

Generación de subproductos de desinfección en potabilización de aguas bajo diferentes casuísticas. Caso de estudio en la planta del CATABB

Disinfection by-products generated in water purification under different scenarios. CATABB case study

Ana Urkiaga ^{a1*}, Jonatan García ^{b1}, Santos Paunero ^{c1}, Vanesa Benito ^{a2}, Luis M. Hernando ^{c2}, Patricia Maeso ^{b2}, Maite Cabañas ^{c3}

^aCentro Tecnológico GAIKER, Basque Research & Technology Alliance (BRTA), Parque Tecnológico, Ed. 202, 48170 Zamudio (Bizkaia), España.

^bAquambiente, Polígono Lezama Leguizamon, C/ Gipuzkoa s/n, 48450 Etxebarri (Bizkaia), España

^cConsortio de Aguas Bilbao Bizkaia, C/ San Vicente, 8 Hall de entrada del Edificio Albia 1, 48001 Bilbao (Bizkaia), España.

E-mail: ^{a1}urkiaga@gaiker.es, ^{b1}jonatan.garcia@veolia.com, ^{c1}spaunero@consorciodeaguas.eus, ^{a2}benito@gaiker.es,

^{c2}lhernando@consorciodeaguas.eus, ^{b2}patricia.maeso@veolia.com, ^{c3}mcabanas@consorciodeaguas.eus

*Autor para correspondencia

Recibido: 10/02/2025

Aceptado: 09/06/2025

Publicado: 31/07/2025

Citar como: Urkiaga, A., García, J., Paunero, S., Benito, V., Hernando, L.M., Maeso, P., Cabañas, M. 2025. Disinfection by-products generated in water purification under different scenarios. CATABB case study. Caso. *Ingeniería del agua*, 29(3), 165-178. <https://doi.org/10.4995/ia.2025.23372>

RESUMEN

La formación de subproductos de desinfección (DBPs) en la potabilización de aguas depende de diferentes factores; entre los que destacan las características del agua a tratar, el tipo de oxidante empleado, así como el proceso de tratamiento. En el presente artículo se muestran los resultados del estudio realizado en una planta a escala real en la que se evaluaron todas estas variables. El trabajo se centró en la formación de los siguientes DBPs: trihalometanos, cloritos, cloratos y bromatos. En el estudio se evidenció la necesidad de implementar la filtración con carbón activo en la potabilización de agua de río (Nervión) en caso de emplear cloro como preoxidante y ser la temperatura elevada. Asimismo, se constató la necesidad de realizar el seguimiento tanto de cloratos como de bromuros en este tipo de agua influente. Además, se comprobó cómo la filtración en carbón activo contribuía a la reducción de los DBPs generados.

Palabras clave | ozono; dióxido de cloro; cloro; potabilización; subproductos de desinfección; trihalometanos; clorato; bromato.

ABSTRACT

Disinfection by-products (DBPs) generated in drinking water treatment depends on different factors as for example the characteristics of the water to be treated, the type and dose of oxidant used, as well as the treatment process. This article shows the results of the study carried out in a full-scale plant considering all those factors. The work focused on the formation of trihalomethanes, chlorites, chlorates and bromates. The study shown the need to implement activated carbon filtration in the purification of river water (Nervión river) when chlorine was used as a preoxidant and the temperature was high. In addition, the need to monitor chlorate and bromide doses in the feed water was also noted. In addition, the contribution of the activated carbon to the reduction of DBPs was proven.

Key words | ozone; chloride dioxide; chlorine; tap water; disinfection by-products; trihalomethanes; chlorate; bromate.

INTRODUCCIÓN

En el proceso de potabilización la primera etapa es la preoxidación del agua influente. El propósito de esta etapa es la oxidación y eliminación de diferentes compuestos entre los que destacan el hierro, manganeso, arsénico y cianuro, así como contribuir a la significativa reducción de la carga microbiológica y a eliminar el color, olor y sabor del agua (Qi et al., 2021; Urkiaga et al., 2023). La preoxidación tiene un efecto relativo en la reducción de materia orgánica natural (NOM por sus siglas en inglés) del agua a las concentraciones empleadas habitualmente en potabilización. Sin embargo, sí modifica su composición y reactividad para etapas posteriores del tratamiento.

