

# ELIMINACIÓN DE ANTIMONIO EN LA ETAP DE CEUTA – PILOTAJE Y OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO

**AUTORES:** Juan Manuel Sánchez Valderrama<sup>a</sup>, Francisco Javier Arrieta <sup>b</sup>, Ixone Sagastagoia <sup>b</sup>, Francisco del Molino <sup>b</sup>, Alicia Gómez <sup>b</sup>, Carlos Díaz<sup>c</sup>, Carlos Cordón<sup>c</sup>, Maria Guadalupe Daza<sup>c</sup>

<sup>a</sup> ACEMSA (Empresa Municipal de Aguas de Ceuta)

<sup>b</sup> Departamento de I+D+i, CADAGUA S.A (Empresa del Grupo FERROVIAL)

<sup>c</sup> IDAM Ceuta, (ACEMSA) (Explotador UTE FERROVIAL-CADAGUA)

**Palabras Clave:** antimonio, Sb, coagulación, precipitación, Cloruro Férrico, potabilización, planta piloto, ETAP, Ceuta

**Keywords:** antimony, Sb, coagulation, precipitation, Ferric Chloride, water treatment, pilot plant, ETAP, Ceuta

## RESUMEN

La singularidad geográfica y política de la Ciudad de Ceuta obliga a maximizar el aprovechamiento de sus recursos naturales. El agua, sin duda, es de los más estratégicos, y una de sus alternativas de captación la constituye el arroyo de las Bombas, que presenta niveles elevados de antimonio.

Con el fin de optimizar los recursos disponibles y eliminar de forma efectiva dicho elemento, **ACEMSA y CADAGUA** se plantearon la construcción y operación de una planta piloto con la que realizar los estudios necesarios para investigar las condiciones de partida, ensayar con las dosis de reactivos y analizar los resultados para determinar las condiciones operacionales óptimas relativas tanto a la cantidad de reactivo como a sus incidencia económica. Las conclusiones de este estudio ejecutado por **CADAGUA**, a través de un contrato de servicio adjudicado por **ACEMSA**, servirán para implementar las modificaciones necesarias en la ETAP de Ceuta con el fin de aumentar la capacidad de captación dando uso a aguas que, hasta ahora, no están disponibles.

## ABSTRACT

The geographical and political uniqueness of the City of Ceuta forces it to maximize the use of its natural resources. Water is undoubtedly one of the most strategic resource and arroyo de las Bombas represents a possible source of supply, but it contains high levels of antimony.

In order to optimize the available resources and effectively remove antimony, **ACEMSA** and **CADAGUA** decided the construction and operation of a pilot plant to carry out the necessary studies to investigate the starting conditions, test with the doses of reagents and analyze the results to determine the optimal operational conditions related to both the amount of reagent and its economic impact. The conclusions of this study done by **CADAGUA**, through a service contract awarded by **ACEMSA**, will serve to implement the necessary upgrading in the Ceuta WTP in order to increase the catchment capacity using water that, until now, has not been available.

## ANTECEDENTES HISTÓRICOS Y SITUACIÓN ACTUAL

La presencia de antimonio en el agua del Arroyo de las Bombas se comienza a detectar a partir de los años 60 y su procedencia se encuentra en un antiguo yacimiento de antimonita (estibina) situado junto al citado arroyo en las proximidades del Fuerte Piniers conocido como Yacimiento San Pancraccio, que fue explotado por Fundiciones de Antimonio S.A. de Barcelona desde 1960 hasta 1979, año en que fue abandonado por agotamiento.

En la Ciudad Autónoma de Ceuta las zonas de captación de agua para el abastecimiento de la población son:

- El mar: aproximadamente el 75% del agua disponible en Ceuta proviene de la desalación.

- Manantiales: procedentes de acuíferos carbonatados existentes en Benzú conocidos como fuentes de Belionex. Su aprovechamiento, en torno al 10% del global, es muy dependiente de las precipitaciones.
- Embalses de El Renegado y El Infierno:
  - Presa del Renegado, en el Arroyo del Renegado, con una capacidad de 1.65 Hm<sup>3</sup> y una aportación natural muy variable cuya medida es del orden de los 0.240 Hm<sup>3</sup>/año.
  - Presa del Infierno, en el Barranco del Infierno, con una capacidad de 0.60 Hm<sup>3</sup> y una aportación media de 0.45 Hm<sup>3</sup>/año.
- Captación de aguas en el arroyo de las Bombas, próxima a la frontera con Marruecos.

