratar las aguas residuales domésticas, es el tanque séptico, el cual es utilizado por el 68.5% de la población nacional. En un segundo lugar, el desalojo de aguas residuales se realiza a través del uso de alcantarillado con un 21%, pozo negro o letrinas en un 8.6% y 1.9% sin servicio. No obstante estos datos, solamente un pequeño porcentaje de esas aguas residuales son sometidas a tratamiento antes de ser vertidas en los cauces receptores, ya que las únicas aguas que son tratadas son las de Pérez Zeledón, Cañas, Liberia, Santa Cruz y Nicoya a través de lagunas de estabilización, y las de algunos sectores de Puntarenas por medio de la planta de “El Roble”. Además, existen industrias privadas en el ámbito

nacional que cuentan con sistemas de tratamiento de sus aguas residuales, cuyos controles son responsabilidad del Ministerio de Salud a través de los respectivos reportes operacionales.

Conclusiones (Mora y Portugués, 2002)

- ↪ La cobertura del país en el suministro de ACH es de 97.4% de la población nacional, la cual es abastecida por AyA (43.2%), municipalidades (16.1%), ESPH (4.7%), CAAR/ASADAS (24.4%) y acueductos privados o de fácil acceso (9.0%).
- ↪ El 51% de la población abastecida recibe agua sometida a programas de control de calidad y un 88.2% a programas de vigilancia de la calidad del agua.
- ↪ El 75.8% de la población total del país recibe agua de calidad potable; de esta, el 80.1% fue suministrada por AyA, municipalidades, ESPH y CAAR/ASADAS.
- ↪ Se observa un incremento de 4.2% de población abastecida con agua de calidad potable entre los períodos 2000 y 2001.
- ↪ El número de acueductos inventariados es de 2.058 distribuidos en 171 para AyA, 1629 CAAR/ASADAS, 6 de la ESPH y 252 municipales.
- ↪ La población abastecida con agua de calidad potable es de 3.009.190 personas, lo que implica que existen 952.132 habitantes que reciben agua no potable.
- ↪ De los 2.058 acueductos, 405 cuentan con equipos de desinfección (cloración) para un 19.7%, lo cual refleja un incremento de 1.7% con respecto al año 2000.
- ↪ Las provincias con mayor cobertura de ACH son Heredia, Guanacaste y Puntarenas.
- ↪ Las provincias que suministran a la población mayor cantidad de agua de calidad no potable son Cartago, Puntarenas, Alajuela y Limón, con 34.6, 29, 28.7 y 25.5%, respectivamente.
- ↪ El LNA ha inventariado 2.343 fuentes de ACH en todo el país, de las cuales 626 son pozos, 1.480 nacientes, 204 superficiales sin tratamiento y 33 ríos, quebradas y embalses (El Llano) que tienen sistemas de tratamiento convencional. Se estima que el 55% de la población se abastece con aguas subterráneas y 45% con superficiales.
- ↪ El país experimentó un importante avance en las metas propuestas en el “Programa Nacional para el Mejoramiento de la Calidad del Agua 2000-2002”, sobre todo con la realización del análisis del sector agua potable y saneamiento realizado con financiamiento de la OPS y AyA.
- ↪ Sin embargo, no se avanzó en el desarrollo de una política de formación de recursos humanos en el sector; tampoco existe un programa nacional de desinfección de aguas ni la acreditación de operadores de planta de tratamiento de agua potable y residual.
- ↪ En el año 2001 se evidenció la ausencia de protección de las fuentes de agua que abastecen la mayoría de la población nacional, a través de las emergencias por la contaminación del río Virilla (planta de Guadalupe), Puente Mulás, Santa María de Dota, entre otros.
- ↪ Con respecto a la disposición de excretas o aguas residuales domésticas, la cobertura del país con algún sistema de desalojo y/o tratamiento a finales del 2001 es de 98.1%. Dicho servicio se realiza en un 68.5% por tanques sépticos, 21% por alcantarillado y 8.6% por medio de pozos negros-letrinas.

Análisis de la desinfección de aguas por exposición a radiación solar como alternativa para comunidades rurales

La Tecnología basada en métodos de desinfección para agua no químicos emplean procesos físicos como ultrasonidos, ósmosis inversa, radiación ultravioleta, entre otras. Sin embargo, es necesario disponer de opciones para uso en el medio rural y a nivel doméstico que sean de bajo costo, que utilicen materiales de fácil adquisición y que su operación esté al alcance de cualquier miembro del grupo familiar. Existen varias experiencias en esa dirección Acra *et al.* (1984), Celada y Márquez (1993), Coto (1994), -Enríquez *et al.* (1995), de Castel y Rivelli (1996). De los estudios señalados se concluye que por exposición directa a la radiación solar ocurre desinfección de las aguas, pero que el grado de remoción bacteriana, en términos de los organismos indicadores coliformes totales y fecales y de gérmenes totales, depende de varios factores tales como:

- Cantidad y calidad de la radiación recibida, considerándose aspectos tales como condiciones ambientales, tiempo de exposición, fracción de radiación ultravioleta, grosor de la capa de agua expuesta.
- El material y características de los recipientes y de su comportamiento ante la radiación.
- Características fisicoquímicas del agua cruda, adquiriendo especial relevancia la turbiedad.

Metodología

Con el fin de analizar el efecto de los sólidos sedimentables y de la turbiedad en el agua en el proceso de desinfección por exposición directa a la radiación solar, se trabajó con el agua cruda de dos ríos localizados en el centro del país, uno altamente contaminado y el otro medianamente. El agua cruda se caracterizó fisicoquímica (sólidos totales, disueltos y sedimentables, turbiedad, demanda bioquímica de oxígeno, pH) y bacteriológicamente (coliformes totales y fecales) Empleando los métodos de APHA, AWWA, WPCF (1976). Antes de iniciar la experiencia se determinó el período requerido para lograr la sedimentación de las partículas sedimentables presentes en el agua cruda (Coto, 1999).

Se utilizaron dos baterías de prueba, una con agua cruda y otra con agua decantada, con un litro de agua cada una colocado en 6 bolsas de polietileno de baja densidad de 23.5 cm por 36.0cm. las bolsas se colocaron sobre un cartón negro en el piso al aire libre en un sitio soleado. Aproximadamente cada hora, durante siete horas de experimentación se retiró una bolsa de cada una de las baterías y se determinaron temperatura, coliformes totales y fecales del agua.

Resultados

De acuerdo con Coto (1999), la remoción total (100%) de los coliformes totales y fecales en el agua sin sólidos sedimentables y de menor turbiedad se logró en 400 y 240 minutos respectivamente. Bajo las mismas condiciones ambientales y de radiación, en el agua cruda, aquella que contiene sólidos sedimentables y mayor turbiedad, no se eliminó la totalidad de los coliformes, ni totales ni fecales, después de 400 minutos de exposición. La remoción máxima lograda fue de 98% y 99%, respectivamente. Es evidente que la presencia de sólidos suspendidos limita la eficiencia de la desinfección, por cuanto estos sólidos proveen superficies que absorben o dispersan la radiación ultravioleta solar, disminuyendo la cantidad de radiación que efectivamente alcanza a los organismos. La remoción de los coliformes fecales en todas las bolsas, independientemente del tipo de agua que contengan: cruda o sin sólidos sedimentables, es más acelerada que la de los coliformes totales, lo cual parece responder al carácter de mayor especificidad de los coliformes fecales, cuyo ambiente de origen, el tracto intestinal de los organismos de sangre caliente, les hace más sensibles a las condiciones ambientales externas. Los otros miembros del grupo coliforme, por su procedencia, parecen resistir mayor tiempo las condiciones de radiación solar impuestas.

La reducción bacteriana resultante de la exposición a la radiación solar se debe exclusivamente al efecto de la radiación ultravioleta y no a factores térmicos, puesto que las bacterias coliformes son termotolerantes y la temperatura alcanzada en las bolsas no son lo suficientemente elevadas (23.5°C al inicio, 46°C cerca del medio día y 23.0°C al finalizar). La radiación ultravioleta ejerce dos efectos principales en los microorganismos: producción de radicales hidroxilo y alteración del ADN bacteriano.

En relación con las viables fisicoquímicas evaluadas en el agua remanente, los valores de DBO, pH, sólidos disueltos y totales no se ven afectados por la exposición a la radiación, por lo que ésta sólo tiene efectos germicidas (Coto, 1999).

Bibliografía

ACRA, A. ET AL (1994) "Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solutions". UNICEF. Amman, Jordan. 1-56

- APHA, AWWA, WPCF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 14th Edition. Washington DC USA. 1193p
- CELADA C. Y MÁRQUEZ (1993) “Uso de la Energía solar en la desinfección de agua para consumo humano. XVII Semana Nacional de Energía Solar. Colima, México. 333-336
- COTO Y SANCHEZ (1998) “Abastecimiento de Agua en Costa Rica” Monografía, Agua limpia con Energía Limpia. Programa CYTED. Red Iberoamericana de electrificación rural (RIER)
- COTO, J. (1999) “Efecto de los sólidos sedimentables en la desinfección de aguas por exposición a la radiación solar. I Jornadas Iberoamericanas de Energías Renovables. Producción de agua potable para pequeños grupos humanos. CYTED. Subprograma VI Nuevas Fuentes y Uso Racional de la Energía
- COTO, J. (1994) Desinfección de aguas residuales mediante el uso de la energía solar sobre bacterias coliformes y otras bacterias patógenas en el agua. Informe del CYTED. Asunción Paraguay. 12p
- DE CASTEL Y RIVELLI (1996) Efecto bactericida de la radiación solar sobre bacterias coliformes y otras bacterias patógenas en el agua. Informe del CYTED. Asunción Paraguay. 12p
- “Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible”. (1999) Consejo Nacional de Rectores (CONARE), PNUD, Defensoría de los habitantes, con el apoyo del Convenio Bilateral de Desarrollo Sostenible Costa Rica –Holanda. Costa Rica.
- “Estado de la Nación en desarrollo humano sostenible”. (2000) Consejo Nacional de Rectores (CONARE), PNUD, Defensoría de los habitantes, con el apoyo del Convenio Bilateral de Desarrollo Sostenible Costa Rica –Holanda. Costa Rica.
- FLANAGAN, P.J. (1992) Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards. 2nd Edition. Environmental Research unit Dublin, Ireland. 162p
- MORA, DARNER Y PORTUGUEZ, FELIPE. (2000) “Diagnóstico de cobertura y calidad del agua para consumo humano en Costa Rica a principios del año 2002.” San José, Costa Rica, Revista Costarricense de Salud Pública, ACOSAP, año 9, N° 16, Pág. 1-15.
- MORA, DARNER Y PORTUGUEZ, FELIPE. (2002) “Situación de cobertura y calidad del agua para consumo humano y disposición de excretas en Costa Rica a finales del año 2001” Instituto de Acueductos y Alcantarillado, San José, Costa Rica.

Capítulo 9

DESINFECCIÓN SOLAR, UNA ALTERNATIVA PARA PEQUEÑAS COMUNIDADES RURALES

Resumen

El presente artículo muestra los resultados de estudios sobre desinfección solar de agua de consumo humano usando un concentrador solar de paredes planas y botellas de plástico transparentes, validado en laboratorio y comunidades rurales de los estados de Oaxaca y Chiapas.

Palabras clave: desinfección, agua, consumo, solar

Introducción

La falta de acceso a agua de consumo de buena calidad constituye un riesgo elevado de transmisión de enfermedades hídricas, como diarreas, cólera, fiebre tifoidea, hepatitis A, disentería y otras enfermedades diarreicas. En países en vías de desarrollo, más de un tercio de la población no tiene acceso al agua de consumo segura. Las estadísticas son alarmantes: más de 4 mil millones de casos de diarrea cada año, de los cuales 2.5 millones son mortales (adaptado de la conferencia virtual SODIS, septiembre del 2002). La población más vulnerable a este riesgo es la rural. Para proteger de estas enfermedades a la población que carece de acceso al agua limpia, es necesaria la aplicación de métodos apropiados de potabilización de agua, prevención de contaminación secundaria, disposición adecuada de excretas y medidas de promoción y educación de la higiene.

Muchas comunidades rurales no añaden cloro al agua por rechazo al sabor o falta de suministro del producto. Tampoco hierven el agua por escasez de la leña, alto costo, la dificultad de tener que acarrearla o porque el sabor también cambia. El uso de la plata coloidal se ve limitado por su costo y baja disponibilidad en comunidades marginadas.

Una alternativa para desinfección del agua para este tipo de comunidades es la radiación solar, la cual ha demostrado ser una técnica eficiente en la inactivación y destrucción de bacterias patógenas y virus en el agua. Este método ha sido probado por diferentes instituciones y países alrededor del mundo desde hace casi dos décadas.

La desinfección solar (también llamada SODIS por sus siglas en inglés), ha sido recomendada durante el Día Mundial del Agua 2001 como un método para mejorar la calidad microbiológica del agua a escala doméstica (<http://www.worldwaterday.org/2001/index.html>).

El método consiste en exponer a la radiación solar agua contenida dentro de botellas de plástico transparente de 2 litros de capacidad, las comúnmente utilizadas en las bebidas comerciales, son adecuadas para usarse en la desinfección solar. En días soleados, el tiempo de exposición requerido generalmente es de más de cinco horas para remover de manera completa (hasta cinco unidades logarítmicas) los coliformes fecales presentes en el agua, de acuerdo a estudios de laboratorio y campo realizados por Martín Wegelin desde 1991.

Metodología y experimentación

La metodología general fue la siguiente: 1) validación en laboratorio de la eficiencia de la desinfección solar en la remoción de contaminantes microbiológicos bajo diferentes condiciones de radiación solar, turbiedad del agua, tiempos de exposición, tipo de recipiente contenedor de agua y el uso de un concentrador solar; 2) la segunda etapa fue evaluar la factibilidad técnica y social de la desinfección solar usando el concentrador en comunidades rurales de Oaxaca y Chiapas y establecer sus condiciones de uso y aceptación; 3) como consecuencia de los estudios anteriores, fue necesario buscar nuevos materiales reflejantes de uso común y fácil adquisición para mejorar la eficiencia del concentrador prototipo.

Resultados

Con el propósito de aumentar la intensidad de radiación o reducir el tiempo de exposición para la desinfección solar, en 1999 personal del IMTA y del CIE UNAM, desarrollaron un concentrador de paredes planas con capacidad para tres botellas de plástico de 2 litros (Martín et al, 1999). El primer concentrador fue construido con una estructura de aluminio que permitía moverlo e inclinarlo para tenerlo orientarlo en forma perpendicular al sol; como material reflejante se usaron espejos de vidrio. Por la geometría de este concentrador, su capacidad ideal esperada sería la concentración de 3 soles. Después se construyó un prototipo que pudiera ser adecuado para las comunidades rurales. Este concentrador consta de una base de madera de 55 cm x 55 cm, cuatro aletas planas también de madera de 35 cm x 35 cm cada una forrada de papel aluminio comercial o el proveniente de envolturas de papas fritas, y ocho triángulos de madera para dar una inclinación de 60° a las aletas respecto a la horizontal (*Figura 1 y Figura 2*).

En ese estudio se evaluó la remoción de virus, bacterias coliformes y *Vibrio cholerae* bajo diversas condiciones de exposición al sol y calidad del agua. La desinfección solar puede llevarse a cabo utilizando bolsas o botellas de refresco de plástico transparente de dos litros de capacidad, colocadas sobre un material reflejante. Los resultados mostraron que para la reducción de hasta 10^5 coliformes totales como NMP /100 mL, en el primer caso se requieren aproximadamente cuatro horas de exposición, mientras que en el segundo se necesitan seis horas, dependiendo de la intensidad de la radiación solar.



Figura 1. Concentrador solar para desinfección de agua

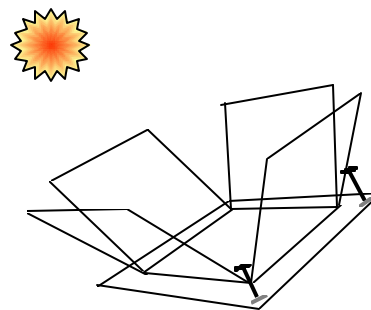


Figura 2. Orientación del concentrador solar al medio día solar

El uso de botellas de plástico, aunque menos eficiente, permite asegurar un mejor control del agua tratada y evitar su recontaminación. Bajo este principio, en el estudio mencionado se diseñaron y construyeron concentradores solares de paredes planas que permitieron disminuir el tiempo de exposición requerido cuando se utilizan las botellas

Los resultados obtenidos en este mismo estudio a nivel laboratorio mostraron que utilizando los concentradores solares se puede disminuir hasta 10^5 coliformes totales medidos como NMP/100 ml; 10^6 Unidades Formadoras de Placa Viral

(vacuna triple de polio) y 10^3 Unidades Formadoras de Colonias de *Vibrio cholerae*, con niveles de radiación promedio arriba de los 700 W/m^2 durante al menos cuatro horas de exposición. Los coliformes fecales medidos como *Escherichia coli* son más sensibles a la radiación y con niveles por arriba de los 500 W/m^2 es suficiente para eliminarlos completamente. En cuanto a los coliformes totales, el tiempo puede reducirse hasta dos horas cuando: la intensidad de radiación es elevada, el concentrador se mueve con la posición del sol y la botella tiene el fondo negro.

Los resultados obtenidos a nivel laboratorio necesitaban corroborarse con proyectos demostrativos en comunidades rurales con diferentes entornos socio-culturales, económicos y medio ambientales, esto con la finalidad de estudiar el interés de los usuarios, su aceptación, facilidades de construcción, problemas en el manejo y eficiencias de la desinfección en condiciones reales.

Para lograr esto, durante el 2000, personal del IMTA trabajó en comunidades rurales de Chiapas (La Victoria en el municipio de Tila y La Laguna en el municipio de Yajalón) y Oaxaca (Santa Lucía en el municipio de Ocotlán) para evaluar la viabilidad técnica y social de esta tecnología y establecer las condiciones de operación en campo del dispositivo.

Se seleccionaron tres comunidades piloto en regiones distintas para probar la eficiencia de la tecnología en la remoción de coliformes totales y fecales con base en climas y niveles de radiación diferentes, teniendo en consideración además los parámetros socio-ambientales que favorecen la transferencia de la tecnología, al cual está enfocada a comunidades dispersas, de alto nivel de marginalidad, que no cuentan con suministro regular de cloro o rechazan el uso de este y donde se recomienda realizar el tratamiento a escala domiciliaria. Se presentó el proyecto a las autoridades e instituciones locales de salud y se establecieron acuerdos de trabajo. Posteriormente se realizaba los trabajos con la comunidad: primero se analizaban las condiciones de salud-enfermedad relacionadas con el agua, las modalidades locales de usos y costumbres del agua (si la consumen cruda, si usan o no cloro, si la hierven o usan otros métodos para desinfectar el agua). Participaron en la selección de las comunidades y ejecución de los proyectos, instituciones públicas y organizaciones sociales (ONGs)



Figura 3. Asamblea comunitaria de difusión y concertación.

Se presentó en asambleas comunitarias (Figura 3) el método de desinfección solar del agua con el uso de concentradores solares, explicándose las ventajas (no se agrega ninguna sustancia y no cambia el sabor del agua) y las desventajas (sólo funciona con el sol, limitada producción y se debe consumir únicamente dentro las siguientes 24 horas, etc.).

Con los acuerdos de participación la siguiente actividad fue la capacitación en el uso del método de desinfección solar y de la construcción de las cajas solares (Figura 4). Una vez construidos los concentradores, se instalaban al día siguiente en cada casa y nuevamente se recordaban los elementos de manejo, tiempo de exposición y manejo posdesinfección del agua.



Figura 4. Taller de capacitación y construcción.

La desinfección solar del agua es de fácil uso, los aspectos sociales son los que presentan dificultades de cambios en los usos y costumbres del manejo del agua para consumo humano. De ahí que el trabajo de promoción requiere de mucha sensibilidad sobre las percepciones locales respecto al agua, siendo indispensable la presencia constante de los promotores de salud, para la asesora y seguimiento.

Respecto a las botellas, inicialmente el proyecto suministró 6 piezas a cada familia participante, que fueron proporcionadas por la Coca Cola. Personal del IMTA realizó análisis de caracterización de calidad fisicoquímica y bacteriológica (incluido *Vibrio cholerae*) en las fuentes de agua de las tres comunidades rurales piloto (2 en Chiapas y 1 en Oaxaca), detectándose como único problema el contenido de coliformes fécales y totales. Las fuentes de estas comunidades son subterráneas (pozos someros y manantiales)

Para evaluar la eficiencia de SODIS con el uso de los concentradores solares, se llevaron a cabo 3 campañas (mayo, junio, julio, octubre, incluyendo época de lluvias) de monitoreo de la calidad bacteriológica (análisis de coliformes totales y *E. coli*, con el método de sustrato definido Colilert) en cada una de las localidades. Cada una duro aproximadamente una semana y se tomaron 5 muestras para cada concentrador tanto del agua cruda como de la desinfectada. Se instaló en las localidades o en su cercanía, un piranómetro Kipp and Zonben modelo CM3 para medir la intensidad de radiación.

Los resultados mostraron que la desinfección es técnicamente factible, siempre y cuando el nivel radiación recibida por las botellas entre las 10:00 y las 15:00 sea superior a los 3000 W-h/m². Estos niveles de radiación se observaron en las zonas de estudio aún durante el período de lluvias. Sin embargo, un aspecto crítico en el uso de estos concentradores durante las pruebas en campo, fue la baja durabilidad del papel aluminio utilizado como superficie reflejante, lo que ocasiona que se deteriore ante la intemperie y baje el rendimiento del dispositivo hasta hacerlo inoperante. Por lo anterior surgió la necesidad de realizar un estudio de materiales para mejorar su durabilidad manteniendo o mejorando sus propiedades para la correcta operación del dispositivo.

La desinfección solar del agua es bastante sencilla y fácil de ejecutar, pero exige cambios en los usos y costumbres del manejo del agua para consumo humano. De la manera de promover los cambios en las costumbres va a depender el resultado. Es ahí donde la presencia de un promotor es fundamental, no sólo para el buen uso del método, sino además para ayudar en el proceso de cambio que haga posible la adopción de la desinfección solar como alternativa a escala domiciliaria.

Una característica importante en la aceptación del agua desinfectada es el hecho que el sabor no sufre modificaciones y no se le agrega nada que pueda resultar desagradable de acuerdo a sus preferencias. Con el uso se pueden empezar a notar los resultados de tomar agua libre de bacterias, es decir, los niños tienden a enfermarse menos y eso lo notan fácilmente las madres, lo que refuerza la aceptación de la tecnología.

El siguiente estudio, realizado durante los años 2001 y 2002, tuvo como objetivo mejorar el concentrador solar desarrollado por el IMTA y el CIE utilizando un material más resistente que el papel aluminio y de igual o mejor reflectancia.

La metodología a seguir fue la siguiente: 1) búsqueda de materiales reflejantes de uso común y fácil adquisición; 2) determinación de la capacidad de reflejar la radiación solar (longitud de onda en el rango 200 a 700 nm) para preseleccionar los mejores materiales y construir los colectores; 3) determinación de la radiación útil (radiación incidente, fracción que entra a la botella considerando las características geométricas y reflectivas del concentrador así como la transmitancia del plástico de la botella y diámetro) y 4) Medición de la eficiencia de la desinfección solar en la remoción de bacterias coliformes.

La reflectancia de los materiales se midió con un espectrofotómetro UV – visible marca Shimadzu, modelo UV-1601, del departamento de materiales del CIE.

La radiación solar útil que entra a las botellas, se determinó usando como actinómetro químico una solución de ácido oxálico ($H_2C_2O_4 \cdot 2H_2O$) y nitrato de uranilo [$UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$] con la cual se llenan la botella y se exponen al sol. El Ac. Oxálico dentro de las botellas se degrada hasta CO_2 por la acción de la radiación solar dentro del rango de longitudes de onda entre 300 a 546 nm y del uranilo como catalizador. El Ac. Oxálico remanente se cuantifica titulando

la solución con permanganato de potasio. Se ha seguido la metodología de Curcó y colaboradores de la Universidad de Barcelona y Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas de España (Curcó et al., 1996). La intensidad o densidad de potencia de radiación solar (W/m^2) se midió en el IMTA con un piranómetro modelo CM11, marca Kipp & Zonen, cuyo rango de medición espectral es de 305 nm a 2800 nm, de la cual al rango de 300 a 546 nm le corresponde aproximadamente el 35% (Blanco y Malato, 2000).

Para las pruebas bacteriológicas se usó agua residual proveniente del efluente de la planta de tratamiento del IMTA (lodos activados modalidad aireación intermitente), con un conteo de hasta 10^5 NMP/100 mL en coliformes totales y 10^5 NMP/100 mL de *E. coli*, los cuales se utilizaron como organismos indicadores de contaminación bacteriana, midiéndose mediante tecnología de sustrato definido. También se midió la temperatura del agua alcanzada dentro de las botellas.

En todas las pruebas, los colectores quedaron orientados de tal forma que dos aletas fueran perpendiculares al movimiento del sol durante el día y el fondo se inclinó para quedar normal a los rayos del medio día solar; lo anterior con el fin de captar la mayor cantidad de radiación en las botellas (*Figura 2*). Todas las botellas utilizadas en las diferentes pruebas fueron de plástico transparente de dos litros de capacidad, pintadas con una franja negra a lo largo y que cubría menos de la mitad del perímetro. Después se colocaban acostadas dentro del concentrador con la franja negra hacia abajo.

Los materiales reflectivos conseguidos y estudiados fueron: láminas lisas galvanizada (calibre 24) y de aluminio (calibre 26 y 22); papel aluminio doméstico de tres marcas; plásticos aluminizados y metalizados (usados para envoltura de regalos y alimentos); papel metalizado (para envoltura de regalos); y cinta autoadherible 100% aluminio de 5 cm de ancho (usada para aislamiento térmico en sistemas de refrigeración). Las reflectancias promedio medidas en los rangos de 200 a 700 y 300 a 540 nm para los diferentes materiales se muestran en la *Tabla 1*. El comportamiento de la reflectancia en función de la longitud de onda para algunos de los materiales estudiados se aprecia en la *Figura 5*.

Tabla 1. Reflectancias promedio en (%) de diferentes materiales.

Material	200 – 700 nm	300 – 540 nm
Plástico metalizado (envoltura de regalos)	68.8 – 79.3	66.0 – 75.2
Plástico aluminizado (envoltura de papas fritas)	25.8 – 69.9	25.3 – 68.7
Cinta 100% aluminio autoadherible	68.4	57.66
Papel metalizado (envoltura de regalos)	60.1	59.4
Papel aluminio (para uso en cocina)	41.6 – 56.4	38.8 – 56.3
Placa y lámina de aluminio	16.6 – 19.1	14.8 – 16.3
Lámina galvanizada	28.98	31.6

En la gráfica de la *Figura 5*, se puede observar que los materiales más reflectivos en el rango de la radiación UV (300 – 540 nm) son el papel metalizado y los plásticos metalizados y aluminizados empleados para envolver regalos o alimentos (papas fritas y galletas, entre otros), seguido del papel aluminio y de la cinta de aluminio.

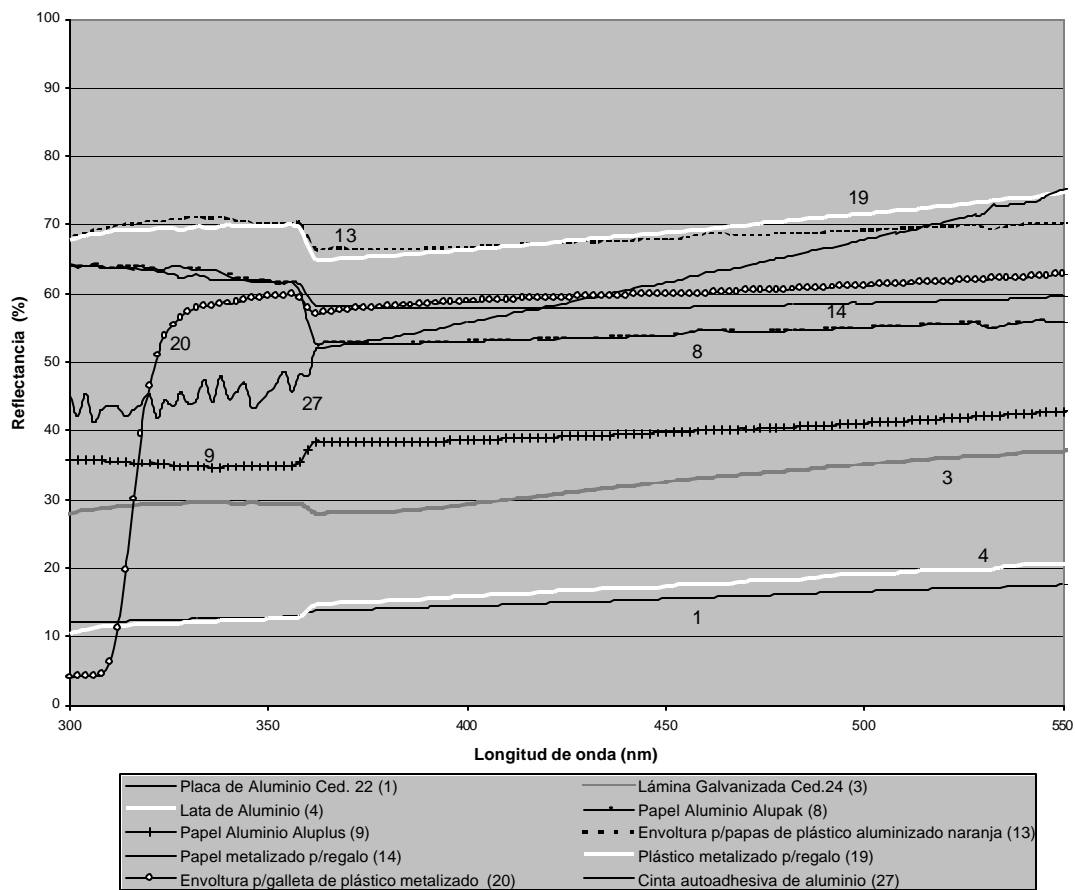


Figura 5. Gráfica de reflectancias de los materiales de estudio.

Para las pruebas actinométricas se eligieron cuatro materiales reflejantes: cinta adherible de aluminio, plástico aluminizado, lámina galvanizada y papel aluminio. Se realizaron tres tipos de pruebas: en la primera, con el propósito de determinar la radiación útil de las botellas en función de su posición dentro del concentrador y de la hora del día, se utilizó el material más reflejante (plástico metalizado, Figura 6) colocando las botellas (izquierda, central y derecha, en relación al movimiento del sol y mirando hacia el norte) y midiendo la radiación a las 10:10, 11:40 y 13:10 hrs (tiempo medio) en cada una. En la segunda prueba el objetivo fue comparar los diferentes materiales para lo cual se colocaron dos botellas (izquierda y central) en cada concentrador exponiéndolas al sol a las 13:00 hrs. La tercera prueba fue similar a la primera pero se utilizó la cinta de aluminio como material reflejante.

La duración de cada ensayo fue de 20 minutos, tiempo en que las botellas con la solución actinométrica se colocaban en el concentrador y después del cual se retiraban, se cubrían y se guardaban para evitar la incidencia de la radiación solar. Se colocó como testigo una botella con el actinómetro químico fuera del concentrador solar y expuesta al sol al mismo tiempo que las otras botellas.

Las fórmulas empleadas para el cálculo del coeficiente de eficiencia (Φ_{ef}) del concentrador solar y la radiación útil absorbida por el actinómetro (F_{abs}), son las siguientes (Curcó et al, 1996):

$$\Phi_{ef} = \frac{(C_0 - C_t)}{W_T} * \left[\frac{(V_T * Na * h * Cv)}{(S_{MOD} n_{MOD})} \right] * * \left[\frac{1}{\sum_{300}^{546} \{I_1 f_1 [1 - \exp(-a_1 * D)] * f_1 \Phi_{T1}\}} \right] \quad (1)$$

$$F_{ABS} = \frac{\Phi_{ef} * S_{mod} * n_{mod}}{N_a * h * c_v} * W_T * \sum_{I=300}^{540} I * f_1 * [1 - \exp(-a_1 * D)] * \Phi_{T1} \quad (2)$$

Donde:

C_0	concentración inicial del ácido oxálico a t_0 , mol/L	n_{mod}	número de módulos, igual a 1
C_t	concentración del ácido oxálico al tiempo t , mol/L	D	diámetro promedio de la botella, 0.093 m
W_T	energía total acumulada en el lapso de t_0 a t , J/m ²	λ	longitud de onda, de 300 a 540 nm
Na	número de Abogadro, $6.022 \times 10^{23} \text{ mol}^{-1}$ o eins	f_λ	distribución espectral
h	constante de Plank, 6.626×10^{-34} J-s	a_λ	Coef. de absorción del líquido, 1/cm
C_v	velocidad de la luz, 2.998×10^8 m/s	f_λ	producción cuántica
V_t	volumen total del reactor (una botella = 0.002 m ³)	$F_{T\lambda}$	transmitancia del plástico de la botella
S_{mod}	superficie del colección, 0.375 m ²	S_{Bot}	superficie de la botella, 0.083 m ²

El coeficiente de eficiencia es específico para cada material, hora y posición de botella dentro del colector solar. Con este coeficiente y el valor de la energía solar acumulada durante las pruebas bacteriológicas, se calcula la radiación útil o dosis requerida para la total remoción de coliformes totales y fecales.

Los resultados finales para el cálculo de la radiación útil dentro de botellas en función de su ubicación, hora y tipo de material reflejante, se presentan en las Tablas 2, 3 y 4.

Tabla 2.. Coeficiente de eficiencia y radiación útil de las botellas del concentrador de plástico metalizado a diferentes hrs.

Botella	Hora	$C_0 - C_t$ (mol/m ³)	W_T (J/m ²)	F_{ef}	F_{abs} (eins)
Izquierda	10:10	2.86	276182	0.072	0.0126
	11:40	7.16	364091	0.137	0.0316
	13:10	6.676	388630	0.120	0.0295
Central	10:10	3.82	276182	0.096	0.0169
	11:40	6.2	364091	0.119	0.0274
	13:10	5.24	388630	0.094	0.0232
Derecha	10:10	3.34	276182	0.084	0.0148
	11:40	6.68	364091	0.128	0.0295
	13:10	6.914	388630	0.124	0.0306
Testigo	10:10	2.865	298627	0.296	0.0127
	11:40	3.34	378326	0.273	0.0148
	13:10	3.813	388491	0.303	0.0169

Tabla 3. Coeficiente de eficiencia y radiación útil de la botella izquierda para diversos materiales a las 13:10 hrs.

Material	$C_0 - C_t$ (mol/m ³)	W_T (J/m ²)	F_{ef}	F_{abs} (eins)
Plástico metalizado	2.86	381447	0.120	0.0295
Papel aluminio	8.11	381447	0.148	0.0358
Lámina galvanizada	5.25	381447	0.096	0.0232
Botella testigo	3.813	388491	0.303	0.0169

Tabla 4. Radiación útil en las botellas izquierda y central en colector con cita de aluminio y testigo a diferentes horas.

Botella	Lapso (hr)	$C_0 - C_t$ (mol/m ³)	W_T (J/m ²)	F_{ef}	F_{abs} (eins)
Izquierda	11:30 - 11:50	8.96	389317	0.161	0.0396
	12:30 - 12:50	6.96	410843	0.118	0.0308
	13:30 - 13:50	6.97	406502	0.120	0.0308
Central	11:30 - 11:50	6.72	389317	0.120	0.0297
	12:30 - 12:50	5.47	410843	0.093	0.0242
	13:30 - 13:50	4.48	406502	0.077	0.0198
Botella testigo	11:30 - 11:50	3.98	389317	0.319	0.0176
	12:30 - 12:50	4.47	410843	0.367	0.0198
	13:30 - 13:50	3.49	406502	0.268	0.0154

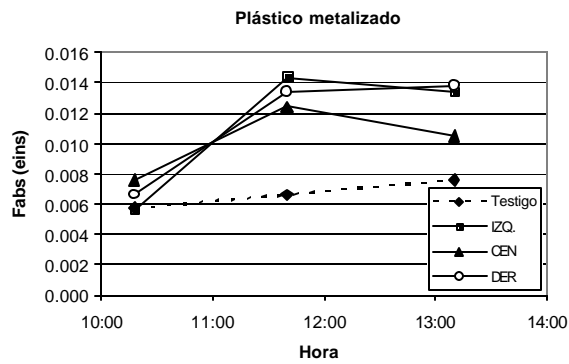


Figura 6. Gráfica de radiación útil utilizando plástico metalizado.

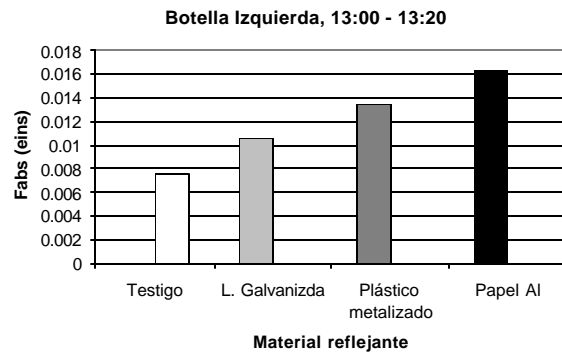


Figura 7. Gráfica comparativa de radiación útil para diversos materiales.

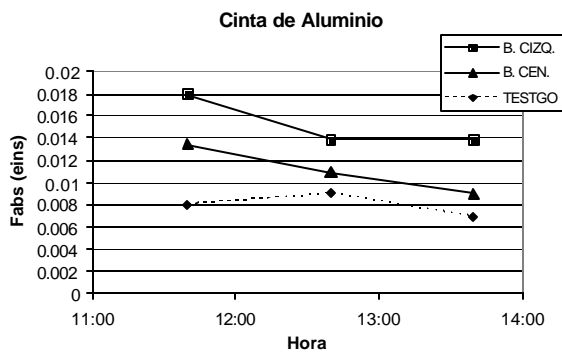


Figura 8. Gráfica de radiación útil con cinta de aluminio

Como se puede apreciar en *Figura 6*, *Figura 7* y *Figura 8*, en general las eficiencias más altas de concentración se lograron para el plástico metalizado y la cinta de aluminio. Por ejemplo, para la botella izquierda a las 11:40 hrs, la radiación útil (eins) fue 2.25 veces la del testigo. De manera global y a manera de comparación, de los materiales probados, el que dio valores más altos de radiación útil en las botellas fue la cinta de aluminio (0.0396 eins), después el papel aluminio (0.0358 eins), enseguida el plástico metalizado (0.0316 eins) y por último la lámina galvanizada (0.0295 eins), en comparación con el testigo (0.0169 y 0.0198) eins. También se observa que la radiación absorbida fue mayor en la botella izquierda que en la central, tanto en el concentrador forrado con plástico metalizado como para

el de cinta de aluminio. La botella izquierda (y se estima que también la derecha, por simetría) recibe mayor radiación que la central, después de las 11:00 hrs, según se aprecia en *Figura 6* y *Figura 8*. La razón se debe a que las botellas de los extremos le hacen sombra a la central en cuanto a la radiación reflejada en las paredes laterales.

De los resultados de las pruebas de remoción bacteriológica sólo se presentan los relativos a los coliformes totales, pero hacemos la aclaración que los *E. coli* son mucho más sensibles a la radiación solar que los totales. Las *Figuras 9*, *10* y *11*, muestran las curvas de decaimiento horario de los coliformes totales durante las pruebas de desinfección solar. La *Figura 9* muestra los resultados comparativos de la botella central para tres materiales reflectivos: papel aluminio, papel metalizado y lámina galvanizada. La *Figura 10* presenta los resultados comparativos para los dos mejores materiales: papel y cinta de aluminio. El decaimiento bacteriano usando el colector solar forrado con cinta de aluminio aparece en la *Figura 11*.

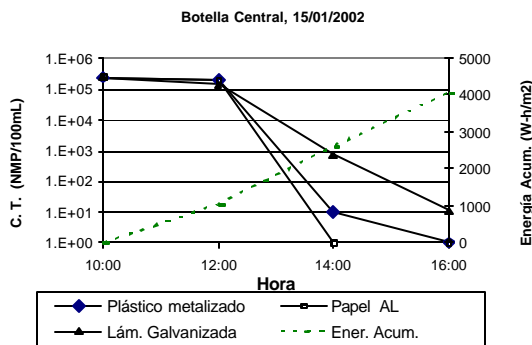


Figura 9. Decaimiento de coliformes totales usando diferentes materiales reflejantes

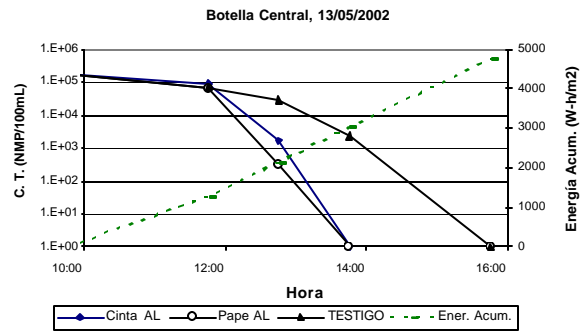


Figura 10. Decaimiento de coliformes totales usando cinta y papel aluminio como superficie reflejantes.

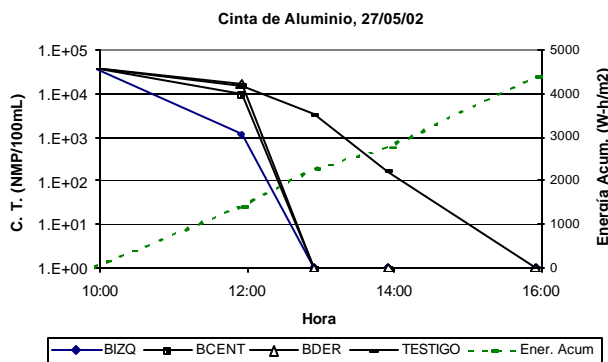


Figura 11. Decaimiento de coliformes totales usando el colector solar de cinta de aluminio.

Respecto a la eficiencia de remoción de coliformes totales, el concentrador de cinta de aluminio logró eficiencia del 100% en tan sólo 3 horas (Figura 11); los concentradores construidos de papel aluminio y plástico metalizado necesitaron 4 horas, mientras que la lámina galvanizada 6 horas para una eficiencia del 99.99% (Figura 9 y Figura 10), igual que la botella testigo (sin concentrador solar). En estas gráficas también aparece la energía solar acumulada para cada prueba. En todos los casos se requiere para la remoción total una energía superior a los 2200 W-h/m².

para el plástico metalizado, 49.3 °C para la lámina galvanizada y 46.0 °C para la botella testigo.

La temperatura del agua en las botellas alcanzó valores máximos a las 4 horas de exposición, siendo para el papel y cinta de aluminio hasta de 56.8 °C, 52.7 °C

En cuanto a la durabilidad de los materiales, los plásticos metalizados y aluminizados resultaron ser muy deteriorables principalmente por la radiación solar; un poco más resistente es el papel aluminio, pero mejor resulta la cinta de aluminio, la cual se conserva adherida a la base de madera usada en las paredes durante más tiempo que los otros materiales. Las láminas galvanizadas y de aluminio son muy resistentes a la intemperie.

Conclusiones

La desinfección solar es una opción de bajo costo y fácil aplicación, adecuada para comunidades rurales que no tienen acceso a agua limpia y rechazan o no aplican otros métodos de desinfección de agua como la cloración y la ebullición.

La desinfección solar es efectiva y puede remover totalmente los coliformes fecales y totales en menos de 4 horas, con niveles de ambos de hasta 10^5 como NMP/100 m en el agua cruda.

La desinfección solar en comunidades rurales es técnicamente factible, siempre y cuando se use adecuadamente el método y el nivel radiación recibida por las botellas entre las 10:00 y las 15:00 sea superior a los 3000 W-h/m². Estos niveles de radiación se observaron en las regiones de las comunidades piloto aún durante el período de lluvias.

La radiación solar permite remover virus y *Vibrio cholerae* con dos o tres horas de exposición.

El mejor material reflejante para el concentrador es la cinta autoadherible de aluminio, ya que da mayor durabilidad que los plásticos metalizados y que el papel aluminio de uso doméstico, además facilita la construcción del concentrador por ser autoadherible

El uso de concentradores solares de paredes planas aumenta la radiación útil dentro de la botella hasta 2.25 veces la del testigo, dependiendo de la posición de la botella y de la hora el día, lo que concuerda con el diseño teórico del colector, que tiene una capacidad ideal de concentración de tres soles. La ventaja radica en requerir una menor cantidad de energía radiante o menor tiempo de exposición para lograr eficiencias de remoción hasta del 100% de coliformes totales. Esto es útil en los lugares con bajos niveles de radiación o tiempos de insolación reducidos por nubosidad en épocas de lluvias.

Una ventaja adicional de la desinfección solar es que no proporciona sabor desagradable al agua, razón por lo cual tiene buena aceptación entre los usuarios

Una desventaja de este método es que no proporciona una protección residual contra recontaminación y tampoco asegura la calidad fisicoquímica del agua, por lo que sólo debe emplearse para mejorar la calidad bacteriológica.

Agradecimientos.- Se reconoce en estos estudios la valiosa participación de nuestros compañeros del IMTA: Omar Fonseca, Juana E. Cortés, Víctor Ramírez y Erick Bandala, así como de las tesis Miriam Rodríguez y Josefina Vergara. También se reconoce la importante colaboración de Claudio Alejandro Estrada Gasca, investigador del Centro de Investigación en Energía (CIE), UNAM en el diseño del concentrador solar y evaluación de nuevos materiales reflejantes.

Bibliografía

- BLANCO J., MALATO S.; (2002) "Solar Detoxification"; US, *John Wiley and Sons, UNESCO*.
- CORTÉS J., ET AL.; (2000) "Radiación solar para desinfectar agua en comunidades rurales"; *Informe final, proyecto IMTA/CNA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 59 pp.*
- MARTÍN A., ET AL.; (1999) "Desinfección del agua por radiación solar"; *Informe final, proyecto IMTA/CNA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 51 pp.*
- MARTÍN A., ET AL.; (2000) "Viabilidad técnico social de la desinfección solar"; *Informe final, proyecto IMTA/CNA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 7 capítulos.*
- WEGELIN, M.; (1999) "Solar Water Disinfection. A water treatment process used at household level"; *Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Department of Water and Sanitation in Developing Countries (EAWAG/SANDEC).*

Capítulo 10

INACTIVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE ENTEROBACTERIAS EN AGUA DE CONSUMO HUMANO TRATADA CON RADIACIÓN SOLAR

Resumen

Desde hace aproximadamente tres décadas, se ha estudiado el uso de la energía solar como una alternativa para desinfectar el agua en comunidades que no cuentan con servicio de abastecimiento público de agua potable y que por diferentes razones no aplican desinfectantes químicos. En el IMTA, durante 1999 se demostró que la radiación solar es capaz de eliminar niveles de hasta 10^5 microorganismos de origen fecal/100 mL.

El presente trabajo tuvo como objetivo determinar, en una comunidad del estado de Morelos, la efectividad de la desinfección solar para eliminar bacterias indicadoras, enterobacterias, *Vibrio cholerae* y virus, bajo diferentes condiciones de radiación, en agua para consumo humano y en agua recolectada directamente de la fuente de abastecimiento.

El trabajo de campo consistió en determinar la calidad bacteriológica del agua de la fuente de abastecimiento y del agua desinfectada y, en la realización de pruebas de decaimiento y de recrecimiento de bacterias coliformes y *Escherichia coli*. En el laboratorio se determinó: recrecimiento bacteriano; tiempo mínimo de exposición del agua a la radiación solar para eliminar microorganismos de origen fecal y curvas de decaimiento; paralelamente se probaron diversos procedimientos de cultivo en diferentes medios para identificar las bacterias, a fin de asegurar y verificar los resultados.

Tanto en las pruebas de laboratorio como en las pruebas de campo, los resultados bacteriológicos fueron consistentes. Se demostró que el mayor daño a las bacterias lo ejercen las radiaciones y que temperaturas superiores a 45 °C mejoran el efecto desinfectante sobre los microorganismos. Exponer el agua a niveles de radiación no menores de 3000 W-h/m² evita el recrecimiento durante cinco días de almacenamiento. Además, es posible inactivar microorganismos patógenos más resistentes a la radiación solar, como *Salmonella* spp. Otros enteropatógenos estrictos y oportunistas fueron más sensibles. Los resultados del agua desinfectada por las familias de la comunidad variaron ampliamente, pero en general fueron satisfactorios.

Se concluye que la metodología es técnicamente factible y su factibilidad social está limitada por los factores que limitan a otras técnicas de desinfección: usos y costumbres de la comunidad.

Palabras clave: Desinfección, recrecimiento, radiación solar.

Introducción

Cuando la energía solar incide con suficiente intensidad sobre un organismo vivo puede causar daño celular y muerte, en el siglo XIX Downes y Blount reconocieron tales efectos sobre las bacterias. Los rayos ultravioleta, violeta y azules del espectro, tienen un efecto bactericida, en tanto que los verde, amarillos y rojos son menos mortíferos (Margolin, 1997).

Desde hace aproximadamente 30 años, se han realizado diversos trabajos con el objetivo de implementarlos como alternativas efectivas y de bajo costo para desinfectar el agua para consumo humano en situaciones en las que, por diversas razones, no se cuenta con un agua de calidad adecuada, como las que prevalecen en pequeñas comunidades y en situaciones de desastre. La condición para que haya una prevención efectiva de enfermedades gastrointestinales de origen hídrico mediante esta metodología, es que los niveles de radiación promedio sean de al menos 555 W/m^2 (dosis integrada en el rango de longitud de onda de 350 a 450 nm), lo cual corresponde a 5 horas de insolación en verano y en latitud media (Wegelin, *et al.*, 1994). Ésto elimina 3 unidades logarítmicas de *Escherichia coli* y de bacteriófagos $\phi 2$ y rotavirus en órdenes de magnitud semejantes.

En el IMTA, durante 1999, se llevaron a cabo pruebas de desinfección mediante radiación solar, utilizando el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (cuyo contenido de coliformes totales es de alrededor de 10^5 NMP/100 mL), agua de la llave estéril inoculada con aproximadamente 10^6 Unidades Formadoras de Placa Viral/100 mL y agua de la llave estéril con 10^3 Unidades Formadoras de Colonia de *Vibrio cholerae*/100 mL (UFC/100 mL). Los resultados fueron alentadores, ya que, utilizando substratos únicos para el cultivo en el laboratorio, no se detectaron organismos viables en el agua tratada (Martín, *et al.*, 1999).

Por lo anterior, la finalidad de este trabajo fue evaluar la recuperación de los microorganismos en el agua almacenada una vez que ésta ha sido desinfectada y, dado que se sabe que la sensibilidad y resistencia de las bacterias ante cualquier desinfectante, depende en gran medida del tipo y de la cepa, y que además estos microorganismos cuentan con estrategias adaptativas y mecanismos de reparación de daño al material genético, fue necesario: a) ampliar la gama de enterobacterias de prueba; b) corroborar su viabilidad mediante el uso de diferentes substratos para la detección en el laboratorio y, c) verificar la capacidad de recuperación que tienen algunas especies bacterianas.

Metodología

Con el objeto de determinar la dosis de exposición mínima a la radiación solar para la total inactivación de diferentes bacterias de prueba, se determinaron curvas de decaimiento exponiendo el agua en botellas de PET transparente o parcialmente pintadas de negro en un concentrador de cuatro paredes (*Figura 1*), orientado a las 13:00 horas con respecto a la trayectoria del sol (Martín *et al.*, 1999).

Se determinó el tiempo requerido de exposición solar para evitar el recrecimiento de bacterias heterótrofas, coliformes totales, *Salmonella arizonae*, *S. typhi*, *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae* O1 y una mezcla de enterobacterias oportunistas.



Figura 1. Concentrador de energía solar para la desinfección de agua (Martín, et al., 1999).

Los experimentos para determinar la inactivación (curvas de decaimiento o de mortalidad) y recrecimiento de bacterias se realizaron utilizando agua de la planta del IMTA o suspensiones preparadas con cepas de enterobacterias proporcionadas por el Instituto de Diagnóstico y Referencia Epidemiológicos (INDRE), bajo diferentes condiciones.

Las unidades formadoras de colonias de bacterias heterótrofas por mL (UFC/mL), se determinaron mediante vaciado en placa y bajo condiciones de cultivo estándar. La cuantificación de enterobacterias y *V. cholerae*, se realizó con la técnica de tubos múltiples en medios de enriquecimiento y aislamiento selectivos, e identificación con la técnica miniaturizada API-20E.

En todos los experimentos se evaluó el comportamiento de una muestra, conocida como testigo, la cual consistió en almacenar el agua con los microorganismos de prueba a temperatura ambiente en una botella completamente pintada de negro (PETN OBS). Para evaluar el efecto de la radiación solar bajo distintos aspectos, el agua se expuso en tres diferentes recipientes: una botella transparente (PETT), una botella completamente pintada de negro expuesta al sol (PETN SOL) para medir el efecto de temperatura y, en una botella parcialmente pintada de negro (PET 1/2N) para medir el efecto combinado.

Cabe aclarar que los niveles bacterianos que se probaron en los diferentes experimentos controlados difícilmente podrán encontrarse en fuentes de abastecimiento destinadas al uso y consumo humano.

Resultados

Decaimiento de coliformes totales, *Escherichia coli*, *Salmonella arizonae*, *S. typhi*, *Vibrio cholerae* y bacterias heterótrofas

La prueba se llevó a cabo con el efluente de la planta del IMTA, en concentrador fijo, plano, orientado a las 13:00 horas, con un tiempo de exposición de cuatro horas durante un día soleado.

Los resultados de laboratorio mostraron que con una dosis acumulada de radiación de alrededor de 3,241.15 W-h/m², esto es, aproximadamente 975 W/m² de radiación promedio, se logra eliminar 10⁵ coliformes totales/100 mL (Figura 2), 10⁴ *E. coli*/100 mL (Figura 3), y cuatro unidades logarítmicas de magnitud de bacterias heterótrofas (Figura 4).

Figura 2. Curva de decaimiento de coliformes totales.

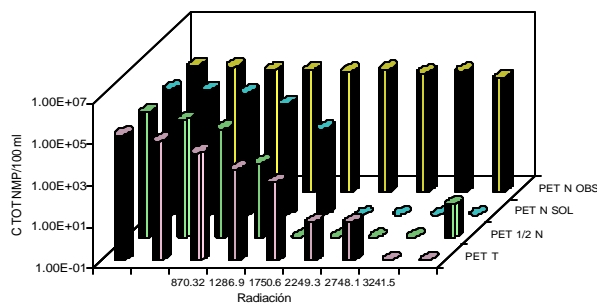


Figura 3. Curva de decaimiento de *Escherichia coli*.

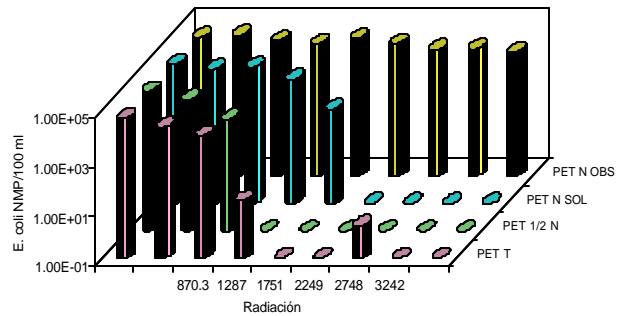
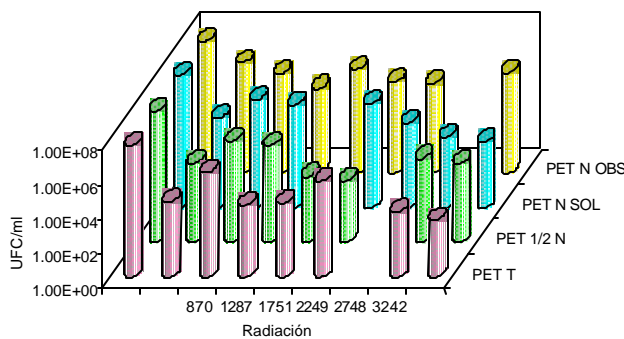


Figura 4. Curva de decaimiento de bacterias heterótrofas



En el caso de las bacterias heterótrofas mesofílicas aeróbicas (cuenta estándar), no se logró la eliminación total, debido a que en este grupo se incluye flora nativa o normal del agua, que tolera siempre altas dosis de radiación, así como elevaciones de la temperatura (Figura 4).

En las curvas se observa que la inactivación ocurre principalmente debido a la radiación solar (PETT) y que la combinación de temperatura y calor (PET ½N), permite eliminar a los microorganismos empleando un menor tiempo de exposición, la temperatura tiene por sí sola un menor efecto (PET NSOL).

En el testigo (PET NOBS), se vio que la concentración de cada uno de los grupos bacterianos presenta poca variabilidad, lo que significa que la muerte se debió a la radiación y la temperatura.

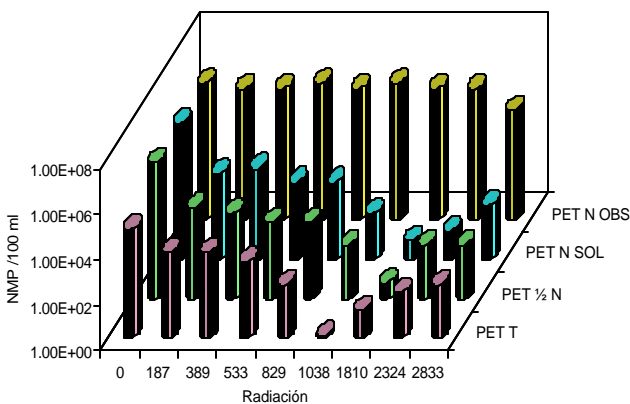


Figura 5. Curva de decaimiento de *Salmonella arizonae* con una dosis de radiación de promedio de 935.9 W/m² bacterias

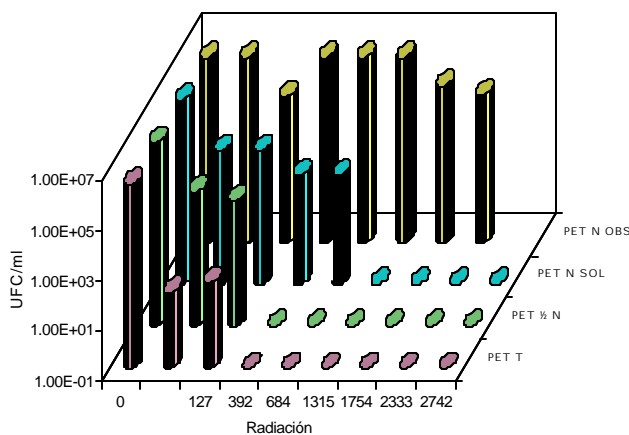


Figura 6. Curva de decaimiento de *Yersenia spp*, *Erwinella americana* y *Pasteurella spp*.

Con 4 h de exposición en un día seminublado, y una dosis total de radiación acumulada de 2790.5 W-h/m², en el PET 1/2N se logró la eliminación de coliformes totales, en donde se alcanzaron temperaturas superiores a 50 °C. La *E. coli* mostró siempre ser más sensible, ya que tanto en el PET 1/2N como en el PET T, se logró inactivar a todos los microorganismos.

Con una dosis total de radiación acumulada de 2832.66 W-h/m², 935.9 Wh/m² (cuatro horas), la *Salmonella arizonae* (Figura 5) se mostró más tolerante que la *E. coli* y que algunos coliformes totales, ya que incluso en el PET 1/2N, con temperaturas superiores a 50 °C, la bacteria sobrevivió, aunque en concentraciones menores.

Lo anterior no ocurre con otras bacterias como la *Yersinia spp*, la *Erwinella americana* y la *Pasteurella spp*, ya que éstas se inactivaron en los PET T y PET 1/2N con una dosis acumulada menor, 392 W-h/m² (30 minutos de exposición), (Figura 6). Excepto para la *Salmonella*, esta sensibilidad a la radiación solar puede considerarse semejante para todas las enterobacterias patógenas.

Para la *Salmonella typhi*, agente causal de la fiebre tifoidea, se requieren al menos 4 horas para su inactivación en un día soleado (Figura 7).

El comportamiento de esta especie es consistente con el de *S. arizonae* (Figura 5), la recuperación bacteriana soporta la necesidad de verificar la presencia de microorganismos durante el almacenamiento.

Aún en un día levemente nublado, la *V. cholerae* O1 Inaba mostró mayor sensibilidad tanto a la radiación solar como a la temperatura, (Figura 8). La inactivación ocurre a los 45 minutos y no hubo recuperación posterior. En un día soleado, se inactiva completamente en 15 minutos en el PET T y en 30 minutos en el PET 1/2N.

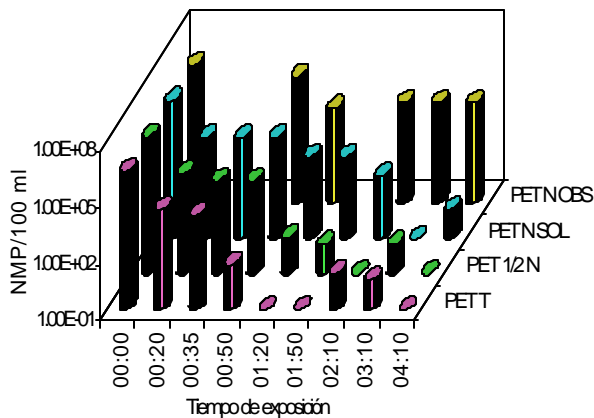


Figura 7. Curva de decaimiento de *Salmonella thypi* en día soleado.

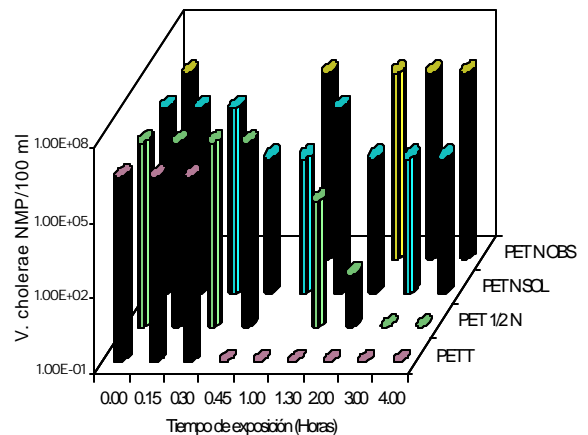


Figura 8. Curva de decaimiento de *Vibrio cholerae 01 Inaba toxigénico*

Recrecimiento de coliformes totales, *Escherichia coli*, *Salmonella arizonae*, *S. typhi*, *Vibrio cholerae*, bacterias heterótrofas y enterobacterias

Debido a que la *Salmonella* mostró la capacidad de recuperarse durante el período de exposición a la radiación solar, se consideró necesario verificar el comportamiento de los diferentes grupos bacterianos de prueba durante el almacenamiento del agua, una vez que ha sido expuesta a la radiación solar durante 3 y 6 horas, en un día soleado y nublado, utilizando el mismo tipo de concentrador manteniéndolo fijo y orientándolo continuamente de acuerdo con la trayectoria del sol (13:00 horas), condiciones utilizadas por Martín *et al*, 1999.