Los principales preoxidantes empleados son el permanganato potásico, el cloro, el dióxido de cloro, el ozono y el peróxido de hidrógeno.

La selección del tipo de preoxidante y dosis a utilizar en una estación de tratamiento de agua potable (ETAP) depende de diferentes factores (He et al., 2022), entre los que destacan las características del agua a tratar, caudales de tratamiento, precios y disponibilidad de los agentes oxidantes, requerimientos necesarios y aspectos relacionados con la operación y seguridad.

Cada tipo de preoxidante presenta diferentes ventajas e inconvenientes y produce diferentes tipos de subproductos de desinfección (Abd El-Razek et al., 2017), denominados de forma genérica como DBPs por sus siglas en inglés. Hasta la fecha se han identificado más de 600 DBPs (Courcier et al., 2014). El presente artículo se ha enfocado específicamente en la generación de tres de los grupos de DBPs más comunes, THM, bromatos y cloritos-cloratos, por ser DBPs legislados en aguas potables (RD 3/2023). Tanto los avances en la detección y cuantificación de los DBPs, como en cuanto a los estudios respecto a sus efectos y toxicología, contribuirán a que las futuras legislaciones regulen un mayor número de ellos, así como a una reducción de los límites establecidos para los mismos.

El permanganato potásico es el preoxidante que genera menos DBPs legislados (Laszakovits y MacKay, 2023). Sin embargo, este preoxidante presenta una reducida capacidad bactericida, su comercialización está controlada al emplearse en diferentes aplicaciones y sectores, y su sobredosificación puede generar alarma en el consumidor (presencia de color en el agua).

El cloro es el preoxidante más económico y de mayor empleo en desinfección. Además, proporciona protección residual contra la contaminación. Como contrapartida genera como principales subproductos de desinfección THM y HAA. Otras desventajas del cloro son que ofrece protección relativamente baja contra *Cryptosporidium* y menor eficacia en la oxidación con compuestos orgánicos y algunos compuestos inorgánicos (particularmente amoníaco). Asimismo, aporta sabor y olor al agua (Sandín et al., 2020).

El dióxido de cloro empleado como preoxidante genera menores concentraciones de THM y HAA en el agua tratada (Salazar-Serna y Peñuela-Mesa, 2016). Este preoxidante puede emplearse como alternativa al uso de cloro cuando la materia orgánica presente en el agua o la temperatura sean elevadas, o las dosis de cloro requeridas sean significativas. Además, el dióxido de cloro es efectivo en un rango de pH más amplio, es menos corrosivo, tiene un mayor potencial de oxidación que el cloro, y es capaz de eliminar biopelículas, así como una gama más amplia de organismos (por ejemplo, quistes y protozoos). Los principales subproductos de desinfección a controlar cuando se emplea el dióxido de cloro son los cloritos y cloratos (Al-Otoum et al., 2016). En el caso de emplear este oxidante, y al igual que con el hipoclorito, la concentración máxima establecida en el RD 3/2023 sobre calidad de las aguas de consumo (trasposición a la legislación española de la Directiva (UE) 2020/2184 del Parlamento Europeo), tanto para cloritos como para cloratos, es de 700 mg/L, frente a un valor de 250 mg/L cuando se emplee otro agente oxidante.