Los diferentes aportes mencionados confluyen en las instalaciones de la Estación de Tratamiento de Agua Potable de la Ciudad, en forma de agua bruta:

- Del embalse del Infierno, que recoge de su propia cuenca.
- Del embalse del Renegado, que recoge de su propia cuenca y del arroyo de las Bombas.
- Las aguas procedentes de los manantiales de Belionex pueden derivarse a cualquiera de los dos embalses.

Y en forma de agua tratada:

- Desaladora

En función de las reservas, los porcentajes de agua bruta, una vez tratada en la ETAP, se suman a los aportes procedentes de la desalación en la cámara de mezcla, desde donde se impulsan a depósitos para consumo.



**Figura 1.-** Fuentes de abastecimiento de aguas continentales de la ciudad de Ceuta

Centrándonos en el agua procedente del arroyo de las Bombas, su explotación es actualmente muy restringida puesto que su aporte hasta el embalse del Renegado, hace que los niveles de antimonio se vean incrementados considerablemente haciendo inviable su utilización.

Sin embargo, la capacidad de aporte del arroyo de las Bombas es tan importante que, en periodo de lluvias, bastaría para cubrir hasta un 60% de la capacidad del embalse.

## ESTADO DE LA CUESTIÓN, EL ANTIMONIO EN AGUAS DE APORTACIÓN Y SUS EFECTOS SOBRE LA SALUD

El antimonio con símbolo Sb y número atómico 51 es un metaloide perteneciente al grupo 15 de la tabla periódica. Se trata de un elemento que se encuentra a niveles bajos en el medio ambiente. Lo encontramos principalmente como  $Sb_2S_3$  (estibinita, antimonita) o  $Sb_2O_3$  (valentinita). Forma parte por lo general de los minerales de cobre, plata y plomo y también se encuentran los antimonuros metálicos NiSb (breithauptita), NiSbS (ulmanita) y  $Ag_2Sb$  (discrasita) entre otros (2).

El antimonio puede entrar al organismo a través de la ingesta de agua o alimentos contaminados, en menor medida también puede entrar al respirar aire o polvo que contenga este elemento. Una parte menor del antimonio ingerido o respirado podrá pasar a la sangre, pudiendo llegar a diferentes órganos como el hígado, pulmones, intestinos o bazo. La ingesta oral de concentraciones altas puede provocar vómitos, no se conoce si puede causar defectos congénitos (3).

La exposición diaria por ingesta oral de antimonio es significativamente mayor que por inhalación, aunque la exposición total procedente de fuentes medioambientales, los alimentos y el agua de consumo es muy baja comparada con la exposición por motivos laborales (4).

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al antimonio. La primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, concluyó que no era preciso adoptar medidas con respecto al antimonio. En las Guías de 1993 se fijó un valor de referencia provisional para el antimonio correspondiente a un límite práctico de cuantificación de 0,005 mg/l, basándose en los datos toxicológicos disponibles (6). Hoy en día las autoridades sanitarias han establecido diversos niveles para el agua potable. En Europa, y por ende en España (RD 140/2003) el límite está en 5 ppb, en EEUU y Canadá en 6 ppb (8), en Japón en 2 ppb según indican diversas publicaciones, y según la Organización Mundial de la Salud (OMS), hasta 20 ppb se considera niveles seguros (8)

La forma en la que puede aparecer el antimonio en el agua es dependiente del pH y del potencial redox del agua. Sus estados de oxidación más comunes son el 3 y el 5. Así mismo el tipo de antimonio en el agua de consumo es un determinante clave de su toxicidad; el antimonio en forma de antimonio (V) es menos tóxico. Las sales solubles de antimonio (III) producen efectos genotóxicos in vitro e in vivo. El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) ha concluido que el trióxido de antimonio es posiblemente cancerígeno para el ser humano (5).

Bajo condiciones anóxicas del agua, el Sb (III) es la especie predominante y más estable y la podemos encontrar en forma de  $Sb(OH)_3$ , por el contrario, bajo condiciones aerobias lo encontraremos en forma de Sb (V), predominantemente como  $Sb(OH)_6$  (6).