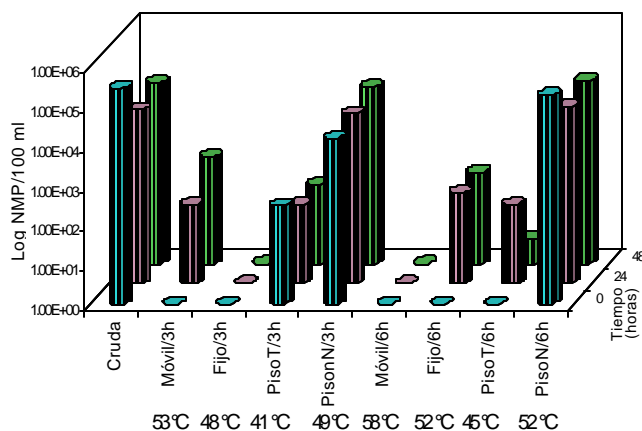
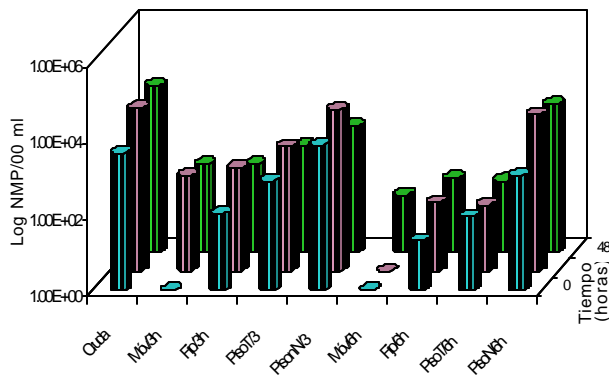


Figura 9. Inactivación y recrecimiento de coliformes totales.

Los coliformes totales pueden ser prácticamente inactivados durante un período de 3 y 6 horas de exposición (Figura 9), en combinación con una temperatura de al menos 45 °C, para el caso de las botellas parcialmente pintadas de negro (PET ½N) y transparentes (PETT), expuestas en concentradores con movimiento (temperaturas de 53 y 58°C) y fijos (48 y 52 °C).

El hecho de que en el agua tratada en botella transparente y colocada en el piso (PETT) durante tres horas a una temperatura de 41 °C y el resultado observado en la botella pintada de negro (PET ½N), en la que no hay incidencia de luz pero existe incremento en la temperatura (49 °C), se elimine el 99.896 % y el 94.71 % de los microorganismos, confirma que la inactivación de microorganismos se debe principalmente a las radiaciones y que el incremento en la temperatura mejora la efectividad del proceso de desinfección.

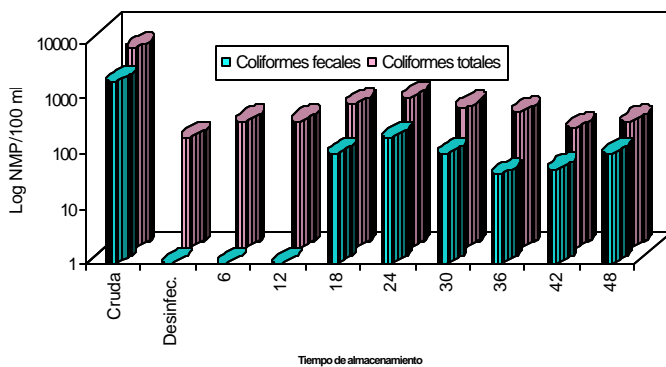
Lo anterior es soportado también por los niveles de coliformes totales detectados a las 24 y 48 horas de almacenamiento de las muestras tratadas. En las botellas transparentes expuestas durante 6 horas en el concentrador móvil no se detectó recuperación de bacterias y, en las muestras colocadas en el piso, se observó un incremento de dos unidades logarítmicas a las 24 horas y un decaimiento de hasta 4 organismos/100mL a las 48 horas. En general, los mayores recrecimientos se observaron en las botellas expuestas durante 3 horas y/o en posición fija, bajo estas condiciones, los resultados no se consideran satisfactorios (Figura 9).



En días nublados, el recrecimiento de coliformes totales se presentó en todas las botellas sometidas a radiación solar durante 6 horas en condiciones fijas u orientando el concentrador de acuerdo a la trayectoria del sol (Figura 10). Además la temperatura fue en términos generales baja (39 a 47 °C) y no pudo haber efecto sinérgico, lo que corrobora que el principal factor para la desinfección del agua es la radiación.

Figura 10. Recrecimiento de coliformes totales

Para la *E. coli*, fue más evidente el efecto de las radiaciones solares sobre el material genético, dado que después de 24 y 48 horas de almacenamiento, se observó recuperación únicamente en las botellas de PET ½N expuestas durante 3 y 6 horas en posición fija.



En un seguimiento más detallado que se hizo sobre el recrecimiento en la misma agua tratada bajo las condiciones menos favorables (PETT, en posición fija y 3 horas de exposición) se observó que la *E. coli* requiere mayor tiempo para recuperarse que los coliformes totales (Figura 11).

La población de coliformes totales decayó una unidad logarítmica después de las tres horas de exposición, se duplica a seis horas de almacenamiento, a las 18 horas vuelve a duplicarse, el nivel máximo se alcanza a las 24 horas y a partir de este tiempo se observaron ligeros decrementos (Figura 11). La *E. coli* fue detectada hasta las 18 horas de almacenamiento y en los tiempos subsecuentes presentó un comportamiento similar al de los coliformes totales.

Figura 11. Recrecimiento de coliformes totales y *E. Coli*.

En términos de inactivación de coliformes totales y de *E. coli*, los resultados son consistentes con los obtenidos en las pruebas anteriores. El comportamiento de la *E. coli* fue semejante, pero es claro que la capacidad de recuperación en las botellas transparentes fue menor que para los coliformes, lo que confirma que son las radiaciones las que ejercen mayor efecto letal. (Figuras 12 y 13).

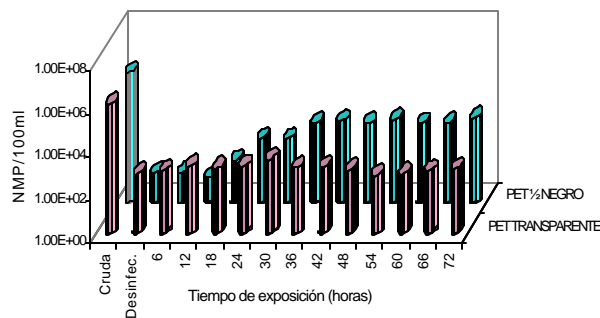


Figura. 12 Recrecimiento de coliformes totales

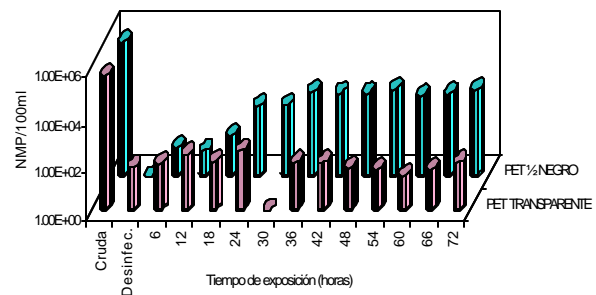


Figura. 13. Recrecimiento de Escherichia coli

Con relación al recrecimiento de las bacterias heterótrofas, se llevó a cabo una caracterización de este grupo, utilizando diferentes medios de cultivo para el aislamiento y la prueba miniaturizada API-20E para la identificación. De los resultados obtenidos las *Pseudomonas*, la *Moraxella* y la *Bordetella* fueron los géneros que persistieron mejor a través del tiempo de almacenamiento, ya que consistentemente con los resultados obtenidos en las pruebas de decaimiento, no fueron eliminadas durante el proceso de desinfección.

Es importante señalar que ninguna de las bacterias aisladas en esta prueba son patógenas estrictas, por lo que para que se presente un problema de salud, el individuo deberá ser susceptible debido a problemas de inmunodeficiencia o inmunocompromiso, por cirugía, o deficiencias en la nutrición; sin embargo, su presencia de alguna manera indica la calidad sanitaria del agua.

De particular importancia son las especies *Citrobacter freundii* y *Pseudomonas spp*, las cuales parecen persistir por largos períodos de tiempo. La *Vibrio fluvialis* parece no tener una capacidad alta de recuperación, bajo condiciones en las que debe competir con otros microorganismos.

Cuando la *V. cholerae* O1 Inaba, en niveles de 10^5 NMP/100 mL, se expuso a dosis de radiación solar superiores a los 3000 W-h/m^2 (día soleado), los vibriones fueron inactivados y perdieron la capacidad de recuperarse, aún después de 48 horas de almacenamiento.

En un día seminublado, aunque después del tiempo de exposición a la radiación solar no se detectaron vibriones, a las 24 h se observó recrecimiento en el PETT (76 NMP/100 mL) y en el PET 1/2N (1 NMP/100 mL), ya que a las 48 horas había 7 y 20 NMP/100 mL. De manera similar al comportamiento que tienen las coliformes fecales y la *E. coli*, a través del tiempo las bacterias contenidas en los PET 1/2N se recuperan mejor que las presentes en los PETT.

Las *S. arizonae* y *S. typhi* mostraron siempre una mayor tolerancia a la radiación solar, ya que además de que se requiere un mayor tiempo para inactivarlas, estos microorganismos fueron capaces de recrecer durante las primeras 24 y 48 horas de almacenamiento del agua, después de que se habían irradiado durante un periodo de tiempo de 3 a 4 horas en condiciones normales de manejo en campo (concentrador fijo, orientado a las 13:00 horas).

Aplicación de la metodología de desinfección solar de agua para consumo humano en una comunidad

El método de desinfección con radiación solar se aplicó en la comunidad de Los Dormidos ubicada en el municipio de Tlaquiltenango, Mor. Esta comunidad se seleccionó en coordinación con la Jurisdicción Sanitaria No. II de la SSA, ubicada en Zacatepec.

La comunidad se encuentra alejada y el tránsito de vehículos a través de sus vías de acceso tiende a dificultarse en la temporada de lluvias. Esta localidad está conformada por 14 familias. De acuerdo con varias de las mujeres del lugar, los

problemas de salud más graves son las infecciones respiratorias, dolor de huesos y diarreas. Con cierta periodicidad son visitados por personal de la jurisdicción de salud.



El agua de abastecimiento procede de un manantial relativamente protegido (Figura 14), pues alrededor de él es posible encontrar excretas de animales, lo que provoca que los recipientes con los que se extrae el agua sean una potencial fuente de contaminación. Durante el período de visitas se observó que el sitio había sido aseado, se dice que la lavan con cepillo o escobas y sustancias que contienen cloro. No obstante, la gente prefiere el agua directa del manantial y rechaza el sabor del cloro. Tampoco les gusta el agua hervida porque consideran que debido a este proceso cambia el sabor; por otro lado, la gente cocina con leña, así que hervir el agua representa trabajo adicional para las mujeres.

Figura. 14. Fuente de abastecimiento de la comunidad “Los Dormidos”.

El manantial está conectado a unos tanques a cielo abierto, en los cuales se lava la ropa y beben agua los animales. Como consecuencia de los cambios en los niveles de agua, suele mezclarse el agua de los tres recipientes y ello puede constituir también un foco de contaminación.

Las viviendas no se encuentran en buenas condiciones y se observan excretas de animales en prácticamente todo el terreno aledaño a las casas. Solamente una vivienda cuenta con letrina y, a pesar de ello, no presenta las mejores condiciones para vivir. Además, la población defeca al aire libre y parte de la basura que generan la queman en sus solares, la restante la tiran a las cañadas o simplemente se encuentra tirada sobre el terreno.

Calidad bacteriológicas del agua en la fuente de abastecimiento

En el hisopo que se sembró en la fuente de abastecimiento de la comunidad no se detectaron patógenos estrictos. Las especies detectadas en la fuente son patógenos oportunistas que llegan a través de las excretas de humanos y de animales de sangre caliente. Dichos microorganismos se enlistan a continuación (Tabla 1).

Tabla 1. Bacterias aisladas en la fuente de abastecimiento de la comunidad “Los Dormidos”

<i>Aeromonas hydrofila gr</i>	<i>Klebsiella terrigena</i>	<i>Enterobacter sakazakii</i>
<i>Klebsiella oxytoca</i>	<i>Pseudomonas fluo./pútida</i>	<i>Enterobacter cloacae</i>
<i>Klebsiella ornithinolytica</i>	<i>Salmonella spp</i>	<i>Chryseomonas luteola</i>
<i>Escherichia coli</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	

Los géneros *Enterobacter*, *Klebsiella* y *Escherichia*, se encuentran dentro del grupo de los coliformes, de tal manera que no es raro que se hayan aislado. El análisis de diversos parámetros fisicoquímicos del agua no evidenció ningún tipo de problema, motivo por el cual se decidió que la aplicación de esta metodología de desinfección es técnicamente factible.

Se instalaron dos tipos de concentradores solares diseñados por Martín, *et al.*, 1999, uno con capacidad para desinfectar tres botellas de dos litros (*Figura 1*) y otro para desinfectar ocho (*Figura 15*). Se efectuaron curvas de decaimiento y recrecimiento con el agua de la fuente de abastecimiento.



Figura. 15. Concentrador solar para desinfectar agua en 8 botellas.

Los resultados fueron muy variados, en algunas ocasiones las muestras no presentaron contaminación y, en otras, hubo inactivación menor a una unidad logarítmica de magnitud, posiblemente el agua no se expuso al sol por al menos tres horas; no obstante, en todos los casos, la calidad bacteriológica del agua desinfectada fue mejor que la del agua cruda.

En el concentrador para ocho botellas no se obtuvo la misma eficiencia debido a que la incidencia de luz es diferente para cada una de ellas, por lo cual no se logró inactivar a la población bacteriana en su totalidad. Parte del éxito de esa prueba fue que la concentración de bacterias estuvo en el orden de $10^4/100$ mL de coliformes totales y $10^2/100$ mL de coliformes fecales (*Escherichia coli*).

La prueba de decaimiento, en un día no muy soleado y sin que las botellas se expusieran a la radiación de mayor intensidad, con una exposición de 2 horas 10 minutos, se eliminaron coliformes totales en el orden de $10^3/100$ mL. En el PET ½N la cuenta final fue cero y en el PET T fue de 1 coliforme/100 ml (*Figura 16*). La *Escherichia coli* se inactivó en un menor tiempo tanto en el PET ½N como en el PET T (*Figura 17*). En ambos casos los resultados fueron semejantes a los obtenidos en las pruebas controladas que se realizaron con el efluente de la planta de tratamiento del IMTA.

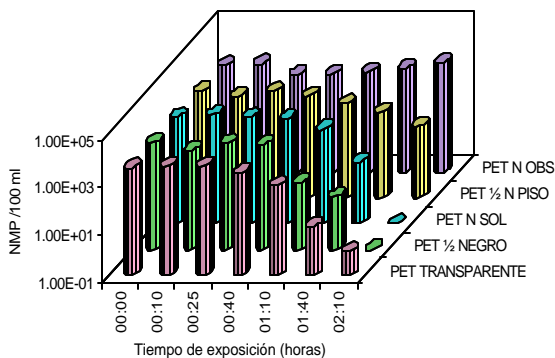


Figura. 16. Decaimiento de coliformes totales de la fuente de abastecimiento en “Los Dormidos”

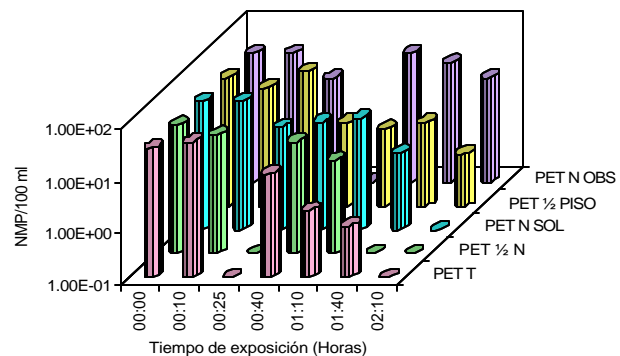


Figura. 17. Decaimiento de *Escherichia coli* de la fuente de abastecimiento en “Los Dormidos”

El mismo día se obtuvo una botella que había sido desinfectada en el concentrador grande, se dijo que el agua había permanecido desde temprano hasta la mañana del día siguiente, en ésta no hubo recrecimiento aún después de 72 horas de almacenamiento.

Partiendo de los resultados de decaimiento, se llevó a cabo una prueba controlada en la comunidad con el objeto de verificar el recrecimiento de coliformes totales y de *Escherichia coli*. Así, las botellas se expusieron durante 2 horas 10 minutos en un día nublado. Excepto en el PET ½N, los coliformes no se eliminaron por completo, motivo por el cual la población bacteriana se mantuvo a través del tiempo de almacenamiento (*Figura 18*), la *E. coli* presentó un pequeño recrecimiento a las 24 y 30 horas en el PET ½N (*Figura 19*).

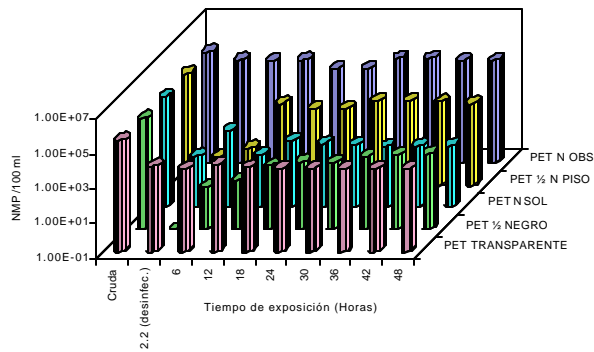


Figura 18. Crecimiento de coliformes totales en agua de la fuente de “Los Dormidos”.

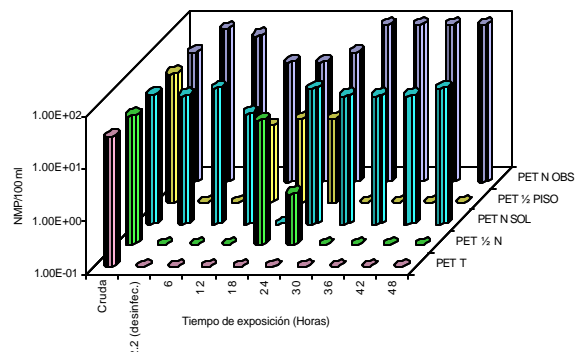


Figura 19. Recrecimiento de *Escherichia coli* en agua de la fuente de “Los Dormidos”.

En las pruebas realizadas durante días soleados, no se detectó recrecimiento en el agua desinfectada (ni en los PET T, ni en los PET ½N), lo cual es consistente con lo obtenido en las pruebas realizadas con el efluente de la planta de tratamiento del IMTA.

Los resultados muestran que el método es técnicamente factible, que mejora la calidad bacteriológica del agua en términos de la eliminación de bacterias de origen fecal y con esto puede contribuir a abatir la incidencia de diarreas bacterianas, pero no se obtiene agua estéril o completamente libre de microorganismos, por lo que es mejor exponer el agua durante toda la mañana a las radiaciones, esto asegura que los patógenos, incluidos los del género *Salmonella*, se inactiven.

Con las pruebas realizadas en el IMTA y en la comunidad, se puede concluir que la muerte de los microorganismos durante la exposición a la luz solar por tiempo suficientemente prolongado, se debe en gran medida a que las radiaciones UV en el rango de 295 a 400 nm, que son las que alcanzan la superficie terrestre, tienen un efecto letal y mutagénico al provocar cambios químicos en las moléculas absorbentes, de modo que aparecen moléculas alteradas denominadas genéricamente fotoproductos. Los fotoproductos originan la inactivación de las macromoléculas, aunque el ADN dispone de mecanismos para disminuir o eliminar estas modificaciones potencialmente dañinas.

Además de la radiación UV, la luz visible de fuerte intensidad (por ejemplo exposición a pleno sol) es capaz de matar a las bacterias debido a que ciertas moléculas de éstas (riboflavinas, porfirinas, citocromos) absorben la energía de los cuantos y se excitan durante 10^{-6} - 10^{-8} s, tras lo cual reemiten la energía a otras moléculas originando fotooxidaciones en residuos His y Trp de las proteínas y en las bases de los ácidos nucleicos. También se puede generar oxígeno singlete (1O_2) que es un radical muy reactivo, oxidante, que puede destruir la célula con rapidez.

Sin embargo, cuando la exposición no es suficiente y la cantidad de microorganismos es muy alta, no se logra que el proceso de inactivación sea 100% efectivo.

Debido al carácter esencial del ADN como molécula central informativa de los seres vivos, la evolución ha desarrollado una serie de mecanismos capacitados para enfrentar los posibles daños ocasionados por la luz ultravioleta. Los principales mecanismos de reparación en bacterias se pueden agrupar en:

1) Mecanismos prerreplicativos:

- Reparación fotoenzimática o fotorreactivación, que permite la reparación directa del daño. La enzima denominada *fotoliasa* o *enzima fotorreactivante*, que muchas bacterias sintetizan de manera constitutiva, repara directamente los dímeros de pirimidina, en una reacción que requiere luz visible de 300 a 500 nm de longitud de onda (luz azul).
- Reparación por escisión y resíntesis. La distorsión en la doble hélice provocada por el dímero es reconocida por un complejo proteico, conocido como *correndonucleasa* o *escinuleasa*. El daño se repara indirectamente

eliminando las bases dañadas (se escinden) formando parte de un oligonucleótido, y el hueco resultante se rellena por resíntesis reparadora de ADN.

2) Mecanismos posreplicativos

- Reparación por recombinación. Cuando la ADN-polimerasa-III bacteriana, que es la enzima que normalmente replica el cromosoma, se encuentra en la cadena que utiliza como molde un dímero de pirimidina, deja de replicar esa zona y salta unos 1000 nucleótidos más adelante para seguir la replicación recurriendo a la proteína *RecA*, que verifica una recombinación con la hebra homóloga intacta.
- Reparación inducible de emergencia (SOS). Cuando los sistemas de reparación no son suficientes, se pone en marcha un nuevo mecanismo que es inducible y que se califica como de emergencia, ya que tiende a salvaguardar la viabilidad de la célula, a costa de acumular mutaciones con alta frecuencia, por lo que también se le llama propenso a error.

De lo anterior, se asume que después de la exposición del agua a la radiación solar, el recrecimiento de las bacterias de origen fecal, ya sea indicadoras o patógenas, puede deberse a que en las células existen mecanismos complementarios de reparación de daño.

Por otro lado, si bien mediante esta tecnología es prácticamente imposible obtener un agua que cumpla siempre con los límites máximos permisibles de coliformes totales y fecales establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1-1994 de agua para uso y consumo humano, ausencia o no detectables para ambos grupos de bacterias indicadoras de contaminación, es claro que el agua que ingerirían las comunidades tendrá una mejor calidad bacteriológica que el agua cruda.

Recomendaciones en la aplicación de la metodología de desinfección de agua mediante radiación solar en comunidades rurales

Con base en los resultados de laboratorio y de campo (curvas de decaimiento y recrecimiento de bacterias indicadoras, bacterias heterótrofas mesofílicas aerobias, enterobacterias patógenas oportunistas y estrictas, entre las que se encuentran *Vibrio cholerae* y *Salmonella*), se plantea que esta metodología tiene los alcances y limitaciones presentados en los párrafos subsecuentes.

Una limitación importante es que no será posible erradicar las diarreas en una comunidad, pues para esto debe haber otras actividades de saneamiento básico, como son la disposición adecuada de excretas y basura, cambios en los hábitos higiénicos, y en general, educación para la salud.

La metodología es técnicamente factible y puede aplicarse a comunidades que carecen de servicio de agua desinfectada o que no aceptan los métodos químicos de desinfección, pero siempre será necesario el trabajo social respetuoso, con seguimiento y evaluación periódica de la aplicación.

Para que haya buenos resultados, es decir que se obtenga agua bacteriológicamente segura, es necesario que el concentrador se coloque orientado a la 1:00 PM, con esto se trata de que incida la mayor cantidad de radiación posible.

Como en el campo es difícil tener control estricto del tiempo de exposición, es necesario pedir a los usuarios que coloquen las botellas temprano (por la mañana) y que las retiren hasta que anochezca, o intercambiarlas al siguiente día, esto permitirá que el agua se serene y esté fría cuando se consuma.

Las pruebas de recrecimiento demuestran que para mayor seguridad, el agua no debe almacenarse por más de 24 horas después de la desinfección. Esto impide principalmente la proliferación de bacterias heterótrofas.

También se debe sugerir a los usuarios que mantengan el concentrador limpio, libre de polvo y en buen estado, para evitar en la medida de lo posible, obstáculos para la incidencia de radiación a las botellas.

Aunque las botellas pintadas parcialmente de negro proporcionan en general mejores resultados, si el usuario por razones operativas o de preferencias no desea utilizarlas, puede hacer uso de botellas totalmente transparentes, sólo si

éstas se exponen durante toda la mañana a la radiación solar y se está seguro que el agua se calentó por arriba de la temperatura ambiente.

No colocar botellas sobre otras botellas, ni pasar el agua a otros recipientes. Vaciar la que se beberá en un vaso, o bien beber directamente en la botella.

En días nublados y lluviosos, es mejor usar otro método de desinfección.

Es importante que el agua de la fuente no presente alta turbiedad y contenido de materia orgánica, puesto que el material particulado y disuelto absorben la radiación solar.

En la aplicación de esta metodología de desinfección en comunidades, es necesario contar con una buena caracterización bacteriológica de la fuente, para corroborar que no existen enterobacterias tales como *Salmonella typhi* y *Salmonella arizonae*, que en pruebas de laboratorio han mostrado mayor tolerancia que otras bacterias fecales.

Debido a que no está probado el efecto de las radiaciones en enterovirus ni en quistes de protozoarios parásitos, es necesario continuar el trabajo en este sentido a fin de determinar las condiciones que permitan su inactivación.

Conclusiones

La metodología de desinfección mediante radiación solar es técnicamente factible en pequeñas comunidades y en comunidades rurales, con las limitaciones que tiene cualquier otro método de desinfección debido a los usos y costumbres de la comunidad.

En la desinfección de agua mediante energía solar, el efecto letal sobre los microorganismos se debe básicamente a la radiación.

Temperaturas superiores a los 45 °C mejoran el efecto de inactivación sobre los microorganismos, tanto en laboratorio como en campo.

El grupo bacteriano menos sensible a las radiaciones solares son las bacterias heterótrofas (no son patógenas, son bacterias que se encuentran de manera natural en el agua), con excepción de las del género *Salmonella*, otras enterobacterias y en particular las patógenas y patógenas oportunistas son más sensibles.

Sin excepción, las bacterias de prueba mostraron tener mecanismos de reparación de daño que les permiten sobrevivir y multiplicarse, aún en condiciones de inanición, si las dosis de radiación son menores a 3200 Wh/m². 3000 Wh/m² corresponden a aproximadamente 4 horas de exposición a una radiación promedio de 700 W/m². Un día soleado presenta una radiación promedio entre 700 y 800 W/m² alrededor del medio día.

Con esta metodología no se logrará abatir totalmente la incidencia de diarreas, pero sí disminuirán sensiblemente.

Recomendaciones finales

Para este procedimiento de desinfección, el género *Salmonella* podría ser un buen indicador de la efectividad; sin embargo, su determinación es costosa, por lo que es mejor utilizar coliformes totales como indicador y no a la *Escherichia coli* que es más sensible a la radiación.

Es necesario probar, adaptar y desarrollar métodos de cultivo para la determinación de microorganismos dañados.

Se sugiere realizar pruebas con protozoarios parásitos y algunos enterovirus de origen fecal que sean menos susceptibles a las radiaciones que las bacterias.

Es necesario realizar pruebas sobre los efectos de la radiación en el material del envase y verificar que no haya desprendimiento de compuestos tóxicos de importancia para la salud pública.

Agradecimientos.- Dra. Alejandra Martín Domínguez, M. I. Arturo González Herrera y M. C. Omar Fonseca. Unidad de Programas Rurales de la Comisión Nacional del Agua

Bibliografía

- BROOKS, G., BUTEL, J, JAWETZ, E., MELNICK, J., ORSTIN, N., ADELBERG, E. (1996). Microbiología Médica. El manual Moderno, México. pp. 110-111
- BRYAN, A., BRYAN, CH. A., AND BRYAN, CH. G. (1976). Bacteriología. Principios y Prácticas. CECSA, México. pp 125-139.
- CHANG, J. C., OSSOF, S.F., LOBE, D. C., DORFMAN, M., DUMIS, C. QUALLS, R. AND JOHNSON J. (1985). "UV inactivation of pathogenic and indicator microorganismos." Appl. Environ. Microbiol. **49**: 1361-1365.
- CIOCHETTI, D. AND METCALF, R. (1984). "Pasteurization of naturally contaminated water with solar energy". Appl. Environ. Microbiol. **47**: 223-228.
- CONROY, R. M., MEEGAN, M., JOYCE, T., MCGUIGAN, K. G. AND BARNES, J. (1996). "Solar disinfection of drinking water and diarrhoea in Maasai children: a controlled field trial". Lancet, **348**: 1695-1697.
- CONROY, R. M., MEEGAN, M., JOYCE, T., MCGUIGAN, K. G. AND BARNES, J. (1999). "Solar disinfection of water reduces diarrhoeal: an update". Arch dis Child. **81**: 337-338.
- JOYCE, T., MCGUIGAN, K., MEEGAN, M., AND CONROY, R. (1996). "Inactivation of fecal bacteria in drinking water by solar heating". Applied and Environmental Microbiology. **62**: 399-402.
- MCGUIGAN, K., JOYCE, T., CONROY, R., GILLESPIE, J., AND MEEGAN, M. (1998). "Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: characterizing the bacterial inactivation process". J App Microbiol. **84**: 1138-1148.
- ÖRNUC, M., BECKER, D., RAGSDALE, S., AND SANCAR, A. (1998). "Nucleotide excision repair in the third kingdom". Journal of Bacteriology. **180**:5796-5798.
- RECHE, I., PACE, M. L., AND COLE, J. J. (1998). "Interaction of photobleaching and inorganic nutrients in determining bacterial growth on colored dissolved organic carbon". Microbial Ecology. **36**: 270-280.
- REED, R. (1997). "Solar inactivation of faecal bacteria in water: the critical role of oxygen". Lett Appl Microbiol. **24**: 276-280.
- SLIEMAN, T., AND NICHOLSON, W. (1999). "Artificial and solar UV radiation induces strand breaks and cyclobutane pyrimidine dimers en *Bacillus subtilis* spore DNA". Applied an Environmental Microbiology. **66**: 199-205.
- TORANZOS, G., AND MCFETERS, G. (1997). "Detection of indicator microorganisms in environmental freshwater and drinking waters". In: Manual of Environmental Microbiology. Ed. Hurst, C., Knudsen, G., McInerney, M., Stetzenbach, L. And Walter, M. American Society for Microbiology. pp 184-194.
- TORTORA, G. J., FUNKE, B., CASE, CH. (199). "Microbiology. An introduction". The Benjamin/Cumming publishing Co. USA. pp. 167-189
- WEGELIN, M., CANONICA, S., MECHSNER, K., FLEISCHMAN, T., PESARO, F., AND METZLER, A. (1994). "Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments". J. Water SRT -Aqua. **43**: 154-169

Capítulo 11

GEOMÁTICA APLICADA A LA RELACIÓN ENTRE CALIDAD DEL AGUA Y SALUD HUMANA EN LAS LOCALIDADES DEL ESTADO DE MÉXICO

Resumen

El crecimiento demográfico, industrial y agrícola de las últimas décadas ha producido contaminación por microorganismos en las aguas (bacterias, parásitos, hongos) y virus; compuestos orgánicos (hidrocarburos aromáticos policíclicos, compuestos fenólicos, hidrocarburos clorados y pesticidas organoclorados); compuestos inorgánicos (metales) y productos químicos agrícolas como plaguicidas (insecticidas, herbicidas, funguicidas) y fertilizantes. Esta situación puede ocasionar en la población enfermedades de tipo gastrointestinal, parasitarias, tóxicas, y hasta cancerígenas. Igualmente, la inadecuada distribución de la dotación de este vital líquido se convierte en un factor que puede favorecer la presencia y propagación de enfermedades en una región, particularmente en las pequeñas comunidades rurales.

Frente a este vínculo estrecho entre el agua y la salud, el análisis de las relaciones entre variables relativas al agua y estadísticas epidemiológicas se ve facilitado y aumentado por el uso de la hidrogeomática que utiliza los sistemas de información geográfica (SIG) para almacenar datos de cantidad y calidad del agua a fin de analizar y modelar los procesos hidrológicos que ocurren en el espacio geográfico. Efectivamente, los recientes avances en hidrogeomática y epidemiología se convierten en herramientas muy útiles para la toma de decisión en las instituciones de salud, y los resultados de estos estudios representan un apoyo adecuado a la solución de la problemática para los interventores en las áreas involucradas.

Ciertamente, los resultados preliminares de aplicación de la geomática a la relación entre calidad del agua y salud humana en las localidades del Estado de México permiten un análisis visual adecuado para el establecimiento de correlaciones espaciales entre varios parámetros y a la modelación de la transmisión de las enfermedades.

Palabras Clave: geomática, sistema de información geográfica, calidad del agua, epidemiología, Estado de México

Introducción

En septiembre de 2002, se publicó una noticia alarmante en un periódico de la ciudad de Toluca, Méx., cuyo título fue: "Contaminación y muerte en la presa Alzate". El reportaje se enfocaba sobre casos de animales; sin embargo, los pobladores de las 25 comunidades aledañas padecen de infecciones de la piel y la presencia de moscos es comprometedor para la salud humana (El Sol de Toluca, 2002). Este tipo de información se vuelve desgraciadamente más frecuente, sin mencionar los casos que se quedan escondidos, y pone de nuevo en relieve el vínculo ya conocido entre la calidad del agua de una zona y la salud de la población local.

Las enfermedades vinculadas al agua ocurren directamente por ingestión de agua contaminada o más sutilmente por vectores dependientes de los recursos hídricos. Las muchas formas indirectas de transmisión de enfermedades dificultan medir exactamente en cifras el tamaño del problema, ya que no todos los casos son notificados a los organismos de salud. Pero aún imprecisos, cabe mencionar los siguientes datos preocupantes relativos a los servicios en agua: 1 200 millones de personas no tienen acceso a una fuente de agua potable, 2 900 millones no tienen instalación sanitaria conveniente y 4 000 millones no disponen de alcantarillado. Así mismo, se pueden mencionar cifras que reflejan el efecto sobre la salud: 3.4 millones de personas mueren anualmente por enfermedades vinculadas al agua, de las cuales 2.2 millones son por enfermedades diarreicas (OMS, 2002).

En la actualidad, México tampoco escapa a serios problemas en cuanto a disponibilidad de agua potable que repercuten en la salud de las personas, sea por las fuentes de abastecimiento o por las infraestructuras de redes de almacenamiento, potabilización y distribución. Sólo para el año 2000, se presentaron 18 602 muertes por enfermedades infecciosas y parasitarias en el país (CENIDS-INSP-SSA, 2000). Dentro de las diez principales causas de morbilidad en 2001, figuran las infecciones intestinales (no especificadas), la amibiasis intestinal, las helmintiasis (no especificadas) y la ascariasis.

Son sobre todo las poblaciones con mayor marginación socioeconómica que presenten carencias en acceso a fuentes de abastecimiento adecuadas, así como a sistemas de saneamiento apropiados, y por consiguiente que estén más propensas a la presencia de enfermedades de origen hídrico. Es el caso en general de las localidades rurales que no tienen disponibles tantos servicios como las poblaciones urbanas.

El aspecto geográfico, tanto en disponibilidad y contaminación del agua, como para cuestiones epidemiológicas, no se puede negar: por una parte, existe una variabilidad espacial en los datos de ambos temas y, por otra, la modelación del flujo del agua y de la transmisión de enfermedades requiere un espacio geográfico. Para facilitar el manejo de este tipo de datos georeferenciados, se desarrolló desde los años 1960 una disciplina nueva: la geomática, que pretende unir los conocimientos en ciencias de la tierra (geo) con los avances en computación (informática). Hasta ahora, dentro de las diversas aplicaciones, los recursos naturales como el agua se vuelven más comunes. Existen también Sistemas de Información Geográfica (SIG) enfocados a la salud.

El trabajo expuesto a continuación forma parte de una nueva línea de investigación a largo plazo, cuyo objetivo general es la utilización de la geomática para relacionar parámetros de cantidad y calidad del agua con datos epidemiológicos de salud humana. Las secciones siguientes exponen el estado actual del desarrollo del marco teórico y metodológico y algunos resultados preliminares de aplicación a las localidades del Estado de México.

Marco teórico

Dado que la problemática considerada necesita tomar en cuenta la calidad del agua, la salud humana y la geomática, hay que especificar para cada una de estas tres esferas de estudio, los parámetros o métodos disponibles y adecuados que se podrían juntar.

Calidad del agua. Dentro de los parámetros bacteriológicos realizados a muestras de agua, no puede faltar la determinación de coliformes totales y fecales. Otra de las determinaciones en los análisis microbiológicos es la cuantificación de huevos de helmintos por su relación tan grande con la presencia de enfermedades gastrointestinales. En cuanto a los parámetros fisicoquímicos que están en estrecha relación con la salud, se tienen que considerar principalmente los siguientes: plomo, mercurio, cadmio, arsénico, cromo, cobre, fósforo total, nitrógeno total, DBO₅.

Epidemiología. Como las enfermedades vinculadas al agua no tienen una letalidad muy alta, más que los datos de mortalidad aunque no despreciables, se debe considerar en primer lugar la información sobre morbilidad. En particular, dentro de las medidas epidemiológicas principales de la frecuencia de una enfermedad, la más común es la tasa de incidencia acumulada (Ecuación 1) que corresponde a la probabilidad o el riesgo de contraer la enfermedad.

$$\text{Incidencia acumulada} = \frac{\text{número de personas que contraen la enfermedad en un periodo determinado}}{\text{número de personas libres de la enfermedad en la población expuesta al riesgo en el inicio del estudio}} \times 10n \quad (1)$$

Los diseños de estudios epidemiológicos son de dos categorías principales: de observación o experimentales (Beaglehole *et al.*, 1994).

Los conceptos de epidemiología relevantes para aplicación con geomática, conciernen a la cadena de infección (ruta de exposición) y al establecimiento de causalidad entre exposición y enfermedad con la identificación de los factores ambientales modificables y la evaluación de dosis.

Geomática. La geomática permite, a través de Sistemas de Información Geográfica (SIG), la integración, gestión, visualización, análisis, modelación y simulación de datos con referencia geográfica.

Las estructuras de base disponibles dentro de un SIG son por una parte los datos cartográficos que pueden tener una representación vectorial (como los planos), es decir, puntos (una pareja de coordenadas X y Y), líneas (una sucesión de puntos) o polígonos (un conjunto cerrado de líneas), así como una representación matricial (como las fotografías), constituida de celdas (pequeños cuadros). Por otra parte, existen tablas de atributos, conformadas por renglones, correspondiendo a un lugar (estación hidrométrica, unidad de salud) y columnas que son las variables medidas en cada lugar (caudal, incidencia).

La característica específica de este conjunto de información, llamado **geobase** de datos, es el vínculo dinámico entre las capas cartográficas y los atributos. Así que la actualización de los datos se refleja inmediatamente en los mapas.

Para conformar la geobase de datos de un SIG, se necesita establecer las listas de información requerida y escoger la forma de subdividirla en capas que tendrán un solo tipo de representación. Esto depende a menudo de la fuente que proporciona los datos. Por ejemplo, las imágenes de satélite son siempre de tipo matricial.

En cuanto a las funciones disponibles dentro de los SIG, con aplicación posible a la hidrología y epidemiología, se podrá considerar:

- **Visualización** de los atributos de la base de datos por medio de mapas, en donde la intensidad de la variable cartografiada se representa con escala de colores o símbolos proporcionales; hay necesidad de establecer precisamente el tipo de representación cartográfica más apropiado para el análisis visual de los datos fuentes y de los resultados.
- **Distancias** entre sitios, y también cálculo de longitudes y áreas.
- **Vecindad**: a) Zona de influencia o de protección alrededor de lugares específicos, b) Padrón de difusión alrededor de un sitio particular; **Interpolación**: Procesos matemáticos para la estimación por ejemplo de la altitud de una serie de localizaciones (de altitud desconocida), en función de las altitudes (conocidas) de puntos de "control" próximos. Lo anterior es importante para conocer en cualquier punto el valor de un parámetro distribuido de manera continua en el espacio, pero medido en sólo algunos puntos; el método preciso depende del parámetro mismo
- **Estadísticas**, en particular espaciales: a fin de caracterizar la distribución o variabilidad espacial de un fenómeno (contaminante, incidencia de una enfermedad); por ejemplo, histogramas, o el cálculo de la autocorrelación espacial, que contempla la propensión de que los valores de los datos sean similares a los valores de los datos limítrofes.
- **Relación** entre varios mapas: estudios de correlación y regresión (múltiple).
- **Álgebra cartográfica**: permite calcular índices.
- **Evaluación multicriterios**: herramienta típicamente para Soporte a la decisión, permite identificar zonas apropiadas o vulnerables para un objetivo dado y en función de varios factores. En la Toma de Decisiones, una evaluación multicriterios es el proceso mediante el cual se evalúan varios criterios para la obtención de un

objetivo específico. De esta forma, una evaluación puede realizarse, por ejemplo, mediante combinación lineal ponderada o análisis de concordancia-discordancia.

- **Modelación** de parámetros con distribución espacial continua: en particular el flujo del agua y de los contaminantes, a partir de la altitud.
- **Análisis temporales** de cambios o de series de tiempo: Simulación de la progresión de una epidemia con los procesos de Markov (a partir de las probabilidades de pasar de un estado a otro).

El tipo de preguntas de base que se pueden contestar son:

- ¿Qué?:
 - ¿Qué fuente de abastecimiento o descarga de aguas residuales o tipo de plaguicidas hay en tal zona?
 - ¿Qué enfermedad hay en tal lugar?
- ¿Dónde?:
 - ¿Dónde incumple con los límites permisibles la calidad de agua, dónde están las localidades que no cuentan con una planta de tratamiento, dónde se presentan características de contaminación por plaguicidas ?
 - dónde se da tal enfermedad ?
- Repartición espacial :
 - Ubicación de las zonas con más o menos contaminación o uso de plaguicidas.
 - Ubicación de las zonas con más o menos incidencia de enfermedades dadas.
- Tendencia temporal: de esta repartición espacial.
- Relaciones entre variables: relación entre parámetros hidrológicos/epidemiológicos, así como otros factores.

Marco metodológico

El objetivo principal es describir y analizar la relación entre los datos de calidad del agua de las fuentes de abastecimiento, en particular proviniendo de los sistemas de potabilización, y los datos de salud de las comunidades rurales.

La primera etapa consiste en la recopilación de los datos disponibles tanto de análisis de agua como de morbilidad, y es esencial conseguir una forma de georeferenciarlos, precisando lo más posible las coordenadas. Si tanta precisión no se puede adquirir, la ubicación dentro de una entidad geográfica para la cual se tiene la cartografía puede ser suficiente para un estudio a escala general.

El diseño e implementación de una geobase de datos para integrar la información obtenida es una etapa fundamental para poder llevar a cabo los análisis subsecuentes.

Estos análisis se llevan a cabo primero con base en la visualización cartográfica de los datos: esta parte primordial necesita escoger representaciones adecuadas para cada tipo de parámetros, así como una sobre posición apropiada de los temas.

El atlas de la situación agua-salud así constituido, permite emitir hipótesis en cuanto a factores de causalidad y a consecuencia evaluar correlaciones y establecer ecuaciones de regresión.

Se suele también utilizar las funciones de distancia disponibles en los SIG para el establecimiento de zonas de riesgos dado que en general la exposición decrece con el alejamiento de la fuente de contaminación.

Finalmente, si se logra modelar la transmisión de enfermedad a partir de un origen hídrico, se pueden efectuar simulaciones aplicando el modelo a parámetros de entrada modificados según un escenario de remedio dado.

Resultados preliminares

De las 4841 localidades del Estado de México, 92% se pueden considerar como rurales tomando como criterio un número de habitantes menos de 2 500, pero representan 14% de la población total, dado que su tamaño promedio es de 403 personas (Tabla 1).

Tabla 1. Localidades del Estado de México (INEGI, 2000).

	Total	Urbanas (≥ 2500 hab.)	Rurales (< 2500 hab.)
Número	4841	399	4442 (92%)
Población total.	13 096 686	11 304 410	1 792 276 (14%)
Población media	2705	28332	403

Para el Estado de México, había en el año 2000, 6.23% ocupantes en viviendas sin agua entubada y 8.14% ocupantes en viviendas sin drenaje ni servicio sanitario exclusivo (CONAPO, 2001). Más precisamente, en febrero de 2000, la población sin servicio de agua potable llegaba a 7.2% y sin servicio de alcantarillado era de 15.1% (CNA, 2000). Pero estas cifras esconden disparidades al nivel municipal y aún más a la escala de las localidades.

En cuanto a la morbilidad, dentro de las 20 principales causas de enfermedad para el Estado de México, cinco tienen vínculo con el agua (Tabla II).

Tabla 2. Principales causas de enfermedad para el Estado de México (SSA, 2001).

	Padecimiento	Tasa /100000
2	Infecciones intestinales por otros organismos y las mal definidas (bacterias)	3762.45
5	Amibiasis intestinal (protozoario)	749.05
6	Otras helmintiasis (helmintos)	724.33
19	Otras infecciones intestinales debidas a protozoarios	70.02
20	Ascariasis (helminto)	69.22

El trabajo está todavía en la etapa de recopilación y estructuración de los datos, los principales son los análisis del agua tanto de las fuentes de abastecimiento como de descargas industriales y urbanas, y los casos de enfermedades vinculadas con el agua de las unidades de salud.

Para este tipo de estudio, existe un problema de precisión de localización de los casos de enfermedad, así como de conocer la fuente de abastecimiento de éstos mismos. Los casos son reportados según las unidades médicas que todavía no están georeferenciadas precisamente, ni siquiera se tiene la localidad de ubicación. Además, tanto las bases de datos relativas al agua como la información epidemiológica, conlleva a cierta inexactitud e imprecisión. También la localización de la fuente potencial de contaminación, la ruta de transmisión y la ubicación de los casos necesita consideraciones de incertidumbre. Para resolver parcialmente este tipo de problema espacial, hay que estudiar a qué escala se puede trabajar según la confiabilidad de los datos conseguidos.

La *Figura 1* presenta un ejemplo de visualización de ambos tipos de datos para intentar ver si existe una relación entre la cobertura en agua y la incidencia de infecciones intestinales.

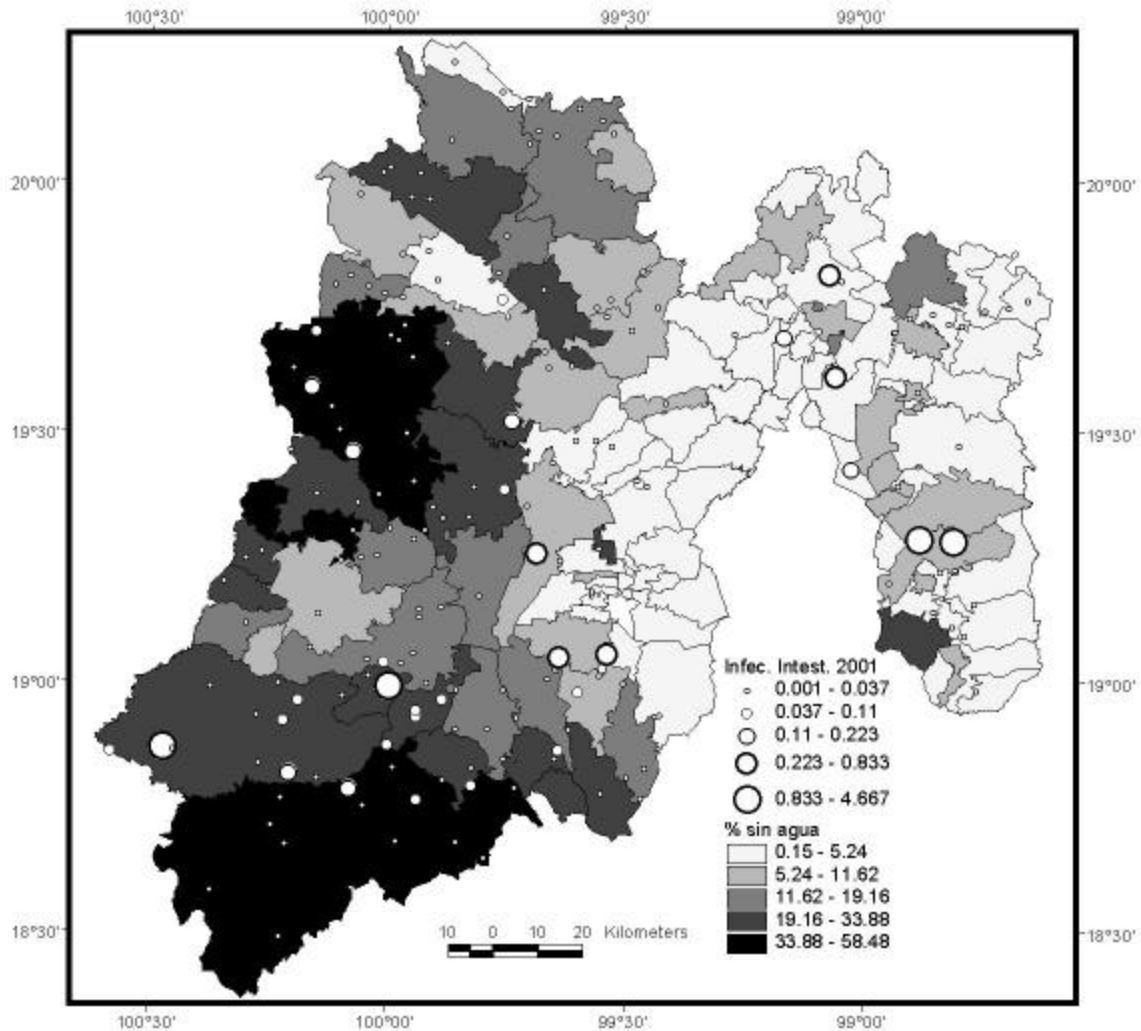


Figura 1. Cobertura en agua e infecciones intestinales en el Estado de México.

Conclusiones

La conformación de los datos de calidad del agua y de salud humana, así como su representación en los SIG se revela útil para el desarrollo de modelos que evalúen la dispersión de los contaminantes en el ambiente y evitar sus posibles consecuencias a la salud de las poblaciones cercanas a las zonas vulnerables.

Según el reparto espacial de los datos, se podrá establecer una relación entre calidad, salud y otros parámetros explicativos naturales como la altitud, el tipo de suelo o antrópicos. Además, hay que considerar ulteriormente la realización de un estudio espacio-temporal.

Finalmente, un SIG se revela una herramienta indispensable para la toma de decisión en cuanto a una problemática espacial como es el impacto de la contaminación del agua sobre la salud humana. En particular puede ser de gran utilidad para ubicar la zonas con mayores incidencias de enfermedades donde sería necesario añadir sistemas de potabilización de agua, y con simulaciones evaluar el impacto de varias tecnologías disponibles sobre la salud de pequeñas comunidades rurales.

***Agradecimientos.** Para la obtención de los datos requeridos en esta investigación, hay que subrayar el valioso apoyo del Instituto de Salud del Estado de México (ISEM) y de la Comisión Nacional del Agua (CNA). Además esta investigación fue iniciada gracias a la Cátedra Patrimonial de Nivel II del CONACYT (2000-2002).*

Bibliografía

- Beaglehole, R.; Bonita, R. y Kjellström, T. (1994). *Epidemiología básica*. Publicación Científica. No. 551. OPS. Washington, D.C. 186 p.
- El Sol de Toluca (2002). "Contaminación y muerte en la presa Alzate". *El Sol de Toluca*, Domingo 15 de septiembre de 2002, Año LV, No. 19295, p.1, 4/A
- CENIDS-INSP-SSA (2000). *Biblioteca Virtual en Salud (BVS) México*. <http://bvs.insp.mx/>.
- CNA - Comisión Nacional del Agua (2001). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a diciembre de 2000*. CNA. México. <http://www.cna.gob.mx>.
- CONAPO – Consejo Nacional de Población (2001). *Índices de desarrollo humano, 2000*. <http://www.conapo.gob.mx/publicaciones/principal.html> (archivos .pdf).
- CONAPO – Consejo Nacional de Población (2001). *Índices de marginación, 2000*. <http://www.conapo.gob.mx/publicaciones/principal.html> (archivos .pdf).
- OMS – Organización Mundial de la Salud (2002a). *Water and Sanitation*. http://www.who.int/water_sanitation_health/index.html.
- INEGI (2000). Censo de población y vivienda 2000. Resultados definitivos. Tabulados básicos. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática.
- SSA – Secretaría de Salud (2001). Anuario 2001. Sistema Único de Información para la Vigilancia Epidemiológica, Dirección General de Epidemiología, SSA. CD-ROM.

Capítulo 12

TECNOLOGÍA INFORMÁTICA PARA EVALUAR LA AGRESIVIDAD DEL BIÓXIDO DE CARBONO EN EL AGUA

Introducción

Aunque las aguas naturales están compuestas por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno, incluyen además especies neutras como el bióxido de carbono, aniónicas como bicarbonatos, carbonatos, fluoruros, etcétera, y catiónicas como es el caso del calcio, magnesio, y manganeso, entre otras.

La calidad de las aguas se va alterando durante del ciclo hidrológico o cuando son empleadas para uso doméstico o industrial. Algunos aspectos que modifican las características de las aguas están relacionados con las actividades humanas, por ejemplo, la construcción de presas, embalses y desviaciones de ríos pueden degradar seriamente la calidad de sus aguas (Manahan, 1996); otro ejemplo es la generación de una gran cantidad y diversidad de desechos, los cuales provocan trastornos en el ciclo hidrológico y en la circulación de las aguas; por lo que es frecuente encontrar sustancias en concentraciones tan altas que su depuración, en algunos casos, es prácticamente irreversible.

En su recorrido se van incorporando a las aguas algunos gases, líquidos y sólidos; unos se disuelven conservando su naturaleza, mientras que otros reaccionan con el agua o con otras especies existentes en ella formando nuevas sustancias químicas (Fair *et al.*, 1997).

Según las características químicas del agua, cuando ésta es utilizada en la industria o para el abastecimiento, pueden presentarse, en algún momento, ciertos problemas en las instalaciones de conducción o almacenamiento, derivados de la formación de sólidos insolubles que se incrustan en las superficies con las que el agua entra en contacto, o bien de productos de corrosión que van desgastando progresivamente los materiales. Además, este tipo de aguas tiende a presentar una mala apariencia, olor y sabor, así como un cierto grado de toxicidad.

Como puede apreciarse, todas las aguas presentan una química diferente, y la determinación de la corrosividad e incrustabilidad es un factor imprescindible para poder diseñar el tratamiento adecuado del agua antes de utilizarla y preservar la vida útil del material con que entra en contacto.

Aguas agresivas e incrustantes

De acuerdo con Rodier (1998), las aguas pueden corroer en frío a metales, calizas, cemento y algunos productos derivados como materiales de la construcción y hormigones, o precipitar sólidos insolubles que se aglomeran y se depositan en la superficie de los materiales. Las Figuras 1 y 2 muestran los efectos de corrosión e incrustación derivado de este tipo de aguas.

Entre las aguas agresivas se encuentran algunas aguas naturales de alcalinidad y dureza bajas, así como las aguas coaguladas, suavizadas por intercambio iónico o desmineralizadas (Fair *et al.*, 1997). Las aguas corrosivas debilitan la

pared de las tuberías al eliminar parte del material, en los puntos corroídos aumentan las tensiones debidas a las cargas, y se produce una rugosidad elevada que disminuye la capacidad portante de los ductos (Hernández, 1993). Dependiendo del material con el cual el agua entra en contacto, se puede provocar una coloración en el agua, e incluso en el caso de agua potable alterar su sabor (CNA, 1994).



Figura 1. Efectos corrosivos del agua.

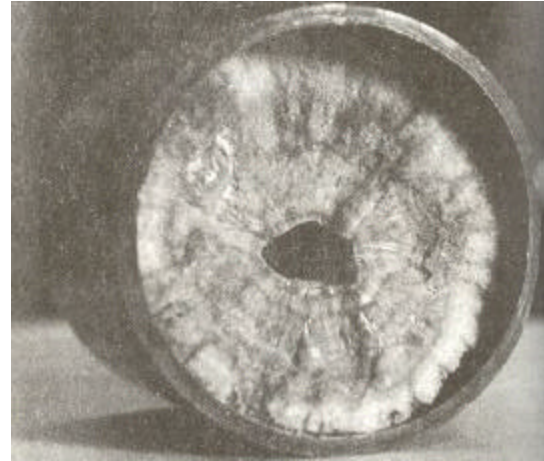


Figura 2. Efectos de incrustación del agua (Snoeyink y Jenkins, 1987).

Es importante tratar las aguas agresivas mediante las técnicas apropiadas según cada caso: neutralización con cal o carbonato de calcio, por filtración usando como medio filtrante el mármol (Hernández, 1993) o alguna zeolita o arcilla básica (Martínez, 2001; Ramírez, 2001; Martínez-Gallegos, 2000; Tsitsishvili *et al.*, 1992; Giannetto, 1990; Breck, 1974).

Con respecto a las aguas incrustantes, éstas acumulan depósitos en las líneas de distribución, calderas y otros equipos, así como en los filtros de grava y arena (Fair *et al.*, 1997), y en general en cualquier dispositivo que emplee agua o tanque de almacenamiento (Nalco, 1988). En el caso de las tuberías, estas aguas reducen la sección útil e incrementan la velocidad y la pérdida de carga; así mismo aumentan la rugosidad y disminuyen la capacidad portante (Hernández, 1993).

Las aguas incrustantes se pueden tratar usando por ejemplo la neutralización con sustancias ácidas, aereación, la precipitación química: precipitación de sulfatos formando yeso, precipitación con cloruro de bario, precipitación de fluoruros y fosfatos, con cal (Pérez y Espigares, 1999), o filtración usando como medio filtrante básico alguna zeolita o arcilla básica (Martínez, 2001; Martínez-Gallegos, 2000; Giannetto, 1990; Tsitsishvili *et al.*, 1992; Lin *et al.* 1991; Szostak, 1989; Breck, 1974).

Además de caracterizar las aguas naturales según su agresividad o incrustabilidad para uso doméstico e industrial, también es importante hacerlo en aquellos cuerpos de aguas que reciben aportes residuales municipales e industriales sin tratamiento. Dentro de los desechos que reciben se encuentran los metales pesados, los cuales se presentan como sedimentos y en formas disueltas, éstas últimas interactúan con otros componentes del agua y, bajo ciertas condiciones, provocan que el agua cambie su naturaleza a incrustante o agresiva.

Por lo anteriormente expuesto, es necesario utilizar la teoría apropiada para determinar, no sólo de manera cualitativa sino además cuantitativa, la naturaleza del agua, y mantenerla en equilibrio; el no aplicar el modelo adecuado, podría generar errores trascendentes en la interpretación de resultados o en los posibles diseños de tratamiento.

Influencia del CO_2 en las aguas

En términos generales, los problemas de corrosión o incrustación de las aguas se deben principalmente a la concentración de anhídrido carbónico libre (CO_2), aunque también pueden intervenir otros elementos como la dureza, el oxígeno disuelto (Allende, 1976), alcalinidad, ácidos húmicos, ácido sulfhídrico, sales y microorganismos (Rodier, 1998).

Para evitar el contacto del agua y reducir las posibilidades de corrosión es importante que los materiales mantengan una película de carbonato de calcio ($CaCO_3$) (CNA, 1994), esto se logra mediante la estabilización química del agua (Droste, 1997; Fair et al., 1997) la cual consiste en ajustar el pH, la concentración de bioxido de carbono libre, o la concentración de carbonatos ($CaCO_3$) del agua a su equilibrio de saturación de $Ca(HCO_3)_2$. Dado que un agua estabilizada no disuelve ni precipita $CaCO_3$, no remueve las incrustaciones de $CaCO_3$ que pueden proteger a las tuberías contra la corrosión, ni precipitan depósitos de $CaCO_3$ que pueden obstruirlas.

Las aguas pueden contener diferentes cantidades de CO_2 libre, el cual influye en el comportamiento del carbonato de calcio contenido en tales aguas. Se dice que el CO_2 de equilibrio es la cantidad de dióxido de carbono que debe estar presente en el agua para mantener en solución al bicarbonato que se encuentra en dicha agua. Si existe CO_2 en exceso, éste ataca al $CaCO_3$ para aumentar la concentración del bicarbonato y mantener el equilibrio; por otro lado, si hay deficiencia de CO_2 , el $CaCO_3$ se precipita para disminuir la concentración de bicarbonato, aumentando así el CO_2 y restableciendo el equilibrio (González, 1997).

Si el CO_2 libre es mayor que el CO_2 de equilibrio, existe exceso de CO_2 , por lo que se considera que el agua es agresiva. Si el CO_2 libre es igual al de equilibrio, el agua está en equilibrio. Sin embargo, cuando el CO_2 libre es menor que el de equilibrio, existe deficiencia en el CO_2 de equilibrio, y se dice que el agua es incrustante.

Cuando el CO_2 se disuelve en el agua, reacciona con ella para formar ácido carbónico, el cual se disocia en iones hidrógeno y el ion bicarbonato, siguiendo la reacción (Nalco, 1988):



de donde, la primera constantes de disociación del CO_2 , se determina como:

$$K_1' = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{[H_2CO_3]} \quad (2)$$

La alcalinidad de gran parte de las aguas subterráneas es causada por las sales de bicarbonato (HCO_3^-) disueltas y tienen un pH de aproximadamente 8.2 a 8.4. En el rango de pH entre 4.4 y 8.2 existe un balance entre el CO_2 en exceso y los iones bicarbonato, arriba de un pH de 8.4, el CO_2 deja de existir en cantidades medibles, y el ión carbonato empieza a aparecer. La reacción en equilibrio, y la segunda constante de disociación del CO_2 se expresa como (Nalco, 1988):



$$K_2' = \frac{[H^+][CO_3^{=}]}{[HCO_3^-]} \quad (4)$$

El agua en equilibrio se encuentra parcialmente ionizada, por lo que su constante de equilibrio K_w es su producto iónico (Allende, 1976).



$$K_w' = [OH^-][H^+] \quad (6)$$

La ecuación de solubilidad del $CaCO_3$ está dada por (Allende, 1976):



$$K'_{ps} = [Ca^{2+}][CO_3^{-}] \quad (8)$$

Por similitud con la definición de $pH = -\log H_1$ (Allende, 1976):

$$pK'_1 = -\log K'_1 \quad (9.1)$$

$$pK'_2 = -\log K'_2 \quad (9.2)$$

$$pK'_w = -\log K'_w \quad (9.3)$$

$$pK'_{ps} = -\log K'_{ps} \quad (9.4)$$

La distribución de las especies químicas relacionadas con el CO_2 se muestran en la *Figura 3*, el CO_2 combinado con el agua es H_2CO_3 , el HCO_3^{-} corresponde al CO_2 parcialmente entrelazado y el CO_3^{2-} al CO_2 enlazado.

