

REMOCIÓN DE ARSÉNICO (V) ASISTIDA POR OXIDACIÓN UV SOLAR EN UN FOTO-REACTOR TUBULAR DE SECCIÓN CIRCULAR

Ramiro Escalera Vásquez* y Omar Ormachea Muñoz**

*Centro de Investigaciones en Procesos Industriales - CIPI

**Centro de Investigaciones Ópticas - CIO

Universidad Privada Boliviana

rescalera@upb.edu

(Recibido el 28 de septiembre 2009, aceptado para publicación el 22 de noviembre 2009)

RESUMEN

Se ha construido y caracterizado un foto-reactor tubular de sección circular para su aplicación al tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con Arsénico, As(V), utilizando la técnica de la Remoción de Arsénico por Oxidación Solar (RAOS). El concentrador solar que posee una capacidad de radiación equivalente a 2,8 soles, fue construido reciclando materiales desechados: tubos de vidrio proveniente de lámparas de Ne y tubos de desagüe sanitario de 6" (PVC), recubiertos por láminas de aluminio.

Pruebas simultáneas sin agitación, realizadas aplicando la radiación UV solar a aguas sintéticas, demostraron que la remoción de As(V) en el foto-reactor es más rápida que en un tubo de vidrio sólo y en una botella PET de 2 litros, logrando remociones mayores al 98% en todos los casos. Los tiempos para la aparición de los flóculos de complejo Fe-citrato fueron de 40, 50 y 90 min respectivamente, para intensidades de radiación UVA integral (290-390 nm) entre 50 y 70 Wm⁻². Pruebas de irradiación seguidas de agitación controlada a 30-33 s⁻¹ de gradiente de velocidad, demostraron que el foto-reactor acelera el proceso de formación de flóculos fácilmente sedimentables al cabo de 20-30 min de agitación. Los tiempos de irradiación óptimos para el foto-reactor, el tubo y la botella son de 15, 25 y 60 min, respectivamente. Pruebas en régimen de flujo continuo en un foto-reactor de aproximadamente 1 m² de área, con un tiempo de residencia hidráulica (igual al tiempo de irradiación) de 15 min, mostraron la formación inmediata de flóculos fácilmente sedimentables cuando se agitan a 33 s⁻¹ durante 20-30 min, lográndose una remoción del 98,36% una concentración remanente de 16,5 mgL⁻¹ de As(V) en aguas decantadas. Esto significa que se pueden tratar aproximadamente 130 Lm⁻² en una jornada de 6 horas de radiación UVA de 50-70 Wm⁻² de intensidad.

Palabras Clave: Foto-Reactor Tubular, Remoción de Arsénico en Aguas Subterráneas, Radiación Ultravioleta, Floculación.

1. INTRODUCCIÓN

Un problema de mucha importancia sanitaria a nivel mundial es la contaminación natural de las aguas subterráneas con arsénico. Entre los países más afectados con este tipo de contaminación se encuentran Bangladesh, India, Chile y Argentina [1], [2]. Recientemente, en Bolivia se han detectado regiones en el altiplano, concretamente la cuenca del lago Poopó, en las que aguas de pozos poco profundos (hasta 30 m) poseen concentraciones de arsénico que sobrepasan hasta en 25 veces la norma boliviana de agua potable y la recomendación de la OMS (10 µg/l) [3].

Las elevadas concentraciones de arsénico en la ingesta diaria de las poblaciones afectadas por el consumo de estas aguas en lugares secos donde no existen otras fuentes, han ocasionado graves enfermedades tales como el cáncer de la piel, de los pulmones, la hiperqueratosis y daños al sistema nervioso central [4], [5].

Debido a estas razones, las investigaciones de varios grupos de científicos se han enfocado a la remoción de arsénico mediante la aplicación de la radiación solar ultravioleta y se han desarrollado sistemas caseros y simples de tratamiento de aplicación inmediata utilizando botellas PET. Entre los estudios se puede citar el trabajo de Hug *et al.* [6], quienes desarrollaron la técnica de RAOS, un método que ha sido aplicado con éxito relativo en Bangladesh, donde las concentraciones varían entre 100 y 150 µg/l, removiendo el As(III) con una eficacia del 50-70%. La metodología RAOS usa el Fe(III) presente naturalmente en las aguas naturales de ese país, con adiciones de citrato en presencia de la luz solar, para remover arsénico por adsorción con los óxidos de hierro. El mismo método, modificado por la adición de una sal de Fe(II), ha sido utilizado por Lara *et al.* [7] para lograr remociones mayores al 95% en aguas de alta concentración de As(V) contenido en las aguas del río Camarones (1250 µg/l).

Últimamente, se han presentado excelentes resultados de remoción de As(III) y As(V) en aguas naturales de río [8], por medio de la adición de unas gotas de limón como fuente de citratos y unos cuantos gramos de virutas de hierro como fuente de Fe(0), obteniéndose remociones mayores del 99,5% y logrando bajar la concentración hasta cumplir la

recomendación de la OMS [9]. Sin embargo, estos procesos son largos (duran entre 3 y 6 horas), no siempre se pueden controlar y en general se hace difícil garantizar una buena calidad del agua de consumo en forma permanente.

El objetivo de este estudio es sentar las bases para el desarrollo de un sistema de tratamiento de flujo continuo de mayor capacidad destinado a prestar servicios de purificación en comunidades pequeñas de áreas rurales. En estas zonas, además de requerir agua para beber, se necesitan grandes volúmenes de agua para riego. El estudio se ha centrado en el desarrollo y aplicación de un foto-reactor tubular solar que concentra la radiación varias veces la intensidad de radiación solar, lo que permite acelerar la velocidad de tratamiento de estas aguas. El reactor ha sido construido reciclando materiales desechables y baratos como los tubos de neón, tubería y accesorios plásticos de desagüe de alcantarilla y papel de aluminio.

En la presente investigación, se caracterizan los atributos ópticos del foto-reactor y se han determinado las características de funcionamiento en la remoción de arsénico en modo *batch* y en modo flujo continuo. Se han comparado las condiciones de operación (tiempos de irradiación e intensidad de radiación) necesarios para obtener remociones de As(V) mayores al 95%, utilizando la técnica modificada de RAOS en tres reactores: el foto-reactor descrito, un tubo de vidrio y una botella PET de 2 L de capacidad. A la fecha, no se han reportado en la literatura estudios sobre las características de funcionamiento de foto-reactores tubulares continuos que utilicen la técnica RAOS para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico.