- El Sb (III) es más propio en aguas ANÓXICAS
- El Sb (V) en aguas ÓXICAS (Caso de Ceuta)
- Según Inam, M et al. entre pH 6 y 8 ambos se eliminan bien y fuera de dicho rango el Sb (V) peor (pH de Ceuta entre 7,8 y 8,25)

En el siguiente gráfico se aprecia como el antimonio III se elimina bien a pH superiores a 6 mientras que el antimonio V tiene un peor comportamiento tanto a pH bajos (<6) como altos (>9):

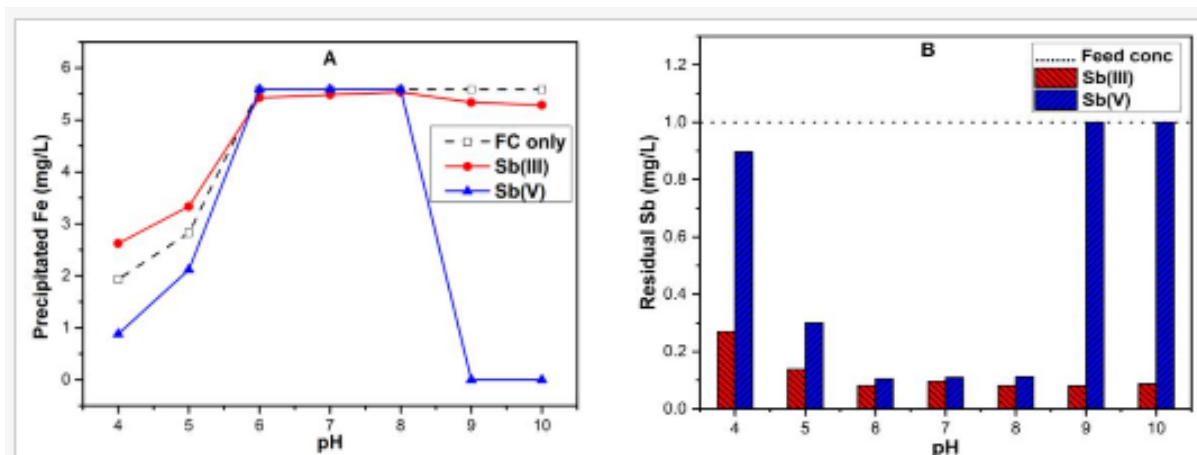


Fig. 2.- Eliminación de Sb III y Sb V. Inam, M., Khan, R., Park, D., Lee, Y. and Yeom, I. (2018). Removal of Sb(III) and Sb(V) by Ferric Chloride Coagulation: Implications of Fe Solubility. Water, 10(4), p.418.

## **HIPÓTESIS DE PARTIDA**

A la luz de lo expuesto precedentemente, el objetivo último que se ha perseguido con esta investigación ha sido lograr una adecuada explotación del recurso hídrico, tanto a nivel de seguridad alimentaria, cumpliendo con el RD 140/2003, cómo a nivel de costes, evaluando su optimización.

Para lograrlo se parte de tres premisas básicas:

- Los coagulantes habituales en las plantas potabilizadoras son las sales de aluminio, que son efectivos para eliminar la turbidez y la mayoría de los metales pesados.
- Numerosos estudios evidencian bajos rendimientos en los coagulantes basados en el aluminio para precipitar el antimonio en agua (6).
- La coagulación con sales de hierro por otro lado parece ser el método más eficiente y económico para la eliminación del antimonio de una solución acuosa.

## **MÉTODO DE TRABAJO**

La forma más adecuada de acometer este tipo de estudios parte de la implantación de un pilotaje previo para evaluar las condiciones óptimas desde un punto de vista técnico económico: efecto del pH, el tipo y la dosis optima del coagulante, las diferencias de comportamiento entre el Sb (III) y Sb (V), la solubilidad final de Fe, etc. Estos parámetros son los que van a determinar el número de ensayos a realizar.