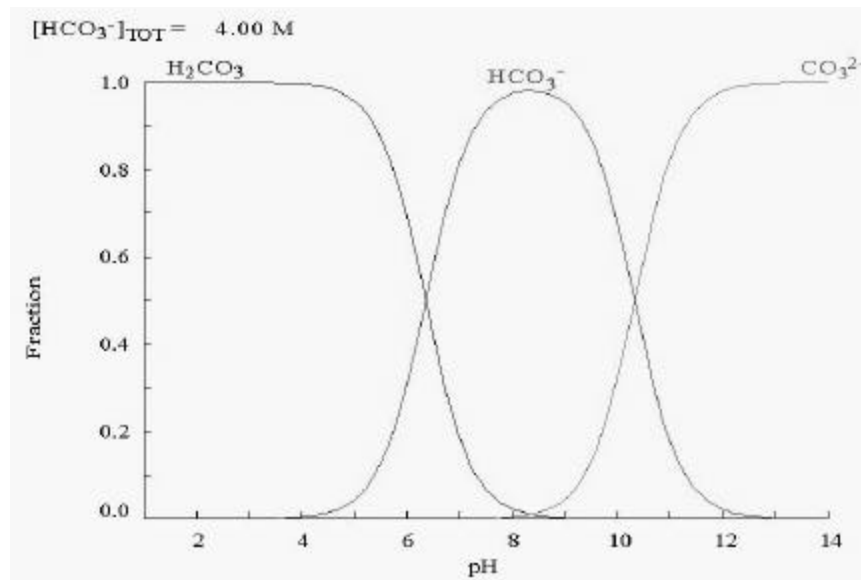


Figura 3. Diagrama de distribución de las especies químicas del CO_2 a 25 °C, sin efectos de fuerza iónica.

Teorías para determinar la agresividad del agua

Con respecto a otros métodos, como el índice de saturación de Langelier, el índice de agresividad, el índice de estabilidad de Ryznar, el índice de Larson y Duswell, el índice de corrosión de Riddick, el índice de fuerza de conducción de Mc Cauley, y los diagramas de Caldwell-Lawrence para determinar la agresividad e incrustabilidad del agua; el método de Mojmir Mach (Allende, 1976) interrelaciona aspectos como la aportación de los iones denominados “ajenos” (todos los cationes y aniones presentes en el agua diferentes al calcio, bicarbonatos, carbonatos y protones) con la fuerza iónica, las relaciones fundamentales de disociación del agua y del ácido carbónico y la ecuación de electroneutralidad.

La representación gráfica del equilibrio de saturación del método de Mojmir Mach (Allende, 1976) está basada en el diagrama de equilibrio de Tillmans (*Figura 3*), a través de un sistema de coordenadas con ordenada $[H_2CO_3]$ y abscisa

$\frac{1}{2}[HCO_3^-]$ que permite determinar la agresividad de un agua; este diagrama tiene la ventaja de que la ecuación de la curva de equilibrio es de fácil representación geométrica. En este sistema de coordenadas se pueden representar las concentraciones determinadas de $[H_2CO_3]$ y $[HCO_3^-]$ obtenidas a partir de la acidez y alcalinidad del agua, respectivamente, incluyendo los iones ajenos en el equilibrio de saturación. Si el punto está por debajo de la curva de equilibrio, se clasifica a ésta como un agua incrustante, y cuando está arriba de la curva se clasifica como un agua agresiva.

Los valores de las concentraciones alcanzadas en el equilibrio de $[H_2CO_3]$ y $[HCO_3^-]$ están dados por el punto de intersección entre las curvas de equilibrio y de evolución.

Rodier (1998) propone dos maneras para calcular el pH de saturación (pH_s), en función de los sólidos totales, la concentración de calcio, y la alcalinidad:

$$pH_s = F - \log \frac{1}{Ca^{2+}} - \log \frac{1}{Alc} \quad (10)$$

donde, F es el extracto seco en mg/L, Ca la concentración de calcio en mg/L, y Alc la alcalinidad como $CaCO_3$ en mg/L.

En términos de la segunda constante de disociación del ácido carbónico (pK), el producto de solubilidad del carbonato de calcio (pK_{ps}), la concentración de calcio $[Ca^{2+}]$, y considerando la actividad a través de la fuerza iónica (μ), en lugar de la concentración de un ion el pH_s es:

$$pH_s = 6.301 + pK_2 - pK_{ps} - \log [Ca^{2+}] - \log [HCO_3^-] + 2.5m^{0.5} \quad (11)$$

donde, $pK_2 - pK_{ps} = 2.09$, a una temperatura de 20°C (Allende, 1976).

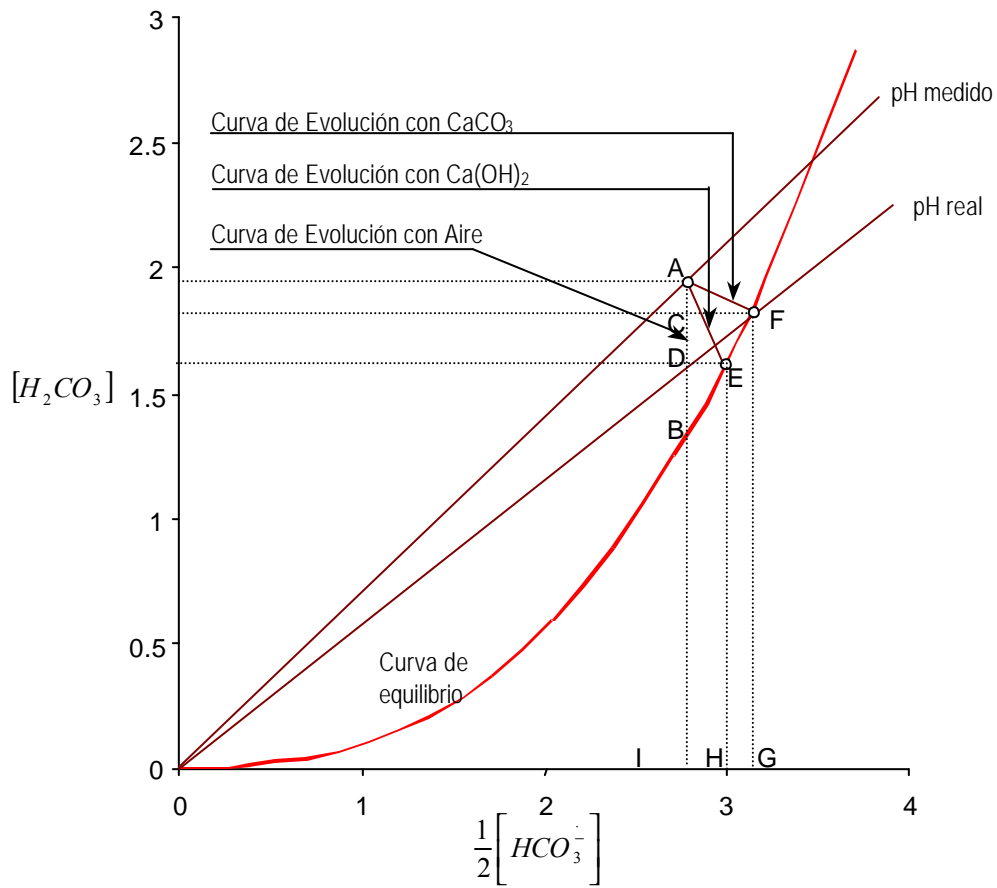


Figura 4. Diagrama de equilibrio de Tillmans (adaptada de Allende, 1976).

Para dar una medida sobre la estabilidad de un agua, Langelier (Rodier, 1998; CNA, 1994; JMM, 1985; ASTM, 1982; Allende, 1976) propuso el índice de saturación (I_s) el cual corresponde a la diferencia entre el pH del agua determinado directamente por el análisis y el pH de equilibrio o de saturación, y responde a la siguiente ecuación:

$$I_s = pH - pH_s \quad (12)$$

El resultado de esta expresión se interpreta de la siguiente manera: si $I_s > 0$, el agua es agresiva; si $I_s = 0$, el agua es inerte; y si $I_s < 0$, el agua es incrustante. Langelier consideró que este índice es sólo una relación cualitativa de la agresividad del agua y que su valor no ayuda para juzgar sobre su actividad real. Un valor mayor del índice de Langelier no coincide necesariamente con una mayor agresividad del agua (Allende, 1976).

La parte analítica del método de Mojmir Mach toma en cuenta algunos aspectos como la aportación de los iones denominados “ajenos” a la fuerza iónica (Snoeyink y Jenkins, 1987, Allende, 1976):

$$m = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2 \quad (13)$$

donde C_i es la concentración molar del ion i -ésimo y Z_i su correspondiente carga.

La ecuación de electroneutralidad, la cual indica que la suma de cationes es igual a la suma de aniones expresados en equivalentes, al expresarla en concentraciones molares y al considerar como iones ajenos a todos los cationes $[cat]$ y aniones $[an]$ presentes en el agua y diferentes al calcio, bicarbonatos, carbonatos y protones, adopta la forma:

$$2[Ca^{2+}] + 2[Cat^{2+}] + [Cat^+] + [H^+] = 2[CO_3^{2-}] + 2[An^{2-}] + [An^-] + [HCO_3^-] + [OH^-] \quad (14)$$

donde Cat^{2+} son los cationes divalentes, Cat^+ los cationes monovalentes, An^{2-} los aniones divalentes, y An^- los monovalentes.

El método también considera las relaciones fundamentales de disociación del agua y del ácido carbónico, las cuales se expresan como constantes de equilibrio (ecuaciones 2, 4, 6 y 8), de donde:

$$K_1' = K_1 - e \quad (15.1)$$

$$K_2' = K_2 - 2e \quad (15.2)$$

$$K_w' = K_w - e \quad (15.3)$$

$$K_{ps}' = K_{ps} - 4e \quad (15.4)$$

donde e es un término corrector que está en función de la fuerza iónica, siendo definido por:

$$e = \frac{\sqrt{m}}{1 + 0.9\sqrt{m}} \quad (16)$$

Considerando la aportación de los iones ajenos, el pH de saturación (pH_s) es:

$$pH_s = 0.6301 + pK_2 - pK_{ps} - \log[m - A] - \log[m - D] + 2.5e \quad (17)$$

donde, $A = 2[Cat^{2+}] + [Cat^+] + [An^{2-}]$, $D = 4[An^{2-}] + 1/2[Cat^{2+}] + 3/2[An^-]$, Cat^{2+} son los cationes divalentes, Cat^+ los cationes monovalentes, An^{2-} los aniones divalentes, y An^- los monovalentes.

Con todo lo anterior, se puede calcular:

$$[Ca^{2+}] = \frac{1}{3}(m - A) \quad (18.1)$$

$$[CO_3^{2-}] = 0 \quad (18.2)$$

$$[HCO_3^-] = \frac{2}{3}(m - A) \quad (18.3)$$

$$[H^+] = \frac{2K_2'(m - A)(m - D)}{9K_{ps}'} \quad (18.4)$$

$$[H_2CO_3] = 4k(m - A)(m - D)^2 \quad (18.5)$$

$$\text{donde } k = \frac{4K_2'}{27K_1'K_{ps}'} \quad (18.6)$$

Finalmente, y de acuerdo con el método de Mojmir Mach, la agresividad puede determinarse como:

$$Agr = [Ca^{2+}]_{eq} - [Ca^{2+}]_{real} \quad (19)$$

$$Agr = [HCO_3^-]_{eq} - [HCO_3^-]_{real} \quad (20)$$

además, la concentración de bicarbonatos también puede utilizarse, junto con la concentración de ácido carbónico, para calcular la fuerza iónica en equilibrio, misma que nos permite obtener también la agresividad:

$$Agr = \frac{1}{3}(m_{eq} - m_{real}) \quad (21)$$

Las ecuaciones 19, 20 y 21 calculan la agresividad con resultados muy similares.

El cálculo de la agresividad del agua de Mojmir Mach está basado en la teoría de Langelier y en la representación gráfica de Tillmans para determinar si un agua es agresiva o incrustante, sin embargo, se puede usar un criterio similar o el propuesto por Langelier para conocer cuantitativamente la incrustabilidad del agua, es decir que cuando $Agr = 0$ el agua se encuentra en equilibrio, si $Agr > 0$ el agua es considerada como agresiva y en el caso de que $Agr < 0$ el agua es considerada como incrustante (Allende, 1976).

Adecuaciones al método de Mojmir Mach

Efecto de la temperatura

Cuando se tienen una diferencia significativa con respecto a los 20 °C, existe un efecto sobre las propiedades agresivas e incrustantes del agua; este efecto debe considerarse al calcular las constantes de equilibrio de la disociación del agua, del ácido carbónico, y de solubilidad del carbonato de calcio, para ello Masschelein (1992) presenta las siguientes ecuaciones, en grados Kelvin.

$$pK_1 = 353.3094 + 0.060919664T - \frac{21,834.37}{T} - 126.8339 \log T + \frac{1,684.915}{T^2} \quad (22.1)$$

$$pK_2 = 107.8871 + 0.03252849T - \frac{5151.79}{T} - 38.92561 \log T + \frac{563,713.9}{T^2} \quad (22.2)$$

$$pK_w = \frac{4471}{T} + 0.01706T - 6.087 \quad (22.3)$$

$$pK_{ps} = 171.9065 + 0.077993T - \frac{2839.319}{T} - 71.595 \log T \quad (22.4)$$

Dado que la constante k (ecuación 18.6), utilizada en el cálculo de las constantes de equilibrio anteriores, aumenta cuando la temperatura se eleva (Rodier, 1998), resulta importante considerar este efecto para cualquier temperatura en particular.

Cálculo del bióxido de carbono total

Utilizando el gráfico de Tillmans es posible conocer la cantidad de bióxido de carbono total, como se ha señalado anteriormente en la descripción del gráfico; sin embargo, sería apropiado considerar lo propuesto en el modelo de Legrand-Poirier (Rodier, 1998), que coincide con el planteamiento desarrollado por Mojmir Mach para el cálculo de los bicarbonatos y ácido carbónico, y a partir del cual se puede calcular la cantidad de bióxido carbónico total, simplemente sumando los bicarbonatos y el ácido carbónico como se expone en la siguiente ecuación.

$$[CO_2]_t = [HCO_3^-] + [H_2CO_3] \quad (23)$$

Tecnología informática

Como se ha observado, la aplicación del método de Mojmir Mach es complejo y requiere de cálculos exhaustivos que alientan el desánimo en su uso y aplicación. Una manera de promover el uso de un procedimiento como éste, es mediante el empleo de tecnologías informáticas.

La determinación de la agresividad e incrustabilidad del agua mediante una herramienta informática permite incorporar métodos y modelos complejos que en épocas pasadas eran difíciles de manejar; así mismo, como lo indica Zayas (2000), se resuelve un problema específico, se genera un avance tecnológico aplicable a cualquier parte del país, y permiten transferir la tecnología a otras áreas y usuarios de características similares, así como a personal no experto.

Para automatizar la metodología hidroquímica presentada anteriormente se propuso el lenguaje de programación Visual Basic 6.0 (marca registrada de Microsoft Corporation) por ser un lenguaje nativo del sistema operativo Windows (marca registrada de Microsoft Corporation), por la cantidad de componentes disponibles, su sencillez de programación, su portabilidad, y por la precisión que proporcionan sus tipos de datos.

El modelo informático desarrollado, y en etapa de refinamiento (Figuras 5, 6 y 7), considera la determinación tanto cualitativa como cuantitativa de la agresividad e incrustabilidad del agua, aplicando las teorías de Ryznar, Langelier, Tillmans, y Mojmir Mach. Se ha verificado que al automatizar dichas teorías mediante una computadora y un lenguaje de programación, se obtienen los mismos resultados que aplicando el método de manera manual, con la ventaja de que se elimina la intervención del personal técnico y/o especializado en los cálculos, para que de manera integral y confiable puedan determinar el tipo de agua y cuantificar su grado de agresividad e incrustabilidad, y proponer los métodos adecuados para mantener el equilibrio del agua.

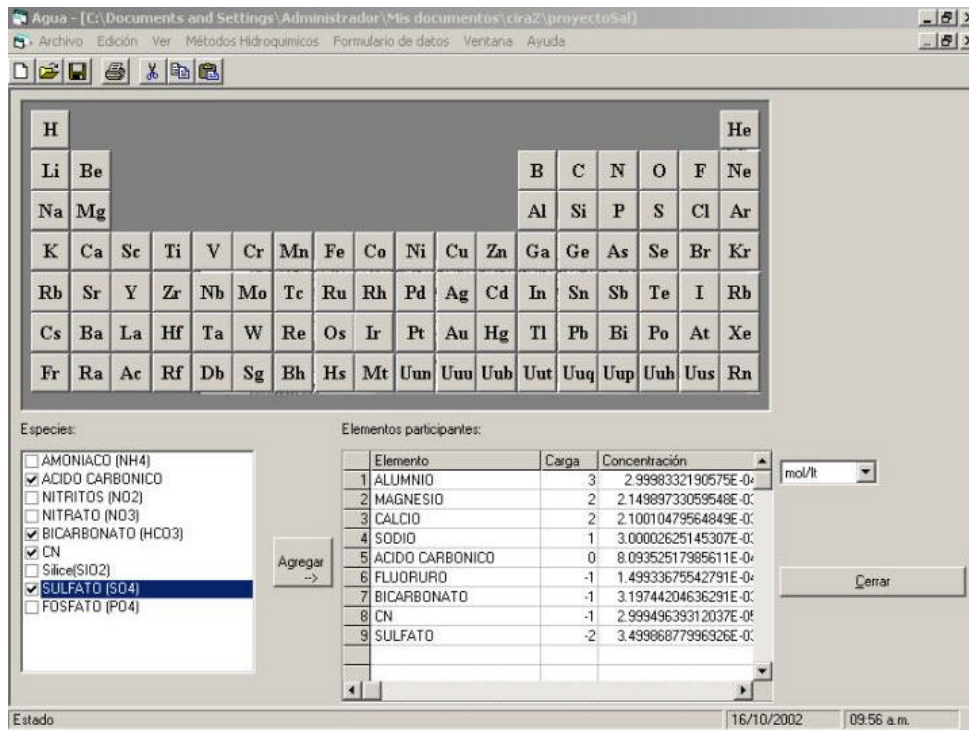


Figura 5. Selección de la composición química del agua

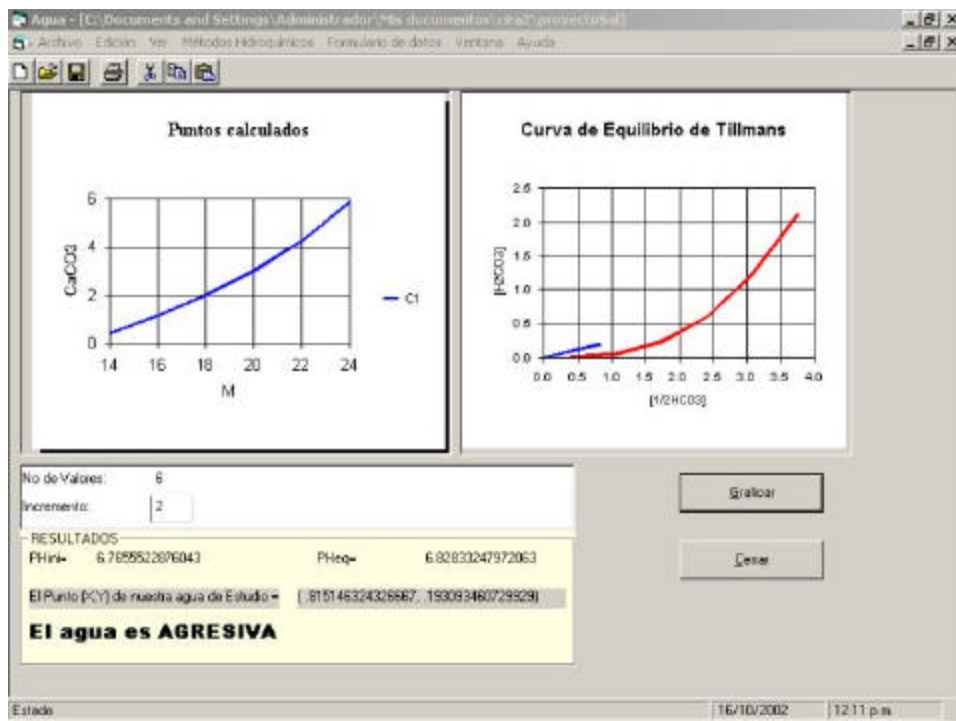


Figura 6. Resultados gráficos y numéricos tomando como base el modelo de Tillmans.

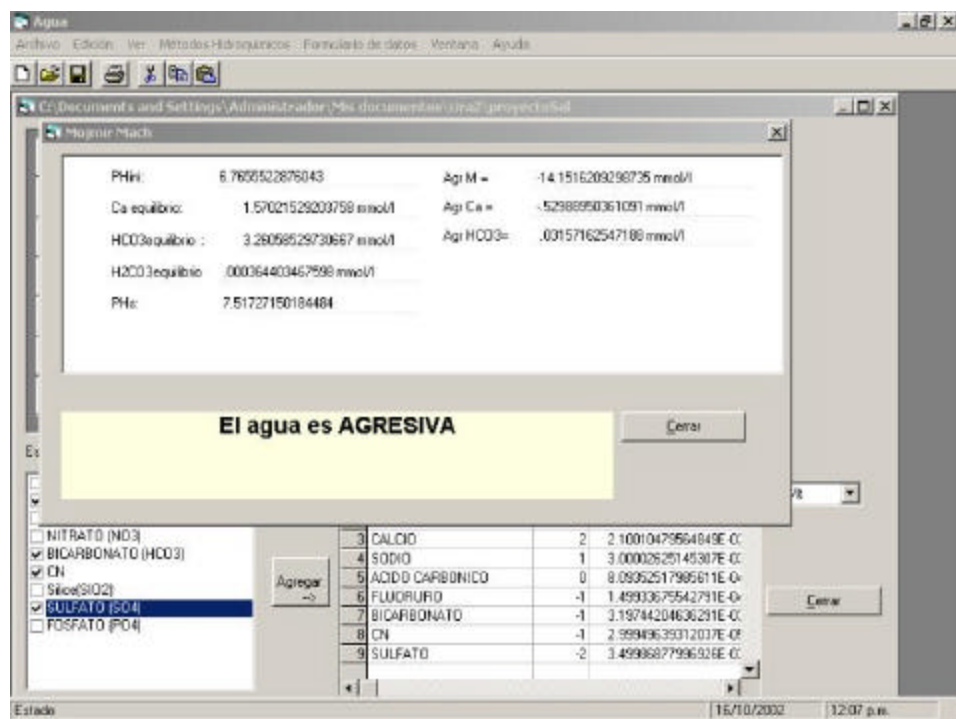


Figura 7. Resultados numéricos del modelo de Mojmir Mach.

Conclusiones

El profesionalista que se encarga de diseñar los métodos de tratamiento de aguas para uso industrial o doméstico, o para llevar a cabo estudios de caracterización de la calidad de las aguas naturales, requiere sin excepción, que sus diseños se fundamenten en los mejores análisis cualitativos y cuantitativos.

En algunas organizaciones no siempre se puede disponer de especialistas en el área para realizar los estudios hidroquímicos correspondientes, o bien, se llevan a cabo de manera incompleta o inadecuada, lo cual puede generar diversos problemas de corrosión o incrustabilidad por ejemplo en las tuberías de distribución, calderas, materiales de construcción, y hormigones, o en el caso de cuerpos de agua con aportes residuales se cometerían serios errores en la interpretación de resultados y en consecuencia en el diseño de un posible tratamiento.

Hoy en día es necesario hacer uso de la tecnología y los métodos de análisis pertinentes que permitan explotar debidamente la información disponible, por ello, es conveniente contar con herramientas informáticas que permita aplicar las metodologías de la forma más completa posible, y determinar fácil, confiable y adecuadamente la agresividad o incrustabilidad de las aguas analizadas.

Agradecimientos: Los autores desean agradecer a la Coordinación General de Investigación y Estudios Avanzados de la Universidad Autónoma del Estado de México por el apoyo brindado para el desarrollo del presente trabajo en el marco del proyecto “Sistema informático para la determinación de la agresividad e incrustabilidad del agua”, con clave 1558/2002.

Bibliografía

- ALLENDE, A. V. 1976. *Apuntes sobre Química del Agua*. I.S.P.J.A.E. Habana, Cuba. pp. 105-140.
- ASTM. 1982. *Manual de aguas para usos industriales*. American Society for Testing and Materials. Ed. Limusa. México. pp. 80, 81, 270, 274.
- BRECK, D. W. 1974. *Zeolite Molecular Sieves*. John Wiley y Sons. New York . pp. 761, 771.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 1994. *Protección catódica y recubrimientos anticorrosivos*. Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Libro V 3.5.1. pp. 22-33.
- DROSTE, R. L. 1997. *Theory and practice of water and wastewater treatment*. John Willey & Sons, Inc. pp. 468-471.
- FAIR G. M. ; GEYER, J. C. OKUN, D. A. 1997. *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*. Vol. II. Ed. Limusa. México. pp. 133, 147.
- GIANNETTO, P. G. 1990. *Zeolitas. Características, propiedades y aplicaciones industriales*. Ed. Innovación Tecnológica. Caracas, Venezuela. pp. 24, 25, 70, 109-111.
- GONZÁLEZ, C. M. C. 1997. *Caracterización de las aguas de la cuenca del río Lerma a través de metodologías de especiación metálica y la construcción de gráficos Tillmans, de Langelier y Mojmir Mach*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa. División de Ciencias Básicas e Ingeniería. pp. 167-197.
- HERNÁNDEZ, M.A. 1993. *Abastecimiento y distribución de agua*. Servicio de Publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid. pp. 715-730.
- JMM (James M. Montgomery, Consulting Engineers, Inc.). 1985. *Water treatment principles and design*. John Willey & Sons. pp. 346-348.
- LIN, J.; CHAO, K.; WANG, Y. 1991. *The location of cations in Cs-exchanged ZSM-5 zeolite*. *Zeolites*. 11: pp. 376-379.
- MANAHAN, S. 1996. *Environmental chemistry*, 6ª edición, Editorial CRC Press. Inc. Estados Unidos.
- MARTÍNEZ, M. V. 2001. *Eliminación del herbicida 2,4-D por medio de zeolitas y arcillas*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma del Estado México. Facultad de Ingeniería. pp. 90 - 104, 110-118.
- MARTÍNEZ-GALLEGOS M. S. M. 2000. *Remoción de cromo VI de agua de tenería mediante hidrotalcitas*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado México. Facultad de Ingeniería. pp. 20.
- NALCO (Nalco Chemical Company). 1988. *The Nalco Water Handbook*. McGraw Hill.
- PÉREZ, L. J. A.; ESPIGARES, G. M. 1999. *Estudio Sanitario del Agua*. Editorial Universidad de Granada. Universidad de Granada. pp. 229-233.

- RAMÍREZ, F. E. 2001. *Estudio sobre el comportamiento del europio en medios acuosos, enfocado al tratamiento de aguas contaminadas*. Tesis de maestría. Universidad Autónoma del Estado México. Facultad de Ingeniería. pp. 70-71
- RODIER, J., 1998. *Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar*. Ediciones Omega S.A. pp. 121-130.
- SNOEYING, V.L.; JENKINS, D. 1987. *Química del Agua*. Limusa, Noriega Editores.
- SZOSTOKA, R. 1989. *Molecular sieves. Principles of synthesis and identification*. Ed. Van Nostrand Reinhold, New York, USA. pp. 28-32.
- TSITSISHVILI, G. V.; ANDRONIKASHVILI, T. G.; KIROV, G. N.; FILIZOVA, L. D. 1992. *Natural zeolites*. Ed. Ellis Horwood, Great Britain. pp. 111-114, 141-144.
- ZAYAS, S. J. C. 2000. *Los paquetes tecnodidácticos una opción para la transferencia de tecnología del IMTA*. XVI Congreso Nacional de Hidráulica. AMH-IMTA.

Capítulo 13

RIESGO DE ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AGUA EN ZONAS RURALES

Resumen

A nivel mundial, el 80% de las enfermedades infecciosas y parasitarias gastrointestinales y una tercera parte de las defunciones causadas por éstas se deben al uso y consumo de agua insalubre. La falta de higiene y la carencia o el mal funcionamiento de los servicios sanitarios son algunas de las razones por las que la diarrea continúa representando un importante problema de salud en países en desarrollo. El agua y los alimentos contaminados se consideran como los principales vehículos involucrados en la transmisión de bacterias, virus o parásitos. Los organismos transmitidos por el agua habitualmente crecen en el tracto intestinal y abandonan el cuerpo por las heces. Dado que se puede producir la contaminación fecal del agua (si ésta no se trata adecuadamente) al consumirla, el organismo patógeno puede penetrar en un nuevo hospedador. Como el agua se ingiere en grandes cantidades, puede ser infecciosa aun cuando contenga un pequeño número de organismos patógenos. Los microorganismos patógenos que prosperan en los ambientes acuáticos pueden provocar cólera, fiebre tifoidea, disenterías, poliomeilitis, hepatitis y salmonelosis, entre otras enfermedades. El agua y alimentos contaminados tienen una gran importancia en la transmisión de patógenos causantes del síndrome diarreico, por lo que se hace necesario tener estrategias que permitan un manejo adecuado de ella. La OMS calcula que la morbilidad (número de casos) y mortalidad (número de muertes) derivadas de las enfermedades más graves asociadas con el agua se reduciría entre un 20 y un 80 por ciento, si se garantizara su potabilidad y adecuada canalización.

Palabras clave: Agua contaminada, salud ambiental, epidemias, coliformes.

Introducción

El agua hace posible un medio ambiente saludable pero, paradójicamente, también puede ser el principal vehículo de transmisión de enfermedades. Las enfermedades transmitidas por el agua son enfermedades producidas por el "agua sucia" —las causadas por el agua que se ha contaminado con desechos humanos, animales o químicos. Mundialmente, la falta de servicios de evacuación sanitaria de desechos y de agua limpia para beber, cocinar y lavar es la causa de más de 12 millones de defunciones por año.

Se estima que 3.000 millones de personas carecen, por ejemplo, de servicios higiénicos. Más de 1.200 millones de personas están en riesgo porque carecen de acceso a agua dulce salubre. En lugares que carecen de instalaciones de saneamiento apropiadas, las enfermedades transmitidas por el agua pueden propagarse con gran rapidez. Esto sucede cuando excrementos portadores de organismos infecciosos son arrastrados por el agua o se lixivian hasta los manantiales de agua dulce, contaminando el agua potable y los alimentos. La magnitud de la propagación de estos organismos infecciosos en un manantial de agua dulce determinado depende de la cantidad de excremento humano y animal que éste contenga. Dado que se puede producir la contaminación fecal de los abastecimientos de agua, si el agua no se trata adecuadamente, el patógeno puede penetrar en un nuevo hospedador, al consumirla.

Las enfermedades diarreicas, las principales enfermedades transmitidas por el agua, prevalecen en numerosos países en los que el tratamiento de las aguas residuales es inadecuado. Los desechos humanos se evacúan en letrinas abiertas, canales y corrientes de agua, o se esparcen en las tierras de labranza. Según las estimaciones, todos los años se registran

4.000 millones de casos de enfermedades diarreicas, que causan 3 a 4 millones de defunciones, sobre todo entre los niños. El uso de aguas residuales como fertilizante puede provocar epidemias o enfermedades como el cólera. Estas enfermedades pueden incluso volverse crónicas en lugares donde los suministros de agua limpia son insuficientes. A principios de los años noventa, por ejemplo, las aguas residuales sin tratar que se utilizaban para fertilizar campos de hortalizas ocasionaron brotes de cólera en Chile y Perú. La epidemia del cólera -que se abatió sobre Perú en 1991 y se extendió a casi toda Latinoamérica- es un recordatorio de la velocidad con que se propagan las enfermedades transmitidas por el agua.

Con más de un millón de casos reportados y casi 10 mil muertos a fines de 1994, el cólera también alertó sobre el hecho de que la activación de una ruta de transmisión impulsa otras.

Contaminación microbiológica del agua

Las afecciones que se propagan por el agua se conocen como "enfermedades transmitidas por el agua". Sus agentes patógenos son biológicos, más que químicos, y los males que provocan casi siempre son contagiosos. Por lo general, los agentes patógenos pertenecen al grupo de los microorganismos, que se transmiten en la heces excretadas por individuos infectados o por ciertos animales. De forma que estas enfermedades se suelen contraer al ingerirlos en forma de agua o de alimentos, contaminados por esas heces (vía fecal-oral).

Los patógenos humanos transmitidos por el agua incluyen muchos tipos de microorganismos tales como: bacterias, virus, protozoos y, en ocasiones, helmintos (lombrices), todos ellos muy diferentes en tamaño, estructura y composición.

Bacterias transmitidas por el agua

Shigellae dysenteriae, que causa la disentería (diarrea sangrante), una enfermedad que se manifiesta con fiebres altas, síntomas tóxicos, retortijones, pujos intensos e incluso convulsiones.

Esta enfermedad puede causar epidemias de gran magnitud, con altísimos índices de mortalidad, como la que se registró en América Latina entre 1969 y 1973, que causó más de 500 mil enfermos y 9 mil muertos.

Salmonella typhi, es un bacilo que causa la fiebre tifoidea, una enfermedad sistémica grave que puede dar lugar a hemorragia o perforación intestinal. Aunque el agente de la fiebre tifoidea puede transmitirse también por alimentos contaminados y por contacto directo con personas infectadas, la forma más común de transmisión es a través del agua. La fiebre tifoidea ha sido prácticamente eliminada de muchas partes del mundo, principalmente como resultado del desarrollo de métodos efectivos para tratar el agua.

Salmonella spp., agente de salmonelosis, enfermedad más frecuente que la fiebre tifoidea, pero generalmente menos severa.

Vibrio cholerae, agente etiológico del cólera, se transmite habitualmente a través del agua. Sin embargo, también puede transmitirse por consumo de mariscos u hortalizas crudas. La enfermedad ha sido prácticamente eliminada en los países desarrollados gracias a la eficaz potabilización del agua.

Escherichia coli, generalmente las cepas de *E. coli* que colonizan el intestino son comensales, sin embargo dentro de esta especie se encuentran bacterias patógenas causantes de una diversidad de enfermedades gastrointestinales. Dentro de los *E. coli* patógenos se incluyen: *E. coli enteropatogénico*, *E. coli enterotoxigénico*, *E. coli enteroinvasivo*, *E. coli enterohemorrágico*, *E. coli enteroadherente*, *E. coli enteroagregativo*.

Tabla 1. Principales bacterias transmitidas por el agua.

Bacterias	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
<i>Salmonella typhi</i>	Heces, orina	7 - 28 días (14)	5 - 7 días (semanas – meses)	Fiebre, tos, náusea, dolor de cabeza, vómito, diarrea
<i>Salmonella sp.</i>	Heces	8 - 48 horas	3 - 5 días	Diarrea acuosa con sangre
<i>Shigellae sp.</i>	Heces	1 - 7 días	4 - 7 días	Disentería (diarrea con sangre), fiebres altas, síntomas tóxicos, retortijones, pujos intensos e incluso convulsiones.
<i>Vibrio cholerae</i>	Heces	9 - 72 horas	3 - 4 días	Diarrea acuosa, vómito, deshidratación
<i>V. cholerae</i> No.-01	Heces	1 - 5 días	3 - 4 días	Diarrea acuosa
<i>Eschericia coli</i> enterohemorrágica O157:H7	Heces	3 - 9 días	1 - 9 días	Diarrea acuosa con sangre y moco, dolor abdominal agudo, vómitos, no hay fiebre
<i>Eschericia coli</i> enteroinvasiva	Heces	8 - 24 horas	1 - 2 semanas	Diarrea, fiebre, cefalea, mialgias, dolor abdominal, a veces las heces son mucosas y con sangre
<i>Eschericia coli</i> enterotoxigena	Heces	5 - 48 horas	3 - 19 días	Dolores abdominales, diarrea acuosa, fiebre con escalofríos, náusea, mialgia
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Heces, orina	1- 11 días (24 - 48 horas)	1 - 21 días (9)	Dolor abdominal, diarrea con moco, sangre, fiebre, vómito
<i>Campylobacter jejuni</i>	Heces	2 - 5 días (42 - 72 horas)	7 - 10 días	Diarrea, dolores abdominales, fiebre y algunas veces heces fecales con sangre, dolor de cabeza
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Heces	20 - 24 horas	1 - 2 días	Fiebre, escalofríos, dolor abdominal, náusea, diarrea o vómito
<i>Aeromonas sp.</i>	Heces	Desconocido	1 - 7 días	Diarrea, dolor abdominal, náuseas, dolor de cabeza y colitis, las heces son acuosas y no son sanguinolentas

Virus relacionados con brotes de afecciones transmitidas por el agua

Entre ellos, se encuentran los virus de la hepatitis A y E, los enterovirus, los adenovirus y los rotavirus, una de las principales causas de la gastroenteritis infantil. Los virus adquieren una importancia especial para la salud pública, ya que se evacuan en gran cantidad a través de deposiciones de individuos infectados (Tabla 2).

Tabla 2. Principales virus transmitidos por el agua.

Virus	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
Enterovirus (Poliovirus 1, 2, 3, Coxsackie A y B, Echovirus).	Heces	3 - 14 días (5 - 10)	Variable	Gastrointestinales (vómitos, diarrea, dolor abdominal y hepatitis). encefalitis, enfermedades respiratorias, meningitis, hiperangina, conjuntivitis
Astrovirus	Heces	1 - 4 días	2 - 3 días	Nausea, vómito, diarrea, dolor abdominal, fiebre
Virus de la Hepatitis A (VHA)	Heces	15 - 50 días (25 - 30)	1 - 2 semanas hasta meses	Cansancio, debilidad muscular, síntomas gastrointestinales como pérdida de apetito, diarrea y vomito, o síntomas parecidos a la gripe como dolor de cabeza, escalofríos y fiebre, sin embargo, los síntomas mas llamativos de esta enfermedad son la ictericia, es decir, el cambio que se produce en el color de los ojos y la piel hacia un tono amarillo (a veces intenso), las heces pálidas y la coloración intensa de la orina. A diferencia de los adultos, en niños se presentan signos mas atípicos y síntomas gastrointestinales como náusea, vómito, dolores abdominales y diarrea.
Virus de la Hepatitis E (VHE)	Heces	15 - 65 días (35 - 40)	Similar a lo descrito para VHA	Similar a lo descrito para VHA
Rotavirus (Grupo A)	Heces	1 - 3 días	5 - 7 días	Gastroenteritis con náusea y vómito
Rotavirus (Grupo B)	Heces	2 - 3 días	3 - 7 días	Gastroenteritis
Calicivirus	Heces	1 - 3 días	1 - 3 días	Gastroenteritis
Virus Norwalk-like	Heces	1 - 2 días	1 - 4 días	Diarrea, nausea, vómito, dolor de cabeza, dolor abdominal

Protozoos de importancia en el agua

Giardia lamblia, agente de giardiasis, una forma de gastroenteritis aguda. Es un protozoo flagelado que se transmite a las personas principalmente por el agua contaminada. Las células del protozoo, trofozoítos, producen una forma de reposo llamada “quiste” y ésta es la forma primaria transmitida por el agua.

Cryptosporidium, agente de cryptosporidiosis caracterizada por una fuerte diarrea, autolimitada en individuos normales. En 1994, se reportaron 400 mil casos de cryptosporidiosis en Milwaukee, Wisconsin, EEUU (Tabla 3).

Tabla 3. Principales parásitos transmitidos por el agua.

Parásito	Fuente	Período de incubación	Duración	Síntomas clínicos
<i>Giardia lamblia</i>	Heces	5 - 25 días	Meses - años	Puede ser asintomática (hasta un 50%) o provocar una diarrea leve. También puede ser responsable de diarreas crónicas con mala absorción y distensión abdominal.
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Heces	1 - 2 semanas	4 - 21 días	Provoca diarrea acuosa, con dolor abdominal y pérdida de peso. Es un cuadro grave en un huésped comprometido y una infección oportunista en otros pacientes.
<i>Entamoeba histolytica</i> / Amebiasis	Heces	2 - 4 semanas	Semanas - meses	Dolor abdominal, estreñimiento, diarrea con moco y sangre
<i>Cyclospora</i> var. <i>cayetanensis</i>	Heces (oocistes)	3 - 7 días	Semanas - meses	Diarrea acuosa con frecuentes deposiciones, náuseas, anorexia, dolor abdominal, fatiga, pérdida de peso, dolores musculares, meteorismo, y escasa fiebre.
<i>Balantidium coli</i>	Heces	Desconocido	Desconocido	Dolor abdominal, diarrea con moco y sangre, pujo y tenesmo
<i>Dracunculus medinensis</i>	Larva	8 - 14 meses	Meses	El parásito eventualmente emerge (del pie en el 90% de los casos), causando edema intenso y doloroso al igual que úlcera. La perforación de la piel se ve acompañada de fiebre, náuseas y vómitos.

Principales enfermedades relacionadas con el agua

Los riesgos vinculados al deterioro y escasez de agua pueden clasificarse en las siguientes categorías:

- Los transmitidos por el agua (Tabla 4).

Tabla 4. Principales enfermedades transmitidas por el agua.

Enfermedades	Causa y vía de transmisión	Extensión geográfica	Número de casos ^a	Defunciones por año
<i>Disentería amebiana</i>	Los protozoos pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	Todo el mundo	500 millones por año	*
<i>Disentería bacilar</i>	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	Todo el mundo	*	*
<i>Enfermedades diarreicas (inclusive la disentería amebiana y bacilar)</i>	Diversas bacterias, virus y protozoos pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	Todo el mundo	4.000 millones actualmente	3-4 millones
<i>Cólera</i>	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	Sudamérica, África, Asia	384.000 por año	20.000
<i>Hepatitis A</i>	El virus pasa por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	Todo el mundo	600.000 a 3 millones por año	2.400 a 12.000
<i>Fiebre paratifoidea y tifoidea</i>	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	80% en Asia, 20% en América Latina, África	16 millones actualmente	600.000
<i>Poliomielitis</i>	El virus pasa por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminados, por contacto de una persona con otra.	66% en la India, 34% en el Cercano Oriente, Asia, África	82.000 actualmente	9.000

^a El número de casos se presenta como incidencia ("por año") —el número de nuevos casos ocurridos en un año— o como prevalencia ("actualmente") —el número de casos existentes en un momento dado.
 *Incluidas las enfermedades diarreicas
 **No hay defunciones, pero causa 270.000 casos notificados de ceguera anualmente.
 ND = no disponible
 Fuente: WHO 1996, excepto disentería amebiana, disentería bacilar, dracunculosis, dengue y FVR, de WHO 1998

- Con base en el agua, los transmisibles por parásitos o patógenos que pasan parte de su ciclo biológico en el agua (Tabla 5).

Los causantes de las enfermedades con base en el agua, son organismos que pasan parte de su ciclo vital en el agua y otra parte como parásitos de animales. Estos organismos pueden prosperar tanto en aguas contaminadas como no contaminadas. Como parásitos, generalmente toman forma de gusanos y se valen de vectores animales intermediarios (como los caracoles) para prosperar, y luego infectan directamente al hombre, penetrando a través de la piel o al ser ingeridos. Son enfermedades con base en el agua la ascariasis, dracunculosis, paraginimiasis, clonorquiasis y esquistosomiasis. Los causantes de estas enfermedades son una variedad de gusanos trematodos, tenias, vermes cilíndricos y nemátodos vermiformes, denominados colectivamente helmintos, que infectan al hombre. Aunque estas enfermedades generalmente no son mortales, pueden ser extremadamente dolorosas e impiden trabajar a quienes las padecen, e incluso a veces impiden el movimiento. En América Latina, tienen importancia la ascariasis y la paraginimiasis.

Tabla 5. Principales enfermedades con base en el agua.

Enfermedades	Causa y vía de transmisión	Extensión geográfica	Número de casos ^a	Defunciones por año
Ascariasis	Los huevos fecundados se expulsan con las heces humanas. Las larvas se desarrollan en la tierra caliente. El hombre ingiere la tierra que está sobre los alimentos. Las larvas penetran la pared intestinal, donde maduran.	África, Asia, América Latina	250 millones actualmente	60.000
Clonorquiasis	Los gusanos se reproducen en caracoles gastrópodos, luego los tragan peces de agua dulce u otros caracoles. Cuando el hombre come pescado crudo o poco cocinado, los gusanos migran a los conductos biliares y ponen huevos.	Asia Sudoriental	28 millones actualmente	Ninguna notificada
Dracunculosis (guinea worm)	El gusano de Guinea (<i>Dracunculus medinensis</i>) es ingerido por el ciclope (un crustáceo). Cuando el hombre ingiere el ciclope, las larvas del gusano se liberan dentro del estómago. Las larvas penetran la pared intestinal, luego se desarrollan, transformándose en gusanos, y migran a través de los tejidos. Después de un año, el gusano adulto llega a la superficie de la piel de las extremidades inferiores. La hembra entra en contacto con el agua y despidе las larvas dentro del agua.	78% en Sudán, 22% en otros países africanos al sur del Sahara y algunos casos en la India y Yemen	153.000 por año	Ninguna notificada
Paraginimiasis	Los gusanos que viven en quistes pulmonares ponen huevos en los pulmones humanos que se expectoran y luego se tragan. Los huevos de los gusanos se expulsan con las heces y se abren en agua dulce. Las larvas encuentran caracoles huéspedes en los cuales se reduplican, luego se mudan a cangrejos o cangrejos de río. El hombre come mariscos y pescados de mar sin cocinar. Los gusanos migran en parejas del estómago a través de la pared y del diafragma intestinal a los pulmones, donde se aparean.	Lejano Oriente, América Latina	5 millones actualmente	Ninguna notificada
Esquistosomiasis	Los huevos del gusano esquistosoma se expulsan con las heces humanas. Los huevos hacen eclosión en contacto con el agua, liberando el parásito miracidium. El parásito ingresa en un caracol de agua dulce, donde se reduplica. Se libera otra vez dentro del agua, luego penetra en la piel del hombre en unos segundos y pasa a los vasos sanguíneos. En 30 a 45 días, miracidium crece y se convierte en gusano, que puede poner de 200 a 2.000 huevos por día, durante un promedio de 5 años.	África, Cercano Oriente, faja de bosque húmedo en África Central, Pacífico Occidental, Kampuchea, Laos	200 millones actualmente	20.000

^a El número de casos se presenta como incidencia ("por año") —el número de nuevos casos ocurridos en un año— o como prevalencia ("actualmente") —el número de casos existentes en un momento dado.

*Incluidas las enfermedades diarreicas

**No hay defunciones, pero causa 270.000 casos notificados de ceguera anualmente.

ND = no disponible

Fuente: WHO 1996, excepto disentería amebiana, disentería bacilar, dracunculosis, dengue y FVR, de WHO 1998

- Vectoriales relacionadas con el agua, transmitidas por vectores que se desarrollan en el agua, atribuibles a la falta de agua para la higiene personal y doméstica (Tabla 6).

Millones de personas sufren de infecciones transmitidas por vectores —insectos u otros animales capaces de transmitir una infección, como los mosquitos y las moscas tssetsé— que se crían y viven cerca de aguas contaminadas y no contaminadas. Estos vectores infectan al hombre con paludismo, fiebre amarilla, dengue, enfermedad del sueño y filariasis. El paludismo, la enfermedad más extendida, es endémico en unos 100 países en desarrollo, y unos 2.000 millones de personas están en riesgo de contraerla. La incidencia de enfermedades de origen vectorial relacionadas con el agua parece estar aumentando. Hay numerosas razones para ello: la gente está desarrollando resistencia a los medicamentos antipalúdicos; los mosquitos están desarrollando resistencia al DDT, el insecticida que más se usa; los cambios ambientales están creando nuevos lugares de cría; a raíz de la migración, los cambios climáticos y la creación de nuevos hábitats, hay menos personas que desarrollan inmunidad a la enfermedad; y muchos programas de control del paludismo se llevan a cabo a un ritmo más lento o se han abandonado.

Tabla 6. Principales enfermedades vectoriales relacionadas con el agua

Enfermedades	Causa y vía de transmisión	Extensión geográfica	Número de casos ^a	Defunciones por año
<i>Dengue</i>	Un mosquito recoge el virus de un ser humano o animal infectado. El virus tiene un período de incubación de 8 a 12 días y se reduplica. En la próxima ingesta de sangre del mosquito, el virus se inyecta en la corriente sanguínea.	Todo medio ambiente; tropical en Asia, Centroamérica y Sudamérica	50-100 millones por año	24.000
<i>Filariasis (incluida la elefantiasis)</i>	Las larvas son ingeridas por un mosquito y se desarrollan. Cuando el mosquito infectado pica a un ser humano, las larvas penetran por punción y llegan a los vasos linfáticos, donde se reproducen.	África, Mediterráneo Oriental, Asia, Sudamérica	120 millones actualmente	Ninguna notificada
<i>Paludismo</i>	Los protozoos se desarrollan en el intestino del mosquito y se expulsan con la saliva en cada ingesta de sangre. Los parásitos son transportados por la sangre al hígado del hombre, donde invaden las células y se multiplican.	África, Asia Sudoriental, India, Sudamérica	300-500 millones por año (clínical)	2 millones
<i>Oncocercosis (ceguera de los ríos)</i>	Los embriones del gusano son ingeridos por jejenes. Los embriones se desarrollan y se convierten en larvas dentro de los jejenes, que inyectan las larvas en el hombre al picarlo.	África Subsahariana, América Latina	18 millones actualmente	Ninguna notificada**
<i>Fiebre del Valle del Rift (FVR)</i>	El virus generalmente existe en huéspedes animales. Los mosquitos y otros insectos chupadores de sangre recogen el virus y lo inyectan en la sangre del hombre. Éste también se infecta cuando trabaja con humores corporales de animales muertos.	África Subsahariana	ND	1% de los casos

^a El número de casos se presenta como incidencia ("por año") —el número de nuevos casos ocurridos en un año— o como prevalencia ("actualmente") —el número de casos existentes en un momento dado.
 *Incluidas las enfermedades diarreicas
 **No hay defunciones, pero causa 270.000 casos notificados de ceguera anualmente.
 ND = no disponible
 Fuente: WHO 1996, excepto disentería amebiana, disentería bacilar, dracunculosis, dengue y FVR, de WHO 1998

Calidad microbiológica del agua

A causa de las enfermedades de origen hídrico y el interés de controlarlas, los estudios bacteriológicos del agua se han orientado, en su mayor parte, hacia sus aspectos sanitarios. Uno de los criterios, utilizado para determinar la calidad sanitaria del agua, es la clase y número de bacterias que se encuentran presentes. En general, los métodos utilizados están diseñados para detectar el grado de contaminación del agua con desechos de origen humano y/o animal.

Tradicionalmente se han usado ensayos para la determinación de microorganismos indicadores más que para la determinación de patógenos. Los métodos usados para el aislamiento y el recuento de los microorganismos patógenos en agua, alimentos, etc. pueden no ser eficaces debido a que dichos microorganismos se encuentran en muy baja cantidad, sobre todo en presencia de números altos de otros microorganismos, o tienen una distribución irregular en el producto. Aún cuando se cuenta con métodos sensibles, en general son largos y costosos; además, hay patógenos que no pueden determinarse en laboratorios no especializados, como, por ejemplo, el virus de la hepatitis A.

Estas dificultades han hecho que se utilicen grupos de microorganismos de detección y cuantificación más fáciles y cuya presencia en cierto número se considera como una indicación de que la muestra estuvo expuesta a condiciones que pudieron determinar la llegada a la misma de microorganismos peligrosos y/o permitir la proliferación de especies patógenas. Estos grupos de microorganismos se denominan ‘indicadores’. Éstos son organismos habitualmente asociados al tracto intestinal, cuya presencia en el agua indica que el agua ha recibido una contaminación de origen intestinal.

El grupo de bacterias coliformes ha sido siempre el principal indicador de calidad de los distintos tipos de agua; el número de coliformes en una muestra se usa como criterio de contaminación y por lo tanto, de calidad sanitaria de la misma. Los coliformes son bacilos Gram (-), aerobios o anaerobios facultativos, que fermentan la lactosa con formación de gas cuando se incuban 48 horas a 35 °C. Incluye los géneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella* y especies lactosa

positivas de otros géneros. En la práctica, los organismos coliformes son siempre miembros del grupo de las bacterias entéricas. Estas bacterias son adecuadas como indicadores porque son habitantes comunes del tracto intestinal, tanto de las personas como de los animales de sangre caliente, donde están presentes en grandes cantidades. También interesa la determinación de coliformes fecales que representan la fracción de coliformes presentes en intestinos y materias fecales del hombre o animales de sangre caliente (coliformes termotolerantes). Esto proporciona información importante sobre la fuente y el tipo de contaminación presente.

Un método muy utilizado para el recuento de coliformes en agua ha sido siempre el Número Mas Probable (NMP), aunque se han ido variando los medios de cultivo, las condiciones y las técnicas de análisis, con el objetivo de obtener cada vez mayor sensibilidad y precisión, hasta el punto que se ha llegado a aceptar como método estándar. Los distintos métodos de NMP para coliformes totales se basan, en primera instancia, en una selección de los microorganismos que producen ácido y gas a partir de lactosa a 35°C. Por ello, el primer paso es siempre la siembra en tubos de algún caldo lactosado, con o sin inhibidores, con un tubo de fermentación que permite recoger el gas que pueda producirse. A esto sigue una confirmación en un medio líquido selectivo y/o una determinación de los coliformes fecales cuya diferenciación se realiza con base en el hecho de que pueda producir gas desde lactosa, en un medio apropiado cuando se incubaba a 44,5°C mientras que los demás coliformes no.

También es utilizado el método de filtración por membrana para el recuento de bacterias coliformes totales y fecales. Es un método altamente reproducible, que puede usarse para analizar volúmenes de muestra relativamente grandes y con el que se obtienen resultados en menor tiempo que con el NMP. Sin embargo, no puede aplicarse a cualquier tipo de muestra y tiene sus limitaciones. Las bacterias coliformes dan colonias oscuras con brillo metálico en medio Endo, luego de 24 h de incubación a 35°C. La determinación de coliformes fecales se hace a partir de las colonias desarrolladas en Endo o directamente incubando la membrana en medio m-FC e incubando a 44,5°C.

Para la detección simultánea de coliformes totales y *Escherichia coli* se puede utilizar la prueba de sustrato enzimático. En este caso, el grupo de coliformes totales incluye todas las bacterias que presentan la enzima beta-D-galactosidasa, que hidroliza un sustrato cromogénico (por ejemplo, ONPG) liberando el cromógeno. Como *E. coli* se incluyen todas las bacterias que dan positiva la reacción de coliformes totales y que tienen actividad beta-glucuronidasa, que rompe el sustrato fluorogénico (por ejemplo, MUG), liberando el fluorógeno. Este método permite llevar a cabo tanto recuentos como ensayos de ausencia/presencia.

También se usa como indicador de contaminación fecal la presencia de *Enterococcus faecalis*. El hábitat normal de los *Enterococcus faecalis* es el intestino del hombre y los animales de sangre caliente, por lo tanto, son indicadores de contaminación fecal, sobre todo en muestras de lagos, estuarios, ríos, etc. La identificación de las especies puede proporcionar información sobre la fuente de contaminación debido a que algunas especies son específicas en cuanto a sus posibles huéspedes. Existen distintos métodos estándar para su estimación: NMP y Filtración por membrana.

El recuento de bacterias heterotróficas totales consiste en un método estandarizado para determinar la densidad de bacterias heterótrofas, mesófilas aerobias y anaerobias facultativas en el agua. Así se obtiene información útil que se estudia junto con el índice de coliformes; también se usa para controlar un determinado proceso en el tratamiento de agua o para verificar la calidad del agua tratada, luego de recorrer toda la red de distribución.

Otro grupo de indicadores que ha comenzado a utilizarse en aguas lo constituyen los colifagos, que son bacteriófagos de coliformes, es decir, se encuentran siempre que haya coliformes totales y fecales. De acuerdo con estudios de correlación entre números de colifagos y coliformes en agua, se podría utilizar el índice de colifagos como índice de calidad sanitaria del agua. Además, como son más resistentes a la cloración que los coliformes, pueden ser mejores indicadores de desinfección que estos últimos (Figura 1).

El método de cuantificación se basa en la formación de placas de lisis. Los colifagos (bacteriófagos) infectan y se multiplican en bacterias sensibles a ellos. Esto provoca la lisis celular de esas bacterias y la liberación de partículas virales que infectarán las células bacterianas adyacentes. A medida que las bacterias se vayan lisando, se formarán zonas claras entre el crecimiento confluyente de la bacteria utilizada, determinando las conocidas como “placas de lisis”. La cepa utilizada en los ensayos es una *E. coli* sensible a la infección por colifagos (ATCC 13706).

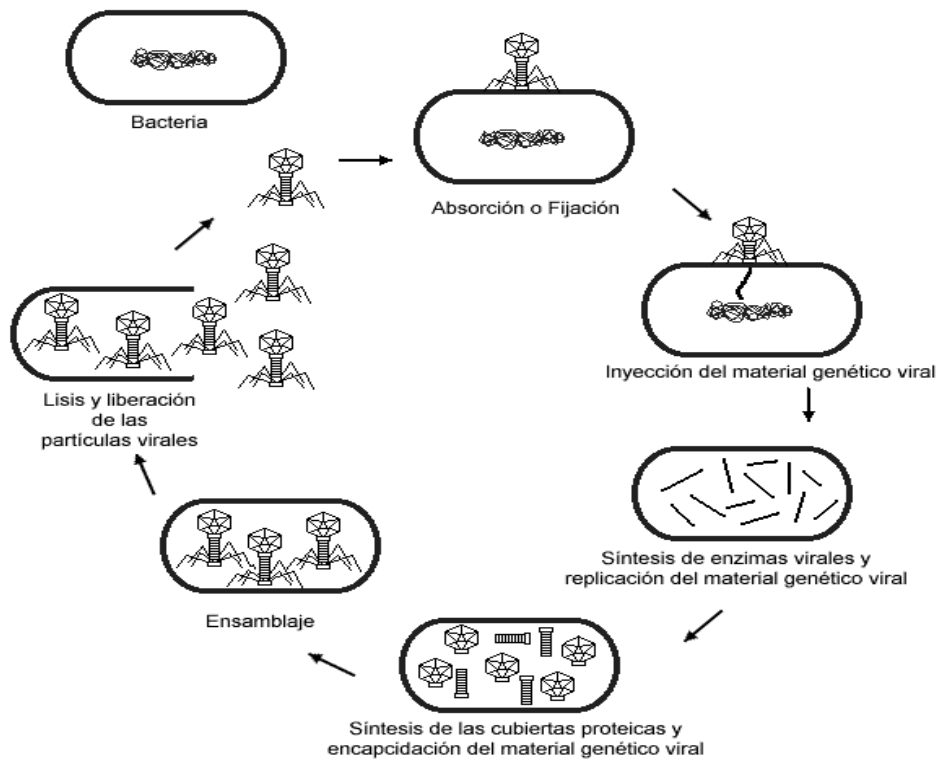


Figura 1. Ciclo de multiplicación de colifagos.

Implicaciones sanitarias de la potabilización del agua

La falta de higiene y la carencia o el mal funcionamiento de los servicios sanitarios son algunas de las razones por las que la diarrea continúa representando un importante problema de salud en los países en desarrollo.

Los procedimientos sanitarios pueden aplicarse bien para evitar la contaminación del agua o bien para destruir el patógeno que ya se encuentre presente en ella. Los programas de depuración de agua han sido responsables de la disminución de las infecciones transmitidas por agua.

La eliminación de la turbidez del agua por filtración, proporciona un significativo descenso en la carga microbiana del agua. Pero la filtración, por sí sola, tiene sólo un valor parcial, porque muchos organismos son filtrables. A diferencia del tratamiento con cloro que ha demostrado ser eficaz en la disminución de la incidencia de enfermedades transmitidas por agua.

Para prevenir y controlar la contaminación biológica del agua debería realizarse un seguimiento de la calidad bacteriológica de las aguas de suministro en zonas rurales, así como desarrollar y adaptar metodologías que permitan detectar la presencia de microorganismos patógenos que no pueden aislarse por métodos convencionales.

Medidas higiénicas en los suministros de agua:

El agua puede contaminarse en la fuente de suministro, por el ingreso de contaminantes durante la distribución del agua y dentro de la vivienda, por el uso de recipientes mal protegidos o por la manipulación insalubre del agua, aún cuando la fuente se encuentre razonablemente protegida. Por ello, para ayudar a prevenir las enfermedades transmitidas por agua, deberían tomarse algunas medidas sencillas como:

- Hervir el agua hasta que comience a evaporarse.
- Desinfectar el agua colocando dos gotas de cloro por litro de agua, durante media hora, antes de su consumo.
- Usar la energía solar para la desinfección del agua (comunidades pequeñas).
- Lavar las manos después de ir al baño y antes de manipular alimentos.

Bibliografía

- BROCK, D.; MADIGAN, M.; MARTINKO, J. Y PARKER J. (2000) "Biology of microorganisms". Prentice-Hall international, Inc.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). (1994) "The quality of our nation's water": Washington, D.C., EPA, Dec. p.209.
- ESREY, S.A. Y HABICHT, J.-P. (1986) "Epidemiologic evidence for health benefits from improved water and sanitation in developing countries". *Epidemiologic Reviews* 8, 117-128.
- ESREY, S.A., POTASH, J.B., ROBERTS, L, Y SHIFF, C. (1991). "Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhoea, dracunculiasis, hookworm infection, schistosomiasis, and trachoma". *Bulletin of the World Health Organization* 69(5), 609-621.
- KLOHN, W. Y WOLTER, W. (1998) "Perspectives on food and water. Presented at the International Conference of Water and Sustainable Development", Paris, Mar. 19-21., p. 1-6.
- LECLERC, H.; EDBERG, S.; PIERZO, V. Y DELATTRE, JM.. (2000) "Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwater". *J. Appl. Microbiol.* 85, 5-21.
- LECLERC, H.; MOSSEL, D.; EDBERG, S. Y STRUIJK, C. (2001). "Advances in the bacteriology of the coliform group: Their suitability as markers of microbial water safety". *Annu. Rev. Microbiol.* 55, 201-234.
- RAHMAN, M. (1985) "Impact of environmental sanitation and crowding on infant mortality in rural Bangladesh". *Lancet* 8445(2), 28-31.
- SERAGELDIN, I. (1995) "Water resources management: New policies for a sustainable future". *Stockholm Water Front*, Jun. 1, p. 2-3.
- SERAGELDIN, I. (1994). "Water supply, sanitation, and environmental sustainability: The financing challenge". Washington, D.C., World Bank. p. 1-35.
- SHERBININ, A. (1997)"Water and population: The urgent need for action. New York, Inter-American Parliamentary Group on Population and Development". p. 1-5.
- VANDERSLICE, J. and BRISCOE, J. "Environment interventions in developing countries: Interactions and their implications". *American Journal of Epidemiology* 141(2),135-144.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (1992). "Global health situation and projections". WHO. Geneva. A biennial survey of infectious diseases in the entire world.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (1998) "Rich-poor gap remains in death". Reuters News Service, May 11.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). The world health report 1996: Fighting disease, fostering development. Geneva, WHO, 1996. 143 p.

¿CÓMO PREVENIR LAS INFECCIONES TRANSMITIDAS POR EL AGUA?