El ozono es el agente que presenta un mayor potencial de oxidación, por lo que presenta un gran poder de eliminación de una amplia variedad de microcontaminantes, así como una gran capacidad de desinfección. Este agente actúa a menor concentración y con menor tiempo de contacto que otros desinfectantes. Además, la concentración de THM y HAA en las aguas tratadas en las que se ha empleado ozono como preoxidante son reducidas. Los principales inconvenientes del ozono son su coste económico y la necesidad de llevar a cabo un estricto control de la concentración de bromatos en el agua tratada, debido al reducido valor límite (10 mg/L) establecido para este parámetro en el RD 3/2023, sobre todo cuando la concentración de bromuros en el agua a tratar sea significativa (Morrison et al., 2023).

En las plantas potabilizadoras la caracterización completa del agua se lleva a cabo tanto en el agua influente como a la salida de las plantas, efectuándose únicamente el seguimiento de los parámetros básicos de calidad en las diferentes etapas del proceso. Es por ello por lo que en dichas plantas se desconoce la concentración, tanto de los subproductos de desinfección como de otros contaminantes, a lo largo del proceso de tratamiento.

La variación del origen del agua influente, o bien la modificación significativa de las características del agua influente con la estacionalidad, pueden provocar una alteración sustancial de la calidad del agua obtenida en una planta potabilizadora. Con objeto de garantizar en todo momento la calidad del agua suministrada, los gestores de agua tienen que llevar a cabo modificaciones de proceso, como por ejemplo cambiar el tipo de preoxidante empleado, o ampliar el proceso de tratamiento, incluyendo etapas de oxidación avanzada, adsorción en carbón activo o filtración por membranas.

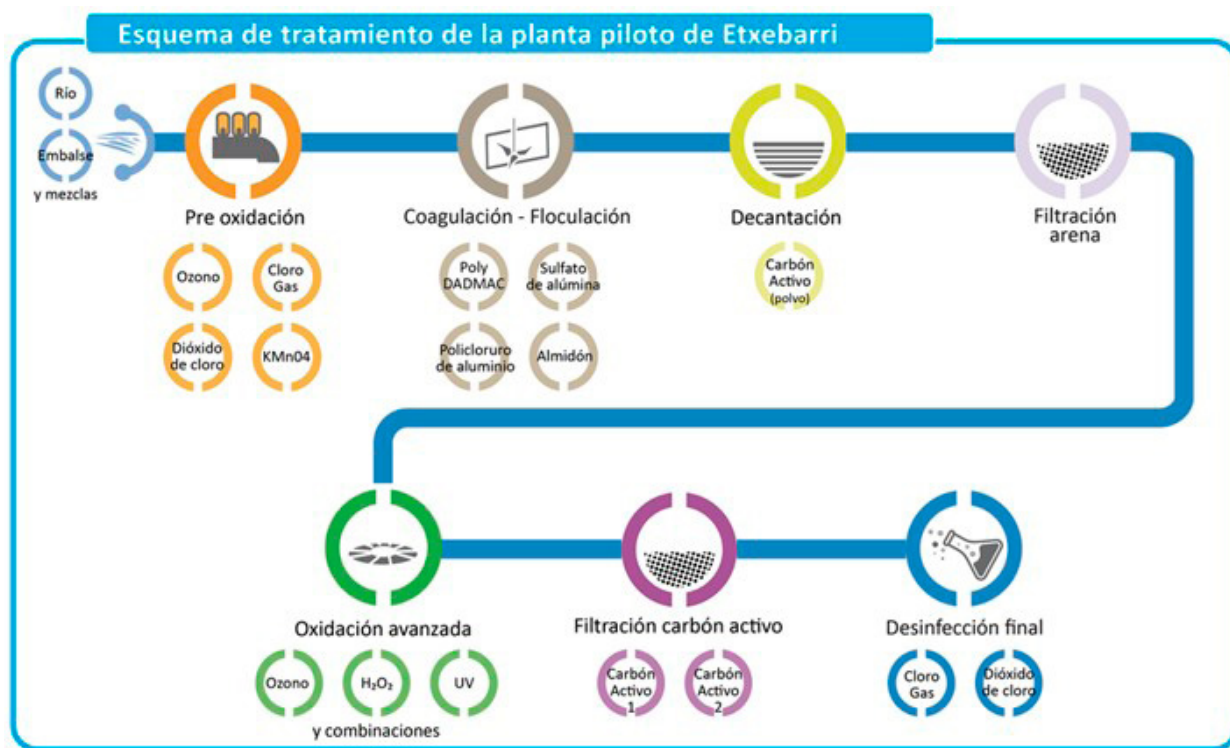


Figura 1 | Diagrama de proceso, con las diferentes posibilidades de tratamiento, de la planta potabilizadora del CATABB.