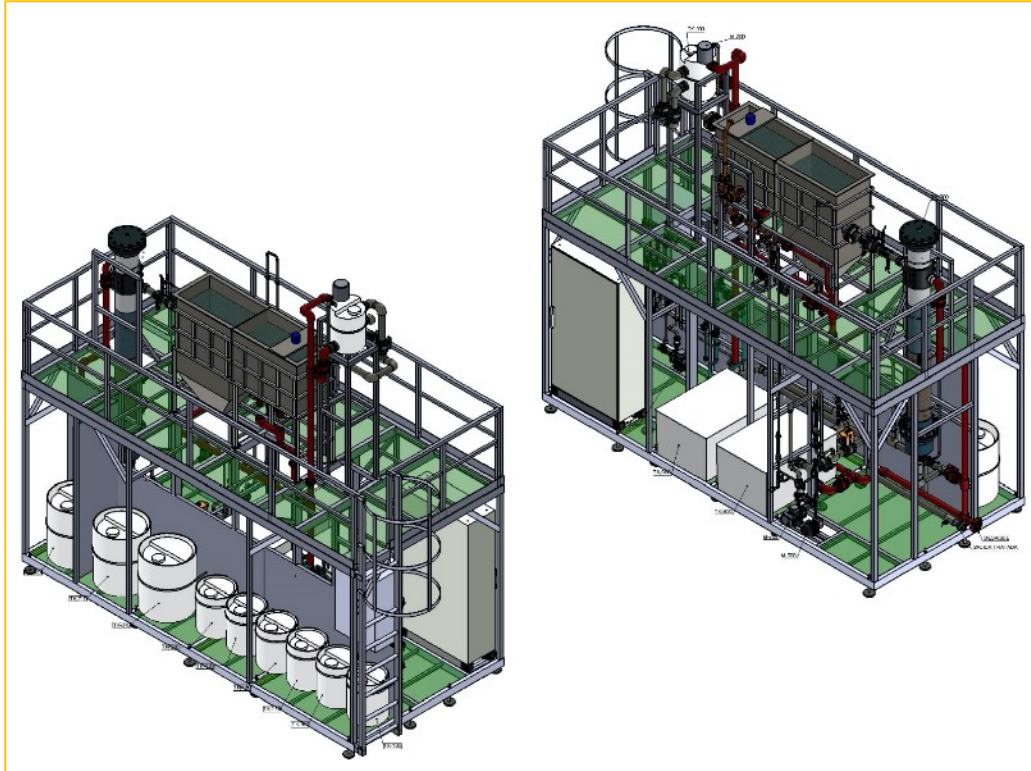
## **DISEÑO DE LA PLANTA DE PILOTAJE**

Para acometer dichos estudios, se diseñó y construyó una planta piloto con una capacidad de 0,25 m<sup>3</sup>/h.

La planta incorpora los siguientes elementos:

- Bombeo de agua bruta 0,25 m<sup>3</sup>/h
- Dosificación de antimonio – Dopaje (20-100 ppb)
- Dosificación de dióxido de cloro a partir de clorito sódico y ácido clorhídrico. Pre-oxidación y desinfección final.
- Cámara de mezcla (5 min)
- Dosificación de ácido clorhídrico.
- Dosificación de cloruro férrico.
- Dosificación de polielectrolito
- Cámaras de floculación (15 minutos)
- Dosificación de carbón activo (5-10 ppm, cianobacterias, olor y sabor)
- Decantador lamelar
- Bombeo de recirculación de fangos
- Filtración de arena por gravedad (5 m/h)
- Dosificación de hidróxido cálcico (reducción pH y optimización floculación)
- Depósito de agua de lavado de filtro de arena
- Bombeo de agua de lavado de filtro de arena
- Soplante de aire de lavado de filtro de arena

- Depósito de agua tratada



**Figura 3.-** Vistas 3D de la Planta Piloto



**Imagen 1.-** Vista frontal de la Planta Piloto



**Imagen 2.-** Vista trasera de la Planta Piloto



**Imagen 3.-** Detalle Decantador



**Imagen 4.-** Detalle filtro de arena

### **DISEÑO DE LOS ENSAYOS**

El pilotaje del proceso de eliminación de antimonio, para un caudal de proceso fijado, consta de varias variables que afectan directamente al rendimiento de este:

- a) Concentración y tipo de antimonio en el agua bruta
- b) pH
- c) Concentración de dosis de cloruro férrico.