2. CARACTERIZACIÓN ÓPTICA DE CONCENTRADORES CIRCULARES

Se realizó la caracterización óptica del foto-reactor, que es básicamente un concentrador semicircular. Como material para la construcción de los colectores ópticos se emplearon tubos de PVC de 0.16 m de diámetro interno y 1 m de largo, estos tubos fueron cortados en dos partes de manera longitudinal para obtener dos semicircunferencias. En la Figura 1 se muestra el corte transversal de la configuración utilizada. En el foco de estas semicircunferencias, se dispusieron los tubos de vidrio reciclados de 3,6 cm de diámetro como parte fundamental del reactor tubular.

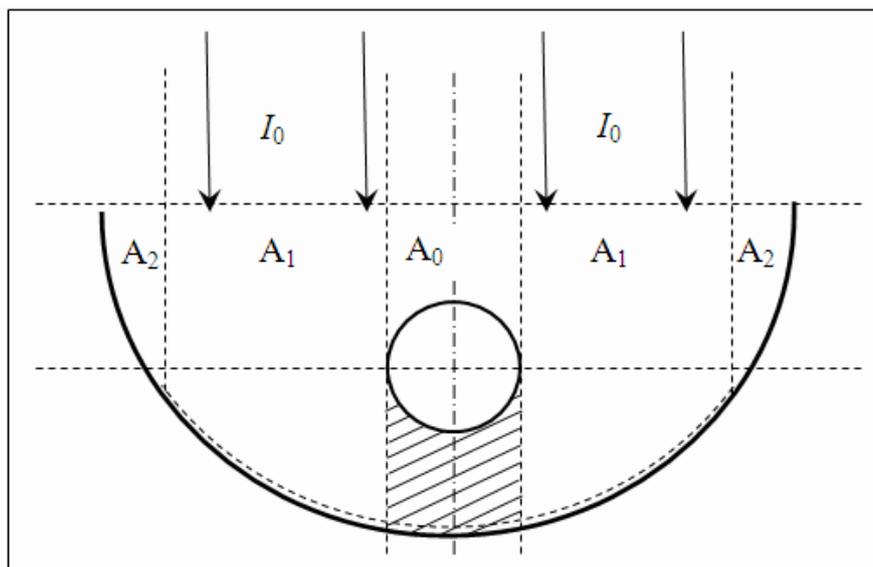


Figura 1- Esquema de diseño del reactor tubular.

Como tubos transparentes para el diapasón electromagnético 290 – 390 nm (UVA), se propuso el uso de tubos desechados de Ne, reciclando el material indicado. Estos tubos fueron propuestos por su transmitancia más efectiva en comparación a las botellas PET. En la Figura 2 se muestran los espectros de transmisión referentes a los dos materiales: se observa claramente que en el rango 280 – 320 nm el tubo de vidrio reciclado tiene mayor transmitancia, en comparación a la botella PET. Aun cuando el plástico utilizado tiene menor espesor que el tubo de vidrio y, aparentemente, es altamente transparente, tiene mayor absorbancia en esta parte del espectro

Los tubos de PVC fueron recubiertos de papel aluminio, para convertirlos en elementos colectores de radiación ultravioleta. Como se puede observar en la Figura 3, el aluminio tiene un alto índice de reflectancia para el rango UVA del espectro solar electromagnético.

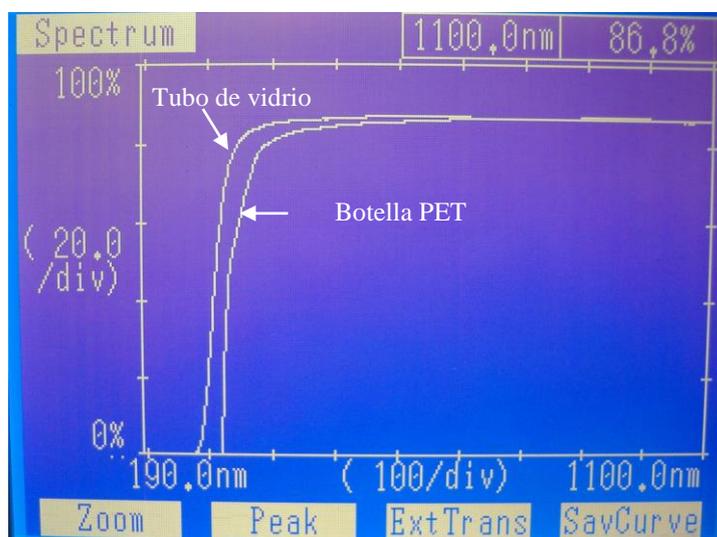


Figura 2 - Espectro de transmitancia del tubo de vidrio y la botella PET.

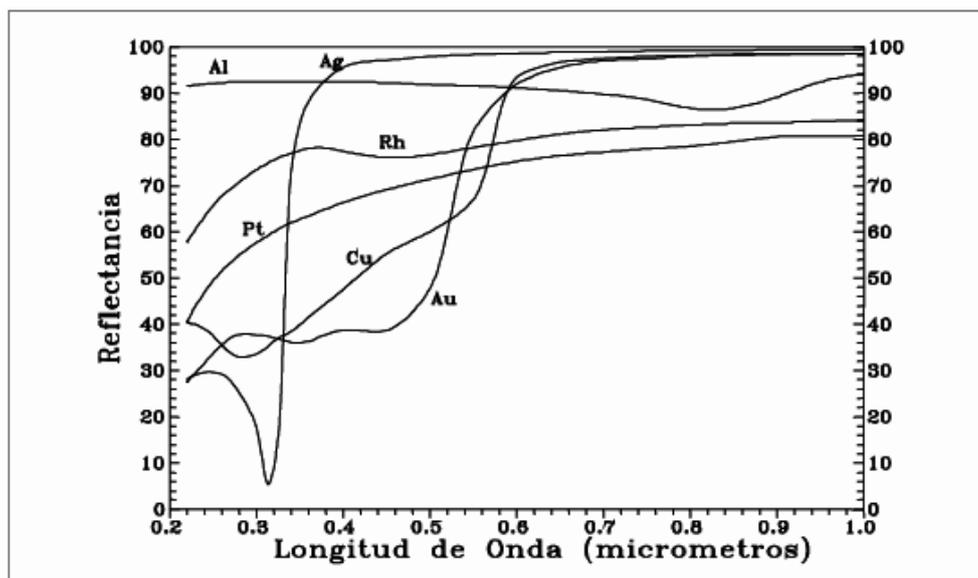


Figura 3 - Reflectancia espectral de diferentes metales electro-depositados al vacío.