Hervir el agua hasta que comience evaporarse y luego beberla o utilizarla para cocinar



Desinfectar el agua colocando 2 gotas de cloro por litro, durante media hora y luego se puede beber



Lavarse las manos después de ir al baño y antes de manipular los alimentos



Dra. María Angélica Mondaca
Víctor Campos A. Biólogo,
Ms.C. (C)
Roberto Sepúlveda Z. (Gráfico)
Departamento de Microbiología
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad de Concepción. Chile



Universidad de Concepción
Departamento de Microbiología
Facultad de Ciencias Biológicas

ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AGUA.



ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AGUA

Las enfermedades transmitidas por el agua son enfermedades producidas por el "agua sucia"



La diarrea es una enfermedad transmitida por organismos que viven en el agua y en los alimentos

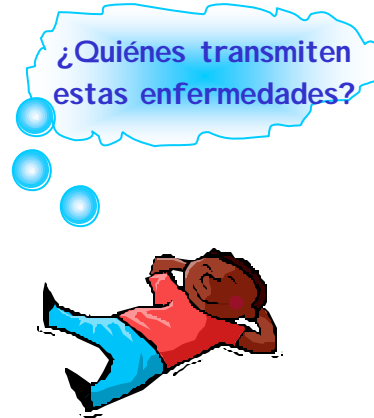


Algunas de estas enfermedades producen diarreas, vómitos, dolor de cabeza y malestar general



ENFERMEDADES TRANSMITIDAS POR EL AGUA

¿Quiénes transmiten estas enfermedades?



PARÁSITOS



BACTERIAS



VECTORES



VIRUS

ENFERMEDADES TRANSMITIDAS

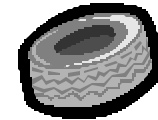
¿Cómo se produce la infección?



Bebiendo agua sin hervir ni clorar



Jugar en lugares con agua estancada



Bañandote en ríos y lagos contaminados



Comiendo alimentos lavados con agua contaminadas



Capítulo 14

CONSIDERACIONES SOBRE LOS SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN

Resumen

La desinfección con cloro de los suministros de agua pública es reconocida como uno de los mayores logros en el campo de salud pública del siglo XX, eliminando virtualmente enfermedades abundantes tales como cólera, tifoidea y disentería. Sin embargo se expresa constantemente una preocupación sobre los efectos potencialmente adversos de los subproductos de la desinfección (SPD), es decir trihalometanos (THMs), ácidos haloacéticos (HAAs), etc., que están presentes en el agua. A continuación se presenta una discusión de los beneficios de la desinfección principalmente con cloro de los suministros de agua potable, y los riesgos potenciales asociados con la formación de subproductos de la desinfección.

Palabras claves: Desinfección, cloro, trihalometanos, riesgo.

De acuerdo con los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades (CDC) de los EE.UU., la desinfección con cloro del agua para consumo humano es reconocida como uno de los mayores logros en el campo de la salud pública del siglo XX (CDC, 1999). Sin embargo surge una preocupación para la salud pública: la presencia de SPD debido a la desinfección con cloro del agua potable debido a una posible conexión carcinogénica. Por esta razón, se ha producido un ajuste progresivo en las normas de calidad para el agua potable en lo que respecta a la concentración máxima aceptable (CMA) de TTHM.

Enfermedades propagadas por el agua

Cada año, casi 1,500 millones de personas padecen de enfermedades evitables propagadas por el agua, tales como cólera, fiebre tifoidea, disentería, giardiasis, esquistosomiasis y hepatitis A. La Organización Mundial de la Salud (OMS) calcula que más de nueve millones de personas mueren cada año a través del mundo a causa de agua contaminada (*Tabla 1*). Eso equivale a 25,000 personas por día, muchas de las cuales son niños menores de cinco años de edad (*Tabla 2*). Las Naciones Unidas proyectan que para el año 2025, más de dos tercios de la población global vivirá en países con serios problemas de carencia de suministros de agua limpia.

Tabla 1. Tasa mundial de morbilidad y mortalidad de las principales enfermedades relacionadas con el agua.

	Número /Año	
	Morbilidad	Mortalidad
Cólera (1993)a	297 000	4 971
Fiebre tifoidea	500 000	25 000
Giardiasis	500 000	bajo
Amibiasis	48 000 000	110 000
Enfermedad diarreica (< 5 años)	1 600 000 000	3 200 000
Dracontiasis (gusano de Guinea)	2 600 000	-
Esquistosomiasis	200 000 000	200 000

Las cifras máximas para el cólera en 1991 fueron 595 000 y 19 295 muerte, (OMS 1993)

Tabla 2. Mortalidad debida a infecciones intestinales.

Tasa/100 000 hab.		Grupo de edad
72.1	Cuarta Causa	Nacidos vivos
8.8	Tercera causa	1 – 4 años
0.8	Octava causa	5 – 14 años

Los aumentos de población -y sus impactos relacionados- continúan ejerciendo una gran presión sobre los recursos de agua alrededor del mundo. Al mismo tiempo, el aumento de residuos municipales y agrícolas, aguas de desagüe y productos derivados de la industria, además de los efectos climáticos globales y desequilibrios ecológicos comprometen aún más la calidad del agua.

Desinfección del agua potable

Los desinfectantes más comúnmente usados son: cloro gas (Cl₂), hipoclorito de sodio (NaOCl, 12.5% de cloro disponible), hipoclorito de calcio (Ca(OCl)₂, 70% de cloro disponible), cloraminas, dióxido de cloro (ClO₂) y ozono (O₃). Otros desinfectantes como rayos ultravioleta, bromo, yodo y plata no se han empleado en forma generalizada. Cada uno de los desinfectantes que se emplean tiene sus ventajas e inconvenientes en función de su costo, eficacia, estabilidad, facilidad con que se aplique, y formación de subproductos de la desinfección.

Consideraciones de la cloración y los subproductos de la desinfección (SPD)

A principios de los años 1900, se inició la cloración de los suministros de agua potable en las naciones desarrolladas, seguida por una reducción drástica en las epidemias de enfermedades bacterianas, eliminando virtualmente la tifoidea y el cólera. Sin embargo, en los países en vías de desarrollo, estas enfermedades propagadas a través del agua siguen presentándose.

Además de proveer protección contra los patógenos virales y bacterianos, los desinfectantes con base de cloro también mejoran la estética del agua, que puede ser deteriorada por las algas y la vegetación podrida (color, sabor y olor). La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha informado que el sabor promedio y la concentración de umbrales de olor del cloro residual aumenta de 0.075 ppm a 0.450 ppm cuando el pH aumenta de 5.0 a 9.0. A pH 7.0 el umbral promedio fue de 0.156 ppm con un intervalo de variación de 0.02-0.29 ppm; sin embargo, cuando el cloro se combina con sustancias fenólicas y con otros compuestos orgánicos, el sabor desagradable y los olores pueden exacerbarse considerablemente. El cloro ayuda a controlar que la bacteria vuelva a crecer, proporcionando un nivel residual de desinfectante en el sistema de distribución. En muchas áreas, tanto en los países desarrollados como de los países en vías de desarrollo, estos sistemas de largas tuberías no han sido reemplazados o vueltos a revestir, lo cual hace que frecuentemente tengan óxido, escamas, presenten formación de biopelículas, fugas y grietas –al igual que vaciado intencional con sifón- los cuales pueden llevar a eventos de recontaminación que comprometen la calidad del agua. Esta es la razón por la que es importante contar con cierto nivel de desinfectante residual.

A pesar de que el cloro presenta muchos beneficios para la salud pública y el tratamiento del agua, estudios recientes indican que también puede existir una relación causal entre la desinfección del agua con cloro y la salud reproductora o

fetal. Otros estudios han indicado que el consumo de agua tratada con cloro puede traer consigo efectos negativos a largo plazo, como el cáncer.

Reacciones en medio acuoso

Cuando se añade cloro al agua en forma de Cl_2 se producen dos reacciones: la reacción de hidrólisis y la de disociación.

La de hidrólisis se puede definir de la siguiente manera:



Ac. hipocloroso

La magnitud de la constante de hidrólisis de equilibrio es tal, que la hidrólisis a ácido hipocloroso (HOCl) prácticamente se completa en el agua dulce a $pH > 4$ y con dosis de cloro de hasta 100 mg/L. El HOCl es un ácido débil que se disocia parcialmente en el agua del siguiente modo:



Ión hipoclorito

El valor de la constante de ionización ácida es aproximadamente de $3 \cdot 10^{-8}$. Como se muestra en la figura 1 a 20 °C y pH 7.5, hay una distribución igual de HOCl y el ión hipoclorito (OCl^-). A pH 8, cerca del 20% del cloro residual libre está presente como HOCl; y a pH 6.5 el 90% como HOCl. El término “cloro residual libre” se refiere a la suma de HOCl y de OCl^- . Ya que el HOCl es un desinfectante considerablemente más eficaz que el OCl^- y que el cloro libre, incluso como hipoclorito, es más eficaz que el cloro combinado (por ejemplo las cloraminas). Se recomienda que la desinfección final produzca una concentración residual de cloro libre de ≥ 0.5 mg/L después de 30 minutos de contacto en agua a pH de < 8.0 . El término “cloro residual combinado” se refiere al cloro ligado al nitrógeno, presente en la formación de cloraminas.

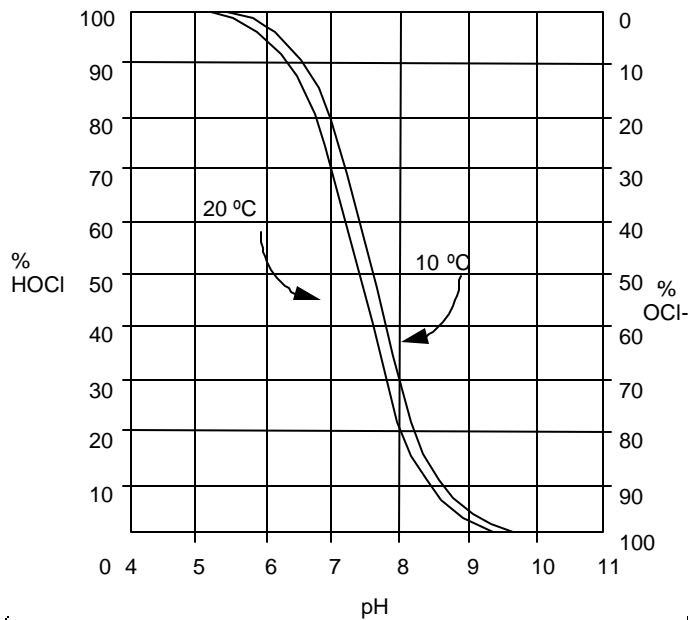
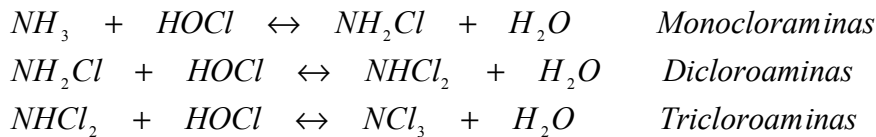


Figura 1. Distribución del ácido hipocloroso y del ión hipoclorito en agua para diferentes valores de pH.

Reacciones con el amoníaco

Las cloraminas se forman por la reacción del cloro y el amoníaco o las aminas orgánicas. Se pueden formar mono, di y tricloraminas según la relación del cloro con el amoníaco, el pH y la temperatura del agua. Las reacciones sucesivas son:



Cuando la razón molar del cloro al amoníaco no es más de 1.0 y el pH está por encima de 6, predomina la formación de monocloramina; la dicloramina predomina a pH 5 y menos, y a mayores razones de cloro-amoníaco. En el tratamiento del agua, la concentración de cloraminas es generalmente de 0.5 a 2.0 mg/L. La dicloramina y especialmente la tricloramina son compuestos olorosos y en, consecuencia, no es deseable su formación en el tratamiento del agua potable.

Reacción en el punto de quiebre

En las aguas naturales el cloro reacciona fácilmente con varias sustancias dando lugar a un consumo del cloro residual libre (A) (figura 2). Esta reducción del cloro libre se conoce como “demanda de cloro”. La mayoría de las aguas naturales contienen materia orgánica, amoníaco u otras que ejercen esta demanda. Algunos productos de estas reacciones, como el cloruro férrico, no tienen propiedades desinfectantes, mientras que otros como las cloraminas sí las tienen, teniéndose como cloro residual combinado (B). Cuando se añade cloro más allá del punto donde sólo están presentes los residuos combinados, se encontrarán presentes tanto como cloro libre, como cloro combinado.

La representación gráfica de la variación de la concentración y del tipo de cloro residual (libre y combinado) cuando reacciona con amoníaco o material orgánico u otros compuestos, se conoce como la “curva del punto de quiebre”. Esta curva normalmente tiene una cresta y un punto de retorno (C). La parte superior de la cresta indica el punto donde los

residuales combinados comienzan a cambiar de las monocloraminas a las dicloroaminas, y el punto de retorno o el “punto de quiebre” indica donde el cloro libre y posiblemente los THMs comienzan a aparecer en el residual. La adición de cloro más allá del punto de quiebre (D), producirá un aumento del cloro residual libre disponible directamente proporcional al cloro añadido.

El punto de quiebre también denota el nivel del cloro residual combinado irreducible o los “residuales molestosos” (NH_2Cl , NCl_3 , R-NCl_1) que son de importancia desde el punto de vista de los sabores, los olores, y posiblemente de la salud, pero además consumen cloro. Esta curva es una herramienta valiosa para predecir cuánto cloro se requerirá para la desinfección en un periodo específico, así como para prever qué subproductos pueden formarse.

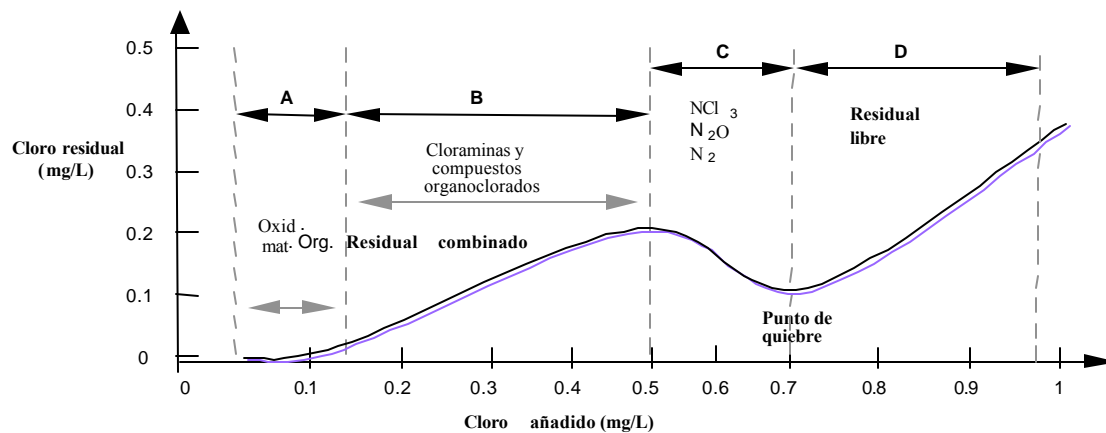


Figura 2. Curva del punto de quiebre

Por otra parte, se ha sabido que algunos de los peores causantes de sabor y olor son los compuestos producidos por reacción del cloro con sustancias fenólicas. Estos compuestos generalmente están presentes en los desechos industriales. La adición de pequeñas cantidades de cloro al agua que contenga esas sustancias produce compuestos clorofenólicos que dan los característicos y sumamente objetables sabores y olores fenólicos, demostraron que ha medida que aumenta el contenido de cloro, los sabores y olores también aumentan hasta un punto máximo y luego disminuyen hasta desaparecer totalmente cuando se agrega suficiente cloro y el tiempo de contacto es adecuado para que las reacciones se completen. La intensidad de los olores variaba con el tipo de compuestos. Estas reacciones, al igual que otras reacciones químicas, dependen de la concentración, el tiempo, la temperatura y el pH.

Entre todos los desinfectantes, la química y la toxicidad de los subproductos de la desinfección química (SPD) del cloro han sido los más ampliamente estudiadas. Los spd del cloro más comúnmente encontrados se pueden dividir en seis grupos: los trihalometanos, los ácidos acéticos halogenados, los acetonitrilos halogenados, los aldehídos halogenados (formaldehído), las cetonas halogenadas (cloroacetonas) y los fenoles clorados. También se encuentran entre otros: el hidrato de cloral, la furanona clorada, la cloropicrina, y el cloruro de cianógeno. Los SPD halogenados que están identificados representan solo una parte de los efectivamente formados.

Subproductos de la desinfección

Los SPD relacionados con el cloro se pueden separar en seis grupos: los trihalometanos, acetonitrilos halogenados, aldehídos halogenados, cetonas halogenadas y los fenoles clorados.

Trihalometanos

A mediados de los años 70's varios Químicos reportaron la presencia de cloroformo y de otros trihalometanos en agua potable. Inicialmente se sugirió que era contaminación industrial o impurezas del cloro gas, lo que originó la suspensión de éste, sin embargo posteriormente grupos de colaboradores demostraron que las fuentes de estos compuestos se originaban por la materia orgánica en el agua.

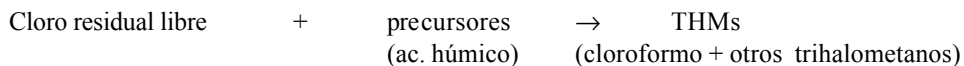
Los trihalometanos constituyen un grupo de compuestos orgánicos, que como su nombre lo indica, se considera por su nomenclatura como derivados del metano (CH₄), en cuya molécula, tres átomos de hidrógeno han sido sustituidos por igual número de halógenos (cloro, flúor, bromo o yodo).

En relación con la contaminación del agua potable, el problema hasta el momento se ha ceñido a la presencia de cuatro miembros del grupo que son: Cloroformo (CHCl₃), bromodiclorometano (CHBrCl₂), dibromoclorometano (CHBr₂Cl) y bromoformo (CHBr₃) el cual se asocia estrechamente con la ozonación. En vista que los cuatro SPDs anotados anteriormente se producen conjuntamente, con frecuencia se consideran como un grupo, denominado trihalometanos totales (THMsT).

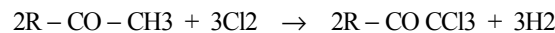
De todos ellos, el que comúnmente se encuentra, es el cloroformo, razón por la que la información disponible, se refiere en forma exclusiva a ésta sustancia.

Formación de trihalometanos

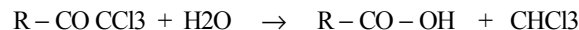
La formación de los trihalometanos, durante la desinfección del agua con el cloro libre, obedece a un complicado mecanismo, por el cual las especies químicas que el halógeno forma con el agua, reaccionan con los derivados del humus que ese medio habitualmente contiene.



El fenómeno de la formación de trihalometanos se puede representar a través de la siguiente “reacción halomorfo”:



Y una hidrólisis posterior:



Existen cuatro definiciones básicas para THMs:

THMs instantáneos: Es la concentración al momento de muestrear.

THMs final: Es la concentración final a la mayor distancia de la distribución principal.

Formación potencial de THMs: Es determinada por la diferencia de la concentración instantánea de THMs y de la THMs terminal.

Potencia máxima total de THMs: Este valor representa el nivel de la concentración máximo de THMs bajo las condiciones más favorables para la formación de THMs.

Factores que influyen en la formación y concentración de trihalometanos

- La rapidez de formación de THMs y la concentración final de THMs depende de 6 factores:
- Temperatura: Manteniendo el pH y la dosis de cloro, al aumentar la temperatura mayor es la posibilidad de formación de cloroformo.
- Efecto del pH: La formación de trihalometanos es mayor al aumentar el valor del pH del agua, por la acción catalítica del haloformo.
- Cloro residual: La concentración de cloroformo aumenta en forma directa con el residual del cloro.
- Precursores orgánicos o sustancias húmicas: Cuando en el agua existe gran cantidad de derivados del humus mayor será la posibilidad de formación de trihalometanos.
- Concentración de bromo (Br) en agua: El bromo es un constituyente natural del agua, reacciona con el cloro para formar ácido hipobromoso y a su vez éste con precursores orgánicos
- Tiempo de contacto del cloro.

Finalmente conviene señalar que los trihalometanos no se forman exclusivamente durante la fase del tratamiento del agua. Por depender de la concentración de los precursores y de la dosis de cloro residual, la reacción que da origen a los THMs, puede continuar desarrollándose en el sistema de distribución del agua potable.

Ácidos acéticos halogenados

Los ácidos acéticos halogenados se forman a partir de la materia orgánica durante la cloración del agua. Aunque no se han investigado tan a fondo como los THM, son probablemente los principales subproductos de la cloración del agua. Los ácidos mono, di y tricloroacéticos, así como los ácidos mono y dibromoacéticos, se han medido en agua potable. Si disminuye el pH, la concentración de ácidos acéticos trihalogenados tiende a aumentar y la de ácidos acéticos dihalogenados permanece constante. Los niveles típicos de los ácidos acéticos clorados en los suministros de agua potable varían de 0.03 a 0.15 mg/L.

Acetonitrilos halogenados

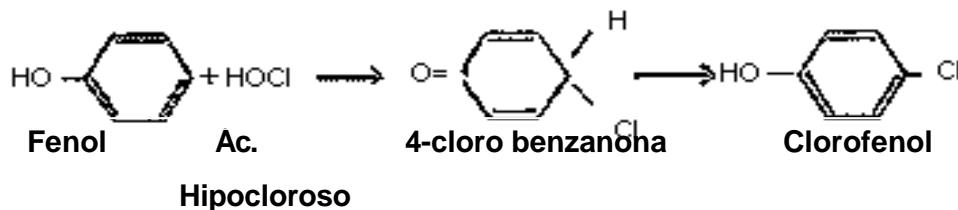
Se han identificado sólo como subproductos de la cloración de aguas superficiales y subterráneas. Los precursores potenciales para la formación de estos compuestos durante la cloración son las algas, las sustancias húmicas y material proteínico: los cuales están presentes de forma natural en el agua. El más abundante de los acetonitrilos es el dicloroacetonitrilo. En varios estudios se encontró este compuesto en los suministros de agua muy clorada, a concentraciones hasta de 0.02 mg/L.

Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)

El hidrato de cloral se forma como subproducto de la reacción del cloro con sustancias húmicas. También se puede producir en el agua a partir de descargas industriales.

Clorofenoles

Están presentes en el agua como subproductos de la reacción del cloro con compuestos fenólicos, tales como los biocidas, o como productos de la degradación de herbicidas del grupo fenoxi.



Los tres clorofenoles más probables que pueden resultar de la cloración son 2-clorofenol, 2,4-diclorofenol y 2,4,6-triclorofenol. Los umbrales gustativos son respectivamente 0.3 y 2 µg/L. Las concentraciones de los clorofenoles en el agua potable son generalmente menos de 1 µg/L.

Subproductos de la ozonación

La oxidación total de los materiales orgánicos disueltos hasta convertirlos en dióxido de carbono y agua en una solución acuosa por cualquier oxidante es rara. El ozono reacciona con material orgánico natural en el agua y forma subproductos que incluyen formaldehído, acetaldehído, glyoxal, methol glyoxal, ácidos pirúvico, oxálico, succínico, fórmico, acético y peróxido de hidrógeno. Entre estos los aldehídos son probablemente los de inquietud mayor para la salud, pero la información aún es insuficiente para evaluar los riesgos de la exposición a los aldehídos en el agua potable.

El ozono sólo no puede producir SPD halogenados directamente. Sin embargo, los iones de bromuro y yoduro se oxidan fácilmente por el ozono y el cloro dando los halógenos libres que pueden reaccionar para producir trihalometanos, en presencia de algunos compuestos orgánicos adecuados. Entonces la ozonación de aguas que contienen bromuro, mediante la oxidación de Br⁻ a HOBr que reacciona con precursores de los SPD puede dar lugar a la producción de

bromoformos, ácidos acéticos brominados, a la bromopicrina y a los acetonitrilos brominados. Además, el ozono puede oxidar los bromuros para producir bromatos.

Los materiales húmicos son resistentes a la ozonación, requiriendo largas exposiciones al ozono para producir cantidades pequeñas de ácidos acéticos, oxálicos, fórmicos y terephthalicos, CO₂ y compuestos fenólicos. En un estudio, la ozonación de materiales húmicos en el agua, seguida de una cloración inmediata (dentro de 8 minutos) redujo la formación de THMs en un 65%. Sin embargo cuando las aguas ozonadas que contenían sustancias húmicas se dejaron en reposo por 24 horas después de la ozonación y luego se cloraron, no se registró reducción en las cantidades de THMs formados por cloración en sí mismos. Esto indica que aunque el ozono cambia la naturaleza química de los precursores de los THMs, hay reacciones que continúan sin la presencia de un residual de ozono y que forman sustancias igualmente capaces de producir THMs al aplicarse el cloro. Esto implica que debe considerarse el uso de tratamientos alternativos para extraer los materiales orgánicos, antes de aplicar el desinfectante residual. Dependiendo del contaminante orgánico es posible que se gana poco simplemente cambiando el desinfectante primario.

La oxidación de fenoles con ozono produce compuestos aromáticos oxidados intermedios, que experimentan la ruptura de los anillos al ser tratados con más oxidante o con un tiempo de reacción más largo. La ozonación hasta el punto de la destrucción del fenol requiere de 2 a 3 mg de ozono por miligramo de fenol.

No hay pruebas de que el ozono reacciona con hidrocarburos alifáticos saturados bajo las condiciones de tratamiento de agua. Los alcoholes alifáticos secundarios con la ozonación producen cetonas, ácidos, más peróxido de hidrógeno (H₂O₂). La ozonación de los compuestos aromáticos clorados rompe los anillos y parte los enlaces de carbono-cloro, formando ión cloruro, productos de oxidación alifáticos noclorados y CO₂.

Los compuestos de epóxido se han aislado de las reacciones del ozono con compuestos que contienen enlaces dobles con el cloro. El heptacloro epóxido es estable a la ozonación, indicando que se puede formar con la ozonación del heptacloro. La ozonación de los plaguicidas paratión y malatión, a los niveles comúnmente usados en los procesos de tratamiento de agua, puede oxidar estos compuestos a través de los compuestos intermedios del oxón, el paraoxón y malaoxón respectivamente que son más tóxicos que los compuestos originales. Esto podría ser de importancia para los abastecimientos de agua con fuentes superficiales que están contaminadas con estos plaguicidas.

Los materiales orgánicos ozonados son en general más biodegradables que los compuestos iniciales, no oxidados. Si la ozonación se emplea como la etapa final del tratamiento en aguas que contienen sustancias orgánicas disueltas, es posible el recrudescimiento bacteriano en los sistemas de distribución. A menudo se recomienda que la ozonación esté seguida de carbono activado o de adsorción por una capa biológica para impedir este acontecimiento.

El bromato es un subproducto asociado principalmente con la ozonación o con la cloración. Hay evidencia inadecuada de la carcinogenicidad del bromoformo y clorodibromometano en los seres humanos y evidencia limitada en animales experimentales, pero el bromodichlorometano es posible carcinogénico para los seres humanos (IARC, 1991). La OMS ha establecido un valor guía provisional de 25 µg/L para el bromato, principalmente en vista de la conversión de los bromuros por el ozono. La OMS también ha establecido un valor guía de 100 µg/L para el bromoformo, que es un trihalometano que se forma fácilmente como resultado de la ozonación del bromuro que contenga el agua.

Subproductos del bióxido de cloro

En muchos casos, los productos de la oxidación con bióxido de cloro no contienen átomos de halógeno, y específicamente el bióxido de cloro en presencia de las sustancias húmicas no da lugar a niveles significativos de THMs. No se ha observado la formación de THMs que contienen bromo al tratar materiales húmicos con bióxido de cloro. Tampoco reacciona con el amoníaco para formar cloramias.

Los productos de la reacción del bióxido de cloro con material orgánico en el agua incluyen clorofenoles, los ácidos maléicos, fumáricos y oxálicos. Un estudio de los subproductos de la reacción del bióxido de cloro en un tratamiento piloto reveló más de 40 SPD, pero su toxicidad es en la mayor parte desconocida (Richardson et al., 1994). La oxidación de los fenoles con bióxido de cloro o con cloro produce compuestos aromáticos clorados intermedios antes de la ruptura de anillos.

Durante la oxidación, el bióxido de cloro se reduce al ión de clorito, el cual en sí mismo es un “carcinógeno” potencial. El ión clorito también puede ser nuevamente oxidado a bióxido de cloro. Ningún valor guía provisional de la OMS ha sido establecido para el bióxido de cloro debido al deterioro rápido a clorito, clorato y cloruro, y porque el valor guía provisional de la OMS establecido para el clorito, 200 µg/L, es un protector adecuado contra la toxicidad potencial del bióxido de cloro.

Subproductos de la cloraminación

El cloruro de cianógeno es un subproducto de la cloraminación (o cloración en presencia de amoníaco). Esta sustancia es el resultado de las reacciones de precursores orgánicos con el ácido hipocloroso en presencia del ión amonio. Típicamente las concentraciones del cloruro de cianógeno son algo mayores para la cloraminación que para la cloración. Este compuesto, dentro del cuerpo humano se metaboliza rápidamente a cianuro que es tóxico. Por este motivo, la OMS ha establecido un valor guía provisional de 70 µg/L como cianuro, para los compuestos cianogénicos totales. Normas de calidad del agua para los SPD y los desinfectantes

La OMS ha establecido valor guía para dos desinfectantes y quince subproductos potencialmente tóxicos incluyendo los cuatro trihalometanos más comúnmente encontrados en el agua. Para las sustancias identificadas como carcinógenas, los valores de la norma representan la concentración en el agua asociada con un caso adicional de cáncer en 100000 consumidores que ingieren 2 litros de agua diarios por un periodo de setenta años (riesgo de un caso adicional de cáncer = 10⁻⁵). La OMS observa, sin embargo, que estos valores no deben considerarse exactos debido a una serie de incertidumbres en los factores utilizados en el modelo matemático desarrollado para determinarlos; en cambio, pueden considerarse como una aproximación del riesgo de cáncer.

La *Tabla 3* resume los valores guía de la OMS para tres desinfectantes y la *Tabla 4* resume los dieciocho subproductos de la desinfección.

Tabla 3. Guías de la OMS para la calidad potable del agua.

Desinfectantes	Valor guía (mg/L)
Monocloramina	3
Cloro	5
Bióxido de cloro	No se ha establecido un valor

Tabla 4. Guías de la OMS para la calidad potable del agua; subproductos de la desinfección.

Subproductos de la desinfección	Valores Guía (µg/L)	Norma de USEPA (µg/L)	Riesgo de un caso adicional en:
Bromato	25 (P)	10	7.10-5
Clorito	200 (P)	1	
2, 4, 6,- triclorofenol	200		10-5
Formaldehído	900		
Trihalometanos		80	
-Bromoformo	100		
-Dibromoclorometano	100		
-Bromodichlorometano	60		10-5
-Cloroformo	200		10-5
Ácidos acéticos clorados		60	
-Ácido dicloroacético	50 (P)		
-Ácido tricloroacético	100		
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)	10 (P)		
Acetonitrilos halogenados			
-Dicloroacetonitrilo	90 (P)		
-Dibromoacetonitrilo	100 (P)		
-Tricloroacetonitrilo	1 (P)		
Cloruro de cianógeno (como CN)	70		

(P) Valor guía provisional. Un término empleado para los constituyentes en los que hay alguna evidencia de riesgo potencial, pero donde la información disponible de los efectos sobre la salud es limitada; o donde se ha empleado un factor de incertidumbre mayor que 1000 en la derivación de la ingesta diaria tolerable (IDT). También se recomiendan los valores guía provisionales: (1) para las sustancias para las cuales el valor guía calculado estaría por debajo del nivel de la cuantificación práctica, o debajo del nivel que puede lograrse mediante los métodos de tratamiento prácticos; o (2) donde la desinfección tiene probabilidad de exceder el valor guía.

Control de los subproductos de la desinfección

Al seleccionar un desinfectante para que el agua sea microbiológicamente segura, es importante, tanto desde el punto de vista de la salud pública como del costo, estar conscientes sobre los subproductos potenciales de la desinfección y de sus consecuencias para la salud. Para esto será necesario saber qué subproductos se forman bajo qué condiciones, cuáles serían los riesgos para la salud u otros efectos adversos, y cómo éstos pueden reducirse al mínimo. La OMS recomienda que se utilice un enfoque de riesgo – beneficio en el cual se consideren los agentes patógenos, los desinfectantes, los subproductos de la desinfección, la calidad del agua y el costo, para equilibrar las compensaciones entre los riesgos microbianos y los químicos. Como resultado, es por lo tanto crucial que los intentos de controlar los desinfectantes y sus subproductos no comprometan la desinfección misma. La inactivación de los agentes microbianos patógenos con desinfectantes químicos u otros procesos de desinfección equivalentes es esencial para proteger la salud pública.

Los esfuerzos para reducir las concentraciones de SPD deben realizarse sin afectar negativamente la calidad microbiológica del agua. Como los materiales orgánicos halogenados son más difíciles de oxidar y son menos biodegradables, debe evitarse su formación durante las etapas iniciales de los procesos de tratamiento de agua, o al menos reducirlos al mínimo. Si en la etapa inicial se pone énfasis en la remoción de las sustancias orgánicas al máximo grado práctico bajo las condiciones específicas de la planta de tratamiento, se pueden conseguir los siguientes beneficios:

Se reducirá la demanda de cloro
 Se reducirán las cantidades de sustancias orgánicas oxidadas que pudieran formarse posteriormente en el proceso
 Se reducirán los efectos perjudiciales sobre el agua tratada causados por los niveles de sustancias orgánicas altas y niveles de cloro altos

Se han diseñado varias estrategias para controlar los subproductos de la desinfección. Teniendo en cuenta que la prevención de su formación es más económica y eficaz que la extracción, una vez que se han formado las estrategias principales incluyen:

- La protección y el control de las fuentes de abastecimiento de agua para disminuir o eliminar los precursores
- La reducción de los precursores mediante el mejoramiento del tratamiento antes de la desinfección
- La reducción de la dosificación de cloro y/o el tiempo de contacto al mínimo necesario para la destrucción de agentes patógenos

- La utilización de los desinfectantes alternativos
- La remoción de los subproductos ya formados

La aplicación de estas estrategias debe considerar los efectos de los factores físicos y químicos que influyen la formación de los SPD, la modalidad de reacción de los precursores o los subproductos con los desinfectantes bajo diferentes condiciones, la complejidad técnica del proceso y el costo de las alternativas. Los costos y la complejidad de llevar a cabo algunas de estas estrategias pueden colocarlos fuera del alcance de las comunidades pequeñas de América Latina y el Caribe. Por ejemplo las tecnologías de la membrana adsorción con carbón activado que pueden eliminar los precursores antes de la desinfección son costosas y pueden estar más allá de la capacidad financiera y técnica de estas pequeñas comunidades.

Afortunadamente, el mejoramiento de los procesos existentes, como la coagulación, la floculación y la sedimentación pueden hacer más eficaz la remoción de la materia orgánica natural. Numerosos estudios han revelado la eficacia del alumbre así como de las sales férricas para conseguir este objetivo. La operación y el control más cuidadosos de la floculación, sedimentación y de los procesos de filtración a menudo pueden mejorar la remoción de precursores y simultáneamente reducir el uso de las sustancias químicas para la desinfección. Una de las soluciones más sencillas para la reducción de la formación de THMs es el mover el primer punto de la aplicación de cloro al final en el proceso de tratamiento (eliminar la precloración).

Riesgos relativos para la salud

Las principales preocupaciones que existen sobre los SPDs incluye: 1. Daño en las funciones reproductoras, es decir, disminución en la fertilidad, mal parto; 2. Lesión en el desarrollo fetal dentro del útero e inmediatamente después del parto y; 3. Desarrollo de cáncer. Durante la última década se llevaron a cabo numerosos estudios para evaluar la toxicidad de los SPDs. Estos estudios incluyeron tanto sujetos humanos como animales. En 1998 la noción percibida era que la exposición al agua clorada no podía ser definitivamente ligada a efectos adversos en la reproducción o el desarrollo, a los niveles determinados para agua tratada. Las agencias de salud estadounidenses, incluyendo a la Sociedad Americana para Microbiología (ASM), y la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los EEUU (USEPA), apoyaron esta conclusión. Estudios más recientes han mostrado asociaciones moderadas entre los SPDs y un peso bajo de nacimiento, defectos del tubo neural y abortos espontáneos.

En la *Tabla 5*, se muestra los resultados de la estimación de SPDs de cloro sobre la salud en muestras de agua de la llave en USA. Una tasa de probabilidad mayor que 1, indica un aumento multiplicativo en el riesgo del resultado específico. En cuatro estudios ilustrados en esta *Tabla* (Iowa, norte de Nueva Jersey, Denver y Nueva Escocia), se mostró una leve asociación entre los SPDs y un bajo peso de nacimiento (pequeño para la edad gestativa, SGA), mientras dos de los estudios (Nueva Jersey y Nueva Escocia) indicaron una asociación con los defectos del tubo neural y defectos de fisuras. Dos estudios (Norte de Nueva Jersey y Nueva Jersey) estuvieron en conflicto con respecto a una asociación con efectos cardiacos, mientras que otro mostró una asociación con el aborto espontáneo (California). Con respecto a la muerte fetal, no pudo hacerse ninguna correlación consistente (Nueva Jersey y Nueva Escocia).

Se espera que la continuación de los estudios defina de manera más definitiva los niveles de exposición y los resultados asociados con la salud a SPDs. Además, aún existen preguntas con respecto a los efectos tóxicos de la exposición a múltiples SPDs a través del tiempo. Mientras continúa la investigación, las agencias de salud están tomando un enfoque proactivo sugiriendo niveles seguros de ingestión para varios SPDs, por ejemplo, la USEPA recientemente redujo el Nivel Máximo Contaminante de los trihalometanos totales de 100 µg/L a 80 µg/L. Los niveles recomendados por la OMS aparecen en la *Tabla 6*.

Tabla 5. Resultados de la estimación de SPDs de cloro. sobre la salud en muestras de agua de la llave en USA.

Sitio del estudio (EEUU)	Pequeño para edad gestativa	Peso bajo de nacimiento	Defectos prenatales	Fisuras tubo neural	Defectos orales	Defectos cardíacos	Muertes fetales	Abortos espontáneos
Condado Santa Clara, California H2O Clorada						1.1b (0.6-2.1)		
Iowa Cloroformo BDCMc	1.8 (1.1-2.9)	1.3 (0.8-2.2)1.0 1.0	1.1 (0.7-1.6) 1.0					
Nueva Jersey (norte) THMTsd	1.5 (1.2-1.9)		<1.0	3.2 (1.3-6.6)	3.2 (1.2-7.3)	1.8 (1-3.3)	<1.0	
Carolina del Norte (centro) THMTs Uso maternal de agua		1.3 (0.8-2.1) <1.0	<1.0 <1.0					1.2 (0.6-2.4) <1.0
Denver, Colorado THMTs	5.9 (2.0-17.0)	2.1 (1.9-4.8)	1.0					
California THMTs BDCM								1.8 (1.1-3.0) 3 (1.4-6.6)
Nueva Jersey THMTs				2.1e (1.1-4.0)				
Nueva Escocia THMTs Cloroformo BDCM	1.08 (1.0-1.2)	1.04 (0.9-1.2)	<1.0	1.2 (0.7-2.1) 1.2 (0.7-2.3) 2.5 (1.2-5.1)	<1.0 1.5 <1.0	<1.0 <1.0 <1.0	1.7(1.1-2.5) 1.6 (1.0-2.3) 2.0 (1.2-3.5)	4.6f(1.9-11) 3.2f(1.6-6.0) 1.8f(0.7-4.2)

Fuente: Kelly A. Reynolds, 2002.

relación de probabilidad, 95 % intervalos de confianza; b. Bromodichlorometano (BDCM); c. Defectos cardíacos conotruncuales; d. resultados presentados con intervalos de confiabilidad de 90%; e. resultados para defectos aislados del tubo neural; f. asfixia causa de parto de feto muerto.

Tabla 6. Guía de la OMS, Consumo Tolerable/Día, Niveles de SPDs selectos.

SPDs	Límite recomendable (µg/L)
Cloroformo	200
Bromoformo	100
Dibromoclorometano	100
Bromodichlorometano	6-600

Los oficiales de salud pública advierten que los riesgos a la salud de los THMs son pequeños comparados con los riesgos asociados con las enfermedades propagadas a través del agua. De tal manera que es importante continuar con el proceso de desinfección, a menos que éste pueda ser sustituido por una alternativa efectiva para asegurar un suministro de agua más seguro. Tomemos en cuenta la situación en Perú en 1991, donde los procesos de cloración fueron detenidos en parte debido a la preocupación con respecto a los efectos potenciales a la salud de los THMs. El resultado de esto fue el primer brote de cólera en Latinoamérica ocasionó más de 1 millón de casos y 13,000 muertes. En los países desarrollados, el agua que contiene más de 80 µg/L de THMs es considerada inaceptable para consumo. Sin embargo, los suministros alternos pueden no estar accesibles.

Conclusiones

Es necesario llevar a cabo estudios adicionales para especificar los riesgos a la salud humana que presentan los trihalometanos y otros productos relacionados con la desinfección del cloro. Sin embargo, se ha demostrado que la desinfección de fuentes de agua potable principalmente utilizando cloro, fue el factor principal para reducir el número de muertes y enfermedades en los seres humanos a causa de patógenos propagados a través del agua, durante el siglo XX. Hoy en día, se encuentran disponibles más que nunca, métodos de tratamiento con los cuales, tanto los SPDs como sus precursores orgánicos, pueden ser eliminados del agua.

Bibliografía

- BOVE, F, 2002. TTHMS, TCE AND PCE. Drinking Water Contaminants and Adverse Preegnancy Outcomes. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), CDC, Atlanta, EE.UU., WC&P, pp. 42-47.
- CENTER FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION (CDC). 1999. Achievements in Public Health, 1900-1999: Control of Infectious Diseases. CDC, Atlanta, EE.UU., Morbidity and Mortality Weekly Report, 30 de Julio, 1999.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 1998. National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts; Final Rule, USEPA, Federal Register, 63 (241): 69389-69476, 40 CFR, 16 de diciembre, 1998.
- ETTINGER, M. B. AND RUCHHOFT, C. C. 1951. Effects of stepwise chlorination on taste and odor producing intensity of some phenolic compounds. J. AWWA. Julio 1991.
- IARC. 1991 Chlorinated Drinking Water; Chlorination by-products; Some others Halogenated Compounds. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol 52. IARC, Lyon, Francia.
- KELLY A. REYNOLDS. 2002. Desinfección con cloro y riesgos de los productos derivados de la desinfección. Agua Latinoamericana. Julio/Agosto:46-48
- RICHARSON, S. D. THURSTON A.D. AND COLLETTE T. W. 1994. Multispectral identification of chlorine dioxide disinfection by products in drinking water. Environmental Science and Technology, 28:1526-1536.
- ROOK, J. J. 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. J. Wtr. Trmt. Exam. 23:234-243.
- WORTH HEALTH ORGANIZATION (OMS). 1985. Guidelines for drinking water quality. Vol. 2. Health Criteria and Other Supporting Information, Ginebra, Suiza.

Capítulo 15

SOFTWARE DE AYUDA AL DISEÑO Y CONCEPCIÓN DE LA FASE DE PRETRATAMIENTO (DPTAR® v.1)

Resumen

El presente trabajo forma la primera parte de un ambicioso proyecto (Diseño de Plantas de Tratamiento de Agua Residual, **DPTAR®**) que pretende desarrollar un software para calcular sistemas de tratamiento de agua residual. Hasta el momento se ha elaborado la parte correspondiente al pretratamiento de las aguas residuales, fase necesaria para cualquier sistema, ya sea doméstico o industrial, pero que a su vez su cálculo resulta bastante tedioso.

Esta primera parte muestra un software sencillo, pensado para personas y técnicos que empiezan a incursionar en el área de diseño y tratamiento de aguas residuales. El programa se realizó en Visual Basic V6.0, está orientado a la programación por objetos, es decir, el usuario navega en una serie de ventanas que lo guían hacia el cálculo de la fase de pretratamiento. El cálculo se inicia pidiendo al usuario que ingrese datos como el caudal medio a tratar, el coeficiente de previsión y la población de proyecto. Cuando no se tiene el caudal medio el programa pide los datos poblacionales de los últimos cuatro censos, el año de proyección, así como el método con el cual se desea calcular la población de proyecto. Los datos calculados en esta sección son transferidos a las secciones de rejillas, canal de control de caudales, canal de control de velocidades y desarenador, durante el cálculo de estas estructuras solicita algunos datos adicionales, calcula y propone a nivel de croquis las dimensiones de las estructuras físicas.

En conclusión el **DPTAR®** es un paquete tecnológico de apoyo para la docencia y una excelente herramienta para diseñadores de plantas de tratamiento desde un nivel básico hasta avanzado.

Palabras Clave: Software, diseño, plantas de tratamiento, pretratamiento.

Introducción

El sistema de pretratamiento es una estructura auxiliar que debe preceder a cualquier sistema de tratamiento. Esta estructura persigue principalmente los siguientes objetivos: reducir los sólidos en suspensión de distintos tamaños que trae consigo algún influente de aguas residuales crudas, evitar la obstrucción de los conductos, proteger los equipos, evitar sobrecargas hidráulicas en los reactores causadas por las aguas pluviales, entre otros.

El sistema de pretratamiento está integrado por: Canal de control de velocidades, Canal de control de gastos, Cribado y desarenador. La *Figura 1* muestra un perfil de un sistema típico de pretratamiento (Solis, 1995).

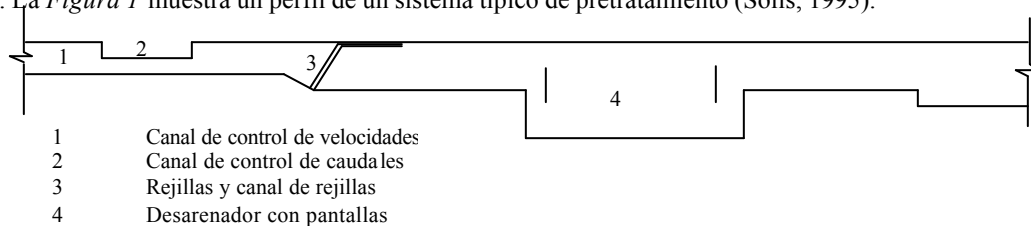


Figura 1. Vista en perfil de un sistema de pretratamiento (García, 1999).

Canal de control de velocidades.

Es una sección del canal de que conduce el agua residual a la planta de tratamiento que tiene como objetivo controlar adecuadamente la velocidad de llegada del agua a las rejillas, ya que regularmente las condiciones de llegada del agua residual a la planta son muy variadas. De acuerdo con las normas de proyecto para obras de alcantarillado sanitario en localidades urbanas de la República Mexicana (NPOASLURM; Gardea, 1995)), para el diseño de este canal se debe considerar una velocidad de circulación de 0.6 m/s y el caudal máximo extraordinario.

Canal de control de caudales

Es otra sección del canal de conducción de agua residual que se diseña para controlar el caudal que ingresa a la planta y tiene como objetivo desalojar el caudal que no puede ser tratado porque provocaría sobrecargas hidráulicas en los sistemas de tratamiento. Dicho caudal generalmente se produce durante la temporada de lluvias. El caudal que se debe desalojar es la diferencia que existe entre el caudal máximo extraordinario y el caudal máximo instantáneo. Para eliminarlo y evitar su ingreso a los sistemas subsecuentes de la planta se construyen vertedores laterales en alguno o en ambos lados del canal de control de caudal. Para el cálculo de esta sección las normas mexicanas recomiendan una velocidad del flujo de 0.60 m/s (Allende, 2001).

Rejillas

La primera operación unitaria obligada en el tratamiento de aguas residuales es el cribado, esta operación se realiza usando rejas y circulando el agua a través de ellas. Sus principales objetivos son: reducir los sólidos en suspensión de distintos tamaños que trae consigo el influente de aguas residuales crudas, evitar la obstrucción de los conductos, proteger los equipos y reducir al mínimo la absorción de oxígeno (Allende, 1994).

La distancia o la abertura de las barras de las rejillas depende del tamaño de las partículas que se desean retener y eliminar mediante esta operación y de su limpieza, la cual puede hacerse de forma manual o mecánica.

Las rejillas o cribas (Pankrota, 1986) pueden clasificarse de acuerdo a su colocación en fijas o móviles; por la sección transversal de sus barras en cuadradas, rectangulares, circulares o aerodinámicas; por el tamaño de la materia que se desea remover en microrejillas, finas (0.1 - 1.5 cm), medianas (1.5 - 2.5 cm) y gruesas (2.5 - 5.0 cm); y, de acuerdo con su forma de limpieza en manuales o mecánicas .

En países en vías de desarrollo las rejillas más utilizadas son las de limpieza manual, fijas o móviles y medianas o gruesas. No obstante en algunas macroplantas tratadoras de aguas es común ver rejillas operadas de manera mecánica. Generalmente están formadas por barras de hierro. Éstas permiten el paso de papeles, excretas y materiales finos, reteniendo en cambio materias de mayor tamaño, como piedras, palos, etc.

El canal en el que se encuentra la reja debe diseñarse de tal manera que la velocidad de las aguas residuales no se reduzca a menos de 0.60 m/s para evitar la sedimentación de materiales pétreos.

Las rejas pueden limpiarse manual o mecánicamente. Todas ellas cuentan con una plataforma o charola perforada ubicada encima de ellas, la cual se utiliza para facilitar el proceso de limpieza de las rejillas. La charola debe perforarse para impedir la acumulación de agua en su superficie y permitir que escurra y regrese al canal. En pequeñas plantas el material recogido se transporta en carretillas u otros dispositivos móviles, mientras que en plantas más grandes lo trasladan mediante bandas transportadoras. Las plantas de gran magnitud cuentan con sistemas mecánicos de limpieza. Los residuos recolectados se disgregan mediante el empleo de trituradores para posteriormente escurrirlos o incinerarlos.

El número de rejas depende del criterio del ingeniero; sin embargo, por cuestiones de mantenimiento es recomendable instalar 2 o más rejas. Para plantas de tratamiento pequeñas, la segunda reja debe ser simple y de limpieza manual, ésta última se empleará en caso de emergencia y, además, se debe instalar un canal para derivar el caudal e impedir el paso del flujo a través de las rejillas cuando así se requiera.

Los desechos removidos por las rejas son materiales que tienden a pudrirse, por lo que es necesario removerlos y desecharlos, estos desechos pueden recolectarse en tolvas, tambos o cubetas, utensilios fabricados como parte integral de la cámara de rejas.

En términos generales, las rejillas se elaboran con acero inoxidable, el cual que contiene entre 12 y 27 % de Cr, dependiendo de la resistencia a la corrosión que se desee. Otros materiales empleados en su fabricación pueden ser: aluminio, aluminio-bronce, babbitt, brass, bronce, buna N, acero inoxidable, cobre, cobre-níquel, hierro gris, monel, neopropeno, polietileno, poliuretano, hierro blanco, etc. Los métodos comúnmente empleados para evitar la corrosión incluyen la selección adecuada del material de fabricación, el uso de revestimientos o la instalación de sistemas de protección catódica (Metcalf y Eddi, 1991).

Las Figuras 2 y 3 muestran de manera sencilla algunos tipo comunes de sistemas de rejillas.

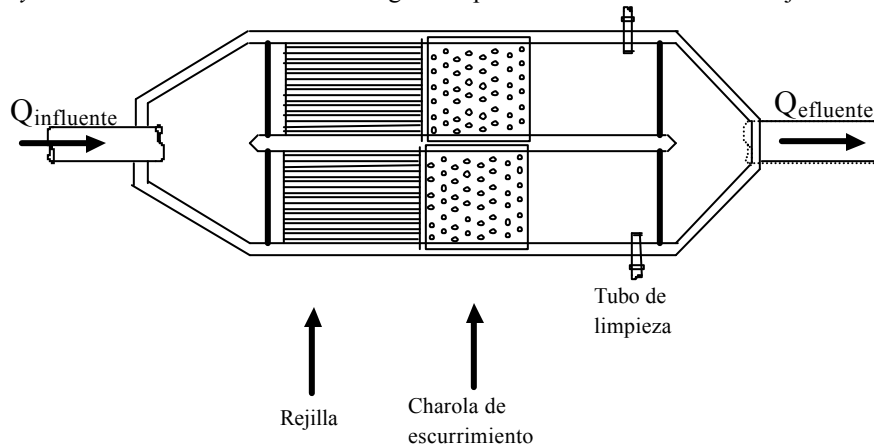


Figura 2. Vista en planta de un sistema manual de rejillas con dos cámaras (Allende, 2001).

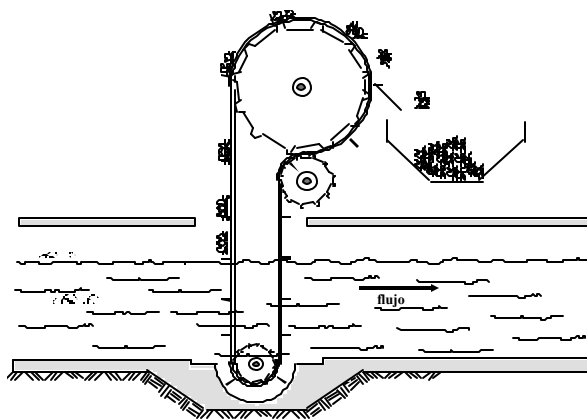


Figura 3. Perfil de una rejilla mecánica (Tomado de García, 1999).

Desarenador

Los desarenadores tienen como objetivo separar arenas, gravas, cenizas y cualquier otra materia que tenga una velocidad de sedimentación o peso específico, superior al de los sólidos orgánicos putrescibles presentes en el agua residual. La arena también incluye cascarones de huevo, pedazos de hueso, granos de café y grandes partículas orgánicas tales como residuos de comida.

La eliminación de esos materiales ayuda a proteger los equipos mecánicos móviles contra la abrasión y contra el desgaste anormal y a reducir la formación de depósitos pesados en las tuberías, canales y conductos, así como a

disminuir la frecuencia de limpieza en los digestores, la cual es necesario realizar para remover las acumulaciones excesivas de arena en tales unidades.

Existen diferentes tipos de desarenadores, los mas comunes en el tratamiento de aguas residuales son los de flujo horizontal y los aireados, también conocidos como de flujo helicoidal. En el presente trabajo se desarrolla la metodología para el cálculo de uno de tipo horizontal (García, 1999).

Objetivo

El objetivo de este trabajo fue desarrollar, mediante programación por objetos, la primera parte de un macroprograma para plantas de tratamiento, procurando un fácil manejo hacia el usuario y favoreciendo que el cálculo de la fase de pretratamiento se lleve a cabo de una manera rápida y confiable.

Metodología

Se realizó una investigación bibliográfica para determinar la fase de pretratamiento, buscando los casos más típicos que se presentan, así como los datos básicos para su diseño o la obtención de éstos a través de métodos matemáticos relacionados con la población y el caudal de diseño.

Una vez determinadas las operaciones unitarias y los componentes necesarios para la fase de pretratamiento, se estructuró una plataforma que permitiera al usuario el cálculo del pretratamiento de una manera guiada (ver *Figura 4*), ya sea de forma independiente, es decir, diseñando cada componente por separado o, realizando el diseño pretratamiento completo del sistema de pretratamiento.

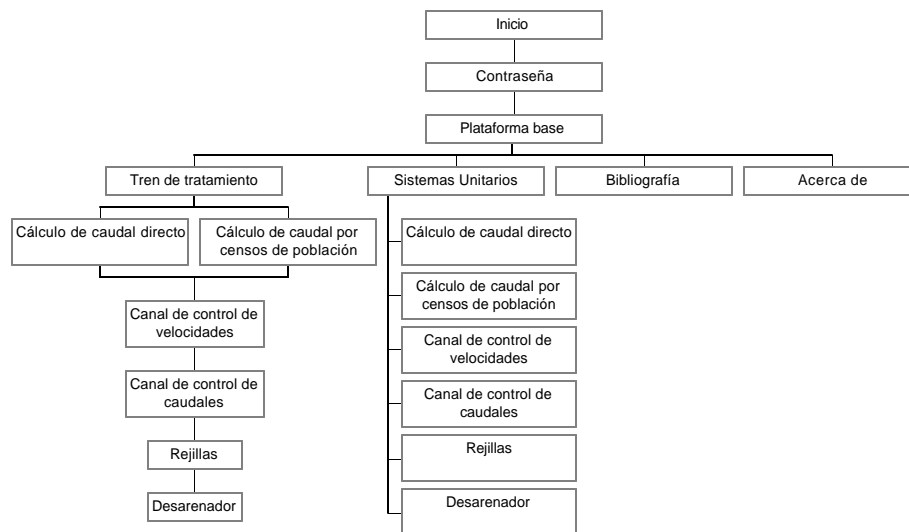


Figura 4. Estructura activa del DPTAR®.

Se eligió para la codificación de esta estructura, el lenguaje de programación “Visual Basic V6”, ya que es un programa que emplea Microsoft para el desarrollo de sus aplicaciones en Windows y es muy usado en ingeniería, lo que nos garantiza su fácil acceso para la mayoría de los usuarios.

Una vez codificado y realizado los ajustes pertinentes, se probó el programa en el curso de Plantas de Tratamiento y Reuso de la Maestría en Ciencias del Agua del CIRA, Facultad de Ingeniería, UAEM. Por último se presentó el programa en CD con un paquete de instalación.

Descripción del DPTAR®

Para iniciar el programa hay que ejecutar el archivo llamado dptar.exe. Una vez ejecutado inmediatamente aparece la carátula inicial del software, dicha carátula se muestra en la *Figura 5*.

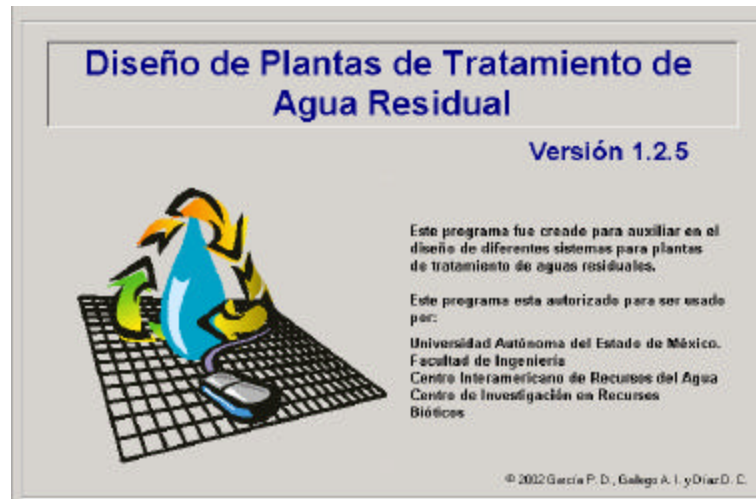


Figura 5. Carátula principal del DPTAR®.

Para continuar se debe hacer clic sobre la carátula, lo que nos llevará a una ventana donde debemos proporcionar nuestro nombre de usuario y contraseña (*Figura 6*).

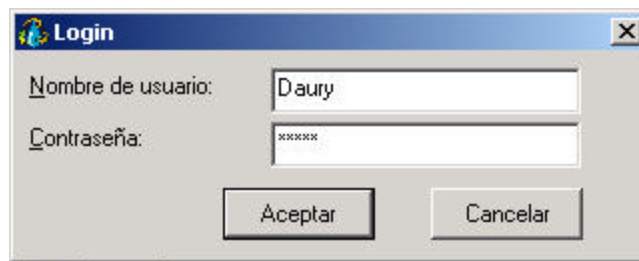


Figura 6. Ventana para introducción de contraseña.

Al tener acceso al programa se despliega la carátula principal, en ella se encuentra la estructura del programa y el acceso a la parte actualmente elaborada y en funcionamiento (pretratamiento) y a su vez una plataforma para diseñar las siguientes etapas, esto se puede observar en la *Figura 7*.

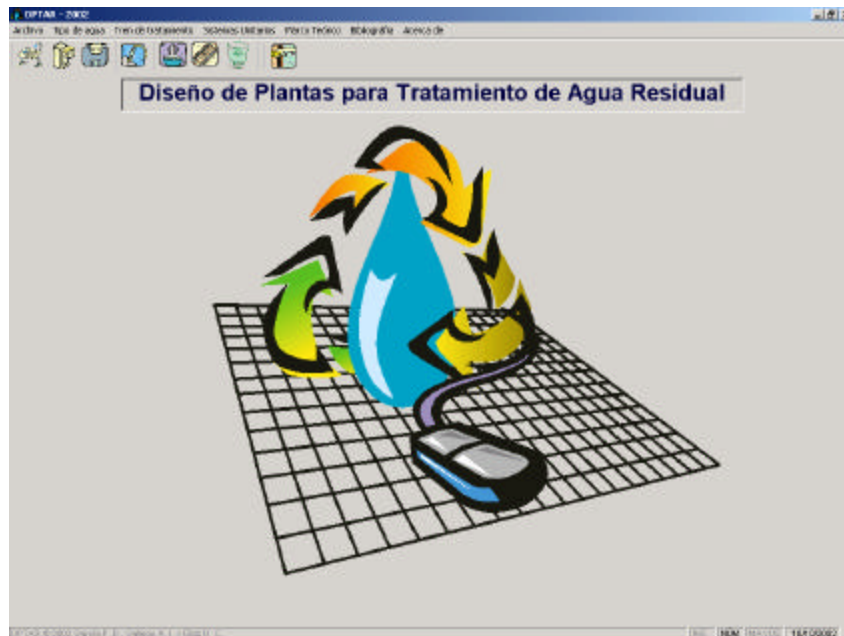


Figura 7. Carátula principal.



Figura 8. Barra de menús y botones de acceso rápido

Del menú desplegado en la carátula principal actualmente están activadas las opciones de “Tren de tratamiento”, “Sistemas Unitarios”, “Marco Teórico”, “Bibliografía” y “Acerca de” (Figura 8). En el menú de Sistemas Unitarios (Figura 9) existe un submenú donde sólo el comando de pretratamiento está activado, dentro de este comando se tiene otro submenú con cada uno de los elementos que componen el sistema de pretratamiento.

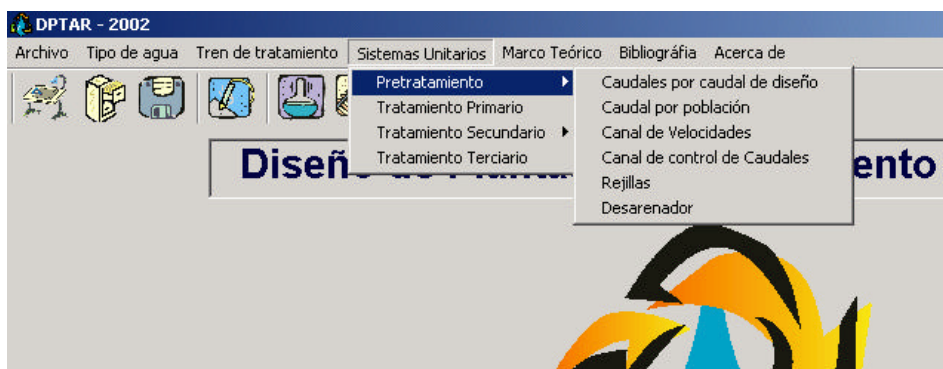


Figura 9. Barra de menús y submenús de Sistemas unitarios.