La concentración de antimonio en el agua del arroyo de las Bombas en la actualidad es aproximadamente de 50  $\mu\text{g/l}$ , con valores punta superiores a 100  $\mu\text{g/l}$ , aunque al mezclarse con el agua del embalse del Renegado se diluye habitualmente hasta una concentración de alrededor de 15  $\mu\text{g/l}$  dependiendo de la estación de lluvias.

Con estas consideraciones, se seleccionan tres concentraciones de antimonio para acometer los ensayos de tratamiento, concentraciones que cubren un rango razonable de lo que podemos encontrar en la fuente de abastecimiento, se proponen estos puntos:

$$[Sb] = 10, 20, 40 \mu\text{g/l}$$

Para alcanzar estas concentraciones se utilizan estos reactivos utilizados en estudios anteriores (6):

- $\text{Sb}_2\text{O}_3$  (Óxido de antimonio). Para el Antimonio (III)
- $\text{KSb}(\text{OH})_6$  (hexahidroxoantimoniato (V) de potasio). Para el Antimonio (V)

La efectividad del Cloruro Férrico como precipitador del Antimonio depende del pH del medio. Se esperan rendimientos mayores a pH bajo y por otro lado el agua bruta posee un pH de entre 7,8 y 8,25. Con estas consideraciones se seleccionan los siguientes pHs de trabajo:

$$\text{pH} = 4.5, 5.5, 6.5, 7.5, 8.5$$

Como paso previo a los ensayos en la planta de pilotaje, se realizan baterías de Jar Test (ensayo de jarras) en laboratorio para determinar las dosis máximas de Cloruro Férrico que se pueden utilizar sin que se supere el máximo permitido de 0,2 mg/l de Fe en el agua tratada, según el RD 140/2003. Tras estos estudios previos se establecen las siguientes dosis de  $\text{FeCl}_3$ :

$$[\text{FeCl}_3] = 50, 70, 120 \mu\text{g/l}$$

Teniendo en cuenta las diferentes concentraciones de antimonio, dosis de Fe y pH de trabajo, se tenían que realizar 45 ensayos en planta con una duración de 5 horas cada uno en los que se registraron las variables de estudio ( $[Sb]_V$ , pH,  $[FeCl_3]$ ).

Se han realizado 9 analíticas de antimonio para determinar el tiempo de residencia mínimo para garantizar las condiciones estacionarias al arrancar la planta de pilotaje, 16 analíticas de muestras en la cámara de mezcla (CM) para comprobar que el dopaje de antimonio es el correcto, 64 (51 aprobadas y 14 descartadas) analíticas de salida de filtros de arena (SFA) de resultados de las pruebas. En total han sido 89 analíticas de antimonio disuelto.

Por otro lado, se han realizado 10 analíticas de hierro residual que dieron valores inferiores al límite de detección de 0.1 mg/l de Fe para el máximo de cloruro férrico aplicable (120 mg/l), por lo que se desestimó seguir realizando estas pruebas para dosificaciones inferiores de coagulante, ya que el hierro residual que se esperaba es inferior.

Los ensayos tuvieron una duración de 180 días debido a que para medir un metal como el antimonio se ha requerido de la colaboración de un laboratorio especializado de la Península, que retrasaba el comienzo de cada tanda de ensayos (5 valores de pH para una concentración de Sb y  $FeCl_3$ ) una semana a la espera de corroborar que el dopaje se había realizado correctamente.