▪ **Potencia real recibida dentro de los tubos**

Como aproximación inicial se podría omitir la influencia de la reflexión de radiación UVA, del área sombreada bajo el tubo (ver Figura 1). Sin embargo, debido a que las absorbancias de las soluciones tratadas no son altas, para el rango de espectro mencionado, es necesario tomar en cuenta la radiación reflejada que vuelve al tubo que contiene la solución. La potencia UVA real recibida dentro del tubo con esta aproximación es:

$$P_{tubo}^{colector} = I_0(A_0 \cdot T_{tubo} + A_0 \cdot T_{tubo}^{As} R_{Al} T_{tubo} + 2A_1 \cdot R_{Al} \cdot T_{tubo}) \tag{1}$$

donde I_0 – Intensidad solar incidente, A_0 , A_1 – Áreas de secciones perpendiculares a la radiación incidente, R_{Al} – Reflectancia del Al, T_{tubo} – Transmitancia del tubo y $P_{tubo}^{colector}$ - Potencia recibida por el tubo bajo concentración.

El término $I_0(A_0 \cdot T_{tubo})$ corresponde a la potencia de la radiación directa normal que recibe la solución después de atravesar el tubo de vidrio y atenuarse en T_{tubo} veces.

El término $I_0(A_0 \cdot T^{As} T_{tubo} R_{Al} T_{tubo})$ representa la potencia que recibe la solución después de haber sido reflejada por la capa de aluminio desde la parte inferior del tubo. Se consideran las pérdidas por transmisión a través de la solución de As, Fe (II) y citrato de sodio (T^{As}), pérdidas de transmisión a través de la capa inferior del tubo (T_{tubo}), pérdidas por reflexión en la capa de aluminio (R_{Al}) y, por último, las pérdidas por transmisión a través del tubo cuando la radiación vuelve a penetrar a la solución (T_{tubo}).

Finalmente, el término $I_0(2A_1 \cdot R_{Al} \cdot T_{tubo})$ es la potencia que recibe la solución después de haber sido reflejada por la capa de aluminio desde la parte lateral circundante al tubo. Se consideran las pérdidas por reflexión en la capa de aluminio (R_{Al}) y las pérdidas por transmisión a través del tubo cuando la radiación penetra a la solución (T_{tubo}).

La intensidad recibida dentro del tubo es:

$$I = P_{tubo}^{colector} / A_{tubo} \quad (2)$$

Estos parámetros fueron medidos experimentalmente en circunstancias reales, al medio día y en días claros sin nubes. Los resultados se presentan en la Tabla 1.

TABLA 1- DATOS EXPERIMENTALES PARA LA DETERMINACIÓN DE LA POTENCIA REAL RECIBIDA EN EL INTERIOR DE LOS TUBOS

Parámetro	Magnitud
Transmitancia del tubo, T_{tubo}	0.851
Reflectancia del aluminio, R_{Al}	0.80
A_1	0.0456 m ²
$2A_1$	0.0913 m ²
A_0	0.04 m ²

Con la ayuda de láseres, se determinó experimentalmente que el perímetro efectivo en la configuración elegida con radiación solar incidente perpendicular es aproximadamente:

$$l_{efectivo} = \left(\frac{1}{2,5}\right) \cdot 2\pi r \quad (3)$$

donde r es el radio del tubo de PVC.

En ese sentido, el área A_2 (ver Figura 1) no da ninguna contribución al sistema cuando la radiación es perpendicular al colector. Sin embargo, esta área puede ser aprovechada cuando la radiación tiene cierto ángulo de incidencia con la normal. Precisamente, la configuración geométrica elegida, permite utilizar este aporte al hacer posible un posicionamiento automático con relación al desplazamiento del Sol, debido al perímetro efectivo ($l_{efectivo}$) y la semicircunferencia del tubo PVC. Este aprovechamiento es óptimo entre las 11 a.m. y 2 p.m. aproximadamente.

Utilizando la ecuación (1) y los datos experimentales de la Tabla 1, incluyendo $T^{As} = 0.7$ en el rango (290 – 390 nm), se obtiene la siguiente relación para la intensidad UVA recibida dentro del tubo:

$$P_{tubo}^{colector} [W] = I_0 [Wm^{-2}] (0.062[m^2] + 0.034[m^2] + 0.016[m^2]) = I_0 (0.112) \quad (4)$$

La relación entre el tubo con el colector y el tubo libre es:

$$\frac{P_{tubo}^{colector}}{P_{tubo}} = \frac{I_0(0.112)}{I_0(0.04)} \quad (5)$$

donde $P_{tubo} = I_0(0.04m^2)$ es la potencia recibida por el tubo sin colector.

De (5) se tiene:

$$P_{tubo}^{colector} = 2.8P_{tubo} \quad (6)$$

Utilizando (2) se obtiene:

$$I_{tubo}^{colector} = 2.8I_0 \quad (7)$$

que se puede interpretar como la irradiación de 2,8 soles debido a la influencia del colector.

En Cochabamba, donde se realizaron las mediciones, en el mes de noviembre el máximo de radiación solar UVA es $70 Wm^{-2}$, obteniéndose con el colector implementado una intensidad efectiva para el UVA de $I_{tubo}^{colector} = 196 Wm^{-2}$.

En este sentido, la influencia del foto-reactor en las reacciones químicas es fundamental, dada la dependencia de estos procesos con la intensidad de radiación UVA.