En la *Figura 4*, se observa en la estructura que para calcular el pretratamiento se puede optar por dos caminos, en el primero se puede calcular el sistema de manera completa, mientras que en el segundo cada complemento del pretratamiento se puede calcular por separado. Para el primer caso el programa hace dos preguntas: ¿conoce el caudal medio a tratar?, ¿conoce los censos poblacionales de la comunidad donde se establecerá la planta?, las cuales nos llevarán a calcular el pretratamiento directamente por caudales o por censos poblacionales respectivamente (*Figura 10*).

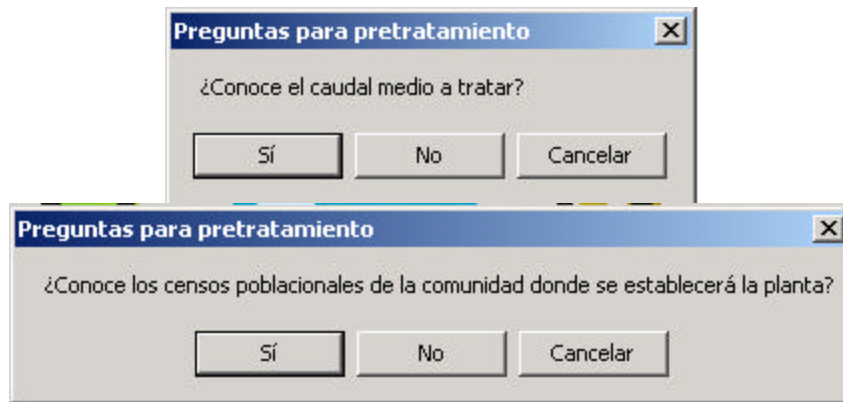


Figura 10. Preguntas para el cálculo completo del pretratamiento.

Si se responde afirmativamente a la primera pregunta el programa desplegará la ventana de cálculo por caudales, dicha ventana se puede observar en la *Figura 11*, si la respuesta es negativa se desplegará la segunda pregunta y si ésta se contesta afirmativamente (“Sí”) se despliega la ventana de cálculo por censos poblacionales (*Figura 12*). En caso de no conocer los censos (respondiendo negativamente a la segunda pregunta) se desplegará una ventana como la que se muestra en la *Figura 13*.

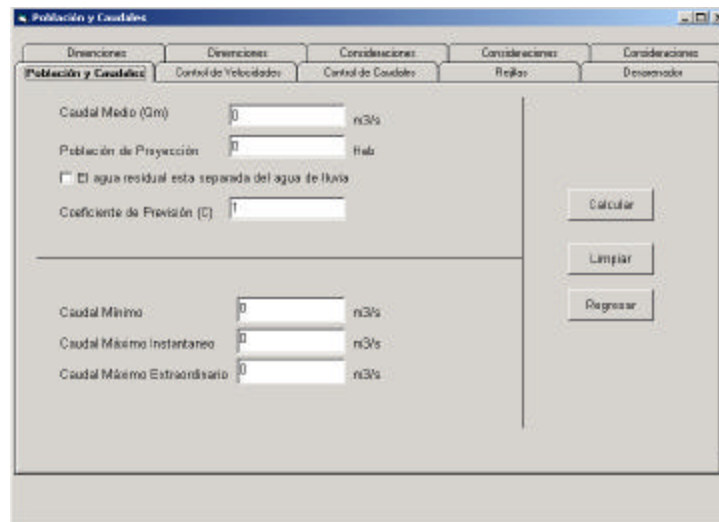


Figura 11. Ventana de cálculo de pretratamiento por caudal.

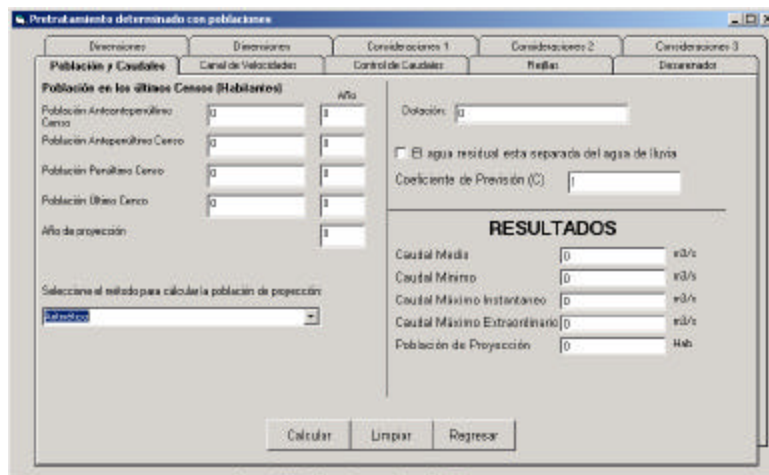


Figura 12. Ventana de cálculo de pretratamiento por censos poblacionales.



Figura 13. Ventana de error.

Una vez que se han calculado los caudales por alguno de los dos métodos, se puede continuar con los cálculos seleccionando la ventana del canal de velocidades. Al seleccionar la pantalla del canal de velocidades se podrán ver algunos de los valores calculados previamente, necesarios para realizar el cálculo del canal de velocidades. Una vez que se han introducido todos los datos requeridos, se puede seleccionar el botón “Calcular” y, acto seguido, se despliegan los resultados en el croquis ubicado en la porción derecha de la ventana (Figura 14).

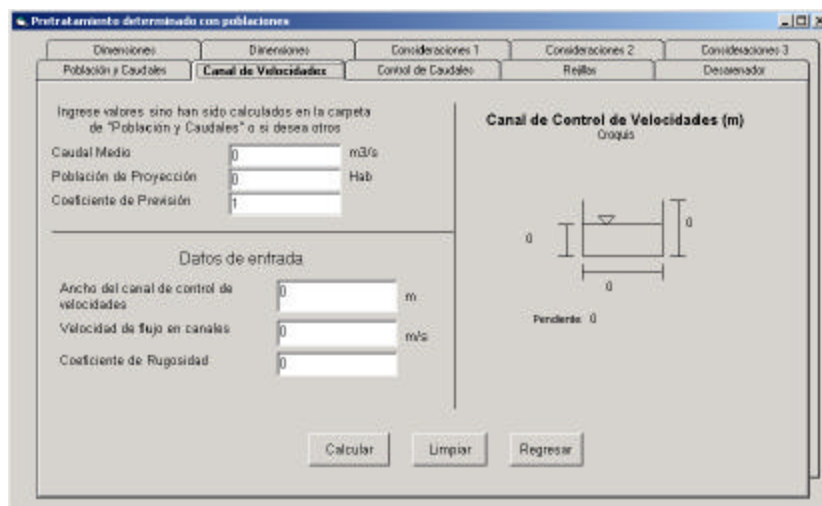


Figura 14. Sección del canal de velocidades.

Si se ha completado el cálculo del canal de velocidades, entonces es posible seleccionar la ventana para diseñar el canal de control de caudales. La pantalla del canal de control de caudales sólo se desplegará si se eligió previamente, en la sección de población y caudal, que el agua residual y de lluvia están en el mismo tren de tratamiento, de lo contrario esta sección aparecerá bloqueada (Figura 15).

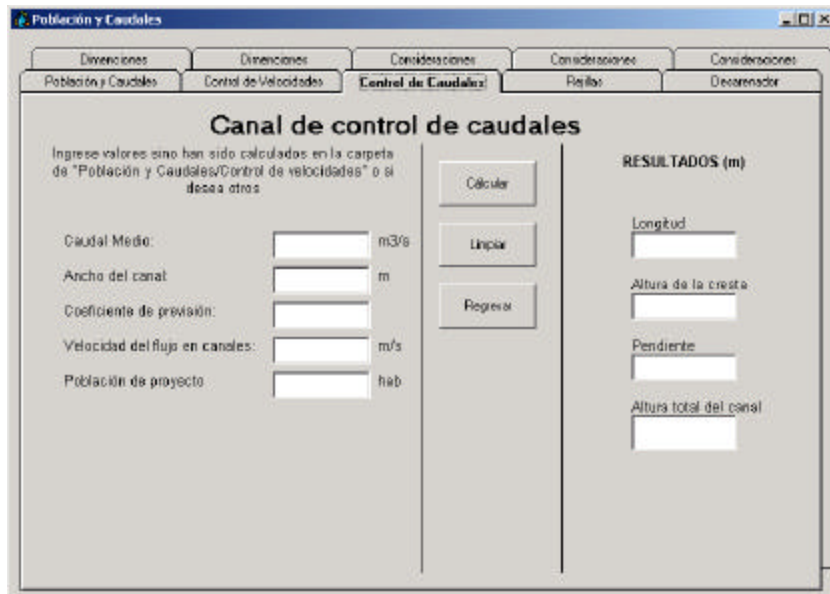


Figura 15. Sección de control de caudales.

Como se observa en la Figura 15, el programa conserva los datos calculados, útiles para esta sección, si es necesario se pueden cambiar estos valores e ingresar los que faltan. Una vez que se hayan introducido todos los datos necesarios, se puede seleccionar el botón “Calcular” y se obtendrán las dimensiones del canal de control de caudales en los resultados.

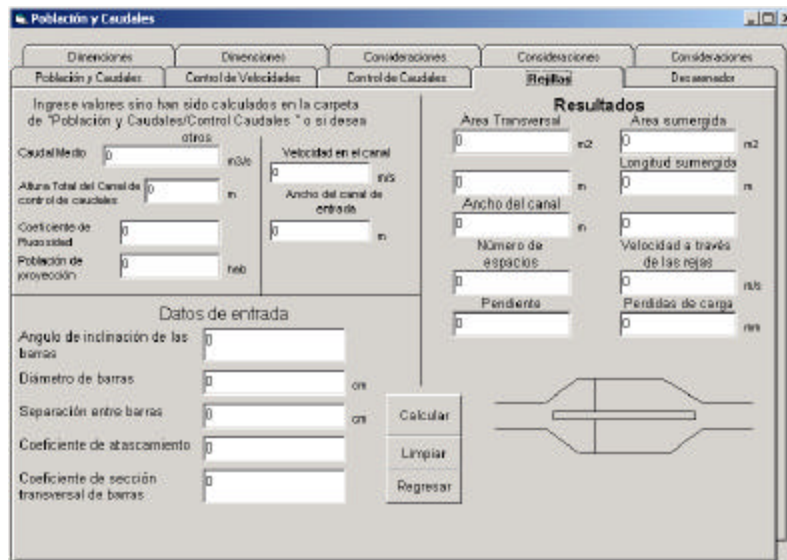


Figura 16. Sección de cálculo de rejillas en el pretratamiento.

En la sección de rejillas (Figura 16), al igual que en las anteriores, se encuentran los datos ya calculados necesarios para esta sección, estos datos se despliegan en la parte superior izquierda de la ventana, una vez introducidos los datos de entrada se selecciona el botón “Calcular” y se obtienen los resultados, tanto en la ventana de cálculo como en el croquis.

El mismo procedimiento aplica para la sección “Desarenador”. Los resultados se despliegan en los cuadros de texto y en un croquis. La forma de esta sección se observa en la *Figura 17*.

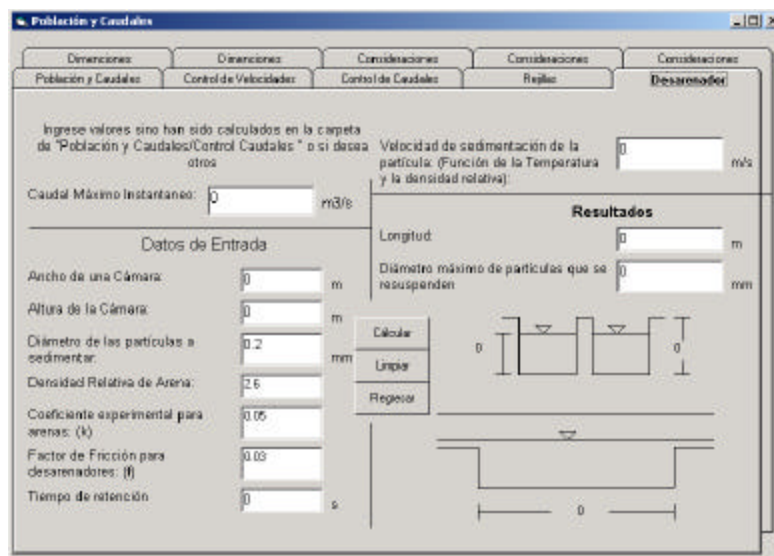


Figura 17. Sección de desarenador.

Como se mencionó anteriormente, el cálculo del pretratamiento se puede realizar de manera individual diseñando cada componente de esta fase. Para poder acceder a las ventanas que contienen los cálculos se debe hacer clic en el menú de Sistemas Unitarios, posteriormente en el submenú de pretratamiento y por último elegir en este submenú el componente que se desea calcular (ver *Figura 9*). Las ventanas de cada componente son similares a las ya mencionadas para el pretratamiento completo.

Existen dos ventanas activas dentro del programa que sirven de información al usuario, a las cuales es posible ingresar desde la barra de menú. La primera se despliega al seleccionar el menú de bibliografía, la cual como su nombre lo indica tiene un compendio de los libros especializados utilizados para la elaboración de este programa (*Figura 18*). La segunda ventana activa proporciona información acerca de los autores y sobre la versión de este programa (*Figura 19*).

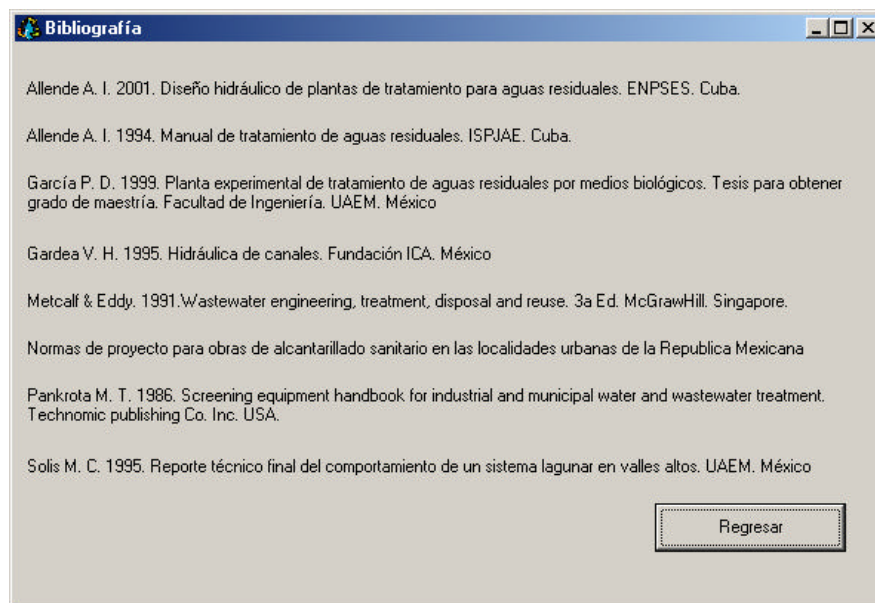


Figura 18. Ventana de información “Bibliografía”.

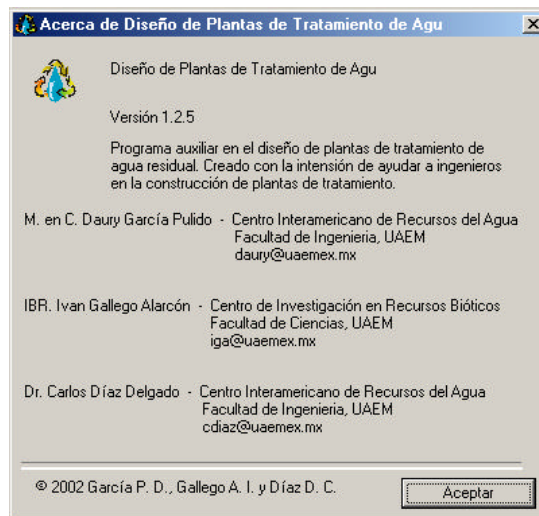


Figura 19. Ventana de información “Acerca de”.

Conclusiones

El programa puede utilizarse de una manera muy sencilla, lo que permite que el usuario únicamente tenga conocimientos básicos de computación para poder realizar el cálculo de la fase de pretratamiento.

El programa permite al usuario calcular de manera confiable los componentes de la fase de pretratamiento de una planta de tratamiento de agua residual.

El usuario debe tener conocimientos previos de diseño de la fase de pretratamiento para poder hacer utilizar este programa

Si bien con el programa se pueden obtener resultados confiables de diseño de la fase de pretratamiento, estos sólo sirven de apoyo para el diseñador y no deben tomarse como definitivos para la construcción del pretratamiento de una planta de tratamiento de agua residual.

DPTAR® puede servir de apoyo para los docentes en el área de diseño de plantas de tratamiento de agua residual.

Bibliografía

- ALLENDE A. I. (2001) “Diseño hidráulico de plantas de tratamiento para aguas residuales”, ENPSES, Cuba, 246.
- ALLENDE A. I. (1994) “Manual de tratamiento de aguas residuales”, IPSJAE, Cuba.
- GARCÍA P. D. (1999) “Planta experimental de tratamiento de aguas residuales por medios biológicos”, Tesis para el grado de maestría. Facultad de Ingeniería, UAEM, México, 233.
- GARDEA V. H. (1995) “Hidráulica de canales”, Fundación ICA, México.
- METCALF Y EDDI. (1991) “Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse”, McGrawHill. Singapore. 1334.
- NORMAS DE PROYECTO PARA OBRAS DE ALCANTARILLADO SANITARIO EN LAS LOCALIDADES URBANAS DE LA REPUBLICA MEXICANA.
- PANKROTA M. T. (1986) “Scening equipment handbook for industrial and municipal water and wastewater treatment”, Technomic Publishing Co. Inc., USA.
- Solís M. C. (1995) “Reporte técnico final del comportamiento de un sistema de lagunar en valles altos”, UAEM, México.

Capítulo 16

CALIDAD DEL AGUA REGENERADA EN LA COMBINACIÓN DE LA INFILTRACIÓN-PERCOLACIÓN Y DOS SISTEMAS DE DESINFECCIÓN

Resumen

La desinfección de las aguas depuradas se está convirtiendo en un proceso cada día más necesario en la depuración de las aguas residuales, tanto para su reutilización como para proteger la salud pública a través del control de los microorganismos causantes de enfermedades de transmisión hídrica, que llegan a los medios naturales mediante el vertido de las aguas depuradas. Así también se pueden proteger los medios receptores y mantener la calidad de las aguas naturales, minimizando el impacto que supone un vertido.

En general, para la desinfección de las aguas es más compatible tecnológica y económicamente combinar un sistema de filtración con un sistema de desinfección. En este trabajo se han llevado a cabo estudios comparativos empleando la Infiltración-Percolación modificada (IPm) y dos sistemas de desinfección: ozono (O₃) y radiación ultravioleta (UV). Se han determinado diversos parámetros físicos, fisico-químicos y microbiológicos (bacterias y virus), para poder establecer las diferencias y las ventajas entre una combinación y otra.

Palabras clave: aguas residuales, regeneración, tecnologías blandas, desinfección, Infiltración-Percolación (IP), ozono, ultravioleta.

Introducción

A medida que la población y su nivel de vida aumentan, se va produciendo un desequilibrio entre la oferta y la demanda de los recursos hídricos existentes, siendo éstos escasos para abastecer las necesidades que conllevan el continuo desarrollo y crecimiento económico de nuestra sociedad. Como consecuencia de esta falta de recursos naturales se están potenciando cada vez más las actividades de reutilización y recarga de acuíferos con aguas residuales (Salgot *et al.*, 1992), lo que hace necesario el tratamiento avanzado de las aguas depuradas, de modo que se garantice un riesgo sanitario mínimo, incluso en el caso de vertidos al medio.

Podemos afirmar que la desinfección de las aguas depuradas se está convirtiendo en un proceso cada día más necesario, tanto por lo mencionado anteriormente, como para proteger la salud pública del riesgo sanitario a través del control de los microorganismos causantes de enfermedades de transmisión hídrica, que llegan a los medios naturales mediante el vertido de las aguas depuradas.

La desinfección se consigue al provocar una alteración en los mecanismos celulares de los organismos (Blatchley *et al.*, 1997) daños en la pared celular, alteración de la permeabilidad de la célula, alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma o inhibición de la actividad enzimática), o por su separación física del medio en el que se encuentran.

Existe una gran variedad de agentes desinfectantes pudiéndose clasificar en químicos, físicos y biológicos. En este estudio se ha utilizado la combinación de tratamientos de filtración y de desinfección. Como tratamiento terciario de

filtración se ha empleado la Infiltración-Percolación modificada y como agentes desinfectantes el ozono (agente químico) y la radiación ultravioleta (agente físico).

La **Infiltración-Percolación modificada (IPm)** es un proceso de depuración aerobia, que utiliza arenas aportadas de granulometría definida como medio receptor de las aguas (Brissaud *et al.*, 1994). Consiste en infiltrar de forma controlada y secuencial el agua residual previamente decantada. La **IPm** mejora las características físico-químicas y microbiológicas del agua debido a que se producen en el filtro procesos de filtración, oxidación de la materia orgánica, transformaciones del nitrógeno y desinfección (Brissaud *et al.* 1994.; Salgot *et al.*, 1996; Folch, 1998).

El **Ozono (O₃)** es un desinfectante químico que actúa como oxidante de la materia orgánica e inorgánica. Se utiliza en forma de gas y se debe producir *in situ* haciendo pasar una corriente de gas con oxígeno por una fuente generadora de corriente eléctrica (Leeuwen *et al.*, 1995) Su mayor inconveniente es que se debe cubrir la demanda no bacteriana además de los procesos de oxidación de los microorganismos, lo que puede encarecer mucho el proceso.

La **Radiación Ultravioleta (UV)** es un método físico de desinfección que actúa a través de la emisión de radiación a una longitud de onda de 254 nm principalmente, óptima para la desinfección ya que corresponde a la frecuencia de resonancia del ADN. La energía de la radiación UV provoca un bloqueo en la replicación del material genético, provocando la muerte celular (Havelar *et al.*, 1991). Tiene muy buen efecto sobre las bacterias aunque requiere un efluente con una baja concentración en sólidos en suspensión.

Material y métodos

La experiencia se ha llevado a cabo en la estación depuradora de aguas residuales de Palamós/Vall-Llobrega (Girona) propiedad del Consorcio de la Costa Brava y explotada por SEARSA.

Se ha utilizado efluente secundario procedente del sistema de lodos activados (ver *Tabla 3*). La efectividad de la desinfección de las aguas residuales depuradas depende de la concentración de sólidos en suspensión y de la turbidez, entre otros parámetros. Por ello, el estudio se ha basado en combinar la **IPm** y dos sistemas de desinfección, con el fin de comparar la efectividad de cada tratamiento desde el punto de vista de la desinfección. Las líneas de tratamiento se indican a continuación:

- 1) EFLUENTE 2^{ario} → INFILTRACIÓN-PERCOLACIÓN → UV
- 2) EFLUENTE 2^{ario} → INFILTRACIÓN-PERCOLACIÓN → O₃

Descripción de los pilotos

En la *Tabla 1* se describen las características principales de la IPm.

Tabla 1. Características de los sistemas de filtración

Características	
Superficie total	583,70 m ²
Profundidad de la capa de arena	1,50 m
Profundidad de la capa de grava	40 m
Drenaje	Tubería perforada Ø 50,80, 100 mm
Sistema de riego	Pivote de aspersión de 15 difusores
Características arena (material de relleno)	
Porosidad	31,90 %
Densidad real	2,57 g/cm ³
Densidad aparente	1,75 g/cm ³
Permeabilidad a saturación, Ks	3,37.10 ⁻³ cm/s
Coefficiente de uniformidad (U)	2,20
Granulometría	98 % <1mm y >0,05 mm
Hidráulica	
Carga hidráulica diseño	0,650 m/día
Caudal	24 m ³ /h



Figura 1. Vista del sistema de IPm

En la *Tabla 2* se describen las características principales de los

Tabla 2. Características de los sistemas de desinfección.

Principales características	
Radiación Ultravioleta (UV)	Lámparas horizontales de baja intensidad y baja presión Caudal en el canal de 11 a 23 m ³ /h Dosis de UV: de 35, 40 y 50 mW.s/cm ²
Ozono (O₃)	Producción máxima de Ozono: 19 g/h a partir de aire atmosférico El sistema de alimentación es en baja y en alta tensión. Caudal: 1,2 m ³ /h Dosis 5,2 mg/L y 7,6 mg/L Tiempo de retención del agua-Dosis de O ₃ : 14 minutos

Protocolo experimental

Las muestras de agua necesarias para realizar los análisis se han tomado en botellas de Pyrex de 1L, esterilizadas por autoclave, realizando en primer lugar los análisis microbiológicos y posteriormente los físico-químicos, con el fin de no contaminar la muestra.

Las líneas de tratamiento funcionaron tres semanas. Las muestras de agua se tomaron en días alternos en los puntos de muestreo que se indican a continuación: salida del efluente secundario, salida del efluente del sistema de filtración y salida del efluente del sistema de desinfección.

Se han estudiado por separado los parámetros físicos, físico-químicos y microbiológicos necesarios para definir la calidad del agua. Los parámetros físico analizados, transmitancia y absorbancia se han determinado a una longitud de onda de 254 nm; los parámetros físico-químicos analizados fueron: pH, oxígeno disuelto, conductividad, temperatura, turbidez, sólidos en suspensión, DBO₅, DQO, TOC, N-NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ y ozono residual según las indicaciones del Standard Methods (1995); los parámetros microbiológicos considerados fueron, Coliformes fecales según Standard Methods (1995) y los colifagos CN13 y F+ según Adams (1959).

Resultados

Los datos corresponden a la media y el valor mínimo y máximo de cada parámetro analizado. Se presentan dos tipos de tablas, correspondiente a los parámetros físico-químicos y microbiológicos a la salida de **IPm** y otras que recogen la variación de los parámetros microbiológicos, según dosis empleadas en los sistemas de desinfección y tiempo de contacto.

En las *Tablas 3 y 4* se indican los valores de la salida del sistema de lodos activados y salida del sistema de **IPm**.

Tabla 3. Valores de los parámetros físico-químicos y microbiológicos a la salida del efluente secundario.

Parámetros	Mínimo	Medio	Máximo
pH	7,12	7,56	7,85
Conductividad (µS/cm)	1017	2231	2970
Temperatura (°C)	13,1	18,5	25,2
Turbidez (NTU)	2,22	4,29	12,17
Absorbancia	13,3	24,9	52,0
SS (ppm)	3,6	9,3	26,6
DBO ₅ (ppm)	5,0	14,0	30,0
DQO (ppm)	23,0	48,0	82,0
TOC (ppm)	3,8	7,7	11,0
N-NH ₄ ⁺ (ppm)	3,0	13,5	28,6
N-NO ₃ (ppm)	0,4	3,2	16,7
Coliformes fecales (Ulog/100mL)	3,95	5,71	6,63
Colifagos CN13 (Ulog/100mL)	3,30	4,56	5,63
Colifagos F+ (Ulog/100mL)	3,07	3,92	4,71

Tabla 4. Parámetros físico-químicos y microbiológicos de salida de IPm

Parámetros	Valores IPm salida		
	Mínimo	Medio	Máximo
pH	6,97	7,18	7,33
Conductividad (µS/cm)	932	2053	2870
Temperatura (°C)	12,3	15,7	18,4
Turbidez (NTU)	i.l.d.	0,28	1,10
Absorbancia	8,9	11,1	14,9
SS (ppm)	0,8	2,2	3,6
DBO ₅ (ppm)	<5	<5	<5
DQO (ppm)	11	29	62
TOC (ppm)	3,15	3,90	5,00
N-NH ₄ ⁺ (ppm)	0,2	2,4	3,7
N-NO ₃ (ppm)	0,4	7,7	16,2
Coliformes fecales (Ulog/100mL)	1,79	3,23	3,68
Colifagos CN13 (Ulog/100mL)	2,08	2,35	2,79
Colifagos F+ (Ulog/100mL)	2,14	2,41	2,49

Parámetros físico-químicos

El efluente de salida de la **IPm** presenta una reducción de SS comprendida entre un 77 y 86 %, en el caso de la turbidez el porcentaje de reducción se sitúa entre el 90,6 y el 97,5%, y se obtienen valores de reducción para la absorbancia comprendidos entre 43,4 y 72,0%. En todos los casos el efluente de salida de la **IPm** presenta una DBO₅ inferior al límite de detección (5 mg O₂/L). Asimismo, se observa una transformación de nitrógeno total a nitratos que varía entre el 73 y el 90%.

Parámetros microbiológicos

En relación con los parámetros microbiológicos estudiados se han observan reducciones de entre:

- 2,39 y 4,66 Ulog/100mL para coliformes fecales
- 1,44 y 1,82 Ulog/100mL para el colifago F+
- 2,46 y 2,76 Ulog/100mL para el colifago CN13.

A continuación se indican los resultados microbiológicos obtenidos para el agua de salida de los sistemas de desinfección, según las dosis y tiempos de contacto empleados.

La *Tabla 5* muestra los valores medio, máximo y mínimo correspondientes a la combinación de **IPm** y UV.

Tabla 5. Valores microbiológicos correspondientes a la línea IPm + UV

Parámetros	Dosis (mW.s/cm ²)								
	35			40			50		
	Mínimo	Medio	Máximo	Mínimo	Medio	Máximo	Mínimo	Medio	Máximo
Coliformes fecales (Ulog/100mL)	0*	0,71	1,53	0*	0*	0*	0*	0*	0*
Colifagos CN13 (Ulog/100mL)	1,57	2,08	2,34	0*	1,77	2,25	0*	1,30	2,21
Colifagos F+ (Ulog/100mL)	2,14	2,34	2,60	2,11	2,33	2,69	1,40	1,88	2,49

concentración expresada como UFC/100mL

En la *Tabla 6* se muestran los valores medio, máximo y mínimo para la combinación de IPm y O₃.

Tabla 6. Valores microbiológicos correspondientes a la línea IPm + O₃

Parámetros	Dosis (mg/L)					
	5,2			7,6		
	Mínimo	Medio	Máximo	Mínimo	Medio	Máximo
Coliformes fecales (Ulog/100mL)	0*	0,33	1,00	0*	0,20	0,90
Colifagos CN13 (Ulog/100mL)	1,40	2,35	2,79	0*	2,12	2,38
Colifagos F+ (Ulog/100mL)	2,14	2,22	2,49	0*	2,23	2,30

concentración expresada como UFC/100mL

Las experiencias realizadas nos marcan una desinfección prácticamente total a partir de 35-38 mW.s/cm². Cabe resaltar que durante estas pruebas la calidad microbiológica del efluente de salida de IPm había empeorado respecto al periodo en que se habían realizado las pruebas a 50 mW.s/cm². Si comparamos los resultados obtenidos a 40 y 35 mW.s/cm² tenemos respectivamente una reducción de 3,23 y 2,52 Ulog/100mL para los CF. En cuanto a los colifagos se observa una reducción de 0,08 Ulog/100mL para F+ y de 0,58 Ulog/100mL para CN13 a una dosis UV de 40 mW.s/cm² y una reducción casi nula de F+ (0,07 Ulog/100mL) y de 0,27 Ulog/100mL para CN13 cuando la dosis UV es de 35 mW.s/cm². La eficacia de desinfección a estas dosis es muy buena en cuanto a CF; por otra parte la eliminación de virus es muy baja tal y como se había observado a una dosis de 50 mW.s/cm².

En todas la pruebas realizadas con el UV se ha observado que el colifago F+ es más resistente que el CN13. No se conocen muy bien las causas de esta diferente sensibilidad frente a la radiación UV, aunque una posible causa podría ser la distinta composición del genoma de los dos virus (F+ es un virus RNA y CN13 un virus DNA).

La desinfección con O₃ se realiza con unas dosis media de 5,20 mg/L y de 7,56 mg/L con un tiempo de contacto de 14 minutos para ambas. La eliminación conseguida con una dosis de 5,20 mg/L fue de 2,23 Ulog/100mL para los CF ; 0,19 Ulog/100mL para el colifago F+ y una reducción mínima para el colifago CN13. Con la dosis de 7,56 mg/l, como era de esperar, se obtuvo una mayor desinfección consiguiendose en casi todos los muestreos una desinfección total para los CF. La eliminación fue de 3,03 Ulog/100mL para los CF, para el colifago F+ se obtuvo una reducción media de 0,18 Ulog/100mL y de 0,23 Ulog/100mL para CN13.

En el caso de la desinfección por O₃, no se manifiesta tan claramente que el colifago F+ sea más resistente que el CN13.

Conclusiones

El sistema de filtración IPm, incluido dentro de las tecnologías blandas, mejora la calidad fisico-química y microbiológica de los efluentes secundarios. Consecuentemente, este sistema es adecuado como tratamiento previo a la desinfección.

Las dos líneas estudiadas (IPm + UV; IPm + O₃) consiguen niveles de desinfección comparables con las dosis aplicadas durante el estudio.

A la hora de discernir sobre el sistema de desinfección más adecuado, habrá que tener en cuenta las siguientes consideraciones: i) formación de subproductos., ii) uso final del agua regenerada, iii)coste de la tecnología.

Teniendo en cuenta todas estas consideraciones, la desinfección por UV se puede considerar como la más adecuada para la obtención de efluentes regenerados.

Agradecimientos: Agencia Catalana del Agua, Consorcio de la Costa Brava, SEARSA, Fundación AGBAR y Trojan

Bibliografía

- ADAMS, M., (1959). Bacteriophages., New York. Interscience Publisher American Public Health Association (APHA). (1995)
- APHA, AWWA, WEF., (1995) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition Washington D.C.
- AUDIC, J.M., (1990). *Evolution des technologies d'élimination des micro-organismes*. La Mer et les Rejets Urbains. IFREMER, Actes de Colloques 11, pp. 133-148. Bendor.
- BARON, J., JORET, J.-C., LESAVRE, J., PERROT, J.-Y., (1995) *Désinfection par ultraviolets des poliovirus et des bactériophages FRNA spécifiques*. TSM N° 12, pp. 931-936.
- BLATCHLEY III, E.R., HUNT, B.A., DUGGIRALA, R., THOMPSON, J.E., ZHAO, J., HALABY, T., COWGER, R.L., STRAUB, C.M., ALLEMAN, J.E., (1997). *Effects of disinfectants on wastewater effluent toxicity*. Wat. Res. 31: 1581-1588.
- BORREGO, J., MORIÑIGO, M., DE VICENTE, A., CÓNAX, R., ROMERO, P., (1987). "Coliphages as an indicator of faecal pollution in water. Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms". Wat. Res, 21: 1473-1480.
- BRISAUD, F., SALGOT, M., (1994). *Infiltration percolation as a tertiary treatment*. Colloque scientifique et technique international "Mieux gérer l'Eau". Hydrotop 94, Marseille - France.
- BRISAUD, F., DE RANCOURT, P., BAHRI, A., SALGOT, M., (1995). "La reutilización de las aguas residuales, síntesis y experiencias mediterráneas. Aproximación metodológica y estudio de casos reales." Office International de l'Eau. Sophia Antipolis, France.
- FOLCH, M., (1997). "Tratamiento terciario de aguas residuales por infiltración-percolación: parámetros de control". *Tesis Doctoral en Farmacia*, UB.
- HAVELAAR, A.H., NIEUWSTAD, TH.J., MEULEMANS, C.C.E., OLPHEN, M. VAN., (1991). *F-specific RNA bacteriophages as model viruses in UV disinfection of wastewater*. Wat. Sci. Tech. 24: 347-352.
- HORAN, N.J., (1989). Biological Wastewater Treatment Systems. John Wiley and Sons Ltd. Chichester, West Sussex. England.
- IAWPRC. Study group on health related water microbiology, (1991). "Bacteriophages as model viruses in water quality control". Wat. Res. 25: 529-545.
- KOTT, Y., BEN-ARI, H. AND VINOKUR, L., (1978). "Coliphage survival as viral indicator in various wastewater quality effluents". Wat. Tech. 10: 337-346.
- LEEUWEN, J. VAN., ALEXANDER, M., FORSBERG, L., (1995). *Reclamation of horticultural run-off with ozonation and ultraviolet irradiation*. Second International Symposium on wastewater reclamation and reuse. International Association on Water Quality. Iraklio, Crete, Greece,
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, (1979). Virus humanos en el agua, aguas servidas y suelo. Serie de Informes Técnicos .N° 639., p. 51.
- SALGOT, M., BRISAUD, F. AND CAMPOS, C., (1996). "Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation." Wat. Sci. Tech. 33: 271-276.
- SALGOT, M., BRISAUD, F. Y FOLCH, M., (1992). Los métodos de depuración de aguas residuales utilizando el suelo. *Cir. Far.* 315: 175-182.
- SALGOT, M., BRISAUD, F., FOLCH, M. Y CAMPOS, C., (1995). "Tratamiento terciario avanzado de aguas residuales por infiltración-percolación. Un método de reducción del impacto de los vertidos de aguas residuales". Benicassim Workshop.

Capítulo 17

ZONAS HÚMEDAS ARTIFICIALES COMO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN PEQUEÑOS NUCLEOS URBANOS: EL CASO DE ELS HOSTALETS DE PIEROLA (BARCELONA)

Resumen

La estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Els Hostalets de Pierola trata el agua residual de una población estable de 1.200 habitantes mediante la combinación de tecnologías blandas. La EDAR consta de dos biofiltros (infiltración-percolación) que trabajan como tratamiento secundario y de dos pilotos de zonas húmedas que pueden actuar como tratamiento secundario o terciario. Durante dos años de operación (1999-2000), se han desarrollado tres líneas de investigación con el fin de optimizar el funcionamiento de la EDAR. Se evalúan los rendimientos obtenidos en las zonas húmedas, teniendo en cuenta la variación de caudal aplicado cuando éstas trabajaron como tratamiento terciario y la variación de rendimientos en función de la calidad del agua de entrada a las zonas húmedas.

Palabras clave: Agua residual, depuración, tecnologías blandas, zonas húmedas, infiltración-percolación.

Introducción

En España, la depuración de las aguas residuales urbanas se ha planificado hasta el momento, y ejecutado en casi su totalidad, en función de los criterios que marca la Directiva 91/271 de la CEE y mediante el uso de tecnologías duras.

Una vez prácticamente cumplidos los objetivos marcados, se inicia una nueva etapa en la depuración de las aguas residuales urbanas. En este marco hay que destacar que en España un porcentaje importante de núcleos urbanos (más del 90%) presenta menos de 5.000 habitantes y hasta el momento no se ha asumido la necesidad de depurar sus aguas residuales. Asimismo, la reutilización del agua depurada está cobrando cada vez mayor importancia en las zonas áridas y semiáridas del Mediterráneo. Por ello, se están investigando los tratamientos más adecuados para obtener agua residual regenerada que pueda ser reutilizada.

La EDAR de Els Hostalets de Pierola que trata el agua residual de una población de menos de 2000 hab-eq, se controló durante los años 1999-2000. Dicha planta consta de un pretratamiento (tanque Imhoff), seguido de un sistema de infiltración-percolación (IP) como tratamiento secundario. Normalmente, parte del agua tratada por la IP se hace pasar por dos zonas húmedas (tratamiento terciario), aunque existe la posibilidad de que estas zonas húmedas actúen alternativamente como tratamiento secundario.

La infiltración-percolación (IP) de aguas residuales se define como un proceso de depuración por filtración biológica aeróbica en medio granular fino. Esta definición engloba un conjunto de procesos de depuración por infiltración en el suelo o edafodepuración, como son la aplicación en profundidad o en superficie [1].

Las zonas húmedas (ZH) son esencialmente sistemas biológicos, en los que se dan interacciones complejas. Las plantas traslocan el oxígeno desde las hojas y tallos hasta las raíces, creándose cerca de la rizosfera una zona

adecuada para que las bacterias presentes en la misma (bacterias aeróbicas), tomen el oxígeno necesario para la oxidación de la materia orgánica [2].

Existen dos tipos de zonas húmedas: las denominadas naturales y artificiales. Los sistemas naturales se pueden encontrar en gran variedad de escenarios como son las áreas de transición entre ecosistemas acuáticos y mesetas (sabana, pampas, campaña o brezales), mientras que los sistemas artificiales son planificados, diseñados y construidos.

Las zonas húmedas artificiales se pueden clasificar según las características de la especie macrofita que predomina: i) sistemas de macrofitas no arraigados o flotantes, ii) sistemas de macrofitas emergentes, iii) sistemas de macrofitas sumergidas.

Cabe destacar que el sistema que se emplea habitualmente son las macrofitas emergentes.

Estos tratamientos también se pueden clasificar según el tipo de flujo: i) sistemas de flujo superficial o terrestres: la lámina de agua se halla en superficie en contacto con la atmósfera; ii) sistemas de flujo subsuperficial: la lámina de agua se encuentra en profundidad.

Asimismo, las zonas húmedas subsuperficiales se agrupan en sistemas de flujo horizontal (el sustrato se encuentra en condiciones de constante saturación hídrica), y flujo vertical (el medio no se encuentra permanentemente saturado, ya que el agua se aplica normalmente en intervalos regulares y percola a través del medio).

Todas las zonas húmedas constan de al menos una especie de macrofito acuático arraigado en algún tipo de medio/sustrato (tierra, grava o arena).

Los *wetlands* que trabajan como sistema de tratamiento de aguas residuales necesitan un tratamiento previo, el cual dependerá del tipo y calidad del agua a tratar. Hay que tener especial precaución si las aguas residuales proceden mayoritariamente de la industria, ya que se debe evitar el vertido de compuestos tóxicos del sistema. Las EDARs municipales deben eliminar parte de los sólidos en suspensión y la DBO₅ antes de hacer entrar el agua a las zonas húmedas, ya que de este modo se mantienen niveles adecuados de oxígeno. Una concentración elevada de DBO₅ en los efluentes crea condiciones demasiado anaerobias en el sistema.

La *Tabla 1* muestra los componentes del agua residual a eliminar y los mecanismos principales de modificación/eliminación en los sistemas de infiltración-percolación [3] y zonas húmedas [4].

Tabla 1. Mecanismos de depuración en el sistema de infiltración-percolación y zonas húmedas

Componentes del agua residual	Mecanismos de modificación/eliminación	
	Infiltración-percolación	Zonas húmedas
Sólidos en suspensión	Sedimentación Filtración	Sedimentación Filtración
DQO disuelta	Oxidación biológica	Oxidación biológica
DQO particulada	Filtración	Filtración
Nitrógeno	Oxidación química del nitrógeno orgánico y amoniacal	Oxidación química del nitrógeno orgánico y amoniacal Crecimiento de la planta Adsorción en la matriz Volatilización del amonio
Patógenos	Sedimentación Filtración Radiación UV Depredación microbiana Adsorción	Sedimentación Filtración Radiación UV Depredación microbiana Adsorción
Metales	No se conoce acción	Adsorción e intercambio catiónico Complejación Precipitación Crecimiento de la planta Oxidación/reducción

Material y métodos

La EDAR de Els Hostalets de Pierola (Barcelona) trata el agua que genera una población estable de aproximadamente 1.200 habitantes (ver *Figura 1*).

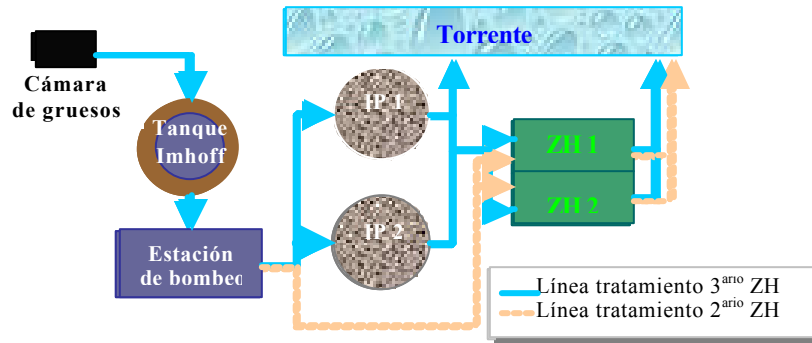


Figura 1. Diagrama de flujo de la EDAR de Els Hostalets de Pierola.

Los parámetros físico-químicos (pH; conductividad; sólidos en suspensión; DQO; DBO₅; N-NH₄⁺; N-NO₃⁻; PO₄³⁻), así como los coliformes fecales se han analizado según el Standard Methods [6].

Las características técnicas de los biofiltros y zonas húmedas se muestran en la *Tabla 2*.

Tabla 2. Características de biofiltros y zonas húmedas en la EDAR de Els Hostalets de Pierola [5].

Características	Biofiltros	Zonas húmedas
Superficie total	2 x 875 m ²	2 x 200 m ²
Forma de la superficie	circular	rectangular
Número de sectores	7	no procede
Protección del sistema de impermeabilización	sí con geotéxtil	sí con geotéxtil
Profundidad de la capa del material filtrante	150 cm de arena 20 cm de grava 8-20 mm 30 cm de grava 20-40 cm	60 cm- pendiente 1% ZH1 grava de 2-6 mm ZH2 grava de 10-15 mm
Drenaje	sí	sí
Aireación adicional (pasiva)	sí	no
Aplicación del agua	pivote de 22 palas	por gabión desde una tubería
Formación de aerosoles	no	no
Sistema de evacuación del efluente	depósito de hormigón	tubería flexible
Funcionamiento	discontinuo	continuo

Protocolo experimental

Los caudales aplicados a los sistemas de infiltración-percolación y zonas húmedas han variado durante los dos años de funcionamiento. Los biofiltros trataron la totalidad del agua residual generada por la población, con un caudal variable (43,1-71,5 m³/día por biofiltro). Las zonas húmedas trataron caudales variables en función de las necesidades de tratamiento o de investigación. En el último caso, estas fluctuaciones se establecieron con el fin de estudiar la respuesta del sistema (ver *Tabla 3*). El cronograma de trabajo durante el periodo de estudio se presenta en la *Figura 2*.

Tabla 3. Caudales aplicados por biofiltro y zona húmeda.

Periodo	Caudal tratado por biofiltro (m ³ /día)	Caudal tratado por zona húmeda (m ³ /día)
Mayo 1999	43,1	7,7
Junio 1999	52,3	20,2
Julio 1999	59,3	34,4
Agosto 1999	61,8	34,0
Setiembre 1999	60,3	22,3
Octubre 1999	68,6	7,3
Noviembre 1999	51,5	6,0
Diciembre 1999	63,1	5,6
Enero 2000	59,7	6,1
Mayo 2000	48,5	14,8
Junio 2000	57,9	21,2
Julio 2000	71,5	20,7

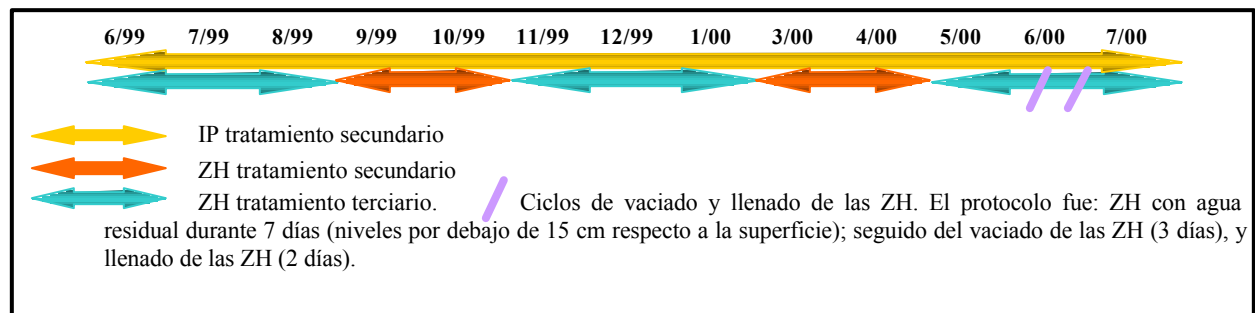


Figura 2. Cronograma de trabajo.

Resultados

La *Tabla 4* presenta los valores medios de los parámetros analizados en el agua aplicada a las zonas húmedas cuando trabajaron como secundario (agua procedente del decantador) y terciario (agua procedente de biofiltros). Se observaron variaciones importantes en la calidad del agua de entrada a planta, debido a la presencia de industria alimentaria.

Tabla 4. Calidad del agua aplicada a las zonas húmedas.

Parámetros	Salida tanque Imhoff	Salida biofiltros
pH	7,37	6,97
Conductividad (µS/cm)	1891	1957
SS (ppm)	204	2,7
DQO(ppm)	748	98
N-NH ₄ ⁺ (ppm)	54,9	9,3
N-NO ₃ (ppm)	0,8	30,6
PO ₄ ³⁻ (ppm)	23,0	9,0
Coliformes fecales (ulog ufc/100 mL)	7,23	3,66

Las gráficas muestran la evolución de los parámetros estudiados (eje de ordenadas) a lo largo del tiempo (eje de abscisas) según el protocolo de estudio establecido. Las flechas indican el periodo en el cual las ZH actuaron como secundario; durante los meses 6 y 7 se realizaron vaciados cada 12 días de funcionamiento (ver apartado de protocolo experimental).

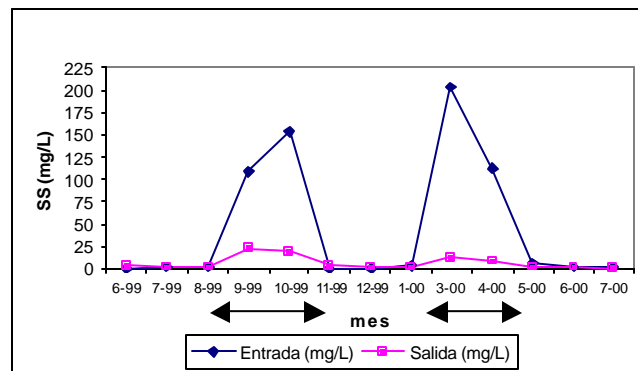


Figura 3. Evolución de los sólidos en suspensión.

La Figura 3 muestra la evolución de los sólidos en suspensión. Se observan reducciones de sólidos en suspensión del 88% cuando las ZH trabajaron como secundario, alcanzando hasta un 96% cuando actuaron como tratamiento terciario. Los mejores rendimientos obtenidos corresponden a las ZH como terciario. Este hecho es atribuible a la calidad del agua de entrada, que no superó en ningún caso la concentración de 9 mg/L. No se observaron variaciones importantes en el periodo en el que se combinaron ciclos de vaciado y llenado.

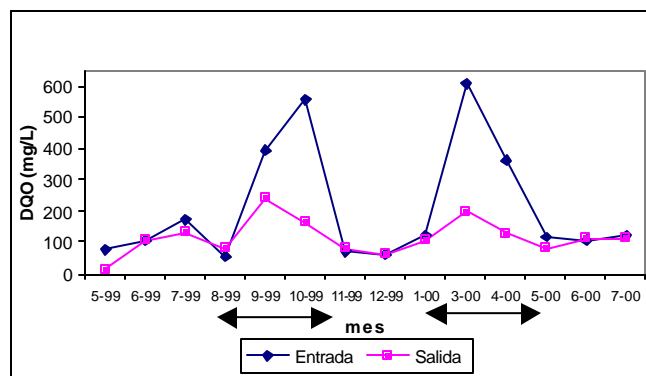


Figura 4. Evolución de la demanda química en oxígeno.

La Figura 4 muestra la evolución de la DQO. Se observan reducciones que varían entre el 40 y el 72% cuando las ZH trabajaron como tratamiento secundario. Las ZH como terciario no presentan reducciones importantes de este parámetro (reducción media del 16,2%). En algunos meses la DQO de entrada y salida se igualaban, incluso se ha llegado a observar un ligero aumento en el efluente, debido al arrastre de raíces o desprendimiento de la biopelícula formada alrededor de los rizomas. Este aumento ha sido más evidente cuando se combinaban ciclos de llenado y vaciado.

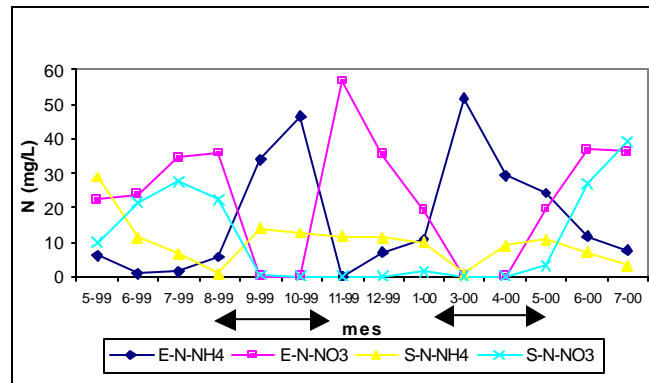


Figura 5. Evolución de las formas nitrogenadas.

La Figura 5 muestra la evolución de las formas nitrogenadas a su paso por las ZH. Se puede observar como el comportamiento de las ZH ha sido distinto cuando han trabajado como tratamiento secundario o terciario.

- **ZH como tratamiento secundario:** el afluente se caracteriza por presentar como fuente principal de nitrógeno la forma $N-NH_4^+$, y ausencia de $N-NO_3^-$. A la salida se observa una reducción del nitrógeno amoniacal que varía entre el 70 y 78 %, hecho atribuible a la desnitrificación del efluente o volatilización del nitrógeno. Asimismo no se detectaron en el efluente otras formas de nitrógeno como nitratos y nitritos.
- **ZH como tratamiento terciario:** el afluente se caracteriza por presentar como fuente principal de nitrógeno $N-NO_3^-$; pudiendo observarse dos tipos de respuesta por parte del sistema; en primer lugar una desnitrificación total cuando el caudal de entrada no superaba los $10 \text{ m}^3/\text{día}$ (meses 11/99, 12/99, 1/00 y 5/00), y una disminución importante de la desnitrificación cuando el caudal aplicado fue de $20 \text{ m}^3/\text{día}$.

Después de los días de vaciado se detectó un aumento del contenido de nitratos en el efluente, ya que en este periodo tiene lugar la nitrificación del amonio fijado y los nuevos aportes de agua arrastran los nitratos formados.

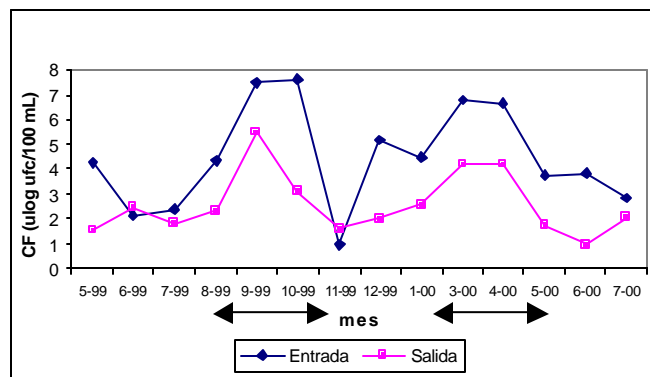


Figura 6. Evolución de los coliformes fecales.

La Figura 6 muestra la evolución de los coliformes fecales. La concentración de microorganismos se ve reducida entre 2,00 y 4,54 u log/100 mL cuando las ZH trabajan como tratamiento secundario. El sistema de ZH como tratamiento terciario presenta la capacidad de mejorar las características microbiológicas del agua de salida, llegando a reducciones máximas de 3,16 u log/100 mL (en los meses 6/99 y 11/99 se observa un ligero aumento de coliformes fecales a la salida, posiblemente atribuible a una desorción de las bacterias del biofilm).

Conclusiones

Las ZH se han mostrado eficientes como sistema secundario en la depuración de aguas residuales urbanas, obteniéndose rendimientos de eliminación de 88% en SS; 62% en DQO y 79% en N-NH_4^+ , consiguiéndose una reducción media en coliformes fecales de 3 ulog/100 mL.

Se ha podido constatar que la gestión de las ZH influye sobre la calidad final del efluente. Las ZH como terciario son capaces de mejorar la calidad del efluente final. El contenido en nitratos se reduce totalmente cuando se aplican caudales $< 10 \text{ m}^3/\text{día}$. Asimismo, el contenido en coliformes fecales se reduce una media de 1,25 ulog/100 mL.

La EDAR de Els Hostalets de Pierola mediante la combinación de tecnologías blandas (infiltración-percolación modificada + zonas húmedas) y debido a su:

- bajo coste de explotación
- integración del sistema en el medio
- producción reducida de subproductos

puede considerarse como un sistema de tratamiento ideal para pequeñas comunidades.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración de: Agència Catalana de l'Aigua, SEARSA, Fundación AGBAR y al proyecto INCO-COPERNICUS (15-CT98-0105) de la Unión Europea.

Bibliografía

- [1] SALGOT, M., BRISSAUD, F., CAMPOS, C. (1996). Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation. *Water Science & Technology*, 29(4), 319-324.
- [2] GONZÁLEZ, O., HERNÁNDEZ, J., RODRÍGUEZ, M., PRATS, D. (2000). Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno en humedales con flujo subsuperficial horizontal. *Tecnología del agua*, 203, 42-49.
- [3] FOLCH, M. (1997). Tratamiento terciario de aguas residuales por infiltración-percolación: parámetros de control. *Tesis doctoral en Farmacia*. UB.
- [4] COOPER, P., JOB, G., GREEN, M., SHUTES, R. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. *Severn Trent Water*. WRc Swindon. UK.
- [5] HUERTAS, E. (2001). Control de funcionament dels sistemes de tractament de la depuradora de Els Hostalets de Pierola. *Màster experimental en ciències farmacèutiques*. UB.
- [6] APHA, AWWA, WEF (1998). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20th edition Washington D.C.

Capítulo 18

TECNOLOGÍAS INNOVADORAS EN LA REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Resumen

La mayor parte de las tecnologías utilizadas actualmente en la regeneración y reutilización de aguas residuales deriva de tecnologías ya existentes en el tratamiento de aguas residuales. No obstante, la regeneración y reutilización de aguas ofrece grandes posibilidades para desarrollar tecnologías innovadoras debido al valor económico que el agua residual regenerada tendrá como recurso hídrico alternativo. Se está realizando un progreso significativo en el desarrollo de tecnologías solventes para la producción de recursos hídricos de alta calidad a partir de agua residual regenerada.

Se describen diversas tecnologías empleadas en la regeneración de aguas. El criterio seguido para su inclusión ha sido su reciente aparición o la modificación de sistemas para la adaptación a procesos de regeneración.

Palabras clave: fangos activos, tratamiento físico y químico, sistemas de filtración, tecnologías de membrana, tratamientos terciarios, reutilización de aguas residuales.

Introducción

Los proyectos de regeneración y reutilización de aguas residuales tienen como objetivos el control de la contaminación de las aguas, el aumento de los recursos hídricos a través de la recarga de agua subterránea y superficial, o generar un recurso de agua alternativo.

Antes de considerar la reutilización del agua residual, es estrictamente necesario garantizar el mantenimiento de una calidad fija del agua regenerada en el punto de reutilización, en todo momento y en cualquier condición. Esto significa que los sistemas de regeneración han de ser fiables, pero también que a lo largo de los sistemas de distribución y del proceso de reutilización la calidad del agua se ha de mantener. Consecuentemente, cualquier tipo de tratamiento debe estar definido en relación a la calidad del agua obtenida y a la capacidad del sistema de resistir variaciones externas.

Las tecnologías empleadas se pueden clasificar de acuerdo con sus principales características: espacio ocupado (intensivas o extensivas), método de tratamiento empleado (físico, químico, biológico) y utilidad final del agua regenerada (*Tabla 1*).

Tratamientos naturales

Infiltración-percolación

La Infiltración-Percolación (IP) es un sistema de tratamiento avanzado, natural, extensivo y basado en el uso de arena. Se trata de un filtro secuencial, aerobio y con biopelícula. Se emplea arena fina (entre 0,1 y 2 mm) y es importante que esta arena sea uniforme. Se filtra efluente primario o secundario a través de un espesor de material como el definido, de forma secuencial y programada. Es importante que el lecho no quede saturado para permitir el intercambio de gases; para ello sólo se puede aplicar una carga máxima calculada en función de la DQO y del contenido en NTK. Es un proceso muy fiable si se le da un mantenimiento adecuado. Puede incluso llegar a cumplir las especificaciones para generar agua con la que se puede regar sin restricciones.

Se está estudiando la posibilidad de emplear este mismo sistema enterrado (la superficie puede destinarse a otros usos) con alimentación mediante riego subterráneo por goteo.

Sistemas de lagunaje

Es una tecnología conocida desde hace mucho tiempo y que se basa en la potenciación de la eutrofización, mediante la simbiosis de algas y bacterias. La biomasa está en suspensión y se suelen emplear diversas lagunas en serie (anaerobias, facultativas y de maduración; aunque estas pueden a su vez subdividirse y actuar en paralelo). Si se debe reutilizar el agua cobra especial importancia la fase de maduración. El sistema es capaz de lograr una buena desinfección por la acción de la radiación UV del sol.

Es imprescindible una buena gestión evitando los caminos preferenciales. Se considera que los lagunajes son capaces de tratar efluentes domésticos de hasta 300 mg/L DBO₅ con rendimientos aceptables. Su principal problema es la superficie que ocupan. Se está recuperando esta tecnología (a menudo únicamente los estanques de maduración después de un tratamiento intensivo) para la regeneración de aguas residuales.

Zonas húmedas construidas (Wetlands)

Las ZH son terrenos inundados, con profundidades del medio del orden de 60 cm, y con plantas acuáticas emergentes. Combinan zonas anaerobias (principalmente) con aerobias y anóxicas. Se considera que el papel principal en la depuración lo llevan a cabo las colonias instaladas en la grava o arena (material de relleno) y en las raíces y rizomas de las plantas. Estas últimas tienen también un papel activo en el transporte de oxígeno a la zona de las raíces, creando las zonas anóxicas.

Se emplean principalmente dos tipos, los de flujo horizontal sumergido y los de flujo vertical. Se emplean en pequeñas comunidades como tratamiento total o bien como sistema de afinado del efluente (tratamiento terciario) si no se dispone de mucho espacio.

Tratamientos intensivos

Filtros de anillas

En este proceso, la filtración tiene lugar por anillas planas de material plástico provistas de ranuras. Dichas anillas están colocadas una sobre otra y comprimidas, formando el elemento filtrante. Los cruces entre las ranuras de cada par de discos adyacentes forman pasos de agua, cuyo tamaño varía según las anillas utilizadas y la situación relativa de los discos.

Los pasos de agua en un mismo tipo de anillas son máximos donde la ranura de una anilla coincide con la ranura del otro y mínimos donde esta coincide con el espacio entre dos ranuras; este paso mínimo es el que define el grado de filtración de las anillas.

SBR (Reactores secuenciales discontinuos)

Se trata de un desarrollo de los lodos activados en el cual las funciones de aireación, sedimentación y decantación se llevan a cabo en el mismo reactor. Normalmente se emplea un mínimo de dos tanques de reacción para poder garantizar un tratamiento del agua en continuo. Ocupan muy poca superficie y tienen unos costes muy competitivos, generando un efluente de buena calidad fácilmente tratable para regeneración.

Biodiscos

Los biodiscos son reactores de biomasa fija, y consisten en discos montados sobre un eje rotatorio. Mediante esta rotación, el conjunto de discos situados en paralelo está expuesto alternativamente al aire y al agua a depurar. Los microorganismos fijados descomponen la materia orgánica empleando procesos aerobios.