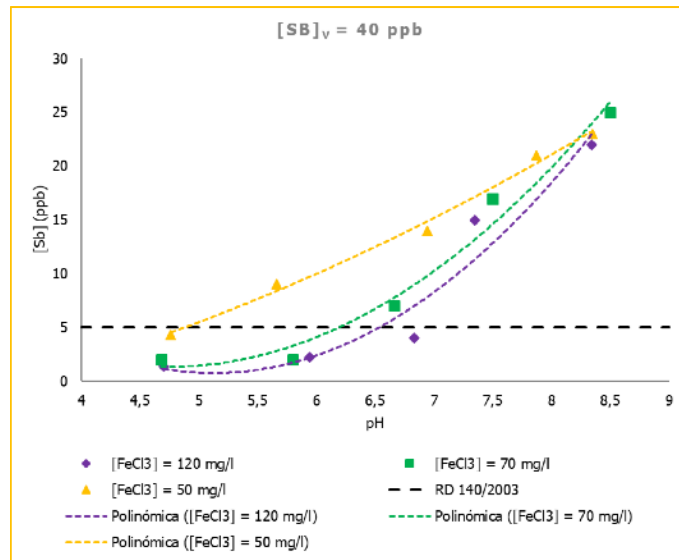
## RESULTADOS OBTENIDOS

A continuación, mostramos los resultados obtenidos para las diferentes concentraciones de Sb ensayadas. Cabe destacar que la diferencia entre los PHs de diseño de los ensayos y los de estas tablas se deben a la menor fiabilidad de medida de la sonda en continuo en la planta respecto a la del laboratorio y que, además, este es el valor de medida en la salida de filtros de arena (SFA) y no donde se ajustaba el pH, que era en la cámara de mezcla (CM).

### Concentración de Sb de 40 $\mu\text{g/l}$

$[Sb]_V = 40 \mu\text{g/l}$					
$[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$		$[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$		$[FeCl_3] = 50 \text{ mg/l}$	
pH	Rendimiento de eliminación	pH	Rendimiento de eliminación	pH	Rendimiento de eliminación
4,70	96%	4,68	92%	4,76	91%
5,94	94%	5,80	92%	5,66	80%
6,83	89%	6,66	73%	6,94	70%
7,35	59%	7,50	35%	7,87	54%
8,34	41%	8,50	4%	8,35	50%

**Tabla 1:** Rendimientos de eliminación de Sb, con  $[Sb]_V$  inicial de 40  $\mu\text{g/l}$



**Gráfico 1:** Concentración de Sb a la salida del filtro de arena en función del pH en la cámara de mezcla para  $[Sb]_v = 40 \mu\text{g/l}$

De estos ensayos concluimos que para cumplir con los límites de concentración máxima de antimonio que marca el Real Decreto (5 ppb) cuando el agua de entrada a la ETAP contenga 40 ppb de Sb, no podremos trabajar a pH superiores a 6,53 adicionando una  $[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$ . Así mismo para  $[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$  y  $50 \text{ mg/l}$  no podremos trabajar a pH mayores de 6,15 y 4,87 respectivamente. Estos valores se corresponden con el punto de intersección entre las curvas de dosis de  $FeCl_3$  y el límite legal de  $5 \mu\text{g/l}$ .

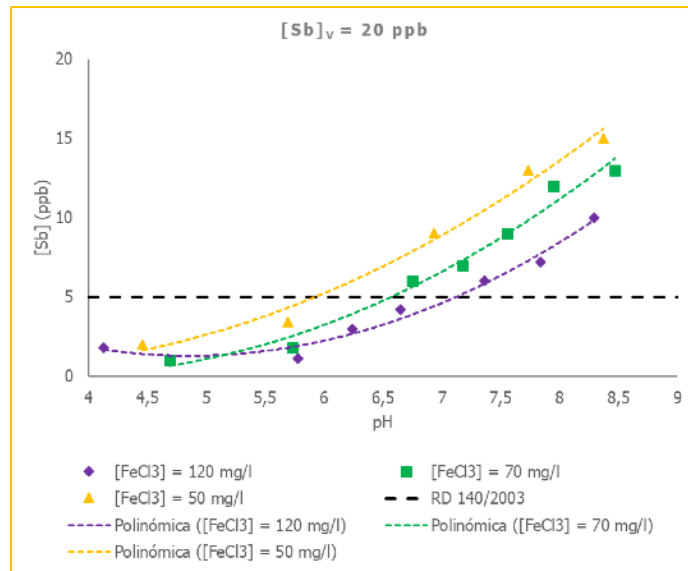
Se ha observado que la evolución de las tasas de eliminación para  $70 \text{ mg/l}$  de cloruro férrico es dispar respecto a la de otras tablas debido a que, se toma como referencia un valor de antimonio inicial en el agua procedente de una analítica con un error en el muestreo, pero por rigor técnico se ha mantenido este valor.