3. MATERIALES Y MÉTODOS EXPERIMENTALES

(a) Reactivos

Todos los reactivos utilizados fueron de grado analítico Merck y Sigma-Aldrich, excepto el citrato de sodio ($C_6H_5Na_3O_7 \cdot 2H_2O$) que fue de grado comercial de 98,68% de pureza. Las soluciones para la determinación de As(V) se prepararon con agua destilada y desionizada. Los patrones de As(V) se prepararon a partir de arsenato dibásico de sodio ($Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$). Para la foto-oxidación se utilizó sulfato ferroso ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) como fuente de Fe(II).

(b) Determinación de As(V)

Se utilizó el método espectrofotométrico modificado de Johnson [10] a una longitud de onda de 905 nm. El reactivo mezcla para el desarrollo de color se optimizó añadiendo el doble de masa de L-ascórbico que lo indicado por Strickland [11]. Se preparó una curva de calibración para el intervalo de 0 – 1000 $\mu g/L$, observándose una relación lineal en todo el intervalo de interés, tal como se muestra en la Figura 4.

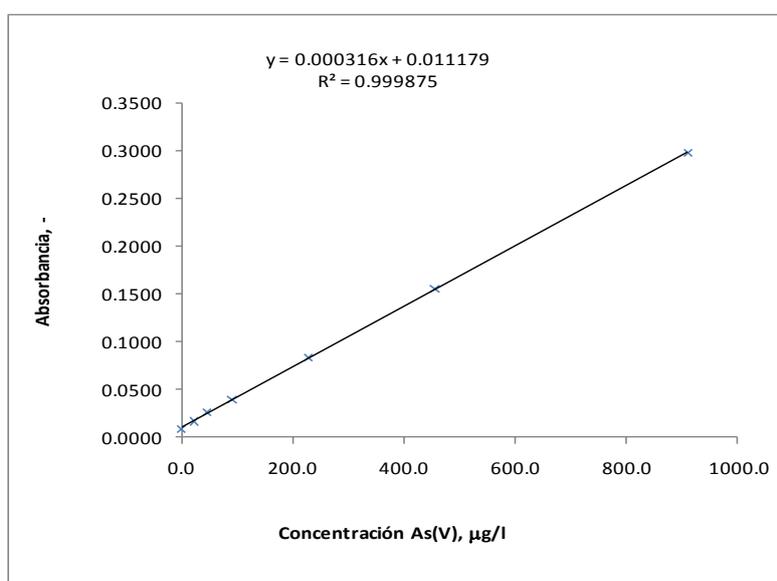


Figura 4- Curva de calibración para la determinación de concentraciones de As(V) en soluciones con agua destilada.

Las muestras tomadas con jeringas de plástico se filtraron inmediatamente con filtros de 0,45 μm antes de la marcha analítica. La absorbancia se midió a las dos horas de desarrollo de color en celdas de cuarzo de 1 cm de paso de luz. Se utilizó un espectrofotómetro Shimadzu UV-1601.

Para las pruebas con aguas subterráneas, en las cuales la presencia de fósforo pentavalente interfiere la determinación del As(V), se utilizó el método de espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros, el cual determina la concentración de arsénico total. Para este efecto, se enviaron muestras filtradas y decantadas al Laboratorio de Investigaciones Medioambientales de Zonas Áridas, LIMZA, de la Universidad de Tarapacá.

(c) Procedimientos de remoción de arsénico

▪ **Pruebas batch sin agitación usando aguas contaminadas sintéticas**

Las pruebas se realizaron en un foto-reactor, un tubo de vidrio y una botella PET de 2L, colocadas en un soporte de aluminio que permite variar la inclinación de 0 a 45° y la posición longitudinal en 360°. La Figura 5 muestra el dispositivo con los tres reactores en dos posiciones.

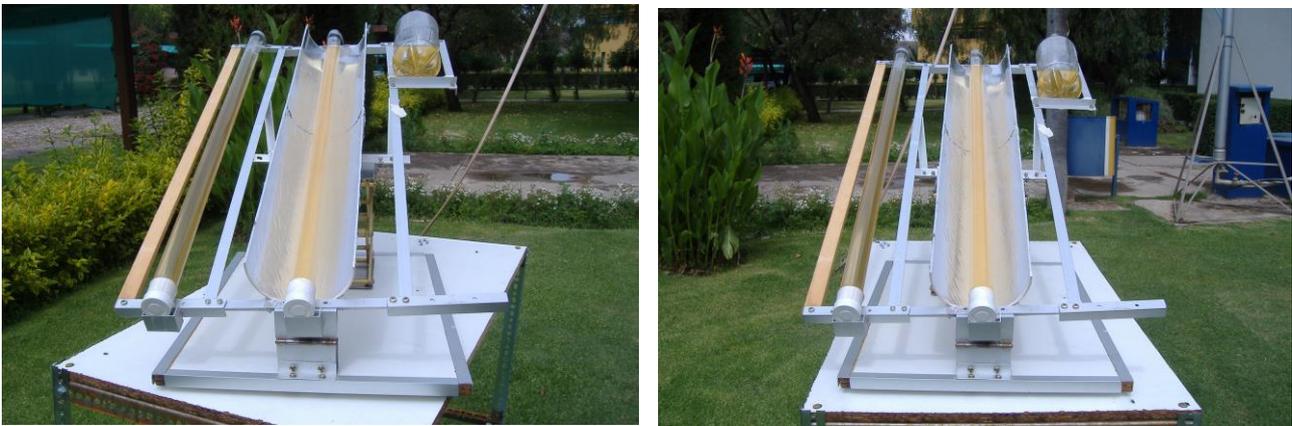


Figura 5 - Dispositivo soportando tres reactores en dos posiciones, en pleno proceso de foto-reacción.

El procedimiento típico utilizado para las pruebas de remoción de arsénico, consistió en la exposición solar de 1 o 2 L de soluciones de As(V) de 1000 $\mu\text{g/L}$ en agua destilada, dentro del foto-reactor tubular, el tubo de vidrio o la botella PET. Antes de la exposición, se adicionaron sulfato ferroso y citrato de sodio, en una relación molar de As:Citrato:Fe(II): 1:5:19, recomendada por Lara *et al.* [7] y se airearon las soluciones durante 10 min (en ausencia de radiación UVA) para garantizar la presencia de suficiente oxígeno disuelto. Los foto-reactores permanecieron sin agitación durante los tiempos de exposición. Se tomaron muestras cada 2,5 min durante los primeros 15 min a 25 min de exposición. Por otra parte, también se observaron los tiempos de aparición de flóculos en cada tipo de reactor.