El proceso es fiable y barato en cuanto a la energía empleada, y especialmente en pequeñas instalaciones bien dimensionadas el efluente es de muy buena calidad por lo que suele bastar una desinfección para la reutilización posterior.

Bioreactores de membrana

Esta tecnología se basa en situar una membrana en el interior de un sistema de aireación (tratamiento por lodos activados). La membrana no permite el paso de los biosólidos que quedan en el reactor y se obtiene un efluente de buena calidad, fácilmente desinfectable.

También se emplean membranas externas al reactor. En ambos casos se puede describir una eliminación de los patógenos de mayor tamaño (por ejemplo, *Giardia* y *Cryptosporidium*).

Sistemas físico-químicos

Se trata básicamente de sistemas en los que mediante un reactivo se procede a la coagulación-floculación, seguida habitualmente de una filtración por arena u otro sistema. Los reactivos empleados suelen ser coagulantes inorgánicos (sales de hierro o aluminio) o bien polímeros orgánicos (polielectrolitos) y a veces se combinan ambos.

Tienen una cierta acción desinfectante, ya que las bacterias y virus fijados a los sólidos en suspensión son eliminados con éstos.

Tecnologías de desinfección

No incluimos aquí la cloración, puesto que se desaconseja para el tratamiento de las aguas residuales ya que genera muchos subproductos.

Ozonización

En el agua residual el ozono puede perderse en la atmósfera, reaccionar directamente con la materia orgánica y entrar en una serie de reacciones con radicales. Parte de estas acciones tienen como efecto desinfectar el agua. Actúa principalmente contra virus y bacterias.

Al mismo tiempo reduce los olores, no genera sólidos disueltos adicionales, no es afectado por el pH y aumenta la oxigenación de los efluentes. Se genera in situ mediante equipos comerciales.

Si el contenido en materia orgánica es elevado, se requieren dosis comparativamente elevadas para obtener una buena desinfección.

Dióxido de cloro

Se considera como una de las mejores alternativas a la cloración convencional. Es un oxidante efectivo que se emplea en aguas con fenoles y elimina los problemas de olores. Al mismo tiempo tiene el inconveniente que oxida un gran número de compuestos e iones, como hierro, manganeso, y nitritos. No reacciona con el amonio ni con el bromo. Se tiene que generar in situ debido a su inestabilidad y no genera subproductos en cantidad apreciable. Se considera un buen biocida y afecta también a las algas.

Radiación ultravioleta

Se basa en la acción de una parte del espectro electromagnético sobre ácidos nucleicos y proteínas, con lo que se altera la reproducción de determinados patógenos. Se emplea la radiación a 253,7 nm, que se considera la más adecuada para el proceso. Es activo especialmente contra bacterias y virus y se describe con lámparas de media intensidad una acción contra *Giardia* y *Cryptosporidium*.

Se emplean lámparas de alta, media y baja presión. Hasta el momento las más utilizadas en desinfección de aguas residuales son las de baja presión. Es importante que el efluente a desinfectar tenga pocos sólidos en suspensión. Uno de los problemas más importantes de esta tecnología es el proceso de limpieza de las lámparas

Tecnologías de membrana

Microfiltración

Elimina los sólidos en suspensión de tamaño superior a 0,1 – 1,0 μm . Es efectiva eliminando los patógenos de gran tamaño como *Giardia* y *Cryptosporidium*. Se suele emplear la ultrafiltración cuando la concentración de STD (Sólidos Totales Disueltos) no es problemática, ya que los poros de la membrana son comparativamente grandes como para filtrar partículas muy pequeñas. Más usualmente se emplea como pretratamiento de sistemas con las membranas más delicadas, como la osmosis inversa o la nanofiltración.

Ultrafiltración

Puede emplearse para eliminar esencialmente todas las partículas coloidales y alguno de los contaminantes disueltos más grandes (0,01 μm). Se utiliza la UF cuando deben eliminarse prácticamente todas las partículas coloidales (incluyendo la mayor parte de microorganismos patógenos). Estos sistemas, capaces de eliminar bacterias y virus se suelen utilizar como pretratamiento para sistemas de nanofiltración, hiperfiltración u osmosis inversa. Puesto que los coloides se eliminan, el agua tratada debe tener una turbidez prácticamente nula.

Nanofiltración

Elimina los contaminantes de tamaño superior al nanómetro (0.001 μm). Las membranas de NF se emplean cuando se requiere eliminar prácticamente, aunque no todos, los sólidos disueltos. La tecnología se llama también ablandamiento por membrana, ya que se eliminan del agua los iones de la dureza que tienen 2 cargas (calcio y magnesio) mejor que los que solo tienen una (sodio, potasio, cloro, entre otros)

Ósmosis inversa

Es una tecnología de membrana en la cual el solvente (agua) es transferido a través de una membrana densa diseñada para retener sales y solutos de bajo peso molecular. La OI elimina prácticamente todas las sales y los solutos de bajo peso molecular. Se considera una eliminación prácticamente total de todas las sales disueltas y total de los sólidos en suspensión. Debido a esto, las membranas de OI son la elección cuando se necesita agua muy pura o de bebida, especialmente si la fuente es agua salobre o agua de mar.

Electrodiálisis reversible

La EDR separa las moléculas o iones en un campo eléctrico debido a la diferencia de carga y de velocidad de transporte a través de la membrana. Las membranas tienen lugares cargados y poros bastante estrechos (1-2 nm). En la célula de electrodiálisis se sitúa un cierto número de membranas de intercambio catiónico y aniónico entre un ánodo y un cátodo de forma que cuando se aplica la corriente eléctrica los iones con carga positiva migran a través de la membrana de intercambio catiónico y viceversa.

Electrodesionización

La EDI emplea corriente eléctrica continua como fuente de energía para la desalinización. Los iones en solución son atraídos hacia los electrodos con carga eléctrica opuesta. Dividiendo los espacios entre electrodos mediante membranas selectivas para cationes y aniones, lo que crea compartimentos, las sales pueden ser eliminadas de la mitad de los

compartimentos y concentradas en los restantes. Una de las principales diferencias entre la EDR y la EDI es el contenido de los compartimentos de desalinización. Los de la EDI se rellenan con resinas de intercambio iónico de lecho mezclado.

Anexo I

Tipo	Tecnología	Tratamiento de regeneración		Utilizado para	Fiabilidad	Coste		Notas	
		Pretratam	Desinfección			Construcción	Gestión		
Extensivo/ Natural	Biomasa fijada	IP (Infiltración-Percolación)	++	+++	Terciario, agricultura, Sin desinfección adicional	+++	**	**	1
		IPS (IP Subterránea)	++	+++	Terciario, agricultura, Sin desinfección adicional	+++	**	**	1
		Zona húmeda construida	++	++	Muy buena integración ambiental y paisajística	+++	**	**	2
	Biomasa libre	Estanques (lagunaje)	+	+++	Pequeñas comunidades con suficiente espacio disponible	+++	**	**	3
Intensivo / Duro	Modificaciones de los lodos activados	SBR	++	+	Cargas variables. Carga orgánica elevada	++	***	**	
		RBC	++	+	Pequeñas comunidades	++	***	****	
		MBRs	++	+++	Comunidades pequeñas o medianas	++	***	***	
	Químicos	Ozono	++++	+++	Desinfección, descomposición de la materia orgánica. Los virus son sensibles	++	****	***	4
		APA	++++	++	Desinfección en grandes depuradoras	+++	*	*	
		ClO ₂	++++	++	Desinfección. Menos subproductos que el cloro	+++	*	*	

Anexo I

	Físicos	Filtro de Anillas	+++	+	Terciario. Gran eliminación de SS	++	+++	+++	
		UV	++++	+++	Sin reactivos, sin subproductos. Útil en todos los sistemas (dimensión)	+++	*	*	
		Físico-químico	+++	+	Adecuado para medianas y grandes instalaciones. Elimina DBO y SS	++	***	****	
		Sonicación	++++	++++	Degradación de contaminantes. Desinfección en estudio	+++	-	-	I
	Tecnologías de membrana	MF	+++++	+++	Eliminar contaminantes de más de 0,1-1 µm	+++	**	**	N
		UF	+++++	++++	Eliminar contaminantes de más de 0,01-0,1 µm	+++	**	**	N
		NF	+++++	++++	Eliminar contaminantes de más de 0,001-0,01 µm	+++	***	***	N+I
		OI	+++++	TOTAL	Eliminar contaminantes de más de 0,001 µm	+++	****	****	N+II
		EDR	+++++	NA	Eliminación de sales	+++	**	**	
		EDI	+++++	NA	Eliminación de sales	+++	-	-	I

Capítulo 19

LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Resumen

Las aguas residuales regeneradas constituyen un recurso no convencional de agua que se ha desarrollado en los últimos decenios. No obstante, para poder proceder a reutilizar este recurso se requieren las tecnologías adecuadas y unos estudios previos detallados. Se revisan las tecnologías correspondientes, así como la legislación respecto a la reutilización de aguas residuales.

Si la evaluamos la reutilización parece presentar unas ciertas ventajas para su uso como agua de riego, aunque se requieren cálculos y herramientas de toma de decisión adaptados a cada circunstancia.

Palabras clave: agua residual, recursos hídricos, recursos no convencionales, reutilización.

Introducción

El desarrollo económico suele implicar la necesidad de disponer de recursos hídricos adicionales para poder llevar a cabo las nuevas actividades industriales o agrícolas, o para abastecer la demanda correspondiente a las actividades domésticas, turísticas y de ocio. Por otra parte, este desarrollo suele implicar un aumento de población, lo que aún incrementa aún más la demanda de agua.

Estas circunstancias suelen conducir en muchos lugares de clima árido o semiárido a la escasez de recursos hídricos, tanto temporal como estructural, lo que conlleva diversas disfunciones y en general una disminución de la calidad del agua. Incluso en determinados lugares con lluvia suficiente, climas no áridos, la acumulación de la demanda en el tiempo y el espacio crea deficiencias. En uno y otro casos, las situaciones de sequía hacen más grave la escasez.

Las consecuencias de la escasez son variadas, y tienen repercusiones sociales, lo que hace que los caudales de agua destinados a determinados usos, como los considerados suntuarios, sean objeto de controversia. Esta discusión se está extendiendo en los últimos años a otros usos tradicionales, como algunos riegos agrícolas o determinados usos industriales; sin que por el momento se estén discutiendo los usos urbanos.

En Europa, y más concretamente en España, dependiendo de las actividades económicas de la zona y de la escasez relativa de recursos, así como de presiones de tipo político-social, se intenta reducir o incluso negar caudales a campos de deporte, zonas verdes o determinados cultivos, por ejemplo.

En la vertiente mediterránea de España, por ejemplo, las discusiones suscitadas por el PHN y las actividades de puesta en regadío de grandes extensiones han contribuido a exacerbar posturas y a no considerar determinados aspectos técnicos y tecnológicos que podrían aplicarse sin excesivas dificultades a la gestión de los recursos hídricos, reduciendo las demandas y aumentando los recursos disponibles. Esto no implica que las grandes infraestructuras de transporte de agua no sean necesarias, sino que se puede disponer de más tiempo para pensarlas y planificarlas detenidamente y llegar a acuerdos más globales y consensuados.

Pueden discutirse “a priori” varias alternativas para emplear recursos de agua no convencionales (*Tabla 1*) en el ciclo antrópico.

Tabla 1. Los recursos de agua.

Recursos convencionales	Agua superficial Agua subterránea
Recursos no convencionales	Escorrentía Agua residual regenerada Agua de mar desalinizada Agua salobre desalinizada Transportes no convencionales

Dentro de estos recursos no convencionales, caben destacar como los más importantes en volumen y disponibilidad, las aguas residuales regeneradas.

El empleo posible de las aguas residuales se ha desarrollado en función de la implantación globalizada, y marcada por la ley en muchos países, de las depuradoras. Esto ha tenido diversas consecuencias. Por una parte han disminuido localmente los caudales disponibles, ya que las aguas residuales sin depurar han sido canalizadas y desviadas de los puntos habituales de vertido. Por otra, la situación administrativa ha cambiado, ya que al estar el recurso agua residual controlado teóricamente, se debe seguir una vía legal para utilizarlo.

Además, se están estudiando y extendiendo diversas teorías encaminadas a potenciar el ahorro del agua y que nos interesa mencionar ya que en cierta medida son complementarias a la reutilización.

Por lo que respecta a los usos agrícolas, los que consumen mayores volúmenes de agua, de entrada, se plantea la posibilidad de no producir determinados cultivos con demanda elevada. Se trata de aplicar el concepto de agua virtual, por el cual la producción se “externaliza” a otros lugares con más agua. Esta posibilidad está extraordinariamente contestada por la mayor parte de productores agrícolas, ya que en cierta manera presupone una cierta limitación a la elección del tipo de cultivo y además, los productos agrícolas con contenido elevado de agua (tomates, melón, ...) suelen ser los de más precio. Sin ningún ánimo de entrar en discusiones de política agrícola, podemos indicar también que otros tipos de cultivo, como el maíz, grandes consumidores de agua, también están suscitando controversias importantes entre diversos actores sociales.

También se considera la posibilidad de aplicar la denominada elasticidad de la demanda. Con este concepto económico, se pretende que al aumentar los precios disminuya el consumo del agua, lo que también se aplica a otros bienes de consumo.

Cuando se considera el precio del agua agrícola, en la mayor parte de ocasiones el coste es comparativamente muy reducido frente a otros usos. En este contexto, el usuario difícilmente aceptará utilizar otros tipos de agua (regenerada) si el precio que tiene que pagar es superior.

Recordemos que en los últimos 20 años, han aumentado exponencialmente en muchos lugares del mundo los usos de riego no agrícola, más concretamente los relacionados con las prácticas deportivas y los parques urbanos. Este aumento exponencial es importante en términos de número de usuarios, pero no exactamente en cuanto a volúmenes globales de recurso.

Los campos de golf son paradigmáticos en este caso y suscitan criterios encontrados. El desarrollo económico (asociado al turismo en muchas ocasiones) de un país conlleva también mayores exigencias paisajísticas, lo que se traduce en un aumento de las demandas de zonas verdes y parques en las zonas urbanizadas. Medianas de autopista, cementerios, y otras instalaciones asociadas al desarrollo urbano o a las comunicaciones son también ejemplares de nuevos usos de agua para riego.

En otros lugares, sistemas para los que no se planteaba el riego, como parcelas de producción de árboles para madera, reciben agua para aumentar la productividad; y por tanto poder reducir los turnos de corte.

Con todo lo expuesto, parece obvio que la demanda de agua para riego ha debido aumentar a escala global, y que si deben establecerse nuevos trasvases para cubrir las demanda, las regiones cedentes planteen numerosas reservas para que los recursos no se empleen para usos teóricamente suntuarios; aparte de los rechazos sociales asociados prácticamente a todas las grandes infraestructuras y más a las relacionadas con el agua.

En este marco, definido muy sucintamente, aparecen como alternativa los recursos no convencionales de agua. La definición de recurso no convencional es relativamente laxa, aunque se podría decir que es todo aquel recurso distinto de las aguas superficiales y subterráneas epicontinentales. Aquí entran (*Tabla 1*) por tanto, las aguas residuales regeneradas.

Si el precio del agua de origen convencional viene claramente definido por todos los pasos necesarios para ponerlo a disposición del usuario en el punto de uso; el precio de los recursos hídricos no convencionales debería reflejar también todas las inversiones y operaciones necesarias (*Figura 1*); en el marco de las políticas económicas actuales de trasladar al precio final del agua todos los costes asociados a su “producción” y transporte. Esta diferencia, que puede resultar importante puede tener efectos importantes sobre la aceptación del recurso.

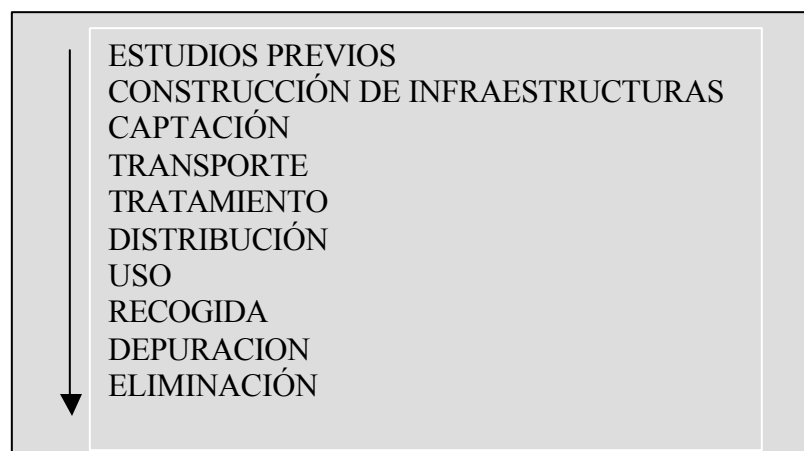


Figura 1. Pasos necesarios en los usos no consuntivos del agua en el ciclo antrópico.

En este punto debemos establecer que en el ciclo antrópico del agua hay dos tipos de usos; los consuntivos y los no consuntivos.

Serán usos consuntivos aquellos en los que podemos afirmar que prácticamente toda el agua empleada vuelve al ciclo natural, como por ejemplo los relacionados con el riego; mientras que para los usos no consuntivos se debe establecer casi siempre un sistema de recogida.

Esta vuelta al ciclo natural suele conllevar problemas de contaminación, especialmente por el arrastre de sales solubles, siendo el ejemplo típico las contaminaciones por nitratos prácticamente en todas las zonas de riego del mundo.

Si comparamos la *Figura 1* con la *Figura 2*, aplicada ésta última a un sistema de agua urbano, podemos observar varias diferencias.

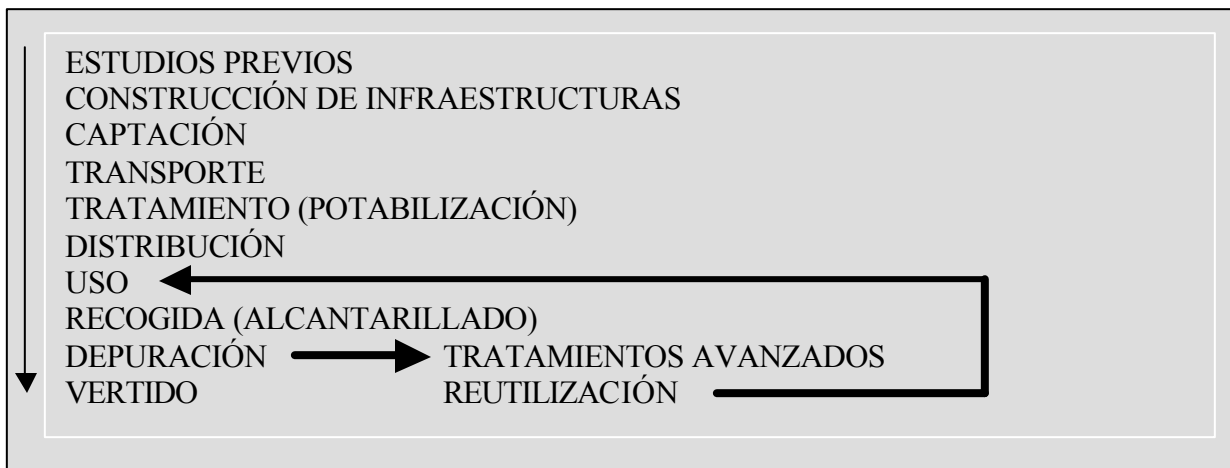


Figura 2. Pasos habituales en el uso del agua en un sistema urbano.

- La *Figura 1* presenta un uso exclusivamente “lineal” del recurso, mientras que en la *Figura 2* se observa la introducción de un ciclo, manifiestamente mucho más similar a lo que se pueden denominar procesos naturales.
- Se añade un tratamiento adicional del agua, el avanzado, que supone un coste extra.
- en algunos casos, a base de utilizar los ciclos, podemos prescindir del vertido directo, habitual, a masas de agua.

El uso urbano lineal tiene un coste determinado; en teoría cubierto por los impuestos o tasas del ciudadano usuario. En cuanto se introduce el concepto de reutilización, se requieren pasos adicionales de tratamiento del agua, con un coste extra.

En este momento, se plantea la duda de quién debe asumir el coste adicional. Cuando la reutilización representa un beneficio para un nuevo usuario, parece obvio que debería ser este usuario el que asumiese el sobrecoste. Es un segundo supuesto, si el beneficio es para la sociedad, cuando por ejemplo se evita un vertido a un medio sensible, puede ser aceptable que el sobrecoste corra a cargo de los impuestos. En el caso del uso urbano, parece obvio que el beneficio, intangible, de mejorar el aspecto de la ciudad debe ser asumido por el ciudadano, siempre que sea capaz de asumir este aumento de precio y no esté pagando por usos suntuarios que no va a disfrutar.

Determinados usuarios del agua regenerada, como los industriales o los campos de golf tienen la capacidad económica para asumir el sobrecoste, así como los agricultores con cultivos con alto valor añadido. Difícilmente se puede plantear a agricultores con economía precaria (cultivos extensivos de cereales, por ejemplo) o de supervivencia, que asuman un coste añadido por el agua que emplean.

El recurso agua residual

El agua residual se produce de una forma relativamente continua; es decir, se trata de una “fuente” teórica de agua con características de continuidad en el tiempo. En efecto, por consideraciones sanitarias y socio-políticas, los gestores tienden a asegurar el suministro urbano con prioridad a cualquier otro y en ocasiones excepcionales incluso sin reparar en costes.

En todos los países de la cuenca mediterránea y en muchos lugares de centro y Sudamérica se ha practicado desde hace siglos la reutilización, directa o indirecta, de las aguas residuales, ya sea para usos agrícolas (riego de cultivos en las afueras de las ciudades) o como agua de boca después de diversos vertidos. El conocimiento del riesgo asociado a estas prácticas propició por una parte la construcción de sistemas de alcantarillado (también se deben incluir aquí los perjuicios estéticos y sensoriales) que extraían de los núcleos de población las aguas usadas, y bastante posteriormente la construcción de depuradoras en los casos en que la sociedad es capaz de asumir este gasto.

En cierta manera, el objetivo de la depuración fue inicialmente la reducción del impacto del vertido a las aguas receptoras y la consideración sanitaria del riesgo asociado al contacto del agua residual con las personas. En algún momento de la historia reciente, prevalecieron otras consideraciones, más de tipo hídrico, y en este sentido, el objetivo de los planes de saneamiento pasó a ser el mantenimiento de la calidad de los cauces de agua, para asegurar el turismo balneario o hacer disminuir los costes de la potabilización del agua.

Con la aparición histórica de problemas de escasez de agua, de tipo temporal o estructural, se generó una atención a un recurso cercano, concentrado y cuya calidad era relativamente constante y conocida: el agua residual. Por otra parte, es sobradamente reconocido que determinados vegetales regados con agua residual tienen un crecimiento excelente y una apariencia que permite su venta con buenos beneficios. Así, aguas abajo de los albañales de muchas ciudades, han aparecido a lo largo del tiempo explotaciones agrícolas de hortalizas, que se venden en los mercados de la misma ciudad donde se han generado las aguas residuales. Esta práctica sigue vigente en la actualidad, por ejemplo en la ciudad de México o en muchas urbes de África e incluso en algunos lugares de España.

Aparte de ser una forma de reciclar el agua, es también la mejor manera de mantener extraordinariamente prósperas las infecciones asociadas a las enfermedades de origen hídrico.

Tecnologías de tratamiento

En la elección de las tecnologías de regeneración (tratamiento avanzado) para agua residual suelen preferirse aquellas que no emplean mucha energía. Esto se justifica por el hecho de que el agua residual suele emplearse para riegos u otros usos relativamente poco “nobles”.

- Tecnologías de membrana

Las tecnologías de membrana para desalinización se suelen emplear en islas en las que no hay otro recurso o en zonas costeras donde los recursos existentes ya están sobreexplotados. También en algunos casos cuando no se conceden permisos de explotación para determinados usos suntuarios o en campos de golf o en explotaciones agrícolas en las que el cultivo permite la inversión y mantenimiento en estas plantas. En este sentido, se están instalando en muchas áreas con aguas salobres numerosas mini-instalaciones de desalinización, creando un problema grave de eliminación de las salmueras y de demanda de electricidad. En el caso de que se empleen estos procesos la reutilización posterior podría considerarse absolutamente obligatoria desde el punto de vista de la sostenibilidad.

Las tecnologías de membrana para regeneración de aguas residuales se emplean únicamente en aquellos casos en que el uso del agua regenerada justifica el precio final, o bien en aquellos casos en que debido al elevado contenido en sales del agua residual, las tecnologías de membrana cumplen diversos cometidos; la regeneración eliminando diversos compuestos y prácticamente todos los microorganismos, y al mismo tiempo la desalinización del efluente. También en aquellos casos en que el agua regenerada se empleará como agua de bebida, la osmosis inversa será la tecnología de elección (campos de refugiados, naves espaciales, abastecimientos de emergencia, ...). También puede justificarse la elección en recarga de acuíferos con agua regenerada. Debemos recordar, no obstante, que para poder aplicar la osmosis inversa de manera adecuada, se requiere un buen pretratamiento, que puede ser también una ultrafiltración o similar.

Las tecnologías de membrana (Deocón *et al.*, 2002) que se pueden emplear son la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa, electrodiálisis reversible y electrodesionización.

Microfiltración

Elimina los sólidos en suspensión de tamaño superior a 0,1 – 1,0 μm . Es efectiva eliminando los patógenos de gran tamaño como *Giardia* y *Cryptosporidium*. Se suele emplear la ultrafiltración cuando la concentración de STD no es problemática, ya que los poros de la membrana son comparativamente grandes para filtrar partículas muy pequeñas. Más usualmente se emplea como pretratamiento de sistemas con las membranas más delicadas, como la osmosis inversa o la nanofiltración.

Ultrafiltración

Puede emplearse para eliminar esencialmente todas las partículas coloidales y alguno de los contaminantes disueltos más grandes (0,01 μm). Se utiliza la UF cuando deben eliminarse prácticamente todas las partículas coloidales (incluyendo la mayor parte de microorganismos patógenos). Estos sistemas, capaces de eliminar bacterias y virus se suelen utilizar como pretratamiento para sistemas de nanofiltración, hiperfiltración u osmosis inversa. Puesto que los coloides se eliminan, el agua tratada debe tener una turbidez prácticamente nula.

Nanofiltración

Elimina los contaminantes de tamaño superior al nanómetro (0,001 μm). Las membranas de NF se emplean cuando se requiere eliminar prácticamente, aunque no todos, los sólidos disueltos. La tecnología se llama también ablandamiento por membrana, ya que se eliminan del agua los iones de la dureza que tienen 2 cargas (calcio y magnesio) mejor que los que solo tienen una (sodio, potasio, cloro).

Osmosis inversa

Es una tecnología de membrana en la cual el solvente (agua) es transferido a través de una membrana densa diseñada para retener sales y solutos de bajo peso molecular. La OI elimina prácticamente todas las sales y los solutos de bajo peso molecular. Se considera una eliminación prácticamente total de las sales disueltas y total de los sólidos en suspensión. Debido a esto, las membranas de OI son la elección cuando se necesita agua muy pura o de bebida, especialmente si la fuente es agua salobre o agua de mar.

Electrodialisis reversible

La EDR separa las moléculas o iones en un campo eléctrico debido a la diferencia de carga y de velocidad de transporte a través de la membrana. Las membranas tienen lugares cargados y poros bastante estrechos (1-2 nm). En la célula de electrodialisis se sitúa un cierto número de membranas de intercambio catiónico y aniónico entre un ánodo y un cátodo de forma que cuando se aplica la corriente eléctrica los iones con carga positiva migran a través de la membrana de intercambio catiónico y viceversa.

Electrodesionización

La EDI emplea corriente eléctrica continua como fuente de energía para la desalinización. Los iones en solución son atraídos hacia los electrodos con carga eléctrica opuesta. Dividiendo los espacios entre electrodos mediante membranas selectivas para cationes y aniones, lo que crea compartimentos, las sales pueden ser eliminadas de la mitad de los compartimentos y concentradas en los restantes. Una de las principales diferencias entre la EDR y la EDI es el contenido de los compartimentos de desalinización. Los de la EDI se rellenan con resinas de intercambio iónico de lecho mezclado.

- Tecnologías de filtración para tratamiento avanzado de aguas residuales

Aparte de los sistemas naturales que ejercen una acción de filtrado (IP y Wetlands) se pueden emplear en los procesos de regeneración los filtros clásicos de arena (solos o asociados a procesos físico-químicos; monocapa o multicapa) o bien diversos procesos innovadores de filtración, entre los que podemos destacar los filtros de anillas.

Filtros de anillas

En este proceso, la filtración tiene lugar usando anillas planas de material plástico provistas de ranuras. Dichas anillas están colocadas una sobre otra y comprimidas, formando el elemento filtrante. Los cruces entre las ranuras de cada par de discos adyacentes forman pasos de agua, cuyo tamaño varía según las anillas utilizadas y la situación relativa de los discos.

Los pasos de agua en un mismo tipo de anillas son máximos donde la ranura de una anilla coincide con la ranura del otro y mínimos donde esta coincide con el espacio entre dos ranuras; este paso mínimo es el que define el grado de filtración de las anillas.

- Tecnologías intensivas de regeneración

Si no incluimos aquí los sistemas de membrana ni la filtración, el espectro es muy reducido; y podemos mencionar únicamente los bioreactores a membrana (BRM) y ocasionalmente los SBR (sequencing batch reactors: reactores secuenciales discontinuos) y los biodiscos (RBC: rotating biological contactor).

Reactores secuenciales discontinuos

Se trata de un desarrollo de los lodos activados en el cual las funciones de aireación, sedimentación y decantación se llevan a cabo en el mismo reactor. Normalmente se emplea un mínimo de dos tanques de reacción para poder garantizar un tratamiento del agua en continuo. Ocupan muy poca superficie y tienen unos costes muy competitivos, generando un efluente de buena calidad fácilmente tratable para regeneración.

Biodiscos

Los biodiscos son reactores de biomasa fija, y consisten en discos montados sobre un eje rotatorio. Mediante esta rotación, el conjunto de discos situados en paralelo está expuesto alternativamente al aire y al agua a depurar. Los microorganismos fijados descomponen la materia orgánica empleando procesos aerobios.

El proceso es fiable y barato en cuanto a la energía empleada, y especialmente en pequeñas instalaciones bien dimensionadas el efluente es de muy buena calidad por lo que suele bastar una desinfección para la reutilización posterior.

Bioreactores de membrana

Esta tecnología se basa en situar una membrana en el interior de un sistema de aireación (tratamiento por lodos activados). La membrana no permite el paso de los biosólidos que quedan en el reactor y se obtiene un efluente de buena calidad, fácilmente desinfectable.

También se emplean membranas externas al reactor. En ambos casos se puede describir una eliminación de los patógenos de mayor tamaño (por ejemplo, *Giardia* y *Cryptosporidium*).

Sistemas físico-químicos

Se trata básicamente de sistemas en los que mediante un reactivo se procede a la coagulación-floculación, seguida habitualmente de una filtración por arena u otro sistema. Los reactivos empleados suelen ser coagulantes inorgánicos (sales de hierro o aluminio) o bien polímeros orgánicos (polielectrolitos) y a veces se combinan.

Tienen una cierta acción desinfectante, ya que las bacterias y virus fijados a los sólidos en suspensión son eliminados con éstos.

- Tecnologías extensivas de regeneración

Infiltración-Percolación

La Infiltración-Percolación (IP) es un sistema de tratamiento avanzado, natural, extensivo y basado en el uso de arena. Se trata de un filtro secuencial, aerobio y con biopelícula. Se emplea arena fina (entre 0,1 y 2 mm) y es importante que esta arena sea uniforme. Se filtra efluente primario o secundario a través de un espesor de material como el definido de forma secuencial y programada. Es importante que el lecho no quede saturado para permitir el intercambio de gases; para ello sólo se puede aplicar una carga máxima calculada en función de la DQO y del contenido en NTK. Es un proceso muy fiable si se le da un mantenimiento adecuado. Puede incluso llegar a cumplir las especificaciones para generar agua con la que se puede regar sin restricciones.

Se está estudiando la posibilidad de emplear este mismo sistema enterrado (la superficie puede destinarse a otros usos) con alimentación mediante riego subterráneo por goteo.

Sistemas de lagunaje

Es una tecnología conocida desde hace mucho tiempo y que se basa en la potenciación de la eutrofización, mediante la simbiosis de algas y bacterias. La biomasa está en suspensión y se suelen emplear diversas lagunas en serie (anaerobias, facultativas y de maduración; aunque estas pueden a su vez subdividirse y actuar en paralelo). Si se debe reutilizar el agua cobra especial importancia la fase de maduración. El sistema es capaz de lograr una buena desinfección por la acción de la radiación UV del sol.

Es imprescindible una buena gestión evitando los caminos preferenciales. Se considera que son capaces de tratar efluentes domésticos de hasta 300 mg/L de DBO₅ con rendimientos aceptables. Su principal problema es la superficie que ocupan. Se está recuperando esta tecnología (a menudo únicamente los estanques de maduración después de un tratamiento intensivo) para la regeneración de aguas residuales.

Zonas húmedas construidas (Wetlands)

Las ZH son terrenos inundados, con profundidades de agua del orden de 60 cm, con plantas acuáticas emergentes. Combinan zonas anaerobias (principalmente) con aerobias y anóxicas. Se considera que el papel principal en la depuración lo llevan a cabo las colonias instaladas en la grava o arena (material de relleno) y en las raíces y rizomas de las plantas. Estas últimas tienen también un papel activo en el transporte de oxígeno a la zona de las raíces, creando las zonas anóxicas.

Se emplean principalmente dos tipos, los de flujo horizontal sumergido y los de flujo vertical. Se emplean en pequeñas comunidades como tratamiento total o bien como sistema de afinado del efluente (tratamiento terciario) si no se dispone de mucho espacio.

- Tecnologías de desinfección para regeneración

No incluimos aquí la cloración, puesto que se desaconseja para el tratamiento de las aguas residuales ya que genera muchos subproductos.

Ozonización

En el agua residual el ozono puede perderse en la atmósfera, reaccionar directamente con la materia orgánica y entrar en una serie de reacciones con radicales. Parte de estas acciones tienen como efecto desinfectar el agua. Actúa principalmente contra virus y bacterias.

Al mismo tiempo reduce los olores, no genera sólidos disueltos adicionales, no es afectado por el pH y aumenta la oxigenación de los efluentes. Se genera *in situ* mediante equipos comerciales.

Si el contenido en materia orgánica es elevado, se requieren dosis comparativamente elevadas para obtener una buena desinfección.

Dióxido de cloro

Se considera como una de las mejores alternativas a la cloración convencional. Es un oxidante efectivo que se emplea en aguas con fenoles y elimina los problemas de olores. Al mismo tiempo tiene el inconveniente que oxida un gran número de compuestos e iones, como hierro, manganeso, nitritos. No reacciona con el amonio ni con el bromo. Se tiene que generar *in situ* debido a su inestabilidad y no genera subproductos en cantidad apreciable. Se considera un buen biocida y afecta también a las algas.

Radiación ultravioleta

Se basa en la acción de una parte del espectro electromagnético sobre ácidos nucleicos y proteínas, con lo que se altera la reproducción de determinados patógenos. Se emplea la radiación a 253,7 nm, que se considera la más adecuada para el proceso. Es activo especialmente contra bacterias y virus y se describe con lámparas de media intensidad una acción contra *Giardia* y *Cryptosporidium*.

Se emplean lámparas de alta, media y baja presión. Hasta el momento las más utilizadas en desinfección de aguas residuales son las de baja presión. Es importante que el efluente a desinfectar tenga pocos sólidos en suspensión. Uno de los problemas más importantes de esta tecnología es la limpieza de las lámparas

Condicionantes en reutilización

En general, y tal como hemos estado comentando, la limitación para la regeneración es el riesgo asociado a la práctica de la reutilización. En general, debe hablarse en cualquier sistema de reutilización de la determinación y gestión del riesgo.

Análisis y gestión de riesgo en reutilización

Dadas las características del agua residual y los tipos de tratamiento requeridos por la legislación (Directiva 91/271 de la UE con transposición casi literal a la legislación española, OMS y previsiones) puede afirmarse que no hay una reducción importante de patógenos en la depuración convencional o secundaria y que sigue manteniéndose una cantidad importante de contaminantes químicos, que en algunos casos pueden generar riesgos.

En consecuencia, para la reutilización es imprescindible proceder a una gestión del riesgo. La aproximación de las autoridades sanitarias y el mundo del agua a esta necesidad ha sido habitualmente la preparación de estándares que fijen la calidad mínima que deben tener las aguas residuales. En este sentido, cabe destacar que en España aún no existe una legislación nacional promulgada, aunque sí pueden mencionarse las iniciativas de algunas comunidades autónomas, concretamente Andalucía, Baleares y Cataluña. Existe un borrador preparado por el CEDEX (1999) que está pendiente de ser publicado en su forma legal definitiva. Puede encontrarse un estudio detallado de los estándares y reglamentaciones existentes en distintos lugares del mundo en Salgot y Angelakis (2001).

En la actualidad se dispone de tecnologías de regeneración de aguas sobradamente probadas y conocidas, aunque se requiere todavía investigar sobre la fiabilidad de estos tratamientos, desarrollar procesos con costes asumibles e implantar sistemas extensivos de tratamiento para poder utilizar las MTD en todos los casos.

El grado de cumplimiento de la calidad del agua marcada por los estándares durante largos períodos de tiempo no se suele determinar y es uno de los puntos débiles de los procesos de regeneración del agua residual. Podemos afirmar inicialmente que no todas las tecnologías son igualmente fiables. Aparte de esto, hay que indicar que normalmente todos los criterios establecidos se refieren únicamente a la presencia de indicadores fecales bacterianos y a huevos de nemátodo, olvidando otros posible agentes causantes de riesgo, como los virus y determinados productos químicos tóxicos.

Por otra parte, la calidad del agua regenerada se suele determinar en el efluente de la planta de regeneración, y no en el punto de uso ni en el producto final que ha tenido contacto con el agua regenerada. En este sentido, se pueden proponer diversos estudios en el marco de la determinación y gestión de riesgo en el campo de la regeneración y reutilización de agua residual (Salgot, Vergés y Angelakis, 2002). Entre estos podemos mencionar: a) el uso de parámetros de control adecuados, b) la fiabilidad de las plantas de regeneración, c) cumplimiento de los estándares, d) prácticas de buena reutilización de los efluentes, e) sistemas de análisis de riesgo y control de puntos críticos (SARICPC).

De todas formas, hay que decir que la determinación y gestión del riesgo no reduce per se el grado de riesgo asociado a la reutilización, sino que permite un mayor conocimiento de estas prácticas y en consecuencia el uso de técnicas que pueden reducir este riesgo.

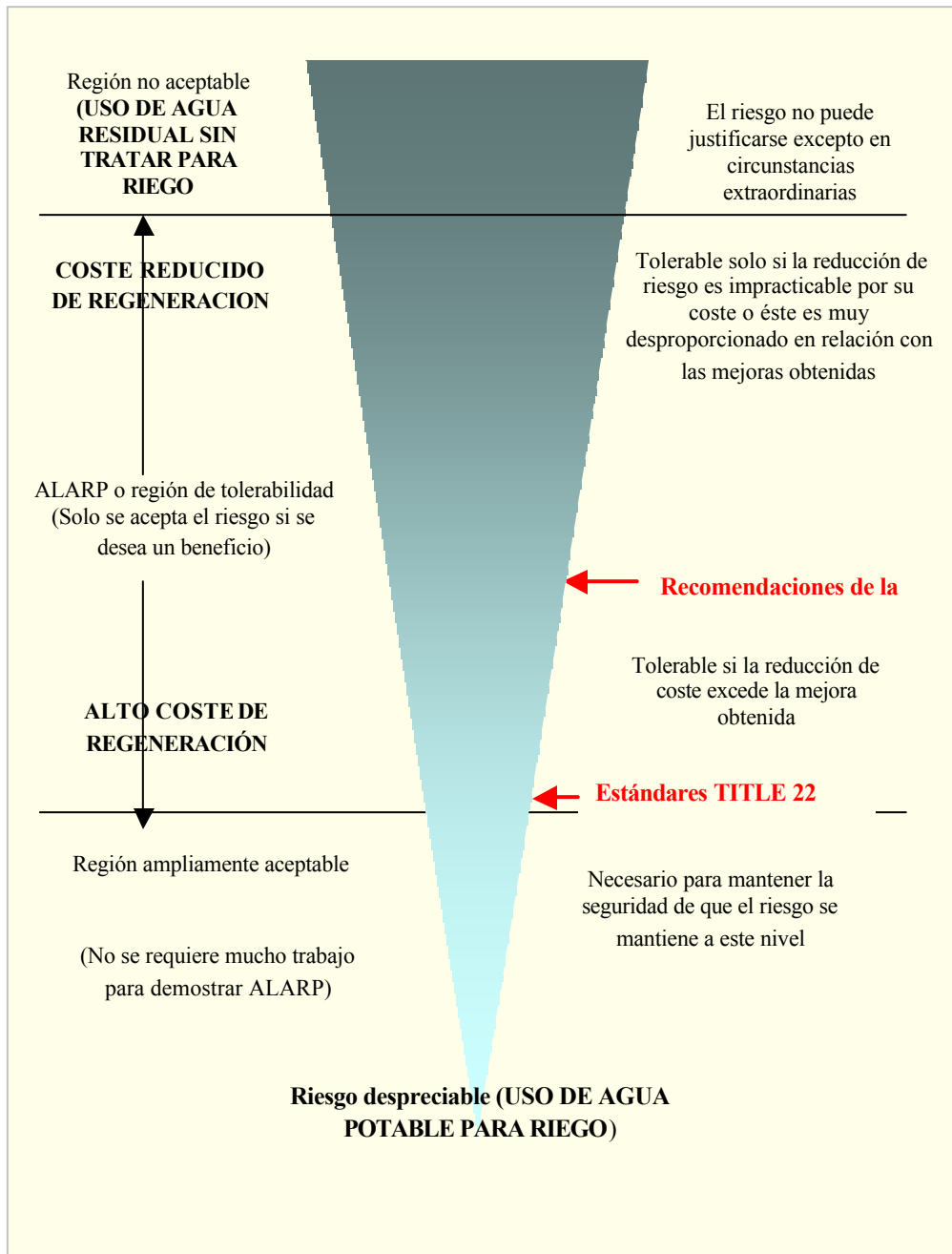


Figura 3. Diagrama de aceptabilidad del riesgo en reutilización. Tomado de Salgot (2002).

No obstante, todas las prácticas asociadas a la reducción de riesgo deben ser sustentables y no deben comprometer la reutilización incrementando de forma desproporcionada los costes de la regeneración.

La Figura 3 ilustra la aceptabilidad del riesgo en el marco de la reutilización de aguas residuales, estableciéndose diversos límites de aceptabilidad en función de la capacidad de una sociedad de aceptar un grado de riesgo determinado o bien de su capacidad económica para reducir los niveles de riesgo asociados a la práctica.

Perspectivas de futuro

En el momento en que debe plantearse el uso de tecnologías para el tratamiento del agua, se suele plantear en términos de BAT o MTD (Best Available Technology o Mejor Tecnología Disponible). Este concepto engloba muchos aspectos y muy diversos en relación con la tecnología a implantar; desde los socio-económicos a los tecnológicos, incluyendo los ACV o análisis de ciclo de vida.

Por lo que respecta a las membranas, es previsible una cierta reducción de costes, asociada a la reducción de los precios de las membranas y a la reducción de la energía necesaria para el tratamiento. Es preciso, no obstante, elegir la tecnología adecuada a cada calidad de agua (es decir, al contenido real de sales) y al volumen de agua a tratar.

En cuanto a los otros procesos de regeneración, los desarrollos preVISIBLES de la legislación nos indican que la tendencia es asociar los diferentes usos previstos en reutilización con diferentes calidades de agua; del orden de unas 5 distintas (o viceversa, asociar las calidades a los distintos usos). Es obvio que para cada tipo de calidad se requerirán unas tecnologías adecuadas. En principio, se han descrito muchas tecnologías utilizables, pero en la elección final deberían tenerse en cuenta criterios de diverso tipo aparte de los tecnológicos, como los económicos, sociales, ...

En general, en los últimos tiempos se puede describir una cierta tendencia a implantar tecnologías extensivas, que normalmente tienen costes menores de mantenimiento, y en varios sentidos son mucho más sustentables que las tecnologías intensivas, duras.

Por otra parte, subsisten los interrogantes sobre el tratamiento económico de los recursos de agua en el futuro. Concretamente, sobre un posible mercado del agua destinada a usos productivos.

En USA se ha intentado proceder a estos desarrollos en California, parece ser que sinde masiado éxito. En España existe un precedente en este tema en las Islas Canarias. Creemos que sería importante estudiar este caso e intentar emplear sus logros positivos a mayor escala, ya que con las tendencias actuales, la escasez de agua tenderá a aumentar. La implantación de mercados para los usos que pueden asumir costes de agua puede ser una forma de racionalizar el mercado e implantar criterios de eficiencia.

Como se ha afirmado repetidas veces en muchos temas ambientales y sociales, la solución no es incrementar la oferta, que siempre queda sobrepasada por la demanda; por el contrario, deberían establecerse mecanismos de gestión de la oferta y en el caso del agua optimizar sus usos.

Esta optimización se debe basar muy especialmente en la tecnificación de los regadíos, aumentando exponencialmente la eficiencia de uso. En nuestra opinión, la implantación de riegos localizados en numerosos cultivos permitiría reducir en gran manera la demanda de agua asociada al riego agrícola.

Conclusiones

Es necesario tomar decisiones sobre determinados usos del agua (por ejemplo, campos de golf, parques) y realizar los estudios socio-económicos y de análisis de ciclo de vida necesarios para dejar claro si el modelo de uso del agua propio de cada región conlleva el desarrollo sustentable de los usos dela gua, o bien se prefieren otras soluciones.

La reutilización de aguas residuales es una herramienta útil, pero no constituye la panacea a la escasez de recursos de agua. Debe implantarse en el marco de sistemas de gestión integrada de los recursos hídricos.

Bibliografía

- CATALINAS, P.; ORTEGA, E. (2002). Reutilización de aguas residuales en España. Informe no publicado.
- CEDEX (1999). Borrador de Decreto sobre reutilización de aguas residuales; no publicado.
- DEOCÓN, M.; FOLCH, M., SALGOT, M. (2002). Innovative technologies in wastewater reclamation and reuse. In press.
- EFRATY, A. (2001). Sea-water desalination for 22-33 cent/m³. International Conference. Membrane Technology for Wastewater Reclamation and Reuse. Tel-Aivi Israel.
- SALGOT, M. Y ANGELAKIS, A. (2001). Guidelines and regulations on wastewater reuse. Cap 23 en: Lens, P., Zeeman, G., Lettinga, G. (eds.). Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation. IWA Publishing, London.
- SALGOT, M. (2002). El risc relacionat amb la reutilització d'aigües residuals. Reial Acadèmia de Farmàcia de Catalunya. Barcelona.
- SALGOT, M., VERGES, C., ANGELAKIS, A.N. (2002). Risk assessment for wastewater recycling and reuse. Proceedings of the Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean region. Iraklion, Crete, Greece. IWA.
- SAMPOL, P. (1999). La dessalinització de les aigües salabroses i de mar. Cap. 6 en Recursos d'aigua. M. Salgot, X. Sánchez, A. Torrens (editores). Fundació AGBAR, Barcelona.
- SHELEF, G. (2002). Comunicación personal. Workshop on water recycling and reuse practices in Mediterranean countries. WHO/MED POL programme. Iraklion, Crete, Greece.

Anexos

- I. Tecnologías innovadoras en regeneración de agua residual.
- II. Propuesta de criterios físico-químicos y biológicos mínimos obligatorios de calidad a conseguir en el agua residual depurada a reutilizar (CEDEX).

Capítulo 20

INDICADORES DE CONTAMINACION FECAL EN AGUAS

Resumen

El crecimiento de la población a nivel mundial y el aumento del uso del agua para diferentes actividades, ha incrementado los niveles de contaminación. Esta contaminación está relacionada con los vertidos de origen doméstico e industrial a los cuerpos de agua. En el caso de los residuos de origen doméstico, la carga contaminante está representada por altos porcentajes de materia orgánica y microorganismos de origen fecal. Estos microorganismos son causantes de enfermedades de origen hídrico, que generan altos porcentajes de morbi-mortalidad en la población. El control de la calidad microbiológica del agua de consumo y de vertido, requiere una serie de análisis dirigidos a determinar la presencia de microorganismos patógenos. El diagnóstico de estos microorganismos, requiere laboratorios especializados y representa varios días de análisis y costos elevados. Como alternativa a estos inconvenientes, se ha propuesto el uso de indicadores microbianos que se puedan identificar mediante el uso de métodos sencillos, rápidos y económicos. Este trabajo hace una revisión de los principales indicadores de contaminación fecal y su significado en la evaluación de la calidad del agua.

Palabras Clave: Calidad, contaminación, indicadores, riesgo.

El control de los parámetros físico-químicos y microbiológicos es muy importante tanto en los sistemas de potabilización como de depuración del agua. Sin embargo, en los lugares donde el agua es consumida por el hombre o es reutilizada, el factor de riesgo más importante está asociado con la exposición a agentes biológicos que incluyen bacterias patógenas, helmintos, protozoos y virus entéricos (Asano y Levine, 1998).

Desde el punto de vista de la salud pública, los virus entéricos son el grupo de organismos patógenos más críticos, debido a que la dosis mínima infecciosa es muy baja, son muy resistentes a los sistemas de desinfección y el control a nivel de laboratorio es costoso (Ayres y Wescot, 1987; Wescot y Ayres, 1990).

Es importante anotar que además de los patógenos que tradicionalmente se encuentran en el agua y que son causantes de las enfermedades de origen hídrico, cada vez es más frecuente que estas enfermedades estén relacionadas con la presencia de microorganismos emergentes y reemergentes.

Las enfermedades emergentes son aquellas cuya incidencia en los seres humanos ha aumentado en las dos últimas décadas (dengue, cólera, resistencia microbiana). Las enfermedades reemergentes son las que reaparecen después de una disminución significativa en su incidencia (malaria, tuberculosis, peste).

El aumento de este tipo de microorganismos está relacionado con cambios dramáticos en el ambiente y en la población incrementados por los procesos de urbanización, la expansión de la pobreza, la ocupación de regiones no habitadas anteriormente, las migraciones no controladas con gran número de refugiados y desplazados, la facilidad y rapidez en los desplazamientos y el movimiento creciente de animales y de productos de origen animal. A esto se suma que la resistencia a los agentes antimicrobianos continúa reduciendo la eficacia de los medicamentos incrementando los niveles de mortalidad y de costos sanitarios.

Este grupo de microorganismos no está limitado a ninguna región en el mundo ni se circunscribe a países en desarrollo o desarrollados; representa una amenaza general, que exige una respuesta coordinada de todos los servicios de salud de todos los países. Asimismo constituyen una carga financiera que obliga a gastos enormes para el control de brotes epidémicos y la atención médica y de salud pública.

El riesgo de contaminación tanto a nivel humano como ambiental hace necesario el control de la presencia de microorganismos en el agua. Determinar el tipo de microorganismos presentes y su concentración proporciona herramientas indispensables para conocer la calidad del agua y para la toma de decisiones en relación al control de vertidos, tratamiento de aguas y conservación de ecosistemas.

Existe un consenso general sobre la dificultad de determinar la presencia de todos los organismos patógenos implicados en los procesos de contaminación ambiental. Dicha determinación implica varios días de análisis, costos elevados y laboratorios especializados. Frente a estas dificultades y a la necesidad de hacer una evaluación rápida y fiable de la presencia de patógenos en el agua, se ha planteado la necesidad de trabajar con organismos indicadores (Campos, 1999).

Los microorganismos indicadores son aquellos que tienen un comportamiento similar a los patógenos (concentración y reacción frente a factores ambientales y barreras artificiales), pero son más rápidos, económicos y fáciles de identificar. Una vez se ha evidenciado la presencia de grupos indicadores, se puede inferir que los patógenos se encuentran presentes en la misma concentración y que su comportamiento frente a diferentes factores como pH, temperatura, presencia de nutrientes, tiempo de retención hidráulica o sistemas de desinfección es similar a la del indicador.

Un microorganismo indicador de contaminación fecal debe reunir las siguientes características:

- Ser un constituyente normal de la flora intestinal de individuos sanos.
- Estar presente, de forma exclusiva, en las heces de animales homeotérmicos.
- Estar presente cuando los microorganismos patógenos intestinales lo están.
- Presentarse en número elevado, facilitando su aislamiento e identificación.
- Debe ser incapaz de reproducirse fuera del intestino de los animales homeotérmicos.
- Su tiempo de supervivencia debe ser igual o un poco superior al de las bacterias patógenas (su resistencia a los factores ambientales debe ser igual o superior al de los patógenos de origen fecal).
- Debe ser fácil de aislar y cuantificar.
- No debe ser patógeno.

No existe ningún microorganismo que reúna todos los criterios de un indicador ideal y apenas algunos grupos satisfacen algunos de estos requisitos. A continuación se describen los grupos patógenos y los microorganismos que se han propuesto como sus indicadores.

Bacterias

Las bacterias que se encuentran con mayor frecuencia en el agua son las bacterias entéricas que colonizan el tracto gastrointestinal del hombre y son eliminadas a través de la materia fecal. Cuando estos microorganismos se introducen en el agua, las condiciones ambientales son muy diferentes y por consiguiente su capacidad de reproducirse y de sobrevivir son limitadas. Debido a que su detección y recuento a nivel de laboratorio son lentos y laboriosos, se ha buscado un grupo alternativo de indicadores que sean de más rápida y fácil detección. El grupo más utilizado es el de las bacterias coliformes.

El grupo de microorganismos coliformes es adecuado como indicador de contaminación bacteriana ya que los coliformes,

- Son contaminantes comunes del tracto gastrointestinal tanto del hombre como de los animales de sangre caliente.
- Están presentes en el tracto gastrointestinal en grandes cantidades.
- Permanecen por más tiempo en el agua que las bacterias patógenas.
- Se comportan de igual manera que los patógenos en los sistemas de desinfección.

Los coliformes fecales y *E. coli* en particular, se han seleccionado como indicadores de contaminación fecal debido a su relación con el grupo tifoide-paratifoide y a su alta concentración en diferentes tipos de muestras.

Los coliformes fecales son un subgrupo de los coliformes totales, capaz de fermentar la lactosa a 44.5°C. Aproximadamente el 95% del grupo de los coliformes presentes en heces fecales, están formados por *Escherichia coli* y ciertas especies de *Klebsiella*. Ya que los coliformes fecales se encuentran casi exclusivamente en las heces de animales

de sangre caliente, se considera que reflejan mejor la presencia de contaminación fecal. Otro de los aspectos negativos del uso de los coliformes totales como indicador es el hecho de que algunos coliformes son capaces de multiplicarse en el agua (Madigan y col., 1997).

Los coliformes fecales se denominan termotolerantes por su capacidad de soportar temperaturas más elevadas. Esta denominación está ganando más adeptos actualmente, pues sería una forma más apropiada de definir este subgrupo que se diferencia de los coliformes totales por la característica de crecer a una temperatura superior.

La capacidad de reproducción de los coliformes fecales fuera del intestino de los animales homeotérmicos es favorecida por la existencia de condiciones adecuadas de materia orgánica, pH, humedad, etc. Algunos géneros son autóctonos de aguas con residuos vegetales, como hojas en descomposición. También pueden reproducirse en las biopelículas que se forman en las tuberías de distribución de agua potable. Por estas razones y por la existencia de bacterias que responden a la definición de coliformes que no son de origen fecal y que incluso pueden ser lactosa-negativas (apareciendo como positivas si se aplica la prueba de B-galactosidasa), el grupo de los coliformes totales tiene actualmente poca utilidad como indicador de contaminación fecal.

Su uso se ha restringido para aguas tratadas y aguas minerales. Para aguas superficiales o para evaluar la eficiencia de una planta de tratamiento de aguas residuales deben usarse los coliformes fecales. Solamente deberá recurrirse a los coliformes totales si no hay condiciones para cuantificar los coliformes fecales.

La presencia de coliformes totales debe interpretarse de acuerdo con el tipo de aguas: deben estar ausentes en 85% de las muestras de aguas potables tratadas. En caso de estar presentes, su número no puede ser superior a 2-3 coliformes. Esta contaminación a pesar de ser baja, no puede ocurrir en tres muestras recolectas en días consecutivos.

En aguas tratadas, los coliformes totales funcionan como un alerta de que ocurrió contaminación, sin identificar el origen. Indican que hubo fallas en el tratamiento, en la distribución o en las propias fuentes domiciliarias. Su presencia acciona los mecanismos de control de calidad y de procesamiento dentro de la planta de tratamiento de agua, e intensifica la vigilancia en la red de distribución.

Los *Streptococcus fecales* (o estreptococos del grupo “D” de Lancefield) son bacterias integrantes de la flora normal de los animales homeotérmicos. Actualmente se considera que los estreptococos fecales pertenecen a dos géneros: *Enterococcus* y *Streptococcus*.

Todos los *Enterococcus* presentan alta tolerancia a condiciones ambientales adversas (altas o bajas temperaturas, deshidratación, salinidad, luz solar, etc.).

El género *Streptococcus* reúne apenas dos especies ya existentes en la antigua clasificación: *S. bovis* y *S. equinus*, que son más abundantes en heces animales.

De manera similar a los coliformes fecales y a *E. coli*, presentan tasas de supervivencia semejantes a la de los patógenos entéricos. Los Estreptococos fecales no se multiplican en el medio ambiente, o si esto ocurre es solamente en raras ocasiones. Son más persistentes en ambientes acuáticos y en suelos contaminados que *E. coli*. Son importantes en situaciones donde se sabe que hay contaminación fecal y no se detectan coliformes, como ocurre cuando las descargas son intermitentes o más antiguas, de modo que mueren los coliformes fecales y *E. coli*, y permanecen los estreptococos.

Clostridium perfringens es de origen fecal y no es patógeno en el intestino de animales homeotérmicos. No es exclusivamente fecal se encuentra en suelos y aguas contaminadas. Por ser una bacteria esporulada tolera elevadas temperaturas y desecación, pH extremos y falta de nutrientes, entre otras condiciones adversas. Esta resistencia elevada la convierte en un indicador apropiado de contaminación fecal antigua, intermitente, también cuando las descargas domésticas se mezclan con las industriales que tienen un pH extremo que mata a las bacterias no esporuladas, o cuando hay altas temperaturas que también eliminan las formas vegetativas de las bacterias. Es de gran utilidad cuando los coliformes están ausentes, pues indicará contaminación fecal antigua. Por otro lado, esa misma resistencia elevada limita su uso: no puede ser aplicado como indicador de la eficiencia de tratamientos de aguas residuales, pues estará presente en los efluentes después de la eliminación de los patógenos. O sea que su número no reflejará el verdadero grado de contaminación fecal.

Es un buen indicador de la eficiencia del tratamiento de aguas manantiales. Cuando está presente en el agua potabilizada y desinfectada indica fallas en el tratamiento o en la desinfección. Su presencia en aguas cloradas se asocia con deficiencias en la filtración. Debido a su alta resistencia las esporas pueden indicar, de forma indirecta, la presencia de quistes de protozoarios (Rolim, 2000).

Virus

En contraste con las bacterias, los virus no se encuentran normalmente en las heces del hombre. Están presentes solamente en el tracto gastrointestinal de individuos que han sido afectados.

Más de 140 virus patógenos pueden ser transmitidos al hombre a través del agua. Estos son los virus entéricos eliminados a través de las heces de personas infectadas. Los más comunes son los virus causantes de gastroenteritis y el virus de la hepatitis. Algunos de estos virus (rotavirus, virus Norwalk) no generan una protección inmunitaria a largo plazo por lo que la infección puede repetirse varias veces a lo largo de la vida.

Acerca de los virus se sabe que, aún en bajas concentraciones, tienen la capacidad de causar infección o enfermedad. Algunos virus son más resistentes a la desinfección que los organismos coliformes, por lo que los indicadores tradicionales de contaminación bacteriana no evalúan de manera eficiente la presencia o ausencia de virus en el agua.

El poliovirus ha sido propuesto como indicador viral. Sin embargo, las cantidades de este virus encontradas en ambientes acuáticos son demasiado variables como para que sea considerado un buen indicador. Además de estas variaciones, la detección de virus entéricos requiere laboratorios especializados y los resultados tardan varios días. Estas dificultades en el uso de los enterovirus como indicadores de contaminación de origen fecal en el agua, ha llevado a la búsqueda de indicadores alternativos que sean de rápida y fácil detección y que permitan prever el comportamiento de los enterovirus en el medio ambiente. Estos indicadores son los fagos (Schwartzbrod, 1995).

Se han propuesto dos tipos de fagos: colifagos somáticos y colifagos F específicos. Los argumentos que validan la propuesta son:

- Los fagos se encuentran abundantemente en agua residual y agua contaminada.
- Las poblaciones de colifagos son mucho más grandes que las de los enterovirus.
- Los colifagos son incapaces de reproducirse fuera del huésped bacteriano.
- Los colifagos se pueden aislar y contar usando métodos sencillos.
- Se obtienen resultados más rápidos cuando se analizan los colifagos que cuando se trabaja con enterovirus.
- Ciertos colifagos son tan resistentes como los enterovirus a los procesos de desinfección.

Los colifagos se relacionan directamente con su huésped bacteriano específico *E. coli*. Cuando las condiciones ambientales son desfavorables, los coliformes fecales no son buenos indicadores de contaminación fecal, ya que desaparecen rápidamente. Por consiguiente es mejor usar microorganismos más resistentes, como los colifagos que reflejan mucho mejor los niveles de *Salmonella* (Kott y cols., 1978; Borrego y cols., 1987; Yates, 1992).

Los coliformes están presentes en números bajos en las heces humanas y de animales homeotérmicos, pero están en número elevado en aguas residuales. Invariablemente estarán en aguas que contienen *E. coli* y por tanto serán indicadores de contaminación fecal. Por ser más resistentes a las factores ambientales y a la cloración que los coliformes y que todas las bacterias en general, su presencia en plantas potabilizadoras indican fallas en algún paso del tratamiento, en especial en la cloración.

El tercer grupo propuesto, son los fagos que infectan *Bacteroides fragilis*. Este grupo presenta la ventaja de no replicar en ambientes naturales, dado que infectan una cepa anaerobia y su multiplicación se realiza solo bajo estas condiciones. Por otro lado su aislamiento se realiza en la mayoría de los casos en heces humanas.

Parásitos

Los parásitos que son patógenos para el hombre se clasifican en dos grupos: los protozoos y los helmintos. Los protozoos son organismos unicelulares cuyo ciclo de vida incluye una forma vegetativa (trofozoito) y una forma resistente (quiste). El estado de quiste de estos organismos es relativamente resistente a la inactivación por medio de los sistemas de tratamiento convencional de agua residual.

Los huevos de helminto son un grupo de organismos que incluye los nemátodos, tremátodos y cestodos. Las características epidemiológicas que hacen de los helmintos patógenos entéricos causantes de infección por contacto con agua contaminada, son su alta persistencia en el medio ambiente, la mínima dosis infecciosa, la baja respuesta inmune y la capacidad de permanecer en el suelo por largos periodos de tiempo.