### Concentración de Sb de $20 \mu\text{g/l}$

$[Sb]_v = 20 \mu\text{g/l}$					
$[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$		$[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$		$[FeCl_3] = 50 \text{ mg/l}$	
pH	Rendimiento de eliminación	pH	Rendimiento de eliminación	pH	Rendimiento de eliminación
4,13	91%	4,69	95%	4,46	90%
5,78	95%	5,73	91%	5,69	83%
6,24	85%	6,75	70%	6,93	55%
6,65	79%	7,18	65%	7,73	35%
7,36	70%	7,55	55%	8,37	25%
7,84	64%	7,95	40%		
8,29	50%	8,47	35%		

**Tabla 2:** Rendimientos de eliminación de Sb, con  $[Sb]_v$  inicial de  $20 \mu\text{g/l}$





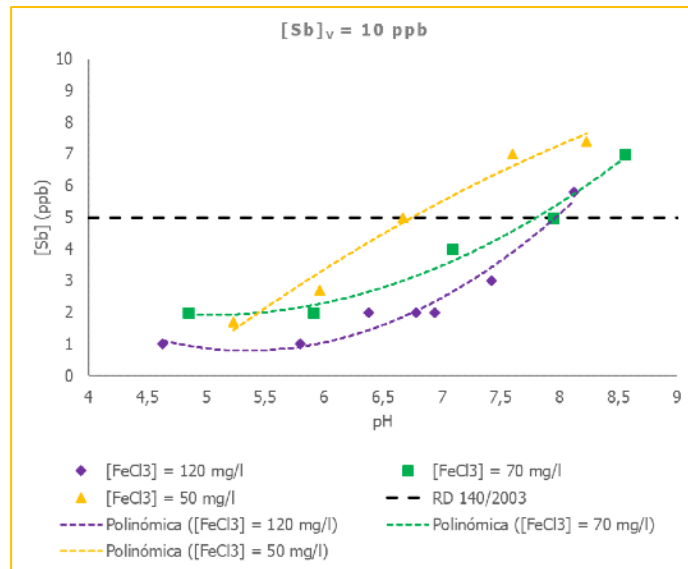
**Gráfico 2:** Concentración de Sb a la salida del filtro de arena en función del pH en la cámara de mezcla para  $[Sb]_v = 20 \mu\text{g/l}$

La principal conclusión de esta batería de ensayos es que para cumplir con los límites de concentración máxima de antimonio que marca el Real Decreto (5 ppb) cuando el agua de entrada a la ETAP contenga 20 ppb de Sb, no podremos trabajar a pH superiores a 7,11 adicionando una  $[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$ . Así mismo para  $[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$  y  $50 \text{ mg/l}$  no podremos trabajar a pH mayores de 6,5 y 5,9 respectivamente.

### Concentración de Sb de $10 \mu\text{g/l}$

$[Sb]_v = 10 \mu\text{g/l}$					
$[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$		$[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$		$[FeCl_3] = 50 \text{ mg/l}$	
pH	Rendimiento de eliminación	pH	Rendimiento de eliminación	pH	Rendimiento de eliminación
4,63	90%	4,85	80%	5,23	83%
5,8	90%	5,91	80%	5,96	73%
6,38	80%	7,09	60%	6,67	50%
6,78	80%	7,94	50%	7,6	30%
6,94	80%	8,56	30%	8,23	26%
7,42	70%				
8,12	42%				

**Tabla 3:** Rendimientos de eliminación de Sb, con  $[Sb]_v$  inicial de  $10 \mu\text{g/l}$



**Gráfico 3:** Concentración de Sb a la salida del filtro de arena en función del pH en la cámara de mezcla para  $[Sb]_v = 10 \mu\text{g/l}$

De esta última tanda de ensayos se deduce que para cumplir con los límites de concentración máxima de antimonio que marca el Real Decreto (5 ppb) cuando el agua de entrada a la ETAP contenga 10 ppb de Sb, no podremos trabajar a pH superiores a 7,9 adicionando una  $[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$ . Así mismo para  $[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$  y  $50 \text{ mg/l}$  no podremos trabajar a pH mayores de 7,80 y 6,7 respectivamente.

Para una correcta evaluación técnico-económica finalmente se ha procedido a calcular las dosis de reactivos necesarios para realizar los ajustes de pH requeridos. Se utilizó ácido clorhídrico (HCl) al 33% e hidróxido sódico (NaOH) al 50% para el primer ajuste tras las dosificaciones de cloruro férrico, correspondiente a la búsqueda del pH óptimo y posteriormente hidróxido cálcico  $Ca(OH)_2$  para la recuperación del pH final hasta 7,5.