La radiación UVA integral se midió cada 10 min con un radiómetro PCE-UV34, que mide la radiación en el rango de 290-390 nm.

▪ **Pruebas batch con agitación controlada con aguas contaminadas sintéticamente**

Se siguió el mismo procedimiento anterior con la siguiente variante: Se irradiaron 2 L de las soluciones de As(V) de 1000 $\mu\text{g/L}$ en agua destilada durante 5, 10 y 15 min para el reactor tubular; 15, 20 y 25 min para el tubo de vidrio y 30, 40, 50 y 60 min para la botella PET de 2 L. Luego, dentro del recinto de laboratorio ($R_{UVA} = 0,1 \text{ Wm}^{-2}$), se procedió a agitar las soluciones a 50-52 rpm en un vaso de precipitado de 2 L y con un agitador provisto de un aspa de 3" de largo por 1" de ancho colocada a 2,25" desde el fondo del vaso, Figura 6.

Estas dimensiones poseen curvas calibradas que relacionan las revoluciones por minutos con el gradiente de velocidad a temperaturas entre 10 y 40°C [12]. Se determinaron los tiempos de formación de flóculos y, luego, se prolongaron los tiempos de agitación por un tiempo de 20-30 min. Se observaron los tamaños de flóculos y se calificaron mediante el Índice de Willcomb [12], Tabla 2.

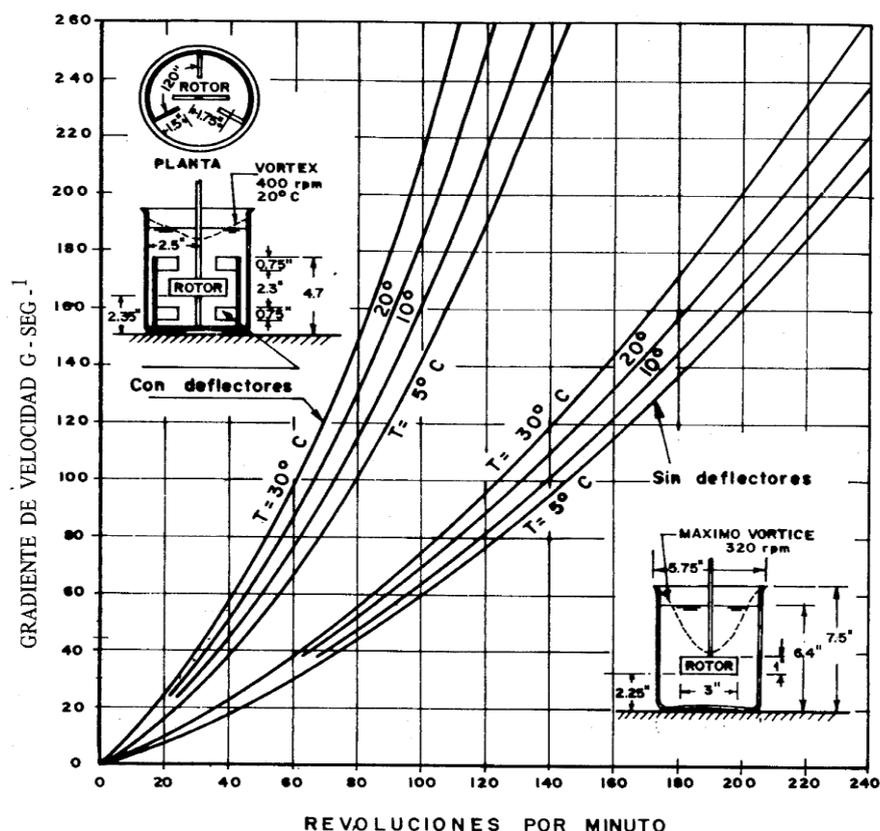


Figura 6 - Curvas de gradiente de velocidad vs. rpm para vasos de precipitado de 2 L con y sin deflectores [12].

TABLA 2 - INDICE DE WILLCOMB [12]

Número de Índice	Descripción
0	Floc coloidal. Ningún signo de coagulación
2	Visible. Floc muy pequeño, casi imperceptible para un observador no entrenado
4	Disperso. Floc bien formado uniformemente distribuido. (Sedimenta muy lentamente o no sedimenta)
6	Claro. Floc de tamaño relativamente grande pero que precipita con lentitud
8	Bueno. Floc que se deposita fácil pero no completamente
10	Excelente. Floc que se deposita todo dejando el agua clara

▪ Pruebas de operación continua con agitación controlada en agua subterránea contaminada sintéticamente

Se siguió el mismo procedimiento anterior con la siguiente variante: Se prepararon 50 L de solución (1000 µg-As(V)/L de agua de pozo de laboratorio) en un tanque de plástico de 130 L de capacidad. Se irradió permanentemente un flujo continuo de 440 mL/min (que equivale a 15 min de tiempo de residencia hidráulico promedio para un volumen expuesto de 6,6 L, es decir, 15 min de irradiación). La solución saliente se recolectó en otro tanque de plástico y los últimos volúmenes (luego de haberse establecido un régimen permanente) se recolectaron en vasos de precipitado de 2 L para su agitación a 33 s⁻¹ de gradiente de velocidad en ausencia de radiación UVA. Se determinaron los tiempos de formación de flóculos y, luego, se prolongaron los tiempos de agitación por un tiempo de 20-30 min. Se observaron los tamaños de flóculos y se calificaron mediante el Índice de Willcomb. La Figura 7 muestra el fotoreactor tubular de 6,6 L de capacidad efectiva.



Figura 7 - Concentrador solar para pruebas de flujo continuo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

▪ Pruebas batch sin agitación

La Figura 8 muestra el perfil temporal de las concentraciones de As(V) obtenido en los tres foto-reactores. Se puede observar con claridad que el concentrador solar remueve el As(V) con mayor rapidez, logrando disminuciones mayores al 90% en los primeros 10 minutos. En ese mismo periodo, el tubo de vidrio y la botella PET sólo removieron el 10%. A partir de los 15-16 minutos, las concentraciones en estos reactores disminuyen drásticamente aunque más lentamente en el caso de la botella PET. Este comportamiento se debe a que los flóculos coloidales que ya adsorben el As(V) tienen diferentes velocidades de crecimiento dependiendo de la intensidad de radiación UVA efectiva que penetra en las soluciones.