El estudio de los huevos de helminto a nivel ambiental ha hecho necesaria la selección de un parásito indicador debido a las limitaciones en la detección a nivel de laboratorio. *Ascaris lumbricoides* se ha sugerido como un buen indicador del comportamiento de los huevos de helminto. Sus ventajas son:

- Persiste en el medio ambiente por muchos meses, pero no se multiplica.
- Se puede identificar fácilmente.
- El índice de parasitismo a nivel mundial es muy alto.
- El riesgo de transmisión es alto, debido a la elevada concentración de huevos que se puede encontrar.

Tampoco hay que olvidar que en los últimos años se ha dado gran importancia a la contaminación por *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*. Estos protozoos se consideran patógenos emergentes y la investigación, en el caso de la contaminación de aguas, se ha orientado básicamente a la detección a nivel de laboratorio y al estudio de procesos de desinfección que garanticen la eliminación de este tipo de quistes.

Desde 1981, los protozoos entéricos son reconocidos como causantes de brotes infecciosos transmitidos por el agua. Los protozoos más conocidos en las heces humanas son : *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolítica* y *Balantidium coli*. Más reciente han sido aisladas cepas de *Cryptosporidium*.

La *Giardia lamblia* es un protozoo que se presenta trofozoito (forma flagelada) cuando está dentro del hombre. La forma infectiva es el quiste, que es eliminado con las heces de la persona enferma. Este quiste penetra por la boca e infecta el intestino delgado, y allí se transforma en trofozoito. Los quistes de giardias y otros protozoos tienen una gruesa pared que los protege de las condiciones ambientales adversas, y los hace resistentes por varias semanas o meses.

La criptosporidiasis humana fue descrita por primera vez en 1974 y el primer brote de origen hídrico se registró en 1984. Investigaciones recientes indican que este organismo ocupa el tercer lugar en importancia mundial entre todos los enteropatógenos de transmisión hídrica.

Patógenos emergentes

A continuación se citan algunos ejemplos de microorganismos emergentes.

Cianobacterias

Estos organismos llamados tradicionalmente algas verdes-azuladas, son bacterias que se parecen a las algas porque tienen clorofila “a” y, por tanto, realizan fotosíntesis con producción de oxígeno molecular. No actúan como agentes infecciosos, pero algunas especies producen toxinas que afectan el intestino (gastroenteritis), el sistema nervioso y el hígado. Otras menos tóxicas causan irritación en la piel y alergias.

Campilobacter

Especies del género *Campilobacter* se consideran causa importante de gastroenteritis aguda transmitidas por aguas o alimentos contaminados. Su dosis infectiva es baja y los datos epidemiológicos muestran una incidencia similar a la de patógenos como *Salmonella*.

Yersinia enterocolitica

Sólo algunas cepas de *Y. enterocolitica* poseen factores de virulencia y son patógenas para el humano, causando infecciones gastrointestinales. La ruta de infección es a través de alimentos y agua. Rara vez han sido aisladas de agua potable y su presencia indica contaminación fecal.

Conclusiones

- Los altos niveles de contaminación de origen fecal hacen necesario un estricto control de la calidad microbiológica del agua.
- La evaluación de la calidad del agua se puede realizar a través de indicadores de contaminación fecal que presentan un comportamiento similar a los patógenos y que son fáciles rápidos y económicos de identificar.
- Es necesario tener en cuenta dentro de los microorganismos que representan un riesgo sanitario por el consumo de aguas y alimentos contaminados, los microorganismos emergente y reemergentes.
- Es urgente revisar la legislación existente para el control microbiológico del agua, ya que el uso de indicadores tradicionales como coliformes totales y fecales no garantiza la ausencia de virus y parásitos.

Bibliografía

- ASANO, T. AND LEVINE, D. (1998). "Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction. In wastewater reclamation and reuse". Takashi Asano (editor), Technomic Publishing. Lancaster. 1528 pags.
- AYRES, R. Y WESCOT, D. (1987). "La calidad del agua en la agricultura. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación". Estudio FAO Riego y Drenaje, N° 29. Roma. p 8-101.
- BORREGO, J.; MORIÑO, M.; DE VICENTE, A.; CÓNAX, R. AND ROMERO, P. (1987). "Coliphages as an indicator of faecal pollution in water. Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms". *Water Research*. 21, 1473-1480.
- CAMPOS, C. (1999). "Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de aguas residuales para riego agrícola". Tesis doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 250 pp.
- HESPANHOL, I. AND PROST, M. (1994). "WHO guidelines and national standards for reuse and water quality". *Waert Research*. 28, 119-124.
- KOTT, Y.; BEN ARI, H. AND VINOUR, L. (1978). "Coliphages survival as viral indicator in various wastewater quality effluents". *Pro Wat Tech*. 10, 337-346.
- MADIGAN, M.; MARTINKU, J. Y PARKER, J. (1997). "Biología de los microorganismos". Prentice Hall. Madrid. Octava edición. 986 págs.
- ROLIM, S. (2000). "Sistemas de lagunas de estabilización". Mc Graw Hill. Bogotá. Primera edición. 370 págs.
- SCHWARTZBROD, L (1995). "Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sludge in agriculture an aquaculture". WHO Collaboration Centre for Microorganisms in wastewater. Université de Nancy. World Health Organization. Geneva. 178 pags.
- SZEWZYK, U.; SZEWZYK, W.; MANZ, W. AND SHLEIFER, H. (2000). Microbiological safety of drinking water. *Annual Review Microbiology*. 54, 81-127.
- WESCOTT, D. Y AYRES, R. (1990). "Criterio de calidad de aguas de riego", en riego con agua residual municipal regenerada. Asano, T. Editado por Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. p 33-66.
- YATES, M. (1992). "Biomonitors of environmental contamination". *Encyclopedia of Microbiolgy*. Volume 1. Academic Press, Inc New York. p 321-330.

CAPÍTULO 21

COMPORTAMIENTO DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACIÓN FECAL EN LOS DIFERENTES SISTEMAS DE DESINFECCIÓN

Resumen

El principal objetivo de los sistemas de desinfección es la eliminación de microorganismos patógenos. El diagnóstico de estos microorganismos requiere en la mayoría de los casos laboratorios especializados, varios días de análisis y costos elevados. La alternativa para realizar un control fiable, económico y rápido de la calidad microbiológica del agua es el uso de indicadores de contaminación fecal. Estos microorganismos se identifican y cuantifican mediante técnicas fáciles rápidas y económicas. En la actualidad se trabaja con diferentes microorganismos representantes de los patógenos de origen fecal. Los principales patógenos y sus correspondientes indicadores son los siguientes: bacterias (coliformes fecales, E.coli, Streptococcus fecales y Clostridium perfringens), virus (fagos somáticos, F+ y de Bacteroides fragilis), Huevos de helminto (Ascaris lumbricoides) y quistes (Giardia y Cryptosporidium). El comportamiento de estos indicadores frente a barreras naturales como artificiales puede variar. Esta trabajo pretende mostrar el comportamiento de algunos de estos indicadores en sistemas de desinfección naturales y artificiales.

Palabras Clave: Barreras naturales, barreras artificiales, desinfección, indicadores..

La exposición a agentes infecciosos y compuestos químicos, por la ingestión del agua, directa o indirectamente, alteran el bienestar de cualquier sociedad, dado que la calidad de vida está estrechamente relacionadas con la calidad del agua. Por otro lado el incremento en la contaminación (biológica y química) de las fuentes de aguas se relaciona con el marcado desequilibrio entre la oferta y la demanda, producto del crecimiento de la población.

Las infecciones transmitidas por aguas contaminadas microbiológicamente se producen por bacterias, virus y parásitos, los cuales son eliminados al agua a través de las heces de animales o individuos contaminados. Es por esto, que las aguas son el principal foco dispersor de patógenos en ambientes acuáticos.

La vía más común de contaminación por microorganismos para el hombre es la oral; de allí pasan al tracto gastrointestinal donde completan su ciclo de infección, para ser luego eliminadas a través de las heces. Una vez llegan al agua, los patógenos se enfrentan a barreras de tipo natural y artificial que producen su eliminación parcial o total. Estas barreras varían en intensidad y duración e incluyen tratamientos tanto primarios, secundarios como terciarios.

Las barreras artificiales imitan en algunas ocasiones, procesos desarrollados por la naturaleza, la cual tiende a restablecer el equilibrio de los sistemas acuáticos imponiendo barreras naturales. De esta manera la carga microbiológica contaminante de un sistema acuático superficial o subterráneo también experimenta inactivación de tipo natural a través de los fenómenos de autodepuración (Durán, 2002).

A continuación se analizará el comportamiento de los indicadores de contaminación fecal en el recorrido desde su llegada a un cuerpo de agua, pasando por los sistemas de depuración y potabilización hasta su uso ya sea como agua de bebida o para otro tipo de usos como el riego agrícola.

Aguas residuales

Las aguas residuales están constituidas por una gran cantidad de compuestos de diversa naturaleza. Uno de los principales constituyentes son las heces fecales que pueden variar en volumen y composición. Estos dependen de la dieta, el clima y el estado sanitario de la población. La tabla I muestra la concentración promedio de los indicadores bacterianos, virales y parasitarios en aguas residuales.

Tabla I. Concentración promedio de los indicadores de contaminación fecal en aguas residuales. INCO 2001.

CF	EC	ENT	CP	SOM	F+	RYC	GIA	CRY
6,99	7,27	6,07	5,44	6,35	5,58	4,26	3,03	2,55

Los resultados están expresados como log₁₀ de UFC o PFP/ 100 ml.

CF: coliformes fecales, EC: *E. coli*, ENT: enterococos, CP: *Clostridium perfringens*, SOM: fagos somáticos, F+: fagos F+, RYC: fagos de *Bacteroides fragilis*, GIA: *Giardia spp*, CRY: *Cryptosporidium spp*.

El orden de prevalencia en los indicadores microbiológicos es el siguiente:

EC>CF>SOM>ENT>CP>RYC

Depuración de aguas residuales

El tratamiento de las aguas residuales tiene como objetivo la transformación de la materia orgánica en material inorgánico y la reducción o eliminación de organismos patógenos, de transmisión hídrica. Este proceso se denomina de estabilización o mineralización, y su consecuencia inmediata es la disminución de la DBO₅ y de los microorganismos patógenos.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales tienen como base procesos físicos, químicos y biológicos que reproducen en corto tiempo, y en un espacio reducido, las etapas que ocurren en los procesos naturales de autodepuración de los sistemas acuáticos. El conjunto de estos procesos sucede en el interior de reactores, generalmente en serie que constituyen los procesos unitarios de tratamiento de las aguas residuales. De forma resumida puede lograrse la muerte o eliminación de los organismos patógenos mediante tres procesos fundamentales:

- Por la creación de condiciones adversas extremas, como sucede en la digestión termofílica, que promueve una muerte rápida.
- Por la permanencia prolongada de los organismos dentro del reactor (tiempos largos de retención hidráulica), que favorecen la muerte natural, como se verifica en las lagunas de estabilización.
- Por la aceleración de las tasas metabólicas y estimulación de las cadenas alimentarias como ocurre en los lodos activados, donde la oxigenación apropiada y la relación alimento/microorganismo estimula el consumo rápido de la materia orgánica.

Los diferentes tipos de tratamiento producen efluentes y lodos de diferentes calidades y cantidades, con gran variación de tipos y concentraciones de organismos patógenos.

Los efluentes de lagunas de estabilización por ejemplo, tienen bacterias y virus, pero pueden no tener huevos de helminto, ya que éstos se sedimentan por su propio peso en el fondo de las lagunas, debido al prolongado tiempo de permanencia en el sistema.

Por el contrario, en la digestión termofílica, en el material residual de las fosas sépticas y en los lechos de secado de lodos, los virus y las bacterias son destruidos con más facilidad que los huevos de helminto.

Los procesos de depuración biológica de aguas residuales incluyen varias fases, que incluyen en términos generales, tratamiento primario, secundario y terciario. El tratamiento primario busca la sedimentación de sólidos, el secundario la eliminación de materia orgánica mediante degradación biológica y el terciario la desinfección.

Dentro de los sistemas secundarios los más representativos son los lodos activados y las lagunas de estabilización. En el caso de los lodos activados la eliminación de patógenos es muy baja, mientras que en los sistemas de lagunaje se alcanzan elevados porcentajes de eliminación. A continuación se discutirá acerca de los factores que influyen en la eliminación de microorganismos en los sistemas de lagunaje.

Las lagunas de estabilización son un método económico y eficiente de tratamiento de las aguas residuales, especialmente en regiones donde hay suficiente tierra disponible y a bajo precio.

En los países de climas tropicales las lagunas de estabilización funcionan naturalmente a la temperatura ambiente. Según el tipo de proyecto, puede conseguirse la eliminación total de patógenos. Existen varios tipos de lagunas de estabilización: anaerobias, facultativas, de maduración, de alta tasa, etc.

En las lagunas anaerobias, el principal mecanismo de eliminación de microorganismos es la sedimentación. Los huevos de helminto se decantan por su propio peso, y los virus, bacterias y protozoos se sedimentan adheridos o absorbidos por sólidos decantables, o son arrastrados por éstos durante la sedimentación. Una vez en el lodo, las condiciones anaerobias de descomposición de la materia orgánica y la acción de los predadores causan la muerte de estos microorganismos. Sin embargo, su eliminación es poco eficiente y depende del tiempo de permanencia. En general, las bacterias disminuyen una unidad logarítmica, un poco más en el caso de virus y protozoos y los huevos de helminto muy poco.

En las lagunas facultativas, así llamadas por presentar condiciones aerobias en las capas superiores y anaeróbicas en las más profundas, la eliminación y la muerte de los microorganismos indicadores y patógeno son más complejas. Numerosos factores influyen en el proceso:

- Sedimentación
- Radicación solar
- pH elevado
- Bajos niveles de CO₂
- Altas concentraciones de O₂ disuelto
- Acción bactericida de toxinas producidas por algas
- Presencia de predadores
- Tiempo de retención hidráulica

Los altos valores de pH y de oxígeno molecular presentes en las lagunas de estabilización en las horas más iluminadas del día son el producto de la actividad fotosintética de las algas.

Se ha propuesto que las radiaciones luminosas de longitud de onda superiores a 320µm, en presencia de altas concentraciones de oxígeno, y bajas de CO₂, tienen efecto letal sobre los microorganismos. En el caso de que se presente pH elevado, la acción inhibitoria estaría asociada a la ionización de la membrana celular y a alteraciones del pH intracelular, lo que dificultaría o anularía el metabolismo bacteriano.

Una u otra causa del debilitamiento y de la muerte de bacterias inhibidoras y patógenas en las lagunas de estabilización estarían relacionadas con bajas concentraciones de nutrientes, que ocurren a medida que avanza el tratamiento de las aguas residuales, y debido a las transformaciones físico-químicas y biológicas como la disminución de ortofosfato soluble, por precipitación a pH básico > 9, o por ser consumidas por las algas y las macrófitas.

Los mayores efectos bactericidas se observan en las lagunas de maduración, donde la transparencia del agua llega hasta el fondo, permitiendo la completa penetración de la luz solar. En ellas se observan los efectos sinérgicos de la luz y de los factores generados por las altas tasas fotosintéticas (elevada producción de O₂, altos valores de pH, presencia de toxinas, escasez de nutrientes).

La mayoría de los efectos tóxicos para los microorganismos ocurren en las horas diurnas cuando las lagunas están sometidas a una fuerte radiación solar, que en los trópicos tiene duración aproximada de 12 horas. Durante la noche se observa menor o ninguna eliminación de bacterias indicadoras de contaminación fecal. Por el contrario, hasta pueden ocurrir aumentos de coliformes fecales y patógenos, debido a la mezcla completa de la masa de agua, por la pérdida de estratificación térmica, con resuspensión de material del fondo.

El tiempo de retención hidráulica es, sin duda, un factor decisivo, que puede determinar la eficiencia del sistema. Tiempos cortos no permiten la acción sinérgica del sistema algas/bacterias, pues no posibilitan la acción de una biomasa significativa de algas. Tiempos muy prolongados pueden producir el crecimiento exagerado del fitoplancton que forma una densa capa verde superficial. Esta capa causa el ensombrecimiento de las capas inferiores del agua, causando la inhibición de la fotosíntesis, la producción de oxígeno, la elevación del pH, etc., es decir se produce la ruptura de las interrelaciones algas/bacterias y pueden aparecer condiciones anaerobias durante el día, disminuyendo la eficiencia en la eliminación de patógenos (Rolim, 2000, Campos, 2002).

A continuación (Tabla II), se muestran la reducción en unidades logarítmicas de los indicadores de contaminación fecal en diferentes sistemas de tratamiento.

Tabla II. Reducción en UL de indicadores de contaminación fecal en diferentes sistemas de tratamiento. INCO 2001.

Sistema	CF	ENT	CP	SOM	F+	RYC	GIA	CRY
Sedimentación primaria	0.5	0.4	0.4	0.3	0.3	0.4	0.7	-
Lodos activados	1.6	1.4	1.0	1.5	1.6	1.4	1.5	1.1
Lagunas de Estabilización	3.0	2.6	1,5	2.4	2.3	1.3	2.0	2.0
Filtros de arena	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	<0.1	<0.1	-	-
Filtros de anillos	0.2	<0.1	<0.1	0.3	0.5	0.3	-	-

Los resultados están expresados como log₁₀ de UFC o PFP/ 100 ml.

CF: coliformes fecales, EC: *E.coli*, ENT: enterococos, CP: *Clostridium perfringens*, SOM: fagos somáticos, F+: fagos F+, RYC: fagos de *Bacteroides fragilis*, GIA: *Giardia spp*, CRY: *Cryptosporidium spp*.

Estudios realizados por Duran (2001) en un sistema de lagunaje en Cataluña, el cual fue evaluado en diferentes épocas del año, muestran una clara diferencia en la reducción de la mayoría de los microorganismos indicadores dependiendo de la época del año. Los resultados se observan en la Tabla III.

Tabla III. Reducción en UL de los indicadores de contaminación fecal en dos sistemas de lagunaje evaluados en época de verano e invierno.

Época	CF	ENT	CP	SOM	F+	RYC
Invierno	2.18	2.60	2.27	2.50	1.91	1.20
Verano	4.78	2.11	1.14	3.98	3.49	1.12

Los resultados están expresados como log₁₀ de UFC o PFP/ 100 ml.

CF: coliformes fecales, EC: *E.coli*, ENT: enterococos, CP: *Clostridium perfringens*, SOM: fagos somáticos, F+: fagos F+, RYC: fagos de *Bacteroides fragilis*.

Procesos de autodepuración

La inactivación de los microorganismos patógenos e indicadores en ambientes naturales es el producto de la acción de fenómenos de la naturaleza muy variados que se pueden clasificar en tres grupos: físicos, químicos y biológicos. No obstante es difícil conocer la acción de cada uno de ellos por separado en ambientes tan complejos como los acuáticos, de manera que aunque se estudien de forma separada, su acción en la naturaleza se ejerce como la suma de casi todos.

La autodepuración de los sistemas naturales involucra una serie de complejos fenómenos que implican la adsorción de bacterias y bacteriófagos a sedimentos, depredación, dilución, inactivación por efectos de la temperatura y la radiación solar, que favorecen a especies más resistentes o adaptadas.

El principal factor inactivador en sistemas a cielo abierto es la radiación solar. Se ha demostrado que la inactivación de diferentes grupos bacterianos es de 2 a 3 UL, en experiencias comparadas con la inactivación en oscuridad. Algunos autores señalan la radiación solar, como principal factor inactivador, sin dejar de lado que la inactivación natural se produce como la suma de varios factores (predación por protozoos, estrés osmótico, adsorción a partículas y deficiencias de nutrientes).

Dentro de las longitudes de onda de la radiación solar, los rayos UV y la luz visible, parecen ejercer con mayor fuerza su acción sobre bacterias y virus, al captar oxígeno molecular y estimular a los fotosensibilizadores. La función ecológica de los sensibilizadores es acentuar los efectos deletéreos de la radiación solar sobre bacterias, virus y bacteriófagos.

Uno de los factores que influye en la absorción o difracción de la luz solar en el agua, es la turbidez, que unido al hecho de que las bacterias y bacteriófagos tienden a la adsorción a partículas del agua, puede generar un efecto protector. La profundidad también es un factor determinante. Dado que, en las capas superficiales la absorción de luz es más efectiva.

Durante el verano, no sólo se aumenta la temperatura (14-26 °C) como resultado de la absorción solar por parte del agua, sino el oxígeno disuelto (0,8 a 10 ppm) y el pH (7,5 –8,4) como producto de la actividad fotosintética de las algas. Al analizar la influencia de estos factores en la inactivación microbiana, se advierte que no sólo la radiación solar juega un papel importante, sino también el oxígeno disuelto, dado que estimula los fotosensibilizadores con la siguiente disminución de los coliformes fecales, enterococos y F+.

El mecanismo por el cual los niveles elevados de pH causan mayor alteración en CF, así como la capacidad de inactivación por longitudes de onda larga, no es muy claro; sin embargo existen dos posibilidades: que el pH disminuya la resistencia de los microorganismos a los efectos de la radiación solar, o que incremente la producción de formas tóxicas de oxígeno e induzca cambios en la ionización o configuración de algunas moléculas implicadas en este complejo proceso. La alteración en las membranas hace pensar que frente a un aumento en el pH pueden generarse flujo de iones hidroxilos, los cuales incrementan el pH interno de coliformes fecales o enterococos alterando su funcionamiento.

Todos los indicadores se inactivan más rápidamente durante el verano, dada las diferencias en las características del agua en ambos periodos (pH, temperatura, radiación solar) de manera que la inactivación se presenta como un fenómeno integrado, debido posiblemente a fenómenos de foto-oxidación generados por la radiación solar y la materia orgánica, catalizados por el oxígeno e influenciados por la turbidez del agua que permite la absorción de la radiación solar. Este fenómeno unido a fluctuaciones del pH, induce cambios conformacionales de la cápside de los bacteriófagos alterando su infectividad.

Aguas subterráneas

La contaminación de un acuífero por aguas residuales generalmente se presenta por el mal estado de las redes de alcantarillado, fosas sépticas, lixiviados de vertederos incontrolados o mal construidos. De esta manera los patógenos bacterianos y virales, pueden llegar a fuentes subterráneas, dado que los movimientos migratorios suceden en sentido vertical y horizontal y el grado de migración depende del tipo de suelo, de las lluvias y de la carencia de fuentes de contaminación.

Factores como el clima (temperatura y precipitaciones), la naturaleza del suelo (textura y estructura) y el tipo de virus determina la migración y la supervivencia de los patógenos, una vez han sido introducidos en el suelo.

Las características físico-químicas del agua pueden tener un efecto significativo en el aumento y reversibilidad de la adsorción microbiana sobre las superficies sólidas. El pH del agua subterránea influye en la adherencia de los microorganismos a superficies sólidas; en general parece ser más eficaz cuando las superficies son ligeramente ácidas. Por otro lado la materia orgánica influye no sólo en el porcentaje de crecimiento bacteriano, si no que también afectan el

transporte microbiano en el agua subterránea, dado que altera el tamaño celular y la hidrofobicidad. Se sabe que en presencia de diferentes concentraciones de nutrientes, las bacterias presentan diferente tamaño. También se describe que las condiciones de inanición pueden incrementar la hidrofobicidad de las células y la adherencia, al menos en algunas especies.

Estructuras celulares como las fimbrias o flagelos, facilitan también, la adsorción bacteriana, incluso en condiciones de estrés. El papel de las fimbrias en la adherencia depende de las cargas positivas y su aparente capacidad de penetrar la barrera de energía electrostática entre la bacteria y la superficie. Las fimbrias se encuentran casi exclusivamente en bacterias Gram negativas y pueden ser características tanto de bacterias ambientales como contaminantes. Los flagelos también facilitan la adsorción bacteriana a algunas superficies inorgánicas. En este aspecto las colas de los bacteriófagos se comportan de igual forma que los flagelos.

También se puede presentar adsorción reversible, siendo este un fenómeno primordial en este tipo de aguas, dado que ante cambios en las características químicas del agua (pH, fuerza iónica) o turbulencia de la misma, los microorganismos pueden ser desadsorbidos. Los microorganismos pueden sufrir desorción de la superficie del suelo en respuesta a cambios de pH y baja concentración de sales en solución debido a la lluvia.

La supervivencia de bacterias desplazadas en el acuífero depende de factores como temperatura, competencia microbiana, presencia de predadores y parásitos, composición química del agua subterránea, materia orgánica y grado de adherencia.

Sistemas artificiales de desinfección

La desinfección consiste en la destrucción selectiva de los microorganismos que causan enfermedades. No todos son destruidos en este proceso, punto en que radica la diferencia con la esterilización. No debe perderse de vista que el objetivo de la depuración o aún de la potabilización del agua, no es obtener agua estéril, si no libre de patógenos o, según sea el caso, potable.

Los desinfectantes más corrientes son agentes químicos oxidantes, de los cuales el cloro es el más representativo dado la amplia difusión de su uso. El ozono es un desinfectante eficaz, cuyo uso va en aumento, aunque al contrario del cloro, no mantiene efecto residual y su costo es más elevado, teniendo en cuenta las características de producción que conllevan alto gasto de energía.

Las cinéticas de inactivación en diferentes tipos de agua están influenciadas por sustancias como la materia orgánica, que interfiere en los mecanismos de acción del desinfectante, pH y temperatura.

El pH y la temperatura influyen de manera directa, ya que afectan la ionización de los desinfectantes en el medio acuoso. Además niveles de pH inferiores a 3 o superiores a 10 afectan la viabilidad de los organismos.

La materia particulada presente en el agua es también un factor decisivo en este proceso, ya que permite los fenómenos de adsorción enmascarando la acción del desinfectante. Por esta razón es necesario aplicar procesos previos de eliminación de sólidos suspendidos y materia orgánica. Las sustancias químicas que interfieren en este proceso incluyen componentes orgánicos, nitrógeno, hierro y manganeso.

Los sitios de acción de los desinfectantes son de tres tipos: la membrana citoplasmática, las enzimas que intervienen en las cadenas respiratorias y en las síntesis proteica, y sobre los ácidos nucleicos (ADN y ARN). La lisis bacteriana, por ruptura de la pared, es un fenómeno raro que sólo sucede con dosis muy altas de desinfectante, sobre todo el ozono.

La resistencia de los microorganismos a los desinfectantes depende de diversos factores: la temperatura del agua, la naturaleza del microorganismo, su estado físico o fisiológico, la naturaleza y concentración del oxidante, la exposición repetida del organismo al desinfectante. La fijación de los microorganismos a partículas sólidas aumenta mucho su resistencia a los desinfectantes al enmascarar su acción inactivadora. Los restos de células huésped lisadas que sirven de soporte a los poliovirus en el medio acuático les confieren una protección sustancial frente a la inactivación por HOCl u ozono, en comparación con los virus libres en suspensión.

Las bacterias que sobreviven en condiciones límite, tanto desde el punto de vista de la escasez de alimento, de temperatura o concentración de tóxicos o incluso dañadas, presentan una mayor resistencia a los desinfectantes. Esta resistencia se debe a la síntesis inducida de proteínas específicas del estrés; por tal razón la inactivación de cepas de laboratorio es mayor que la de los mismos grupos naturales.

La esporulación es otra de las formas de resistencia de ciertas bacterias frente a condiciones adversas. Por este motivo las esporas de clostridios sulfito reductores son buenos modelos conservativos de la resistencia de los virus a la desinfección, pues son algo más resistentes que ellos y mucho más que las formas vegetativas de las bacterias.

La eficacia en la desinfección del agua se ha medido tradicionalmente a través de los coliformes totales, fecales y estreptococos fecales; sin embargo, muestran varios inconvenientes.

Los coliformes específicamente los termotolerantes o coliformes fecales, se utilizan para evaluar el efecto de la desinfección en procesos de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo se reconoce que son un modelo inadecuado para evaluar la inactivación de virus humanos, dado que, son generalmente más resistentes a la inactivación.

Análisis realizados para evaluar la reducción de bacteriófagos en procesos de desinfección en aguas residuales tratadas, muestran que aunque las reducciones son altas, la eficacia del proceso no es suficiente en todos los casos para obtener en el efluente niveles de CF > 100 UFC/100 ml. Con aplicación de diferentes concentraciones de cloro (20, 30 y 40 ppm) se observa la siguiente tendencia de inactivación:

CF > ENT > SOM > F+ > RYC > CP
Mayor sensibilidad Mayor resistencia

Riego agrícola con aguas residuales

Las aguas residuales desempeñan una importante función como sustituto del agua de abastecimiento empleada para el riego en la agricultura, contribuyendo a la conservación del agua y ofreciendo beneficios económicos. El objetivo primario de la práctica debe ser el garantizar el aprovechamiento racional de las aguas residuales y, al mismo tiempo, proteger la salud.

Algunos de los compuestos presentes en el agua residual doméstica y que se pueden considerar como contaminantes (especialmente compuestos de nitrógeno, fósforo y potasio), sirven como nutrientes cuando el agua se aplica al suelo. Estudios realizados en varios países han demostrado que, con una gestión apropiada, es posible incrementar el rendimiento de los cultivos regándolos con aguas residuales sin tratar o con efluentes sometidos a tratamiento primario y secundario (OMS, 1989; EPA, 1992).

Por otra parte, el vertido de aguas residuales, sin tratar o parcialmente tratadas, al medio ambiente puede crear problemas de contaminación del agua subterránea y superficial así como del suelo. Además el uso de aguas residuales, para riego, en sustitución del agua subterránea, disminuye los problemas de intrusión marina a causa de la excesiva explotación de aguas subterráneas en las zonas costeras.

Uno de los aspectos negativos de la reutilización del agua residual doméstica para el riego en la agricultura, es el riesgo de contaminación por microorganismos patógenos que pueden causar enfermedad en el hombre. Muchos países han adoptado normas microbiológicas muy estrictas para las aguas residuales regeneradas, basándose exclusivamente en criterios indicadores de la calidad bacteriológica. Algunos han utilizado sistemas de tratamiento terciario cuando ha estado a su alcance y han instalado los sistemas necesarios para la filtración rápida en arena y cloración después del tratamiento biológico secundario en aguas residuales. En varias regiones se empiezan a emplear otros sistemas de desinfección (ozono, radiación ultravioleta, ultrafiltración), para eliminar cualquier riesgo sanitario para el hombre (Asano, 1987; Asano et al., 1992).

La aplicación al suelo del agua residual doméstica regenerada se puede considerar y llevar a cabo como tratamiento de las aguas residuales (vertido de aguas al suelo) o como aguas de riego (riego de cultivos). El término infiltración lenta se refiere al uso del suelo como sistema de eliminación y tratamiento del agua residual mientras que los términos

reutilización en la agricultura y riego con aguas residuales implican que el agua recuperada es utilizada para el riego como un sustituto de un recurso hídrico convencional (Asano y Levine, 1998).

Más del 67% del agua en el mundo está asociada con la producción agrícola, lo que hace de esta actividad un buen objetivo para la reutilización del agua residual regenerada. A partir de 1960 el uso del agua regenerada para el riego en la agricultura prácticamente se ha duplicado. Las ventajas de este tipo de actividad son:

- Sustitución del agua de distribución
- Incremento en los campos de cultivo regados
- Disminución en la demanda de fertilizantes químicos

Eliminación de microorganismos provenientes del agua residual doméstica en el suelo y el agua subterránea

El aumento en el número de casos de contaminación en suelos y aguas subterráneas por microorganismos provenientes del agua residual, ha hecho incrementar la investigación de los mecanismos de eliminación de bacterias, virus y parásitos en el suelo.

Los estudios realizados establecen una relación clara entre las fuentes de contaminación de los suelos y de las aguas subterráneas. Se sabe que los microorganismos que provienen del agua que se aplica al suelo, se pueden transportar o eliminar dependiendo de una serie de mecanismos (Bitton y Harvey, 1992).

En relación a los mecanismos que influyen en el transporte y eliminación de virus y bacterias aplicados al suelo, Ho et al., (1991), encontraron que los microorganismos pueden ser eliminados por dispersión, adsorción, filtración y muerte de la siguiente manera:

1. Si el organismo no interactúa con el suelo, continúa su recorrido con el agua y se dispersa por diferentes vías a través de los poros del suelo.
2. Si se inicia la adsorción al suelo, no aparece ningún tipo de microorganismo a la salida de la columna hasta que se satura la capacidad de adsorción y la concentración de microorganismos en el agua filtrada alcanza valores parecidos a los de entrada.
3. Si hay filtración se reduce la concentración de microorganismos a la salida.
4. Si hay muerte de microorganismos debido a condiciones ambientales adversas, se produce una reducción en la concentración de organismos a la salida de la columna.
5. Cuando se da una combinación de filtración, adsorción y muerte, el comportamiento de los microorganismos es más difícil de predecir.

La acción de los mecanismos mencionados anteriormente en los diferentes tipos de microorganismos (bacterias, virus y parásitos), puede variar dependiendo del tipo de sistema en que se encuentren (agua o suelo). Los factores que influyen en la eliminación de microorganismos en el suelo se pueden clasificar en físicos, químicos y biológicos.

- **Factores físicos:**
 - Textura y estructura del suelo
 - Carga hidráulica
 - Conductividad hidráulica
 - Flujo de agua en el suelo (saturado y no saturado)
 - Humedad
 - Temperatura
 - Lluvia
- **Factores físico-químicos y químicos:**
 - pH
 - Carga iónica
 - Contenido de materia orgánica
- **Factores Biológicos**
 - Tipo de microorganismo
 - Microflora antagónica
 - Microorganismos productores de sustancias inhibidoras

Los dos mecanismos que influyen de manera más importante en la eliminación de microorganismos por debajo de la superficie del suelo son la supervivencia y el movimiento. Estos dos mecanismos se deben considerar cuando existe un riesgo de contaminación del aguas subterránea por microorganismos patógenos. Si un microorganismos puede sobrevivir por varios periodos de tiempo debajo de la superficie del suelo, pero no puede moverse a través del suelo, no representa un riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. Ocurre lo mismo cuando el microorganismo es transportado a través del suelo pero no puede sobrevivir por periodos largos de tiempo (Yates y Yates, 1991).

CONCLUSIONES

- La evaluación microbiológica del agua requiere el uso de indicadores de contaminación fecal que reflejen el comportamiento de los patógenos en los diferentes ecosistemas.
- El comportamiento de los indicadores de contaminación fecal puede variar dependiendo de las condiciones ambientales de cada sistema.
- Las bacterias son inactivadas de manera más eficiente que los virus y los parásitos en todos los sistemas evaluados.
- Tanto los sistemas naturales como los artificiales ayudan a la eliminación de microorganismos y pueden actuar como sistemas de desinfección con diferentes niveles de eficiencia.

Bibliografía

- ASANO, T. (1987). "Irrigation with reclaimed municipal wastewater. *Geojournal*. 15, 273-282.
- ASANO, T., LEONG, L., RIGBY, M. AND SAKAJI, R. (1992). "Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data". *Water Science and Technology*. 26, 1513-1524.
- ASANO, T. AND LEVINE, D. (1998). "Wastewater reclamation, recycling and reuse: an introduction. In wastewater reclamation and reuse". Edited by Takashi Asano. Technomic Publishing. Lancaster. 1528 pags.
- BITTON, G. AND HARVEY, R. (1992). "Transport of pathogens through soils and aquifers". In *environmental microbiology*. 19 th Edited by Ralph Mitchell. New York. 103-123 pags.
- CAMPOS, C. (2002). "Removal of bacterial and viral faecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in Choconta, Cundinamarca (Colombia)". *Water Science and Technology*. 45 (1) 61-66.
- DURAN, E. (2001). "Comportamiento de los bacteriófagos propuestos como microorganismos modelo frente a diferentes procesos naturales y artificiales en agua". Tesis doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 263. págs.
- ENVIRONMENTAL PROTECCIÓN AGENCY. (1992). "Guidelines for water reuse". EPA/625R-/92/004.
- HO, G., GIBBS, A. AND MATHEW, K. (1991). "Bacteria and virus removal from secondary effluent in sand and red mud columns". *Water Science and Technology*. 23, 261-270.
- INCO-DC: International Co-operation with Developing Countries (2001). "Evaluation of the usefulness of bacteriophages as model micro-organisms for the assessment of water treatment processes and water quality". Final Report. European Community 130 págs.
- ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD. (1989). "Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura". Serie de informes técnicos 778. Ginebra. 90 págs.
- ROLIM, S. (2000). "Sistemas de lagunas de estabilización". Mc Graw Hill. Bogotá. Primera edición. 370 págs.
- YATES, M. AND YATES, S. (1991). "Modeling microbial transport in the subsurface. A mathematical discussion". In *modeling the environmental fate of microorganisms*. Edited by Christon J. Hurst. American Society for Microbiology, Washington, p 48-76.

Capítulo 22

MODELACIÓN MATEMÁTICA DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS

Introducción

Uno de los modelos más conocidos y más utilizados para diseñar las plantas de tratamiento por lodos activados es el de MacCarty y Lawrence (1970). El modelo es una simplificación utilizada para diseñar las plantas, considerando un régimen estacionario y la DBO o DQO total como parámetro de caracterización. Este modelo es el expuesto en los libros clásicos de tratamiento de aguas. No permite predecir el comportamiento dinámico de las plantas, ni determinar con exactitud la demanda de oxígeno y producción de lodos.

En los últimos años, aparecieron cambios importantes en las teorías y prácticas de diseño de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, constituyendo claramente un parteaguas (nuevo paradigma) entre el enfoque clásico, muchas veces empírico, y las tendencias actuales asentadas en la formulación de modelos mecanísticos más precisos. Estos modelos presentan todas las ventajas de la simulación dinámica, una mayor exactitud de las predicciones y diseño, y vuelven obsoleta una buena parte de las simplificaciones e imprecisiones de los métodos antiguos. Cambian, radicalmente, hasta los métodos de caracterizar las aguas residuales, con la aparición, por ejemplo, de una nueva forma de fragmentar la demanda química de oxígeno. Los modelos para los lodos activados (el más famoso de todos los procesos de tratamiento biológico, el cual se utiliza por ejemplo en las 2 macroplantas de Toluca, México) fueron desarrollados por un comité científico internacional bajo la responsabilidad de la prestigiosa IAWQ (Internacional Association of Water Quality), actual IWA. En el inicio, el esfuerzo de la comunidad científica radicó en llegar a un consenso sobre la forma de presentar los modelos y hacerlos evolucionar o ampliar progresivamente, según los conocimientos que se tienen en el curso de los años. Existen hoy cuatro generaciones de modelos de la IWA, el ASM1 original y el muy reciente ASM3, capaces de predecir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en lodos únicos, y el ASM2 y su versión modificada ASM2d que incluyen además la remoción biológica del fósforo.

En la actualidad, existen una grande necesidad de difusión del tema y actualización de los especialistas en modelación de los procesos de tratamiento de agua. También existen retos bien identificados para la investigación en los aspectos de caracterización y mecanismos bioquímicos así como en lo relacionado con la simplificación de los modelos y protocolos de simulación. El enfoque de la modelación dinámica en tratamiento de aguas está en vía de generalizarse a muchos otros tipos de sistemas (Ríos: Water Quality Model N°1, Reichert et al. 2001; Digestores: Anaerobic digestion Model N°1, Task group 2002), y constituye, sin duda alguna, uno de los polos con mayor potencial de desarrollo en el futuro para la investigación en tratamiento de aguas residuales.

Generalidades

Antecedentes históricos de la modelación dinámica del proceso de lodos activados

En 1982, la IAWQ incentivó la formación de un grupo de estudio internacional encargado de acelerar el desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento, crear una plataforma comuna consensual y proponer un modelo simple de inicio (“Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Activated Sludge Process”). El grupo concentró sus primeros esfuerzos en inventariar los modelos existentes así como los obstáculos a su desarrollo. Se llegó a concluir que los únicos modelos que conocieron una amplia difusión y nivel de utilización, fueron los más simples que consideran una hipótesis de régimen estacionario y mezcla completa para los reactores. Por otra parte, existía un gran número de modelos dinámicos, cuya difusión fue obstaculizada por la complejidad, la falta de orden para presentarlos y las limitaciones en el poder de las computadoras.

En los años 70, la Universidad de Cap Town (Sur_Africa) fue una de las pioneras de la modelación dinámica con los trabajos del profesor G.V.R. Marais. Otros trabajos tuvieron lugar después o simultáneamente en un número muy restringido de universidades de Europa y Estados Unidos. Parte de los pioneros fueron juntados luego en 1980 en el primer grupo de estudio de la IAWQ (actual IWA) formado por Henze (Dinamarca), Grady (USA), Gujer (Suiza) y Marais (Sur-Africa).

Las conclusiones del grupo fueron publicadas en 1987 (Task Group, 1987) en un informe que presentaba lo conocido hoy como el Modelo ASM1, modelo dedicado a describir la degradación de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de lodos activados (de tipo lodos únicos). Los logros más destacados del grupo fueron un consenso en los procesos biológicos que integran el modelo, la estandarización de los símbolos, la presentación del modelo utilizando una notación matricial, la propuesta de valores de “default” de los parámetros del modelo, la adopción de la DQO y su fraccionamiento para caracterizar las aguas y lodos, un código de programación para el desarrollo futuro de software de modelización. La última acción propulsó la existencia actual de varios *softwares* y programas que tienen implementados, los conceptos del ASM1 original o algunas de sus modificaciones para fines de diseño, operación de plantas o investigación: Aquasim, Biowin, GPS-X, SSSP, Simba, etc. Aquasim es un programa que se presta bien en la docencia e investigación (Reichert 1998).

En 1995, los trabajos del grupo de estudio renovado se prolongaron para publicar la versión ASM2, la cual está dirigida a predecir el comportamiento del fósforo. En 1999 hubo dos otras modificaciones con la aparición de la versión ASM2d (versión modificada del ASM2) y de la versión ASM3 (alternativa al ASM1).

Ventajas y límites de la modelación dinámica

- La modelación dinámica permite predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo en respuesta a las fluctuaciones en tiempo real de la carga y del caudal del influente.
- Una vez que se tiene modelado y calibrada una planta, el modelo se puede utilizar para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios en la operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización de operación y gastos, así como para la capacitación del personal.
- Aun cuando la planta proyectada no existe todavía físicamente, se puede probar configuraciones innovadas y comparar variantes.
- Se pueden reducir las necesidades de estudio piloto, el tiempo y la inversión que se requiere para esto, realizando primero los estudios por modelación y sólo probar en escala piloto algunas de las soluciones identificadas.
- Se puede optimizar la configuración y el funcionamiento de una planta de tratamiento, así como responder a numerosas preguntas respecto a su capacidad e impactos de modificaciones proyectadas.
- La modelación constituye un instrumento de ayuda a la decisión para los administradores de plantas y un medio de gráfico visual para convencer estos últimos.
- Con la modelación se pueden realizar estudios sin perturbar el funcionamiento de la planta, ni poner en riesgo sus equipos.
- Es también un medio de formación y conscientización de los operadores sobre algunos aspectos críticos.
- Como principales límites, se debe notar la necesidad de realizar estudios anteriores para calibrar los modelos. Los datos que se necesitan para esto son generalmente diferentes de los datos rutinarios de caracterización que se tienen en las plantas de tratamiento. Todavía falta realizar investigación para evaluar la aplicabilidad de los modelos para diferentes efluentes industriales.

Nociones básicas para la modelación

Constitución de los modelos

Los modelos son una descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en un espacio delimitado (tanques y reactores). Sin embargo, uno debe darse cuenta que el hecho de que un modelo se ajuste bien a los datos experimentales y que prediga bien el comportamiento del sistema estudiado, no significa que los mecanismos del modelo son correctos del punto de vista microbiológico (Van Loosdrecht *et al.* 1999).

En tratamiento de aguas, los modelos se expresan a través de balances de masas que toman en cuenta la cinética de reacción de los procesos (procesos de transformación), la hidrodinámica (tipo de flujo y mezcla en el reactor) y el transporte de materia a través de los límites del sistema (flujos de entrada y salida). Los procesos de transporte son unas características específicas a cada sistema: configuración del reactor, distribución del influente, mezcla, dispersión, recirculación, extracción de lodo, etc. Los procesos de transformación, por el contrario, ocasionan cambios en la estructura y nivel de los componentes químicos con una velocidad que depende del ambiente local del proceso. Los procesos individuales que forman el modelo son relacionados a través de ecuaciones de leyes de conservación de masas (balances), las cuales se deben resolver, para poder describir los cambios en el estado del sistema a través de las variables de estado (concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno, por ejemplo). La escritura de balances de masas de un modelo resulta en un sistema de ecuaciones diferenciales totales y o parciales y de ecuaciones algebraicas. Su resolución necesita en general algún programa o *software*. Algunos autores suelen presentar sus modelos exhibiendo sistemas de ecuaciones ya manipuladas, simplificadas o despejadas, lo que sólo dificulta su comprensión. Una forma sistemática de presentar los modelos y facilitar su entendimiento es a través de:

1. Una lista de componentes representados por variables de estado (formas de sustancias) involucrados en los procesos: matriz de concentraciones $[C_i]$
2. Una descripción de los procesos de transformación que afectan los componentes: modelos bioquímicos, coeficientes estequiométricos, expresiones de ley de velocidad de reacciones.
3. Una caracterización del transporte convectivo de sustancias en los límites del sistema: diagrama de flujo.
4. Una caracterización de la dispersión y mezcla interna según el tipo de reactor/sistema, tanto para los componentes disueltos como para los sólidos suspendidos (sedimentación).

La notación matricial adoptada en el ASMI

Muchos modelos de lodos activados existen en la literatura y difieren entre ellos por la manera que se describen los procesos biológicos de transformación (modelos biocinéticos). Pero estos modelos venían presentados en forma de balances de masas, a veces con ecuaciones ya manipuladas o simplificadas, donde es difícil recobrar y aislar los diferentes procesos a la base del modelo. Esta forma de presentación fue uno de los obstáculos a la aceptación de los modelos por los practicantes (es muy frustrante buscar comprenderlos).

Una de las decisiones más importantes que tomó el “Task group” fue la de optar por una notación matricial. Este tipo de notación tiene su origen de Peterson E. E. (1965, Chemical Reaction Analysis, Prentice_Hall, N.J). Es una forma muy estructurada de presentar los elementos básicos del modelo y su interrelación en una sola tabla, como se muestra a continuación (Tabla I).

Tabla 1. Ejemplo de notación matricial ilustrada con un modelo de crecimiento heterótrofo en medio aerobio.

Componentes, $\text{® } i$	1 X_b	2 S_s	3 S_o	Tasas de reacción, r_j ($M L^{-3} T^{-1}$)
j Procesos, -				
1. Crecimiento	1	-1/Y	-(1-Y)/Y	$\frac{\mu_{max} S_s}{K_s + S_s} X_B$
2. Decaimiento	-1		-1	$b X_B$
Tasa de conversión total (observada)	$r_{i \text{ neta}} = \sum n_{ji} r_j$			
Parámetros estequiométricos Coeficiente de Rendimiento:: Y				Parámetros cinéticos Tasa de crecimiento Específica max: μ Constante de media Saturación: K_s Tasa específica de decaimiento: b
	Biomasa M (DQO) L^{-3}	Sustrato M (DQO) L^{-3}	Oxígeno (DQO negativo) L^{-3}	

En la tabla se enlistan:

- Los i componentes: oxígeno disuelto, sustrato soluble y biomasa, con su simbología en la primera línea y su descripción y unidades en la última.
- Los j procesos en la primera columna: crecimiento bacteriana y decaimiento.
- En el centro de la matriz se dan los coeficientes estequiométricos n_{ji} para cada proceso j , respecto a cada componente i .
ejemplo: El proceso de crecimiento puede escribirse: $n_{11} O + n_{12} S \rightarrow n_{13} X$
- Última columna: expresiones de la ley de velocidad de cada proceso, r_j .
- En la misma matriz se consignan también la nomenclatura de los componentes y definición de los parámetros cinéticos.

Cuando las unidades se escogen de forma consistente (por ejemplo en DQO), se puede verificar la continuidad y determinar el valor de los n_{ji} incógnitos a partir de la ecuación que iguala a cero la suma de los coeficientes de cada línea ($\sum n_{ji} = 0$ para DQO). Para cada proceso, uno de los coeficientes puede fijarse a 1 ó -1 mientras que se calculan los demás. Por convención, n_{ji} será negativo para los reactivos y positivo para los productos.

El chequeo de continuidad se hace recorriendo las líneas de la matriz: Por ejemplo, para el crecimiento, $\sum n_{ji} = 0, \rightarrow 1 + (-1/Y) + (-1)*(-1-Y)/Y = 0$. El último cociente se multiplica por (-1) por lo que la “DQO del oxígeno es negativa”, no es demanda, es disponibilidad. La continuidad para el decaimiento muestra que la descripción del proceso, tal como está dada en la tabla, es incompleta (falta representar los productos).

Abajo de cada columna, se puede calcular la tasa neta de conversión de cualquier componente i como resultante de los diferentes procesos j : $r_{i \text{ neta}} = \sum n_{ji} r_j$. Por ejemplo, la tasa neta de utilización de oxígeno (r_{O_2}) debida al consumo ocasionado, tanto por el crecimiento como por la respiración endógena, será dada por la siguiente expresión:

$$r_{O_2} = -\left(\frac{1-Y}{Y}\right) * \frac{\mu_{max} S_s}{K_s + S_s} X_B + (-1) * b X_B \quad (1)$$

La tasa neta de conversión es sólo la componente del balance de masa respecto a los procesos de transformación; falta añadir los términos de transporte y de acumulación para tener la ecuación completa de balance de masa. Por ejemplo, en el caso de un reactor de mezcla completa sin recirculación, los balances de biomasa activa X_B , y de sustrato S_S vienen dados por el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales acopladas:

$$\frac{d X_B}{dt} = (+1) * \frac{\mu_{max} S_S}{K_S + S_S} X_B + (-1) * b X_B + \frac{Q}{V} (X_{B,1} - X_B) \quad (2)$$

$$\frac{d S_S}{dt} = (-1/Y) * \frac{\mu_{max} S_S}{K_S + S_S} X_B + \frac{Q}{V} (S_{S,1} - S_S) \quad (3)$$

El índice “1” de los parámetros indica los valores en el influente. V es el volumen del reactor y Q el caudal de aguas residuales; t representa el tiempo.

La necesidad de programas para resolver los sistemas de ecuaciones se aprecia con este ejemplo simple, y aún más cuando se escribe la totalidad de los balances para los j compuestos, y que además se utilizan expresiones no simplificadas de las leyes cinéticas.

Funciones de activación y desactivación

Para ilustrar estas nociones se toma como ejemplo la expresión cinética utilizada en el ASM 1 para el proceso de crecimiento en medio anóxico (ecuación 4).

$$\frac{d X_{B,H}}{dt} = \mu_{max} \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] \left[\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] \eta_g X_{B,H} \quad (4)$$

$X_{B,H}$: biomasa heterótrofa activa

S_S : sustrato fácilmente biodegradable

S_O : concentración de oxígeno disuelto

S_{NO} : concentración de nitratos

η_g : factor de corrección de crecimiento en medio anóxico.

t : tiempo

$K_S, K_{O,H}, K_{NO}$: constantes de media saturación o de activación/desactivación

El crecimiento conjuntado al mecanismo de desnitrificación en un tanque anóxico ocurre con una velocidad que aumenta con la concentración de sustrato (DQO) y de nitratos presentes en el reactor, mientras que viene perjudicado por cualquier presencia de oxígeno disuelto. Para representar estos efectos se utilizan funciones matemáticas de activación y desactivación como los representados entre los [], siendo los valores de los K, cantidades pequeñas. La primera función $K_{O,H}/(K_{O,H} + S_O)$ ocasiona que las altas concentraciones de oxígeno disuelto provoquen una tendencia de la tasa de crecimiento a cero (desactivación), mientras que la presencia nula de O_2 permite que la función llegue a su máximo que es 1 (activación). En el caso de la segunda función $S_{NO}/(K_{NO} + S_{NO})$ con respecto a los nitratos, ocurre lo contrario; la activación se realiza en altas concentraciones de nitratos mientras que la desactivación está relacionada con la ausencia del mismo compuesto. Estas dos formas de funciones (activación /desactivación vs desactivación/activación) representan los dos tipos que se utilizan en las expresiones cinéticas, para traducir el efecto de varios parámetros. Aun si se parecen a la ecuación de Monod o a su inverso, son utilizadas antes de todo por su conveniencia matemática que por algún tipo de fundamento biológico.

La selección de algún pequeño valor más que otro para las constantes K suele realizarse con base en la búsqueda de lograr predecir de forma correcta la producción de lodo y la demanda de oxígeno (se hayan por calibración en escala real por opuesto a varios parámetros cinéticos que se determinan con los estudios de laboratorio).

Existen varias versiones modificadas del modelo ASM1 donde los autores extienden la utilización de las funciones de activación para tomar en cuenta algún otro parámetro que haya demostrado un efecto significativo en su caso específico (pH, Alcalinidad, etc.).

La DQO fraccionada como parámetro de caracterización

Uno de los desarrollos más significativos, logrado para mejorar la comprensión del proceso de lodos activados fue la adopción de la DQO como componente modelo para el sustrato. Entre la DBO, COT y DQO, el *task group* propuso utilizar la demanda química de oxígeno, porque primero es el único que permite establecer una liga clara entre los equivalentes de electrones entre el sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado (Task group 1987, Ubay Cokgor et al. 1998). De esta forma se pueden realizar balances de masas que cierren. La prueba de DQO es además rápida y repetible. Sin embargo, se había ya observado claramente que la DQO total, sola como tal, no es suficiente para predecir bien la producción de lodo y el consumo de oxígeno. Se sabía que la materia orgánica es muy heterogénea, siendo formada por una larga gama de compuestos, pero las observaciones experimentales permitieron llegar al consenso de que la materia orgánica biodegradable puede representarse dividiéndola en solo dos grupos de compuestos (modelo bi-sustrato) que tienen una diferencia muy marcada entre sus tasas de degradación (Ubay Cokgor *et al.* 1998). Los dos grupos fueron identificados como la fracción de DQO fácilmente biodegradable y su contraparte lentamente biodegradable. Las evidencias respirométricas que fueron a la base de esta decisión se ilustran con la figura 1 donde se pueden observar dos mesetas para el nivel de QO_2 , cada una representando la degradación de uno de los dos grupos antes mencionados.

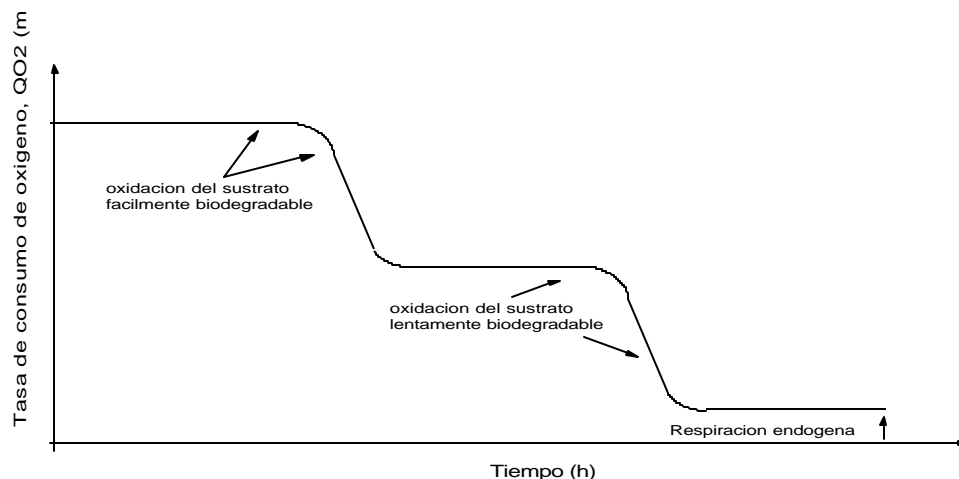


Figura 1: Ejemplo de respirograma de un agua residual en batch.

Modelo ASM n°1 del proceso de lodos activados

Presentación general del modelo

El modelo ASM1 fue desarrollado por el *Task group* en 1987. Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados de tipo lodos únicos. El modelo fue presentado utilizando la notación matricial (Tabla II). El modelo cuenta con:

- 13 componentes en total: 7 disueltos y 6 de partículas
- 9 procesos: 3 de crecimiento, 2 de decaimiento y 4 de hidrólisis.

Los componentes del modelo N°1

Son 13 componentes que incluyen 7 disueltos y 6 con una forma de partículas. Dentro de los 13 componentes los 7 primeros se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del lodo (medidos en DQO) mientras que existen 4 constituyentes nitrogenados además del oxígeno y de la alcalinidad. El parámetro de alcalinidad no es esencial al modelo, es sólo una información adicional añadida para permitir detectar indirectamente los riesgos de cambio en el pH.

El material carbonoso del modelo está dividido en un primer tiempo en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (materia orgánica inerte) y Biomasa (Figura 2).

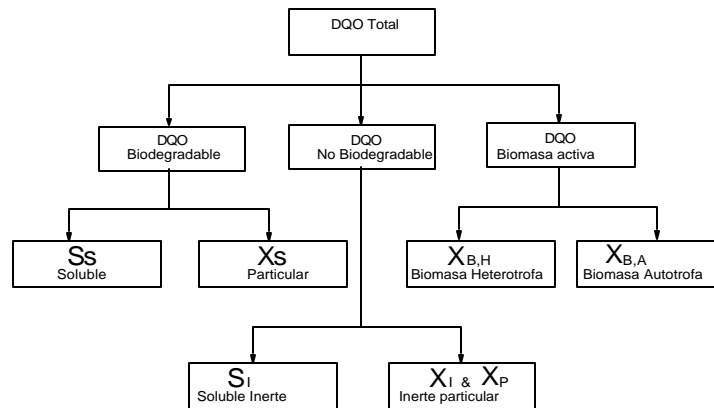


Figura 2. Componentes carbonosos del agua y lodo: Fragmentación de la DQO.

La parte biodegradable está luego dividida en una fracción rápidamente biodegradable (Ss soluble) y en una fracción lentamente biodegradable (Xs, particulada). Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesto de materia orgánica soluble que se adsorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos mientras que la fracción Xs compuesta de partículas, coloides y materia orgánica compleja, sufre una hidrólisis enzimática antes de poder ser adsorbida. En realidad, la fracción lentamente biodegradable incluye compuestos orgánicos solubles difícilmente biodegradables que se tratan como si fueran materia particulada.

La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte (Si) y en una fracción particulada (Xi). Los dos no son afectados por el proceso. Si abandona la planta con el efluente del sedimentador secundario mientras que Xi se enreda en el lodo purgado y contribuye a los sólidos volátiles (SSV).

La biomasa activa se divide en dos tipos de grupos de microorganismos: heterótrofos (XB,H) y autótrofos (XB,A). Por ende, una variable adicional, Xp, está introducida para modelizar la fracción inerte de productos procedentes del decaimiento de la biomasa. En la realidad, no se puede diferenciar Xp de Xi en el lodo.

La fragmentación del material nitrogenado se representa en la Figura 3.

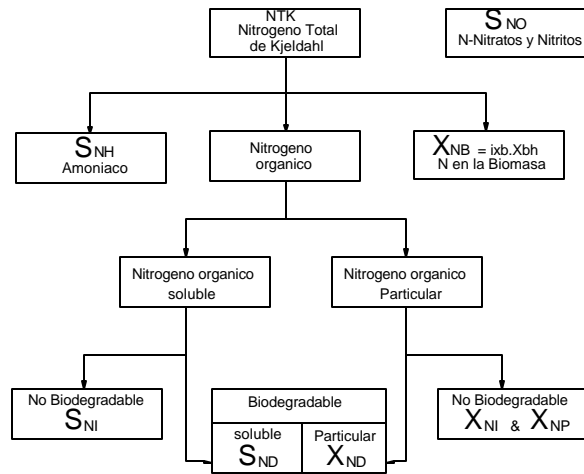


Figura 3. Componentes nitrogenados del agua y lodo: Fragmentación del N.

El nitrógeno total presente en el sistema incluye por un lado los nitratos y nitritos (S_{NO}) y por otro el nitrógeno total de Kjeldahl (NTK). Los nitratos y nitritos se combinaron en un solo componente para simplificar el modelo. Algunos autores utilizan versiones modificadas del modelo con una separación entre estos dos productos.

El nitrógeno total de Kjeldahl se fragmenta en nitrógeno amoniacal (S_{NH} , que incluye el $N-NH_4^+$ y $N-NH_3$), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. De forma idéntica a la materia orgánica carbonosa (DQO), el nitrógeno orgánico se divide en una fracción soluble y otra particulada, cada uno teniendo su fracción biodegradable y no biodegradable. Son únicamente las fracciones biodegradables, soluble (S_{ND}) y particulada (X_{ND}), que aparecen de forma explícita en el modelo. El nitrógeno de la biomasa activa (X_{NB}) se toma en cuenta de forma indirecta en el sentido que el decaimiento produce nitrógeno orgánico particulada biodegradable (1-fp). El nitrógeno orgánico asociado a la fracción de productos inertes particuladas (X_{NP}), así como el N asociado a la fracción inerte de materia orgánica (X_{NI}) se pueden calcular fácilmente, aun si no se muestran en la matriz del modelo.

En la tabla XXX se muestran algunas características típicas de aguas residuales domésticas primarias (presedimentadas).

Tabla 3. Características típicas de aguas residuales domésticas presedimentadas.

Símbolo	Unidades	Dinamarca	Suiza	Hungría
S_S	g DQO / m ³	125	70	100
S_I	g DQO / m ³	40	25	30
X_S	g DQO / m ³	250	100	150
X_I	g DQO / m ³	100	25	70
S_{ND}	g N / m ³	8	5	10
X_{ND}	g N / m ³	10	10	15
S_{NH}	g N-NH ₃ /m ³	30	10	30
S_{NI}	g N / m ³	2	2	3
S_{NO}	g N-NO ₃ /m ³	0.5	1	1

Los procesos del modelo No.1

El ASM1 original incluye 8 procesos que se pueden reagrupar en cuatro tipos:

1. Procesos de crecimiento (tres).
2. Procesos de decaimiento (dos).
3. Procesos de hidrólisis de partículas enredadas en los bio-flocs (dos).
4. Proceso de amonificación (uno).

Los diferentes procesos se describen a continuación:

- Crecimiento aerobio de los heterótrofos.

Se considera que sólo S_S interviene en el crecimiento de los heterótrofos. X_S debe sufrir una hidrólisis (tardada) antes de que pueda transformarse en S_S y ser utilizado por los microorganismos. El crecimiento se modeliza utilizando la estructura del modelo de Monod donde pueden ser limitantes tanto S_S , como S_O (el oxígeno). Este proceso es el que más contribuye en la remoción de DQO, producción de biomasa nueva y demanda de oxígeno. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células mientras que cambia también la alcalinidad.

- Crecimiento anóxico de los heterótrofos.

En la ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de utilizar los nitratos como aceptor terminal de electrones con S_S como sustrato. El proceso resulta en una producción suplementaria de biomasa heterótrofa y de nitrógeno gaseoso (desnitrificación). El último resulta de la reducción de los nitratos con su cambio subsecuente en la alcalinidad. Se utilizan las mismas expresiones cinéticas de tipo Monod respecto al sustrato asociado a funciones de activación/desactivación respecto a los nitratos y oxígeno. Se utiliza un factor de corrección η_g (<1) para tomar cuenta del hecho que la tasa máxima de crecimiento de los heterótrofos es menor en medio anóxico. El amoniaco y la alcalinidad sufren también cambios por las mismas razones que las anteriores.