## ANÁLISIS DE CONCLUSIONES

El pH y la dosis de coagulante son los factores determinantes a la hora de establecer el mayor rendimiento de eliminación de antimonio.

Respecto al tipo de antimonio, el antimonio (III) es propio de aguas anóxicas, mientras que el antimonio (V) se da en aguas óxicas. En este caso, se trata de un agua óxica, por lo que se observa una mayor proporción de antimonio (V).

Las condiciones para cumplir con los límites de concentración máxima de antimonio que marca el Real Decreto (5  $\mu\text{g/l}$ ) cuando el agua de entrada a la ETAP contenga 40 ppb de Sb son, no poder trabajar a pH superiores a 6,53 adicionando una  $[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$ . Así mismo para  $[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$  y  $50 \text{ mg/l}$  no se podrá trabajar a pH mayores de 6,15 y 4,87 respectivamente.

En el caso de que el agua de alimentación a la entrada a la ETAP contenga 20 ppb de Sb, no se podrá trabajar a pH superiores a 7,11 adicionando una  $[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$ . Así mismo para  $[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$  y  $50 \text{ mg/l}$  no se podrá superar las condiciones de trabajo de pH mayores de 6,5 y 5,9 respectivamente.

Finalmente, cuando el agua de entrada a la ETAP contenga 10 ppb de Sb, no será viable trabajar a pH superiores a 7,9 adicionando una  $[FeCl_3] = 120 \text{ mg/l}$ . Así mismo para  $[FeCl_3] = 70 \text{ mg/l}$  y  $50 \text{ mg/l}$  no se podrá superar pH mayores de 7,80 y 6,75 respectivamente.

Como podemos ver en las figuras precedentes los máximos rendimientos de eliminación de Sb se encuentran a  $4,63 < \text{pH} < 5,91$ , consiguiendo rendimientos de eliminación del orden de 96%.

Desde el punto de vista económico siempre interesa trabajar con el pH más cercano al natural porque se reducen los costes de reactivos. En combinación del estudio técnico y económico para precipitar antimonio (V) las dosis de coagulante y pH óptimos para cumplir con el RD 140/2003 de 5 µg/l son:

[Sb(V)] inicial	[FeCl <sub>3</sub> ]	pH	Tasa de eliminación
40 µg/l	70 mg/l	6.15	87.5 %
20 µg/l	70 mg/l	6.50	75 %
10 µg/l	50 mg/l	6.70	50 %

**Tabla 4:** Concentración de FeCl<sub>3</sub> y pH óptimos técnico-económicos para reducir cada concentración de contaminante [Sb(V)] hasta 5 ppb.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (1) Mti-minas-ceutamelilla.blogspot.com. (2019). Mina San Pancraccio. [online] Available at: <https://mti-minas-ceutamelilla.blogspot.com/2007/07/mina-san-pancraccio.html>
- (2) Lenntech.es. (2019). Antimonio (Sb) Propiedades químicas y efectos sobre la salud y el medio ambiente. [online] Available at: <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/sb.htm>
- (3) Atsdr.cdc.gov. (2019). Resumen de Salud Pública: Antimonio (Antimony) | PHS | ATSDR. [online] Available at: [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs23.html](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs23.html)
- (4) 1. Pradana Pérez J, García J. Criterios de calidad y gestión del agua potable. Madrid: UNED - Universidad Nacional de Educación a Distancia; 2019.
- (5) Who.int. (2019). [online] Available at: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/antimonysum.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/antimonysum.pdf)
- (6) Inam, M.A.; Khan, R.; Park, D.R.; Lee, Y.-W.; Yeom, I.T. Removal of Sb(III) and Sb(V) by Ferric Chloride Coagulation: Implications of Fe Solubility. *Water* **2018**, *10*, 418.
- (7) Epa.gov. 2020. [online] Available at: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/ny\\_hh\\_334\\_w\\_03121998.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/ny_hh_334_w_03121998.pdf)
- (8) Who.int. 2020. [online] Available at: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/antimony.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/antimony.pdf)