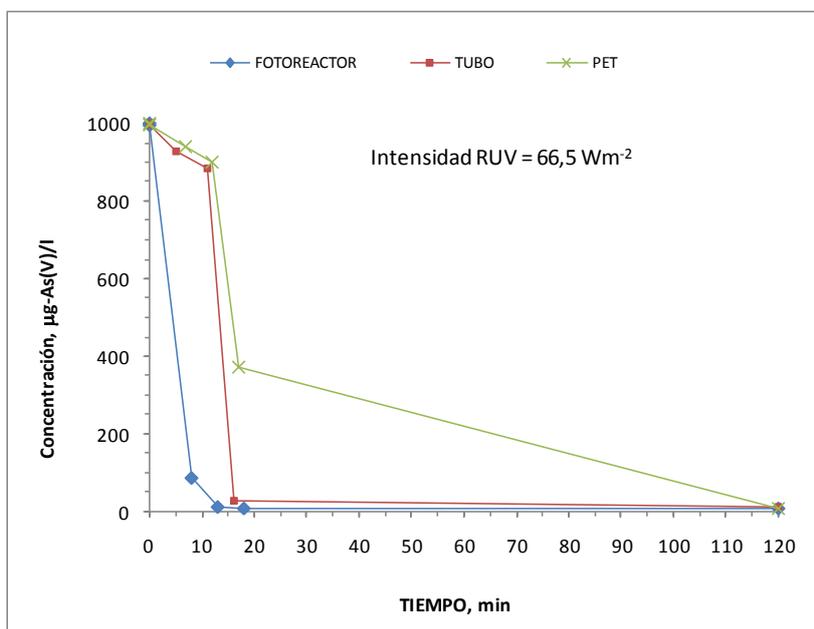


Figura 8 - Comparación de los perfiles de concentración de As(V) vs. tiempo en el concentrador solar, tubo de vidrio y botella PET de 2 L, en aguas contaminadas sintéticamente.

En el concentrador solar, el tamaño de los flóculos sobrepasa el tamaño de los poros del filtro de $0,45 \mu\text{m}$ en menos de 5 min, en cambio en el tubo y la botella los tiempos fueron de 15-16 min.

Para tener una mejor apreciación de estos fenómenos, se procedió a comparar los tiempos de formación de flóculos mayores a $0,45 \mu\text{m}$ tomando muestras cada 2,5 min para el concentrador solar y el tubo de vidrio, y cada 4 min en el

caso de la botella PET (ver Figura 9). El tamaño de los flóculos alcanza los 0,45 μm entre los 2,5 y 5 min en el concentrador solar; entre 7,5 y 10 min en tubo de vidrio y entre los 16 y 26 min en la botella, demostrando claramente el efecto de la mayor intensidad de radiación efectiva (176 Wm^{-2}) en el concentrador solar, que logra un crecimiento más acelerado en comparación con el tubo de vidrio y la botella PET.

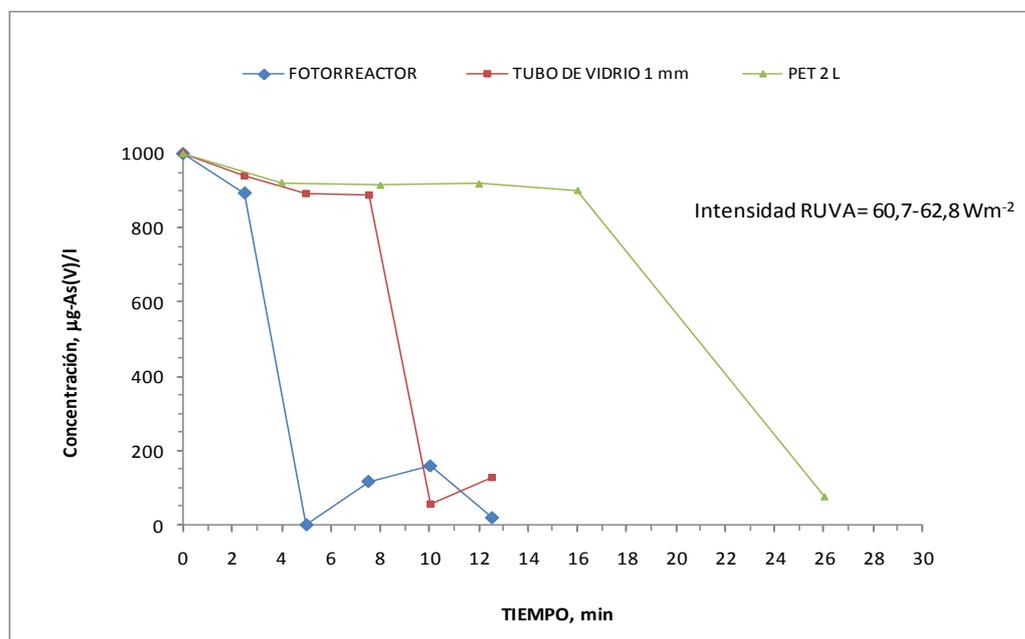


Figura 9 - Comparación de los perfiles de concentración de As(V) vs. tiempo en el concentrador solar, tubo de vidrio y botella PET de 2 L, en aguas contaminadas sintéticamente, en los primeros 30 min.