- Crecimiento aerobio de los autótrofos.

El amoniaco se oxida en nitratos vía un proceso de nitrificación a etapa única, resultando en la producción de biomasa autótrofa nueva y un consumo adicional de oxígeno. El amoniaco se incorpora también en las células. El proceso tiene un efecto marcado en el balance de alcalinidad y en el consumo de O_2 mientras que la contribución en la formación de lodo es pequeña debido que la tasa de crecimiento de los autótrofos es muy baja. El modelo es de tipo Monod respecto al amoniaco y oxígeno (caso que es también una función de activación).

- Decaimiento de los heterótrofos.

La noción de decaimiento en este modelo incluye todos los fenómenos de lisis, respiración endógena, muerte o depredación. Su tratamiento matemático en el ASM1 es diferente del enfoque tradicional donde se le atribuía directamente un consumo de O_2 (respiración endógena). La modelación en el ASM1 utiliza la noción de muerte-regeneración, donde $X_B \rightarrow X_S + X_P$ sin consumo directo de O_2 . El consumo de O_2 está diferido hasta después que el X_S se transforma en S_S (hidrólisis) y que S_S se utiliza en el proceso de crecimiento. Por eso, el valor de b_H del modelo tiene mucha diferencia con respecto al valor empleado en los modelos tradicionales ($b'H$). El proceso manifiesta ninguna pérdida de DQO, ni consumo directo de O_2 ; por el contrario, produce residuos orgánicos inertes (X_P) y una DQO lentamente biodegradable (X_S). Se supone que el proceso ocurre con la misma velocidad en condiciones aerobias que anóxicas. El modelo utilizado es de orden 1 respecto a la biomasa.

- Decaimiento de los autótrofos.

El proceso se modeliza de la misma forma que para los heterótrofos.

- Amonificación del nitrógeno orgánico soluble, SND.

Se modeliza con una cinética de orden 1 respecto a S_{ND} y respecto a la biomasa heterótrofa. Es frecuente que se omita este proceso en las versiones modificadas del ASM1 debido a su rapidez.

- Hidrólisis de la materia orgánica.

La materia orgánica particulada lentamente biodegradable (X_S) se encuentra enredada en los flocs biológicos donde sufre un rompimiento y solubilización por efecto de las enzimas extracelulares. El resultado es la producción de sustrato soluble fácilmente biodegradable que se utiliza luego en el crecimiento. La estructura del modelo utilizado para este proceso es típica de los procesos de superficie (adsorción). Es también de orden 1 respecto a la biomasa pero tiende a

saturarse cuando la cantidad de sólidos enredados en los flocs (X_s) viene a ser grande comparado a la biomasa (X_{BH}). La hidrólisis es un proceso que ocurre tanto en condiciones aerobias como en condiciones anóxicas. Se utiliza un factor de corrección η_h (<1) para tomar en cuenta el hecho de que la tasa de hidrólisis es menor en medio anóxico comparado al medio aerobio.

- Hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado.

El nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) es parte de la materia orgánica particulada (X_S), por lo que la tasa de hidrólisis del primero está determinada por la tasa de hidrólisis (ρ_7) del segundo componente. El modelo utilizado muestra una proporcionalidad entre las dos tasas.

Origen y cambios sufridos por los componentes

En este apartado, se hacen comentarios respecto al origen y futuro de los componentes refiriéndose por eso a las columnas de la matriz del modelo.

Componentes orgánicos del agua

La materia orgánica en el agua residual está compuesta de:

Símbolo	Descripción	Columna
S_I	Materia orgánica inerte soluble	1
S_S	Materia orgánica rápidamente biodegradable	2
X_I	Materia orgánica particulada inerte	3
X_S	Materia orgánica lentamente biodegradable (particulada).	4

Columna 1 y 3. S_I y X_I no participan en ninguna conversión, pero S_I contribuye a la calidad del efluente y X_I es parte de los sólidos volátiles del licor mixto y de los lodos purgados.

Columna 2. S_S se utiliza en el crecimiento de la biomasa heterótrofa en condiciones aerobias y en condiciones anóxicas. Además de la cantidad inicial presente en el influente, S_S se genera continuamente como producto de la hidrólisis de la materia orgánica particulada X_S .

Columna 4. X_S se consume por hidrólisis pero se forma como producto de la lisis de la biomasa heterótrofa y autótrofa.

Componentes orgánicos de biomasa

La biomasa activa presente en el agua residual y en el licor mixto se caracteriza con los siguientes componentes:

Símbolo	Descripción	Columna
$X_{B,H}$	Biomasa Heterótrofa.	5
$X_{B,A}$	Biomasa Autótrofa	6
Además de X_P	Residuos inertes procedentes de la biomasa muerta.	7

Comúnmente se suele despreciar el aporte de biomasa activa por el influente. Por otro lado, la DQO total y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) del lodo purgado y licor mixto están formados por la biomasa activa y biomasa inactiva: $X_{B,H} + X_{B,A} + X_P + X_I + X_S$.

Columna 5 y 6. La biomasa heterótrofa $X_{B,H}$ y autótrofa $X_{B,A}$, se forman a partir del crecimiento aerobio, por un lado, y anóxico (sólo por $X_{B,H}$) por otro, mientras que se pierden por el proceso de decaimiento.

Columna 7. Al decaer, $X_{B,H}$ y $X_{B,A}$ dejan formarse entre otros productos, un residuo particulado inerte X_P que no participa en ninguna otra conversión (contribuye a la biomasa inactiva).

Oxígeno disuelto

Columna 8. El oxígeno está consumido en el crecimiento de los heterótrofos y autótrofos. El modelo no considera que se consume oxígeno directamente en el decaimiento (sólo indirectamente a través de S_s que proviene de la lisis). El modelo, como se ha representado, permite determinar el consumo de oxígeno (rO₂), pero no las variaciones en la concentración de oxígeno, S_o. Para poder predecir S_o, se necesita incluir el proceso de aireación en el modelo.

Origen del factor 4.57: $NH_3 + O_2 \rightarrow NO_3 \sim 4.57 \text{ mg de } O_2 \text{ por mg de } NH_3.$

Los compuestos nitrogenados.

Para el agua dentro del sistema de tratamiento, el modelo considera las siguientes cuatro formas de nitrógeno biodegradables:

Símbolo	Descripción	Columna
X _{ND}	N orgánico particulado biodegradable	12
S _{ND}	Nitrógeno orgánico soluble biodegradable.	11
S _{NH}	Nitrógeno amoniacal.	10
S _{NO}	Nitratos y nitritos.	9

Fuera de estas formas que se contemplan en la matriz, existen otras tres formas de nitrógeno orgánico que son las incorporadas en la biomasa (X_{NB} = i_{XB} · X_B), en los productos inertes de lisis (X_{NP} = X_P · i_{XP}) y en la fracción de materia orgánica inerte (X_{NI} = X_I · i_{XI}). Estas formas fácilmente calculables no son necesarias en el modelo puesto que no se puede hacer un chequeo del balance de nitrógeno, a menos que se capte y cuantifique el nitrógeno gaseoso del proceso (N₂).

Columna 9 (S_{NO}). El segundo receptor de electrón que incluye al modelo está formado de los nitratos (y nitritos). Están producidos en el crecimiento aerobio de los autótrofos y removidos en el crecimiento anóxico de los heterótrofos. El factor 2.86 que aparece en uno de los coeficientes estequiométricos corresponde al equivalente en O₂ de la conversión de NO₃ en N₂.

Columna 10. El nitrógeno amoniacal (S_{NH}) utilizado proviene de la reacción de amonificación del nitrógeno orgánico soluble y se consume principalmente cuando sirve de fuente de energía en el crecimiento de la biomasa autótrofa. Hay que contar también una fracción (i_{XB}) de NH₄⁺ que se incorpora en las células durante la síntesis. Se considera que a pH ~ 7.0, S_{NH} es formado principalmente del ion amonio NH₄⁺. Como simplificación, el modelo número 1 considera que la formación de NO₃ se hace directamente sin otra etapa que pasa por el NO₂.

Columna 11. El nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}) es producto de la hidrólisis de su forma particulada (X_{ND}) mientras que es removido por la amonificación.

Columna 12. X_{ND} se pierde de la solución por hidrólisis, pero se reacumula con la muerte de los microorganismos, tanto autótrofos como heterótrofos, donde se recupera el equivalente de i_{XB} · f_P · i_{XP}. El producto f_P · i_{XP} es la fracción que no está recuperable, porque está asociada a la fracción inerte de los productos de lisis.

4.4.5 Alcalinidad

Columna 13. Representa el balance de alcalinidad (S_{alk}), por lo que sería complicado incluir en el modelo, partes que permitan prever directamente las variaciones de pH. Se optó por hacer el balance de alcalinidad, pudiendo obtener de éste, señales sobre el pH. Para fines prácticos, se considera que una caída de 50 mg/L de CaCO₃ en la alcalinidad puede causar inestabilidad y caída del pH a valores menores que 6, lo que podría afectar de forma significativa el proceso de nitrificación.

Utilización del modelo ASM1

Antes de poder utilizar el modelo para simular una planta de tratamiento en particular, se debe realizar la calibración del mismo, actividad que lleva varios pasos. No se podría abordar de forma sistemática y completa este tema amplio en el contexto de este curso. A continuación se dan algunas indicaciones sobre los procedimientos a llevar a cabo, así como algunas referencias importantes para quien quiere profundizar sobre el tema.

Caracterización de las aguas y determinación de los parámetros del modelo

Uno de los pasos más importantes en los proyectos de modelación de plantas de tratamiento de aguas es la calibración, la cual puede llevar largas horas de muestreo, análisis y experimentos en el laboratorio y en planta para determinar varios de los parámetros cinéticos, estequiométricos y caracterizar las aguas. Un procedimiento experimental para determinar cada uno de los parámetros, está descrito en el informe del *Task group* (Task group 1987). La determinación de los parámetros cinéticos en general, y la caracterización del agua, en particular (según el principio de fragmentación de la DQO), se llevan a cabo utilizando experimentos de respirometría.

La utilidad y exactitud de los modelos se juzga principalmente por su habilidad a bien predecir la producción de lodos y sobre todo la demanda de aceptor de electrones (oxígeno y nitratos). Por lo tanto, la técnica de respirometría juega un papel fundamental en casi la mayoría de las determinaciones de parámetros y características de las aguas y lodos (Spanjers et al. 1998).

Varias de las técnicas expuestas en el documento original del modelo ASM1 son complejas pero no eran propuestas definitivas. En la literatura más reciente, se puede encontrar algunos métodos alternativos para varios de los parámetros del modelo (Ubay-Cokgor et al. 1999, Sollfrank y Gujer 1991, Vanrolleghem et al. 1999, Kappeler y Gujer 1992, Sperandio et al 2001, entre otros). En los procedimientos alternativos más recientes, suele ser frecuente la utilización de la respirometría para determinar los parámetros.

Al inicio, la utilización de los procedimientos presentados en el documento del *Task Group* ha permitido hallar y proponer una lista de parámetros de “default” que uno puede utilizar para fines de simulación general o inicio de estudios de calibración. Estos datos se presentan en la tabla 4.

Tabla 4. Valores de “default” de los parámetros del ASM1 y rangos.

Símbolo	Unidades	Valor a 10°C	Valor a 20°C	Rangos a 20°C
Coefficientes estequiométricos				
Y_A	g de DQO de células formadas / g N oxidado	0.24	0.24	0.07-0.28
Y_H	g de DQO de células formadas / g DQO oxidado	0.67	0.67	0.46-0.69
f_P	adimensional	0.08	0.008	-
i_{XB}	g N / g DQO de biomasa	0.086	0.086	-
i_{XP}	g N / g DQO de productos	0.06	0.06	0.02-0.1
Parámetros cinéticos				
$\mu_{H,max}$	día ⁻¹	3.0	6.0	3.0-13.2
K_S	g DQO/m ³	20.0	20.0	10-180
$K_{O,H}$	g O ₂ /m ³	0.20	0.20	0.01-0.2
K_{NO}	g N-NO ₃ /m ³	0.50	0.50	-
b_H	día ⁻¹	0.20	0.62	0.05-1.6
η_g	adimensional	0.8	0.8	-
η_h	adimensional	0.4	0.4	0.4-1
k_{hs}	g DQO lentamente biodeg./ g DQO células .día	1.0	3.0	1.0-3.0
K_X	g DQO lentamente biodeg./ g DQO células	0.01	0.03	0.01-0.03
$\mu_{A,max}$	día ⁻¹	0.3	0.8	0.34-0.8
K_{NH}	g N-NH ₃ /m ³	1.0	1.0	-
$K_{O,A}$	g O ₂ /m ³	0.4	0.4	-
k_a	m ³ /g DQO . día	0.04	0.08	-
b_A día ⁻¹ ...	-	0.15	-

Dentro de la lista de parámetros, el *Task Group* identificó un cierto número de ellos, cuyo valor, no muy variable de una agua a otra, puede suponerse igual al valor de “default”, necesitando sólo hallar el valor de los demás parámetros, para el caso específico de planta de tratamiento que se está calibrando. Los parámetros que se pueden tomar como supuestamente fijos son: Y_A , f_p , i_{XB} , i_{XP} , $K_{O,H}$, K_{NO} , $K_{O,A}$, b_A

Los datos de la tabla se consideran típicos para un pH cercano de la neutralidad y para aguas municipales. El *Task Group* reconoce que existe un cierto riesgo en la utilización generalizada de estos valores debido a que son fuertemente influenciados por las condiciones específicas del agua residual, en particular la temperatura, el pH y los compuestos presentes en el agua. Estos valores pueden utilizarse sólo cuando no existen datos específicas. No se ha demostrado la aplicabilidad del modelo para las aguas residuales industriales y menos para los valores de “default”.

Protocolo de simulación de plantas de tratamiento

La implementación del modelo para simular plantas de tratamiento debe de realizarse siguiendo una metodología ordenada. Un ejemplo de protocolo que se podría seguir, uno de los pocos publicados, es el propuesto por la STOWA (Fundación holandesa de investigación aplicada en agua) y utilizado en Holanda para simular las plantas de tratamiento de aguas municipales a gran escala (Hulsbeek *et al* 2002). La figura 4 representa los pasos, los cuales que se detallan en el documento referido.

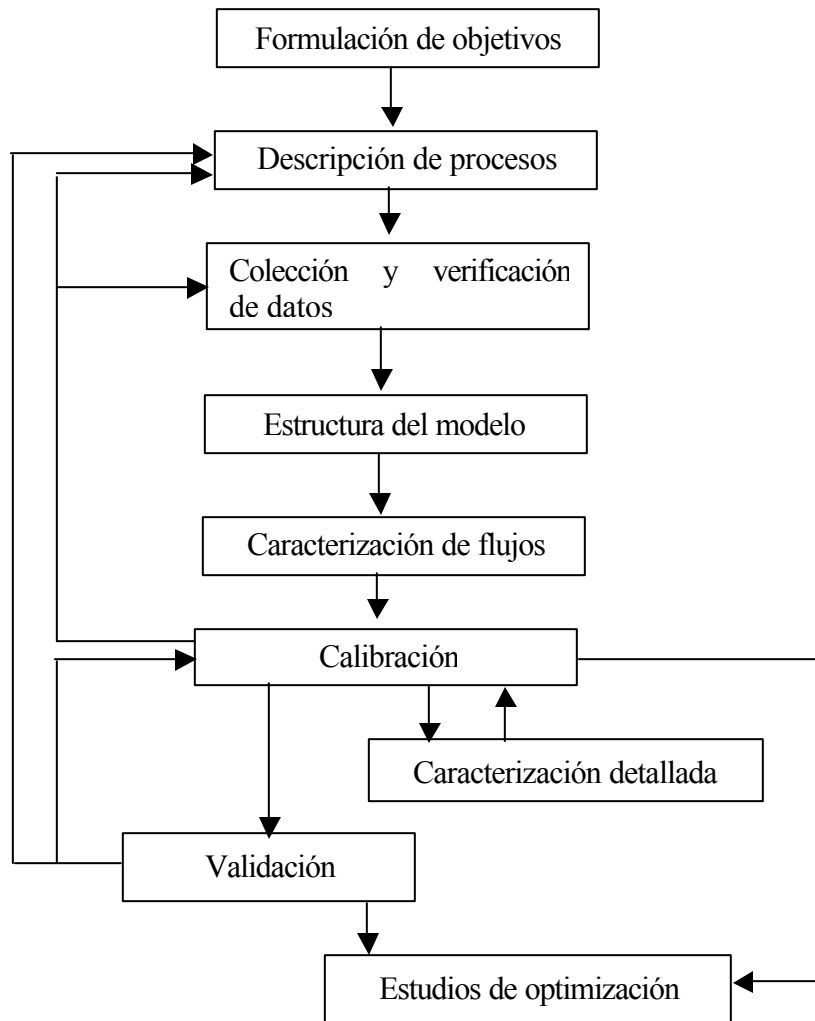


Figura 4. Protocolo de simulación de plantas de tratamiento propuesto por la STOWA.

Varias de las plantas de tratamiento de aguas municipales de Holanda han sido modelizadas, permitiendo acumular una experiencia sin precedente en el tema (más de 100 plantas en los últimos cinco años), lo que permitió a la STOWA elaborar un protocolo consensual fácil de usar.

El protocolo es útil para servir de guía en todo lo relacionado con el procedimiento general de modelación, pero también lleva varias particularidades que lo desapegan de los procedimientos de calibración y caracterización del documento del ASMI:

1° Después de constatar que la simulación en planta real no es sensible a una evaluación exacta de la partición entre X_s y S_s , propusieron una metodología de caracterización mucho más simple, en la cual se utilizan análisis físico-químicos y mediciones de la curva de DBO, al lugar de la respirometría (Roeleveld *et al* 2002). Se reconoce que los datos hallados de esta forma podrían no ser aplicables a experimentos a pequeña escala como los estudios de laboratorio.

2° Notaron que la simulación en planta es mucho más sensible a los datos de caudales, los cuales deben ser verificados y confirmados con balances de masas (Meijer *et al* 2002). La simulación es poco sensible a varios de los parámetros cinéticos o características del agua. Los autores sugieran calibrar el modelo directamente en la planta, empezando con los valores de “default” y ajustando algunos parámetros específicos:

- a) Medir y calibrar la composición y cantidad de lodo, ajustando X_s y X_i del influente, así como i_{XB} y i_{XI} .
- b) Medir y calibrar el amoníaco del efluente, ajustando $K_{O,H}$, K_{NH} y b_A .
- c) Medir y calibrar la concentración de nitratos en el efluente, ajustando η_g , b_H , $K_{O,A}$, $K_{O,H}$.

En el caso de que los parámetros necesiten ser ajustados fuera de los rangos típicos, se considera que en el caso de Holanda es muy probable que el problema se ubique en los datos de caudales.

Bibliografía

- Task Group (1987). Henze M., Gujer W., Mino T. and Van Loosdrecht M.V. (2002). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IAWQ scientific and technical report N° 9, edited by IWA Task Group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, IWA publishing, London, UK, 130 p.
- Task Group (2002). Anaerobic Digestion model N°1, IAWQ scientific and technical report N° 13, edited by IWA Task Group on mathematical modelling of anaerobic digestion processes, IWA publishing, London, UK, 80 p.
- Meijer S.C.F., Van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2001). Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP's. *Wat. Res.* Vol. 35 (11), pp 2711-2723.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. and Vanrolleghem P.A. (2001). River Water Quality Model N° 1, IAWQ scientific and technical report N° 12, edited by IWA Task Group on River Water Quality Modelling, IWA publishing, London, UK, 136 p.
- Reichert P., Von Schulthess R. and Wild D. (1995). The use of AQUASIM for estimating parameter of activated sludge models, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 31 (2), pp 135-137.
- Reichert P., (1998). AQUASIM 2.0 -Tutorial, computer program for the identification and simulation of aquatic systems, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), Switzerland.
- Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterization in the Netherlands. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 45 (6), pp 77-87.
- Hulsbeek J.J.W., Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 45 (6), pp 127-136.
- Sollfrank U. and Gujer W. (1991). Characterization of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 23, pp 1057-1066.
- Spanjers H., Vanrolleghem P.A., Olsson G. and Dold P.L. (1998). *Respirometry in control of the activated sludge process: principles.* IAWQ scientific and technical report N° 7, IAWQ Task Group on Respirometry, IAWQ, London, UK, 48 p.
- Van Loosdrecht M.C.M. y Henze M. (1999). Maintenance, endogeneous respiration, lysis, decay and predation. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39 (1), pp 107-117.
- Petersen, E.E. (1965). *Chemical Reaction Analysis.* Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.
- Ubay-Cokgor E., Sozen S., Orhon D. and Henze M. (1998). *Respirometric Analysis of activated sludge behaviour. I. Assessment of the readily biodegradable substrate,* *Wat. Res.* Vol. 32 (2), pp 461-475.

Tabla 2. Modelo ASMI en notación matricial.

Componentes, i	1 S_I	2 S_S	3 X_I	4 X_S	5 $X_{B,H}$	6 $X_{B,A}$	7 X_P	8 S_O	9 S_{NO}	10 S_{NH}	11 S_{ND}	12 X_{ND}	13 S_{ALK}	Tasas de reacción, r_j ($M L^{-3} T^{-1}$)
Crecimiento aeróbio de heterótrofos		$-1/Y_H$			1			$-(1-Y_H)/(Y_H)$		$-i_{XB}$			$-i_{XB}/14$	$m_{H,max} \left[\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] X_{B,H}$
Crecimiento anóxico de heterótrofos		$-1/Y_H$			1			$-(1-Y_H)/(2.86 Y_H)$		$-i_{XB}$			$\frac{[(1-Y_H)/(14 \times 2.86 Y_H)] - i_{XB}/14}{i_{XB}/14}$	$m_{H,max} \left[\frac{S_S}{K_S + S_S} \right] \left[\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right] \left[\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right] h_g X_{B,H}$
Crecimiento aeróbio de autótrofos						1		$-(4.57 - Y_A)/(Y_A)$	$1/Y_A$	$-i_{XB} - (1/Y_A)$			$(-i_{XB}/14) - (1/7Y_A)$	$m_{A,max} \left[\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right] \left[\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right] X_{B,A}$
Decaimiento de heterótrofos				$1-f_p$	-1		f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$
1. Decaimiento de autótrofos				$1-f_p$		-1	f_p					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$
Amonificación de N orgánico soluble		1		-1						1	-1		$1/14$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
2. Hidrólisis de los orgánicos enredados														$k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + h_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
3. Hidrólisis del Nítr. orgánico enredado											1	-1	-1	$r_7 (X_{ND} / X_S)$
Tasa de conversión Total (observada)	$r_{i \text{ neta}} = \sum n_{ji} r_j$													

Parámetros estequiométricos

Rendimiento de los heterótrofos:.....: Y_H
 Rendimiento de los autótrofos:.....: Y_A
 Fracción de biomasa que se transforma en productos inertes.....: f_p
 Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO: i_{XB}
 Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO: i_{XP}

Componentes

<p>S_I: mat. orgánica inerte soluble, $M(DQO)L^{-3}$ S_S: mat. org. rápidamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$ X_I: mat. org. inerte en forma particulada, $M(DQO)L^{-3}$ X_S: mat. org. lentamente biodegradable, $M(DQO)L^{-3}$ $X_{B,H}$: biomasa heterótrofa activa, $M(DQO)L^{-3}$ $X_{B,A}$: biomasa autótrofa activa, $M(DQO)L^{-3}$ X_P: Productos particuladas inertes procedentes del decaimiento, $M(DQO)L^{-3}$</p>	<p>S_O: oxígeno disuelto (DQO negativa), $M(-DQO)L^{-3}$ S_{NO}: N en nitratos y nitritos, $M(N)L^{-3}$ S_{NH}: $N-NH_4^+ + N-NH_3$, $M(N)L^{-3}$ S_{ND}: N orgánico soluble biodegradable, $M(N)L^{-3}$ X_{ND}: N orgánico particulada biodegradable, $M(N)L^{-3}$ S_{ALK}: Alcalinidad: unidades molares</p>
--	---

Parámetros cinéticos

- Crecimiento y decaimiento de heterótrofos: $\mu_{H,max}$, K_S , $K_{O,H}$, K_{NO} , b_H
- Crecimiento y decaimiento de autótrofos: $\mu_{A,max}$, K_{NH} , $K_{O,A}$, b_A
- Factor de corrección para el crecimiento de Autótrofos en medio anóxico: η_g
- Hidrólisis: k_h , K_X
- Amonificación: k_a
- Factor de corrección para la hidrólisis en medio anóxico: η_h

Capítulo 23

MEJORAMIENTO AMBIENTAL DE UN RÍO URBANO: EL CASO DEL RÍO JUNCTION CREEK SUDBURY, ONTARIO, CANADÁ

Resumen

La región de Sudbury tiene una larga tradición minera, que comenzó en el año de 1883, al ser descubiertos grandes depósitos de cobre y níquel. Para el año 1888 el primer “Alto Horno” inició sus operaciones en el área y se llevó a cabo la primera fundición de mineral que provenía de la mina Copper Cliff. Otras minas fueron desarrolladas y explotadas. Ya para finales del siglo, la industria minera estaba bien consolidada, lo que permitió el desarrollo económico de esta región del norte de la Provincia de Ontario en el Canadá.

Actualmente el principal mineral explotado es el níquel, y en menor cantidad el cobre, zinc y en mucho menor cantidad cobalto. Un gran número de minas continúan en operación, pero la más grande es operada por la compañía INCO y es la mina Copper Cliff. La contaminación generada por la extracción, la separación mecánica, la fundición y la refinación han causado contaminación en el medio ambiente con metales pesados, además de la acidificación del suelo, con la consecuente erosión del mismo. Casi 7,000 lagos fueron contaminados y cientos de hectáreas desposeídas de vegetación y de fauna.

El embalse del Río Junction Creek no fue contaminado por la explotación minera. Esta contaminación se empezó a monitorear y a documentar a partir de los años sesentas. Y no fue sino hasta los años setentas que la compañía INCO empezó a mostrar interés en controlar las descargas de flujos hacia la Junction Creek al suroeste de la ciudad de Sudbury.

Otro de los problemas ambientales que hasta la fecha no se ha solucionado comenzó en los años 20. La Compañía ferroviaria Canadian Pacific adquirió una planta de Creosoto, producto químico utilizado en el tratamiento de vigas para vías de ferrocarril. La planta fue cerrada pero la contaminación ha continuado hasta nuestros días.

En el año 1999 un grupo de ciudadanos decidieron agruparse para hacer frente común al problema de contaminación de este importante río urbano que atraviesa la ciudad de Sudbury. Con apoyo del Municipio de la ciudad, las industrias mineras INCO, Falconbridge, así como la de los ciudadanos y comerciantes de la ciudad, el comité logró hacer transformaciones radicales en este río urbano. El Comité lleva por nombre “Comité de intendencia del río Junction Creek”; está formado por ciudadanos, trabajadores de la industria minera, de la Universidad Laurentian, del Gobierno Municipal, Provincial y Federal; de comerciantes, de voluntarios de distintas clases sociales y otros; todos unidos con el deseo de mejorar el medio ambiente para las generaciones futuras.

Introducción

La región del municipio de Sudbury es conocida mundialmente por su complejo metalúrgico. Dicho complejo es uno de los más grandes del mundo y por consecuencia, la región, bajo la influencia de este complejo, es una de las más contaminadas de la Tierra. Con sus 17,000 ha de tierras infértiles y sus 7,000 lagos contaminados, Sudbury ha sido uno de las fuentes más importantes de emisión de dióxido de azufre del mundo (Pearson, *et al* 1995). Pero esta situación cambió cuando en los años sesentas, el gobierno Provincial empezó a imponer límites anuales a la emisión de dióxido de azufre a las compañías mineras. Este programa provincial estaba dirigido a incrementar la calidad del aire de la región. La Compañía INCO se vio en la necesidad de construir una Chimenea de 381 m que fue la más alta chimenea del mundo hasta

hace pocos años. Esta súper chimenea fue construida y terminada en 1972 en el pueblo de Copper Cliff donde se encuentra el “Alto Horno” de la compañía INCO (Potvin, *et al* 1995).

La combinación de varios factores contribuyó de una manera significativa a incrementar la calidad del aire en la región. Los factores fueron principalmente el incremento de la dispersión de los contaminantes en la atmósfera, la reducción importante de las emisiones de dióxido de azufre y el hecho de que varias plantas de fundición obsoletas fueron cerradas (como la planta de pirrodita de la compañía Falconbridge). La concentración de dióxido de azufre disminuyó drásticamente en un 50% a partir de 1972. Durante los ochentas la media anual de la concentración de dióxido de azufre se mantuvo debajo de las normas provinciales, es decir, de 0.020 ppm. Sin embargo, a pesar de estos logros, se siguen teniendo fumigaciones esporádicas que requieren que el “Alto Horno” se ajuste a las condiciones atmosféricas diarias y, si es necesario, cerrarlo completamente por varias horas. (Freedman *et al.* 1980)

Entre 1973 y 1981, aproximadamente 15,000 toneladas por año de material fueron liberadas a la atmósfera (Ontario Ministry of Environment. 1982; Ozvacic 1982). Estas emisiones incluían aproximadamente 1,800 toneladas de hierro, 700 toneladas de cobre, 500 toneladas de níquel, 200 toneladas de plomo y 100 toneladas de arsénico en una base anual (Ozvacic 1982). Pero en 1990, el total de emisión fue de 216 toneladas al año; esto es el 10% de los niveles que se tuvieron en 1970 (Potvin, 1995). Además del daño que se produjo en el ámbito terrestre a la vegetación, así como la acidificación de los suelos, causaron mortalidad en las plantas, decoloración de las hojas y reducción del crecimiento en el pino blanco (*Pinus strobus*), y del abedul blanco (*Betula papyrifera*) (Skelly *et al.* 1987).

La sedimentación de los lagos en Sudbury ha revelado ser un instrumento importante para determinar los efectos dañinos que la industria minera ha causado a los lagos de Sudbury. La acidificación de los lagos comenzó en 1920 en los lagos cercanos a los “Altos Hornos”, aumentó entre 1950 y 1960 debido a la fuente de emisión de dióxido de azufre liberado en la atmósfera. Las técnicas de paleolimnología permitieron trazar la historia de la contaminación de los lagos, por medio de la información presente en los sedimentos. Estos datos han sido utilizados como parte integral en los programas de monitoreo y evaluación ya que podemos utilizarlos como indicadores de las condiciones del ecosistema y los cambios que este ha sufrido durante los últimos años. Estos datos también permitieron detectar y cuantificar los cambios en la calidad del agua de los lagos desde las condiciones pre-industrial hasta el día de hoy (Dixit *et al* 1995).

Programa de restauración de las tierras y lagos del municipio de Sudbury

Restauración de las tierras

En el año 1974, la municipalidad regional de Sudbury (2,800 km²) comenzó un programa de rehabilitación de las tierras y lagos. El municipio decidió invitar a un grupo de consejeros para dialogar en un foro abierto sobre el futuro ecológico del municipio. Este foro dio origen a una estrecha colaboración por parte de varios grupos interesados en el medio ambiente. Entre ellos había representantes de la Universidad, la industria minera, el gobierno provincial y federal, así como el público en general. Una de las primeras labores que este grupo llevó a cabo fue el de identificar las áreas que necesitaban una atención urgente y prioritaria. Al mismo tiempo parcelas experimentales fueron establecidas en varios lugares para probar aditivos y mezcla de pastos. Estos experimentos demostraron que era posible una recuperación rápida de la vegetación en la región. Otros se llevaron a cabo en parcelas localizadas cerca de dos escuelas primarias y los resultados fueron muy satisfactorios. Para 1978 el Municipio comenzó un programa de restauración de toda la región, ese mismo año una de las compañías mineras locales despidió temporalmente a 3,500 empleados. El municipio buscando soluciones económicas para apoyar a los desempleados consiguió financiamiento para contratar a estudiantes y trabajadores durante el verano, para que realizaran faenas diversas necesarias para la restauración; esta fue una excelente oportunidad para utilizar a los individuos en una causa común (Lautenbach, 1987). La restauración no se llevó de una manera fácil desde el punto de vista técnico, debido a los grandes desafíos tales como un pH, variando de 3.0 a 4.5; el análisis de laboratorio demostró que el crecimiento de las raíces de las plantas era difícil debido a la toxicidad del suelo con concentraciones de cobre, níquel y aluminio muy altas (Winterhalder, 1984). Se necesitaba crear un ambiente de autosuficiencia en el ecosistema, la utilización de plantas tolerante a los suelos ácidos, utilización de plantas nativas y

restaurar los ciclos de los elementos nutritivos entre otros (Beckett et al 1990). Para aumentar el pH de 3 al menos a 5, se aplicaron 10 toneladas de limo por hectárea y fueron aplicadas varias semanas antes de la fertilización y de la siembra. En cuanto a la fertilización se refiere se aplicaron entre 390 a 400 kg por hectárea y el fertilizante utilizado fue 6N-24P-24K. Se sembraron cinco tipos de gramíneas y dos tipos de leguminosas. 20% *Agrostis gigantea*, 10% *Festuca rubra*, 20% *Phleum pratense*, 15% *Poa compressa*, 15% *Poa pratensis*, 10% *Lotus corniculatus* y 10% *Trifolium hybridum*. Dos años más tarde se plantaron arbustos y árboles con especies como *Pinus banksiana*, *Pinus resinosa*, *Pinus strobus*, *Picea glauca*, *Larix laricina*, *Quercus borealis* y *Robinia pseudocacia* (Winterhalder. 1983) Los resultados que se obtuvieron con el programa de restauración fueron sorprendentes a tal grado que en la conferencia internacional de Río de Janeiro en 1992, la ciudad de Sudbury recibió un reconocimiento por el éxito obtenido a través de su programa de restauración (Lautenbach et al 1995).

Restauración de lagos

Con pH menores a 6, muchas especies de plantas y animales acuáticos sufren daños severos y muchas de ellas desaparecen por completo (Schindler et al 1990). En el año 1980 había en la provincia de Ontario 19,000 lagos con estas condiciones, es decir pH menor a 6. Un tercio de estos lagos se encontraba en Sudbury o en las cercanías de esta ciudad. Estos lagos fueron acidificados por las emisiones de dióxido de azufre constantes producidas por las fundidoras locales (Dixiti et al 1995). La solución a este problema era la de cortar la fuente que mantiene el pH bajo. Un esfuerzo importante fue llevado a cabo al reducir las emisiones de dióxido de azufre en la atmósfera. Otra solución fue la de neutralizar la acidez de los lagos por medio de la adición de limo y de sustancias básicas como hidróxido de calcio y/o carbonato de calcio (Yan et al 1990). Ocho lagos cercanos a las fundidoras fueron seleccionados para llevar a cabo experimentos para mejorar el pH. Los experimentos mostraron un mejoramiento en el pH de los ocho lagos, y consecuentemente de la calidad del agua. En el fondo de los lagos las bacterias, el fitoplancton y las algas litorales respondieron rápidamente y directamente a la calidad del agua. En la superficie la repoblación de la fauna respondió favorablemente (Gunn et al 1988, Gun et a.1990). Especies tales como *Gavia immer*, los patos (*Anas rubripes*; *Anas platyrhynchos*), empezaron a repoblar los lagos (McNicol, et al 1995).

Mejoramiento de los lagos urbanos

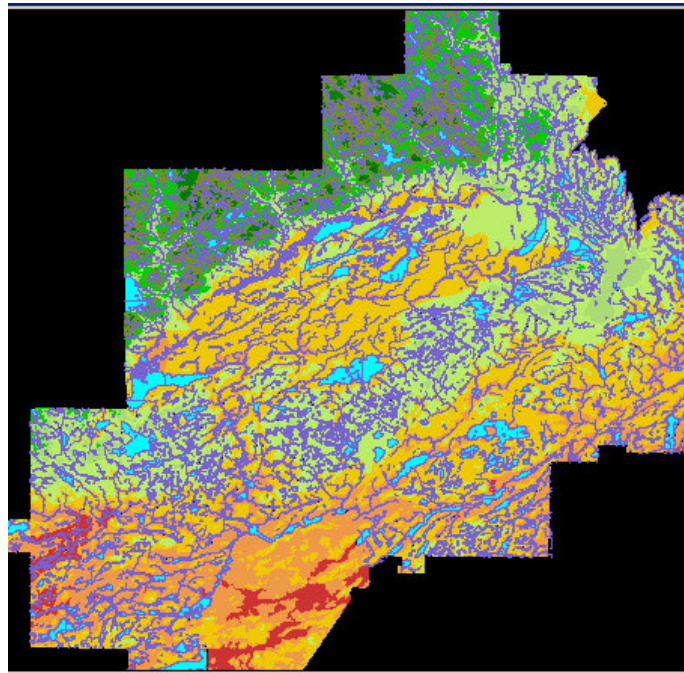
Dentro de los límites del municipio se encuentran al menos 33 lagos con una superficie que varía de 10 a 1,331 ha y con una profundidad máxima de 3 a 36 m. Estos lagos forman 10% del total del área de la estructura glacial y que hace de Sudbury uno de los lugares con una de las más altas concentraciones de lagos urbanos del mundo (Gunn & Séller, 1995). Se identificaron seis factores que afectan la química y la biología de los lagos urbanos dentro de esta ciudad industrial: acidificación, contaminación por metal, eutrofización, alteración de las orillas de los lagos, introducción e invasión de especies exóticas y finalmente alteración hidrológica. (Jeffries et al 1984). A pesar de que todavía se cuenta con muchos problemas, los lagos urbanos de Sudbury comienzan a mostrar un mejoramiento neto y tangible. Existen aproximadamente 30 especies de peces que se han introducido o reintroducido con excelentes resultados, especies tales como *Micropterus dolomieu*, *Esox lucius*, *M. Salmoides*, *Salvelinus namaycush* y *Stizostedion vitreum* entre otras (Gunn & Séller, 1995).

La hidrología del embalse de Sudbury

El drenaje del agua superficial de la región de Sudbury está determinado por tres Sistemas mayores, todos ellos se dirigen inevitablemente hacia el lago Huron.(Card. 1978). El primero es el sistema del río French que tiene como tributarios principales el subsistema del río Wanapitei y del lago del mismo nombre. En segundo lugar se encuentra el sistema del lago Panache, y que va desembocar a través del río Whitefish al lago Hurón. El lago Panache se alimenta de la descarga de una serie de lagos: Daisy, Richard, McFarlane y Long Lake. (Wang. 1978).Y finalmente el tercer sistema, el del río Spanish que es el más importante y que cuenta con cinco subsistemas: Onaping, Vermilion, Whitson, Levey Creek y la Junction Creek (Pearson, 2002). El subsistema del río Junction Creek está dividido en dos secciones: la primera es Upper Junction Creek que cubre una área de 15,643.6 ha y que va en dirección noreste-suroeste a partir de pueblo Garson hasta el pueblo Copper Cliff; la segunda es Lower Junction Creek con sus 6,866.6 ha y que va de Lively hasta Whitefish y se encuentra al sur de la Upper Junction Creek también en dirección noreste - suroeste (Co-operative Freshwater Ecology Unit).

El subsistema del río Junction Creek es el objetivo central de estudio del presente trabajo. El río es considerado como un río urbano ya que atraviesa la ciudad de Sudbury en dirección noreste-suroeste. Este río ha sido tema de varios estudios no sólo por la alta contaminación que presenta sino también por que fue el origen de las constantes inundaciones que la ciudad de Sudbury sufrió a través de los años, como fue el caso de la inundación de la primavera de 1998, que provocó que se cerrara el tráfico y que se tuvieron que utilizar sacos y bolsas de arena para proteger las propiedades cercanas al río (Kirchhefer, S.A. 2000)

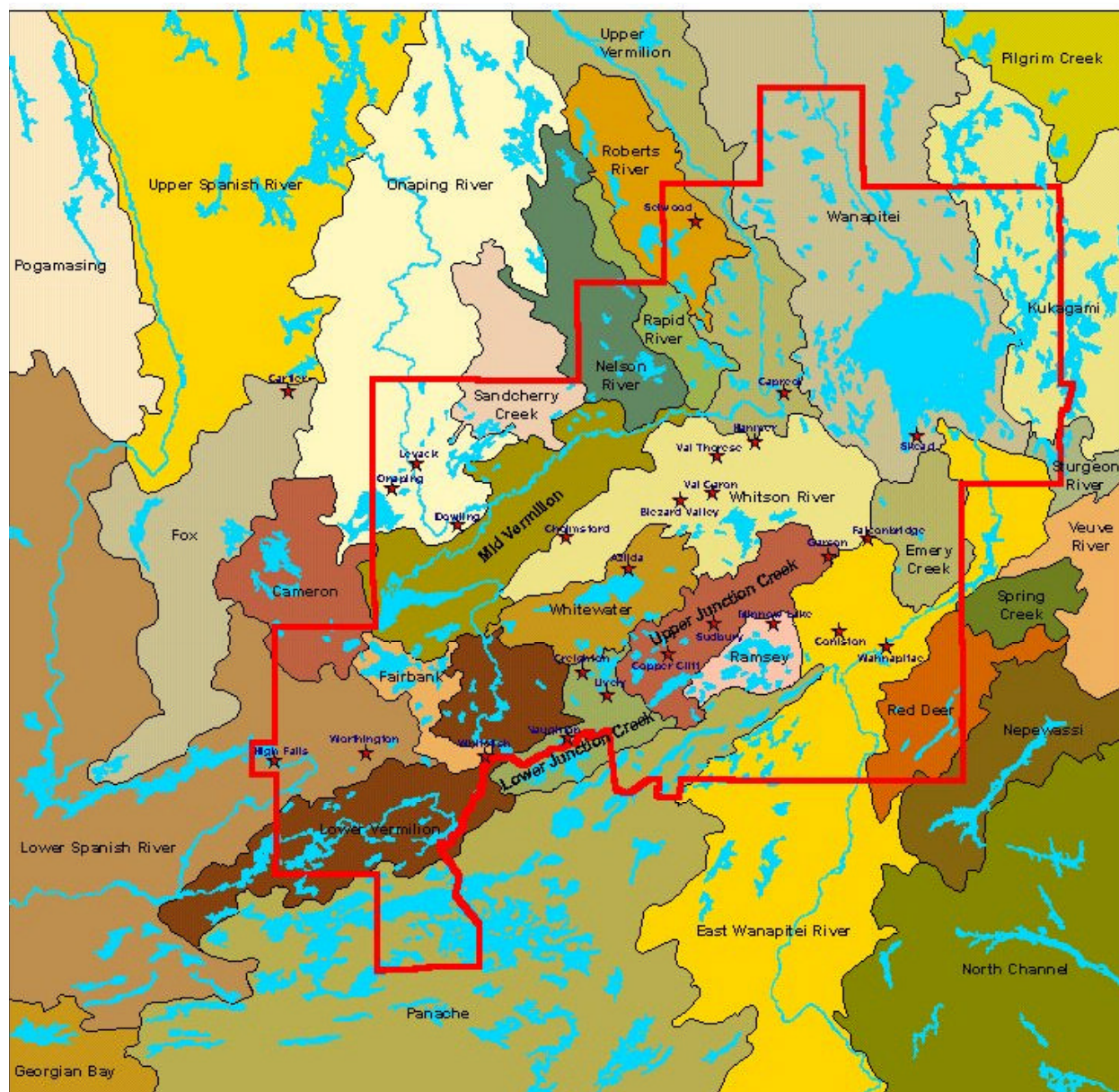
El río Junction Creek cristalino de aguas transparentes fue contaminado por metales pesados, y otras sustancias como el creosoto. El río fue utilizado durante varios años como drenaje, todos estos contaminantes hicieron que el río perdiera su belleza natural, su fauna y flora.

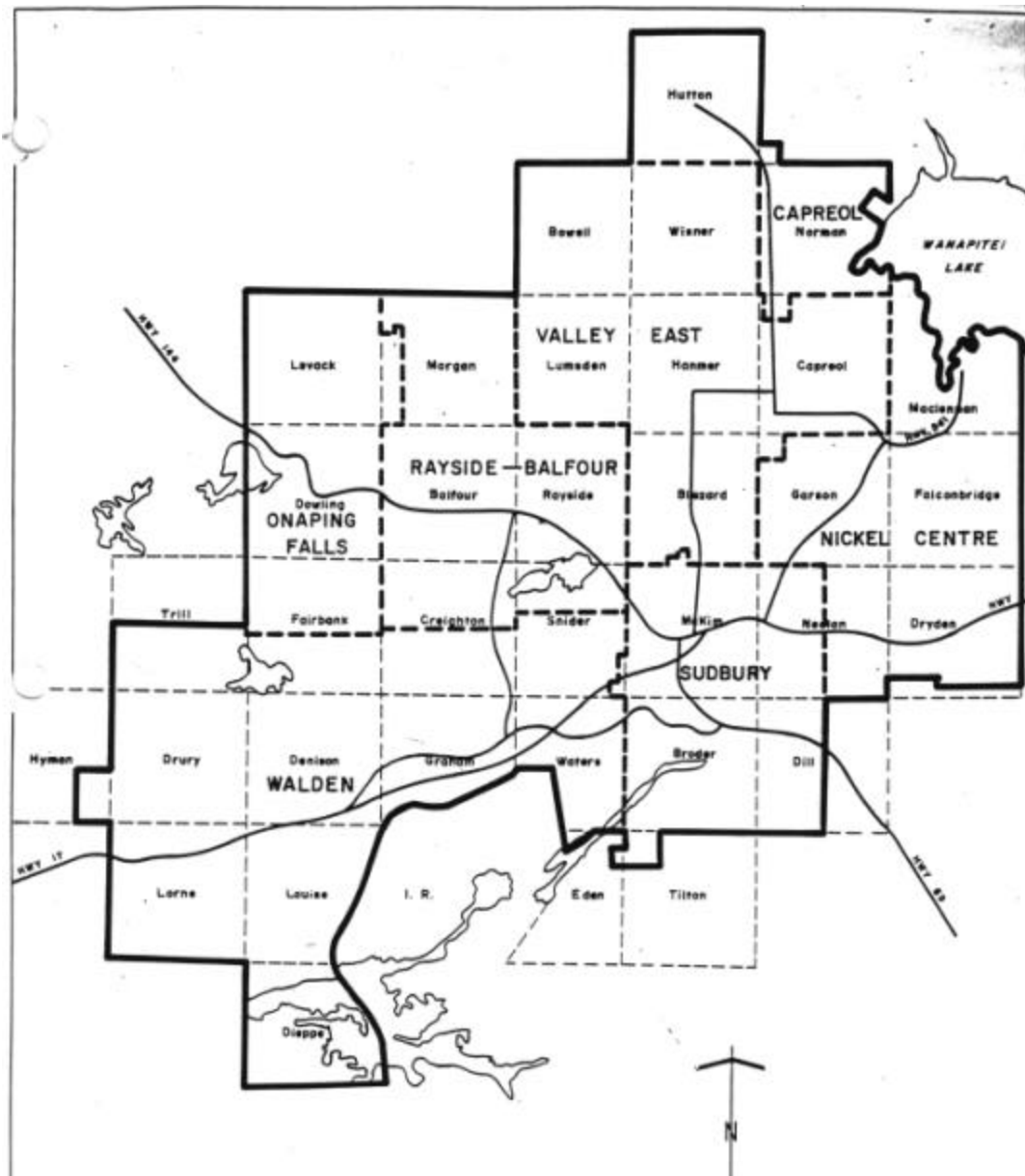


Localización geográfica y datos hidrológicos

El embalse del río Junction Creek comprende aproximadamente 329 km cuadrados. El curso principal tiene una distancia aproximada de 52 km de largo comenzando en la mina Grason y atraviesa la ciudad de Sudbury para desembocar en el pueblo de Walden que se encuentra en la boca del río Spanish que va a verter su contenido en el lago Huron. Aproximadamente el 50 % de la tierra cercana del río Junction Creek es propiedad privada. Para evitar las constantes inundaciones en el centro de la ciudad, provocadas por el desbordamiento de la Junction Creek, se construyó un túnel de 762 m en 1966.

El río Junction Creek tiene cinco tributarios importantes: Maley Creek, Garson Creek, Frood Creek, Nolin Creek, Copper Cliff Creek. La descarga máxima observada en la Junction Creek fue de 29.7 m³/s en 1963. La Junction Creek tiene un desnivel de 105 m desde sus comienzos en la mina Garson hasta la desembocadura en el río Spanish. El río Junction Creek varía en angostura de 2 m en la parte más ancha que es en el brazo Oeste y de 30 m en la desembocadura al lago Kelly. Existen varias presas de retención para prevenir las inundaciones, las más importantes son la presa de Maley, la de Clarabelle, la de Frood y la de Nickeldale.





Vegetación y fauna

En cuanto a la vegetación que acompaña al río Junction Creek está compuesta de espacios abiertos, campos con diversos pastos característicos de deltas, de pantano y de ciénagas, con árboles tales como los Sauces llorones, Álamos, Alisos, Arbustos entre otros. En cuanto a la Fauna que habita el río, existen varios mamíferos y aves, que se encuentran comúnmente en la región de Sudbury. Desde que el comité de intendencia del río Junction Creek ha intervenido en el mejoramiento ambiental, se han reintroducido doce tipos de peces con gran éxito.

Patrimonio cultural

El río Junction Creek forma parte del patrimonio histórico de la ciudad ya que fue utilizado por los indígenas de la Primera Nación Whitefish como medio de comunicación en el comercio de las pieles.

Varios sitios históricos se encuentran cerca del cause del río, por ejemplo, la colonia Flour Mill donde se establecieron los primeros pobladores franceses de Sudbury, la estructura de una antigua granja de cultivadores polacos, y los restos de lo que fue una pequeña pero importante colonia finlandesa.

Problemas hídricos históricos del el río Junction Creek

Los problemas presentados son: fuerte erosión en sus orillas, degradación de la cualidad del agua, contaminación industrial, inundaciones, basura, daños a la fauna y a la vegetación así como descargas de aguas de lluvias directamente drenada al cause del río, ya que esta agua no puede infiltrarse directamente al suelo debido a que ésta cae en superficies impermeables de carreteras, de construcciones, y de lotes de estacionamientos. Esta situación ha sido una preocupación del comité al constatar que estas aguas transportan residuos domésticos, de productos de limpieza de automóviles, de aceites, de la sal utilizada para fundir la nieve en invierno, desechos de pesticidas, de pinturas, solventes y productos químicos. Todas estas sustancias son transportadas hacia el Río Junction Creek contribuyendo a la contaminación del agua. Otro problema importante es el del uso del suelo: nuevo desarrollo comercial y residencial que contribuye a la erosión del río.

El río Junction Creek desemboca en el lago Kelly que se encuentra al Suroeste de la ciudad de Sudbury. Tradicionalmente este lago ha recibido las descargas de las aguas residuales tanto urbanas como industriales de 1880. Se han depositados a través de estos años una capa promedio de 18 m de sedimento. Y debido a procesos bioquímicos y químicos que son el resultado de la interacción de metales con la materia orgánica, el lago ha servido de depósito de material en lugar de que estas sustancias viajen libremente hacia la vertiente sur del Lago y continuar el cauce natural. Muestreos realizados indican que desde 1992 el delta de lago Kelly se ha estabilizado (Pearson *et al*). Como las fuentes de contaminación se han reducido, entonces el lago se ha estabilizado, existe todavía mucho trabajo por hacer pero el hecho de que el río Junction ya no contribuye a la contaminación del lago Kelly, lo que implica un paso más hacia el bienestar ecológico y medioambiental de la región.

La participación ciudadana en las soluciones

Un grupo de ciudadanos conscientes y decididos a cambiar las cosas, formó el comité de intendencia del río Junction Creek en 1998 con la idea de adoptar al río y trabajar en su mejoramiento ambiental para que las futuras generaciones puedan disfrutarlo.

La ciudad de Sudbury y sus programas de reforestación y mejoramiento ambiental y otro grupo el Earthcare Sudbury similar al comité de intendencia del río Junction Creek, se ha establecido al mismo tiempo con el objetivo principal de planificar el futuro de la ciudad a largo plazo en materia de medio ambiente.

Más tarde aparecieron otros grupos como la iniciativa 2001 sobre la calidad del agua. La industria minera también ha estado contribuyendo a encontrar soluciones a los problemas medioambientales.

Signos de esperanza

En sólo cuatro años de trabajo el Comité de intendencia del río Junction Creek en colaboración con el municipio de Sudbury y varios ministerios provinciales, así como con el apoyo de varias industrias, mineras, forestales y de transporte, han logrado transformaciones radicales en las condiciones medioambientales del río Junction Creek.

Primero, se ha logrado reducir a prácticamente a cero los desechos canalizados vía drenaje y que contaminaban el río en su vertiente norte, así como la mitad del río con sustancias ácidas provenientes de los residuos mineros de la compañía INCO. En el año 1950 fue construido un aeródromo en esta compañía, usando rocas y piedras que provenían de la mina a cielo abierto Stobie; estos desechos contenían metales pesados que alcanzaron las aguas del río Junction Creek. El comité de intendencia del río Junction Creek logró que en el año 2000 la compañía invirtiera 2.5 millones de dólares canadienses en un proyecto para derivar las aguas ácidas (que contaminaban los afluentes Copper Cliff y Nolins) y la construcción de una estación de depuración de aguas residuales industriales. Se pueden observar inmediatamente los efectos positivos de este proyecto al constatar la recolonización de especies acuáticas en el río Junction Creek.

En el año 2001, el Comité de intendencia del río Junction Creek, comenzó un proyecto de restauración de la vertiente oeste del río gracias al apoyo financiero del programa EcoAction 2000 y de la compañía INCO. Este proyecto consistió en la recolección de basura en las orillas del río, reforestación y actividades para sensibilizar a la población, cientos de árboles fueron plantados en la vertiente Frood entre los años 2001 y 2002. Se recogieron 25,000 kg de basura y se pretende continuar con esta limpia durante el verano.

Se consiguió que el pantano Ponderosa fuera considerado como reserva natural; este Pantano se encuentra en el centro de la ciudad y juega un papel muy importante en la purificación natural del agua que pasa por ahí. La Ponderosa es el hábitat de un gran número de especies de plantas y animales. La situación geográfica estratégica del pantano hace del lugar una tentación muy grande para los planificadores urbanos y los constructores quienes ya no pueden realizar ninguna construcción en este lugar debido a que es reserva natural. Un gran éxito se ha logrado para las generaciones futuras de Sudburenses.

El símbolo floral de la Provincia de Ontario es el Trillium (*Trillium grandiflorum*), pero esta planta prácticamente había desaparecido; el Comité decidió plantar esta especie a lo largo del río Junction Creek entre las calles McLeod y Regent.

El Comité en colaboración con varias escuelas secundarias ha iniciado un monitoreo de invertebrados en el río ya que existen microorganismos que viven en el fondo. Algunos toleran mejor que otros las sustancias contaminantes. El monitoreo de estos organismos nos permite diagnosticar el estado del río. Esta es una actividad que sirve para sensibilizar al mismo tiempo a los estudiantes, que de esta manera sienten que contribuyen al bienestar del río. Algunas de las especies que se han encontrado en el río son: (*Coelenterata, Turbellaria, Nematoda, Oligochaeta, Hirudinea, Isopoda, Amphipoda, Decapoda, Hydracarina, Ephemeroptera, Odonata- Anisoptera, Odonata-Zygoptera, Plecoptera, Hemiptera, Megaloptera, Trichoptera, Lepidoptera, Coleoptera*).

Debido a que los programas de revegetación realizados por el municipio y las compañías mineras no consideraron la restauración del río Junction Creek, el Comité de intendencia ha venido realizando trabajos de reforestación a lo largo del río.

Con el apoyo del Ministerio de Recursos Naturales de Notario, 6,000 truchas fueron introducidas en el río, en esta actividad cientos de familias (más de 700) de Sudbury participaron entre los años 2000 y 2001. En la primavera del 2002, la Dra. Jane Goodall reconocida por sus trabajos de conservación de la fauna en África, vino a Sudbury y participó con niños de escuelas primarias en la introducción de Truchas en el río. Además se han monitoreado doce especies de peces: *Culaea inconstans, Catostomus commersoni, Umbra limi, Etheostoma exile, Pimephales promelas, Ictalurus nebulosus, Semotilus atromaculatus, Semotilus margarita, Phoxinus eos, Phoxinus neogaeus, Notropis heteropepis y Notropis cornutus*.

En ciertas partes del río Junction Creek fueron construidos por el municipio senderos peatonales y parques que han embellecido los alrededores del río.

Conclusión

Así pues, es posible concluir que aún cuando queda mucho por hacer, se ha podido demostrar que un grupo de personas comprometidas puede lograr cambios extraordinarios. Sin embargo, hay que hacer notar la gran importancia de la colaboración entre grupos comunitarios, comerciantes, industriales y de las autoridades municipales, provinciales y federales, así como la dedicación de líderes comunitarios que participan de forma voluntaria.

El comité de intendencia ha demostrado que cuando se tiene un enfoque claro y objetivos precisos, se puede movilizar un gran número de recursos humanos y financieros por una causa común. Igualmente, es necesario entender que los cambios medioambientales toman tiempo pero si se tiene paciencia es probable obtener resultados muy satisfactorios. Pero ante todo, se señala que estos cambios de actitud sólo se pueden lograr a través de la educación en todos sus niveles, es decir, educación a los ciudadanos, al gobierno y a la industria.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer por su apoyo a: Carrie Regenstreif coordinadora del Comité de intendencia del río Junction CreeK, Franco Mariotti de Science Nord; John Gunn de la Co-operative Freshwater Ecology Unit; Peter y Bridgitte Beckett del departamento de Biología U. L.; Anne Watelet; Roger Pitblado y Raoul Étongue-Mayer del departamento de Geografía U.L.; David Pearson y François Prévost del departamento de Geología, Keith Winterhalder y Gerald Curtin del departamento de Biología; Lautenbach, William Guy Gionet y Tin-Che Wu del departamento de Planificación de la ciudad de Sudbury; Paul N. Sajatovic de la Nickel District Conservation Authority; Paul Graham y Barbara McDougall del departamento de Ingeniería de la ciudad de Sudbury. Margaret Hoar, Michelle Romaniuk, Paula Worton, Evan Hoar, Brenda Harrow, Jenny Bromage, John Lemon, Dan Hewitt, Scott Cosby, Maureen Burtch, Tracy Brooks, John Hogenbirk y Cement Farmer.

Bibliografía

- Beckett, P. J and Negusanti, J. 1990. Using land reclamation practices to improve tree condition in the Sudbury smelting area, Ontario. Canada. pp: 307-320. In J. Skousen et al (eds.) Proceedings of the 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition. West Virginia University.
- Card, K. D. 1978. Geology of the Sudbury-Manitoulin area, districts of Sudbury and Manitoulin; Ontario Geological Survey, Report 166, 239p.
- Dixti, S. S., Dixti, S. A., Smol, J. P and Keller, W. 1995. Reading the Records Stored in the Lake Sediments: A Method of Examining the History and Extent of Industrial Damage to Lakes. In: Restoration and Recovery of an Industrial Region. Springer-Verlag. pp: 33-35, 43.
- Freedman, B., and Hutchinson, T. C. 1980. Pollutants inputs from the atmosphere and accumulation in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. Canada. Can. J. Bot. 58 (1): 108-132.
- Gunn, J., McMurtry, M. J., Casselman, J. M., Keller, W., and Powell, M. J. 1988. Changes in the fish community of a limed lake near Sudbury, Ontario: Effects of chemical neutralization, or reduced atmospheric deposition of acids? Water Air Soil Pollut. 41:113-136.
- Gunn, J., Hamilton, J. G., Booth, G. M., Wren, C. D., Beggs, G. L., Rietveld, H. J and Munro, J. R. 1990. Survival, growth and reproduction of lake trout *Salvelinus namaycush* and yellow perch *Perca flavescens* after neutralization of an acidic lake near Sudbury, Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci 47: 446-453.
- Gunn, John and Keller William. 1995. Urban Lakes: Integration of Environmental Damage and Recovery. In: Restoration and Recovery of an Industrial Region. Springer-Verlag. pp: 257, 265.

- Jeffreys, D. S., Scheider, W. A., and Sneider, W. R. 1984. Geochemical Interactions of watersheds with precipitation in areas affected by smelter emissions near Sudbury, Ontario. pp: 196-241. In J. Nriagu. 1984. Environmental Impacts of Smelters. John Wiley and Sons. New York.
- Kirchhefer, S. A. 2000. Engineering Report on Junction Creek Water Management. City of Sudbury. Nickel District Conservation Authority.
- Lautenbach, W. E. 1987. The greening of Sudbury. *Journal of Soil Water Conserv.* 42(4): 228-231.
- Lautenbach, William., Miller, Jim., Beckett, Peter., Negusanti, John and Winterhalder, Keith 1995. Municipal Land Restoration program: The Regreening Process. In: Restoration and Recovery of an Industrial Region. Springer-Verlag. pp: 109, 112, 118.
- McNicols, Donald., Ross, Keynon., Mallory, Mark and Brisebois, Lise. 1995. Trends in Waterfowl Population: Evidence of Recovery from Acidification. In: Restoration and Recovery of an Industrial Region. Springer-Verlag. pp: 205, 207.
- Ontario Ministry of Environment. 1982. Sudbury Environmental Study Synopsis, 1973-1980. Ontario Ministry of the Environment Acidic Precipitation in Ontario Study Coordination Office, Toronto.
- Ozvacic, V. 1982. Emissions of Sulphur Oxides, Particulate and Trace Elements in the Sudbury Basin. Air Resources Branch, Report ARB-ERTD-09-82. Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto.
- Pearson, David and Pitblado, Roger. 1995. Geological and Geographic Setting. In: Restoration and Recovery of an Industrial Region. Springer-Verlag. pp: 5-6.
- Pearson, David. 200
- Potvin, R. Raymond and Negusanti, John. 1995. Declining Industrial Emissions, Improving Air Quality, and Reduced Damage to Vegetation. In: Restoration and Recovery of an Industrial Region. Springer-Verlag. pp: 51-52, 57.
- Schindler, D. W. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos* 57: 25-41.
- Skelly, J. M., Davis, D. D., Merrill, W., Cameron, E. A., Brown, H. D., Drummond, D. B and Dochinger, L. S. 1987. Diagnosing Injury to Eastern Forest Trees. Forest Response Program. USADA. Forest Service. Pennsylvania State University.
- Wang, K. T., and Chin, V. I. 1978. Ground-water resources, northern Ontario water resources studies; Ministry of the Environment, Water Resources Branc, Water Resources Report 11b, 121p.
- Winterhalder, Keith. 1983. The use of manual surface seeding, liming, & fertilization in the reclamation of acid metal contaminated land in the Sudbury, Ontario mining and smelting region of Canada. *Environm. Technol. Lett.* 4:209-216.
- Winterhalder, Keith. 1984. Environmental degradation and rehabilitation in the Sudbury area. *Laurentian Univ. Rev.* 16 (2): 15-47.
- Yan, N. D and Welbourn, P.M. 1990. The impoverishment of aquatic communities by smelter activities near Sudbury, Canada, pp: 477-494. In: Transition: Patterns and Processes of Biotic Impoverishment. Cambridge University Press.