Este mismo comportamiento se refleja en los tiempos de aparición de flóculos visibles, tal como se muestra en la Tabla 3. Nuevamente, con el concentrador solar los flóculos aparecen a los 44 min, en comparación con el tubo con 54 min y la botella PET con 105 min. Luego de estos periodos, los flóculos se aglomeran entre sí logrando tamaños mayores a 2 mm e índices de Willcomb excelentes (sedimentan rápidamente dejando el agua clara)

TABLA 3 - COMPARACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL CONCENTRADOR SOLAR, TUBO DE VIDRIO Y BOTELLA PET (2 L) EN LA REMOCIÓN DE As(V) EN AGUAS CONTAMINADAS SINTÉTICAMENTE CON 6 HORAS DE IRRADIACIÓN, SIN AGITACIÓN

REACTOR	RUVA incidente, Wm^{-2}	RUVA efectiva, Wm^{-2}	Tiempo de aparición de flóculos visibles, min	Índice de Willcomb después de 4 h de irradiación	Tamaño de flóculo, mm
Botella PET 2 L	62,6	-	95	10	> 2
	63,0	-	115	10	> 2
Tubo de vidrio	62,6	-	50	10	> 2
	63,0	-	59	10	> 2
Concentrador solar	62,6	175.3	45	10	> 2
	63,0	176.4	43	10	> 2

De estas observaciones, se puede afirmar que la velocidad de crecimiento de los flóculos depende de la intensidad de la radiación UVA efectiva que penetra en las soluciones. La mayor cantidad de fotones producidos por la mayor intensidad de radiación, permite la aceleración de la cadena de reacciones propuestas por Hug *et al.* [7]: la fotólisis del complejo citrato-Fe(III), la formación de los radicales libres hidroxilo (OH^*) y superóxido O_2^* y el H_2O_2 y, finalmente, la formación del precipitado de Fe_2O_3 .

▪ **Pruebas con agitación en aguas sintéticas**

La Tabla 4 muestra los resultados de la comparación del desempeño del concentrador solar, el tubo de vidrio y la botella PET de 2 L, en la formación y la calidad de los flóculos, cuando se aplicó la técnica RAOS a agua destilada contaminada artificialmente con As(V). En primer lugar, se puede observar que, en todos los casos, los tiempos de aparición de flóculos disminuyeron con la agitación controlada en comparación con las pruebas sin agitación. Por otra parte, también para cada caso, se evidencia que cuanto más largo sea el tiempo de irradiación, mejor calidad tendrá el floculo. Sin embargo, existe un tiempo de irradiación óptimo en el que se forman floculos de calidad suficiente para una buena sedimentación. Estos tiempos son: 60 min para la botella PET, 25 min para el tubo y 15 min para el concentrador solar.

Finalmente, se puede apreciar que, manteniendo los mismos tiempos de irradiación, cuando la intensidad crece, se reducen los tiempos de aparición de flóculos y mejora la calidad y tamaño de los mismos (ver los casos de la botella PET a 30 min y el concentrador solar a 10 min). Los flóculos con un índice de Willcomb de 6-8 (tamaño de 0,75 – 1,0 mm) se aprecian en la Figura 10 en un vaso precipitado de 2 L.

TABLA 4 - COMPARACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL CONCENTRADOR SOLAR, TUBO DE VIDRIO Y BOTELLA PET (2 L) EN LA REMOCIÓN DE As(V) EN AGUAS CONTAMINADAS SINTÉTICAMENTE, CON AGITACIÓN CONTROLADA

REACTOR	RUVA incidente, Wm^{-2}	RUVA efectiva, Wm^{-2}	Tiempo de irradiación, min	Tiempo de aparición de flóculos en agitación, min	Índice de Willcomb	Tamaño de flóculo, mm
Botella PET 2 L	34,9	-	31	no flocula (*)	0	0
	57,5	-	30	21	0-2	< 0,1
	60,6	-	40	12	2-3	0,1-0,3
	61,4	-	50	1	4-6	0,5-0,75
	63,9	-	60	0,5	8	0,75-1,5
Tubo de vidrio	52,3	-	15	no flocula (*)	0	0
	62,1	-	20	2	6-8	0,75-1,0
	64,3	-	25	1	8	1-1,5
	61,8	-	26	1	6-8	0,75-1,0
Concentrador solar	67,3	188,4	5	no flocula (*)	0	0
	63,3	177,2	10	2	4-6	0,5-0,75
	53,7	150,4	10	26	2	< 0,3
	50,5	141,4	10	60	0-1	< 0,1
	44,4	124,3	15	1	8-10	0,75-1,0
	64,9	181,7	15	1	8-10	0,75-1,5

(*) Floculó y sedimentó después de 20 horas sin recibir radiación solar directa ($UVA = 0,1Wm^{-2}$).

Estos resultados permiten afirmar que mayores intensidades de radiación UVA aceleran no sólo la cinética de la formación de los precipitados de $Fe(OH)_3$, sino también incrementan las velocidades de crecimiento de los flóculos. Es decir, los incrementos de las intensidades de radiación permiten acelerar el proceso global de remoción de As(V).

▪ **Pruebas de operación continua con agitación controlada en agua subterránea contaminada sintéticamente**

Conociendo el tiempo de irradiación óptimo para el concentrador solar, se procedió a aplicar este tiempo estableciendo un flujo continuo de agua de pozo contaminada artificialmente con As(V). Para un volumen efectivo de $6,6 Lm^{-2}$ en los tubos del concentrador, este flujo se calcula como $440 mLmin^{-1}$. Los resultados de dos corridas se muestran en la Tabla 5. Se puede apreciar, que los tiempos de aparición de flóculos son casi inmediatos y su calidad es buena y suficiente para una sedimentación apropiada y rápida, habiéndose logrado una concentración de $16,45 \mu gL^{-1}$ y una remoción del 98,36% de As(V) en muestras decantadas. Para un tiempo diario de operación de 6 h (9 a.m. a 15), se puede tratar

aproximadamente 130 L de agua contaminada por m² de reactor, permitiendo dotar de agua segura para una familia de 4 personas a un consumo de 30-35 L/hab-d), el cual es típico de zonas rurales del altiplano.

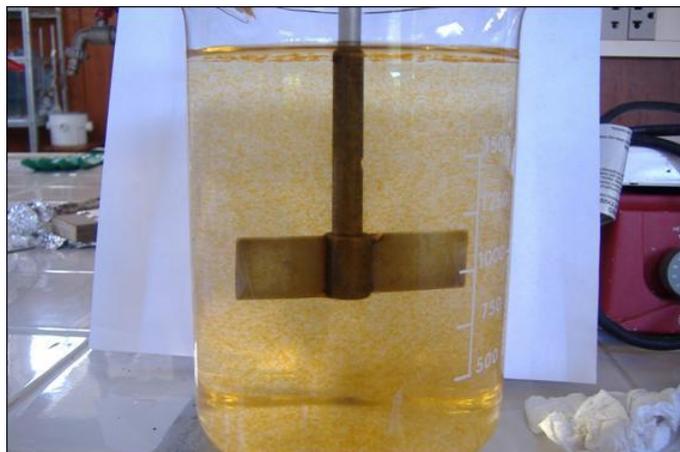


Figura 10 - Flóculos formados (Índice de Willcomb de 6-8) con agitación controlada a 33 s⁻¹ de gradiente de velocidad con agua destilada contaminada artificialmente con As(V).

TABLA 5 - FUNCIONAMIENTO DEL CONCENTRADOR SOLAR EN LA REMOCIÓN DE As(V) EN AGUAS DE POZO CONTAMINADAS SINTÉTICAMENTE

N° de corrida	RUVA incidente, Wm ⁻²	RUVA efectiva, Wm ⁻²	Flujo, Lmin ⁻¹	Tiempo de residencia hidráulico, min	Tiempo de aparición de floc, s	Índice de Willcomb	Tamaño de flóculo, mm
1	58,2	163,0	402,8	16,6	10	6-8	0,75-1,0
2	67,0	187,6	450	14,7	60	6-8	0,75-1,0

5. CONCLUSIONES

- Se ha construido y caracterizado un foto-reactor tubular de sección circular, que ha sido aplicado al tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con As(V), utilizando las técnica de la Remoción de Arsénico por Oxidación Solar (RAOS). El concentrador solar fue construido con material reciclado consistente en tubos de vidrio proveniente de lámparas de Ne y tubos de desagüe sanitario de 6" (PVC), recubiertos por láminas de aluminio. El foto-reactor posee una capacidad de radiación equivalente a 2,8 soles.
- Pruebas simultáneas sin agitación realizadas aplicando radiación UV solar a aguas sintéticas en el foto-reactor, un tubo de vidrio sólo y una botella PET de 2 litros, demostraron que la remoción de As(V) en el foto-reactor es más rápida, logrando remociones mayores al 98% en todos los casos. Los tiempos de aparición de los flóculos de complejo Fe-citrato fueron de 40, 50 y 90 min, respectivamente, para intensidades de radiación UVA integral (290-390 nm) entre 50 y 70 Wm⁻².
- Pruebas de irradiación seguidas de agitación controlada a 30-33 s⁻¹ de gradiente de velocidad, demostraron que el foto-reactor acelera el proceso de formación de flóculos fácilmente sedimentables, al cabo de 20-30 min de agitación. Los tiempos de irradiación óptimos para el foto-reactor, el tubo y la botella son de 15, 25 y 60 min respectivamente.
- Pruebas en régimen de flujo continuo en un foto-reactor de aproximadamente 1 m² de área, con un tiempo de residencia hidráulica (igual al tiempo de irradiación) de 15 min, mostraron la formación inmediata de flóculos fácilmente sedimentables cuando se agitan a 33 s⁻¹ durante 20-30 min. lográndose una remoción del 98,36% una concentración remanente de 16,5 mgL⁻¹ de As(V) en aguas decantadas. Esto significa que se pueden tratar aproximadamente 130 Lm⁻² en una jornada de 6 horas de radiación UVA de 50-70 Wm⁻² de intensidad; por lo tanto, el foto-reactor tubular puede ser utilizado para la remoción de As(V) contenido en aguas subterráneas, en

particular, en zonas del Altiplano boliviano y Bangladesh, donde la intensidad de radiación UVA alcanza el intervalo de valores descrito.

6. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración recibida de Jorge Quintanilla y Mauricio Ormachea del Instituto de Investigaciones Químicas de la UMSA, consistente en la dotación de algunos materiales y reactivos de laboratorio. Por otra parte, se agradece al Laboratorio de Investigaciones Medioambientales de Zonas Áridas, LIMZA de la Universidad de Tarapacá, por el análisis de arsénico por espectrofotometría de absorción atómica. Finalmente, se reconoce la valiosa ayuda de Eliana Garrón y Christopher Guzmán, estudiantes de la Carrera de Ingeniería de la Producción de la UPB, quienes trabajaron en la construcción de los foto-reactores y en la realización de las corridas experimentales.

7. REFERENCIAS

- [1] S.T. Hug et al. *Arsenic contamination of ground water: disastrous consequences in Bangladesh*. EAWG News vol. 49, (2001a) 18–20.
- [2] L. Cornejo et al. “Remoción de Arsénico en aguas del río Camarones, Arica, Chile, utilizando la Tecnología RAOS modificada”, en: *Avances en tecnologías económicas solares para la desinfección, descontaminación y remoción de arsénico en aguas de comunidades rurales de América Latina (métodos FH y RAOS, Proyecto OEA AE141/2001, 2004, pp. 85–92.*
- [3] M. Ormachea. “Evaluation of shallow groundwater quality and arsenic presence in the basin of lake Poopó - Bolivia”. Memoria 2008, 3er Congreso Internacional de agua subterránea para el desarrollo sustentable, La Paz, 2008, pp. 139-146.
- [4] A.H. Hall. “Chronic arsenic poisoning”. *Toxicology Letters* 128, 2002, pp. 69–72.
- [5] N.M. Hanjani et al. “Chronic arsenicism from Chinese herbal medicine”. *Cutis* 80, 2007, pp. 305–308.
- [6] S.T. Hug et al. “Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters”. *Environmental Science & Technology* 10, 2001b, pp. 2114–2121.
- [7] F. Lara et al. “Solar-light assisted removal of Arsenic from natural water: effect of iron and citrate concentrations”. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 81, 2006, pp.1282–1287.
- [8] L. Cornejo et al. “In field arsenic removal from natural water by zero-valent iron assisted by solar radiation”, *Environmental Pollution*, vol. 156, 2008, pp. 827–831.
- [9] World Health Organization (WHO), *Guidelines for Drinking Water Quality, vol. 1, Recommendations*, 1993.
- [10] D. L. Johnson. “Simultaneous Determination of Arsenate and Phosphate in Natural Waters”. *Environmental Science & Technology*, vol. 5, 1971, pp. 411– 414.
- [11] J. D. Strickland and T. R. Parsons. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 167, Queens Printer, Ottawa 1968.
- [12] V. J. Arboleda. “*Teoría y Práctica de la Purificación del Agua*”. Mc Graw Hill, 3ª. Ed. 2000.