El Consorcio de Aguas de Bilbao Bizkaia (CABB) es la entidad responsable de la gestión en red primaria, tanto del abastecimiento de agua potable como del saneamiento de las aguas residuales de, aproximadamente, un millón de habitantes de la provincia de Bizkaia (España). El CABB ha realizado diferentes actuaciones para poder adelantarse a las consecuencias de los efectos producidos por el cambio climático, o a otras circunstancias como, por ejemplo, una interrupción temporal del servicio actual cuya principal fuente son los embalses del Zadorra (Araba). Con objeto de determinar el proceso más adecuado para la potabilización del agua procedente del río Nervión, así como las modificaciones que sería necesario realizar en la potabilizadora de Venta Alta en caso de aportar esta fuente de suministro a la actual, el CABB cuenta con una planta piloto en el Centro Avanzado de Tratamiento de Agua Bilbao Bizkaia (CATABB). Esta planta, situada en Etxebarri (Bizkaia), tiene una capacidad de producción de 10 m³/h y dispone de los sistemas de tratamiento más avanzados. Además, es versátil y modular, se pueden realizar baipás o modificar los distintos procesos de tratamiento (Figura 1).

El propósito de este estudio ha sido evaluar las diferencias en la calidad del agua tratada, en especial en cuanto a los subproductos generados, en una planta real operando de continuo (24/7), al variar el preoxidante empleado, el proceso de tratamiento, así como las características del agua de entrada (agua del río Nervión y mezclas agua del río Nervión - agua de los embalses del Zadorra).

Este estudio presenta un claro carácter innovador ya que no se han encontrado estudios que traten a esta escala (10 m³/h), en una misma planta potabilizadora, fuentes de agua con características tan diferenciadas (agua de río, agua de embalse y mezclas) con una variedad tan amplia de tipos de procesos (diferentes oxidantes, uso o no de filtros de carbón activo, así como posibilidades de emplear oxidación intermedia tras filtros de arena). Además, otro aspecto novedoso de la investigación realizada ha sido el seguimiento del SUVA (*Specific Ultraviolet Absorbance*), así como de los principales subproductos generados tras la etapa de preoxidación durante todo el tren de tratamiento de potabilización. El trabajo desarrollado servirá de guía para el desarrollo de futuros proyectos de investigación en el campo de la potabilización de aguas ampliándose, por ejemplo, a otros productos de desinfección, como los ácidos haloacéticos, y/o a la combinación con otros procesos de tratamiento.

EQUIPOS Y MÉTODOS

La caracterización del agua se efectuó tanto mediante analizadores en línea instalados en cada una de las etapas del proceso (conductividad, temperatura, pH, turbidez, cloro, dióxido de cloro, ozono), como en los laboratorios del CABB (bromuros, bromatos, cloritos, cloratos) y del CATABB (temperatura, turbidez, pH, conductividad, amonio, nitrato, nitrito, fosfato, hierro, aluminio, manganeso, cloro y DQO), según métodos estandarizados. Asimismo, se llevó a cabo de forma periódica (2 veces al mes) la caracterización completa según los parámetros establecidos en el RD 3/2023, tanto del agua de entrada como de salida de la planta piloto, en los laboratorios del CABB.

En el estudio se determinó la absorbancia de las muestras de agua a una longitud de onda de 254 nm (ABS254), así como el parámetro SUVA. Este parámetro se calcula como el cociente entre ABS254 y carbono orgánico disuelto. Dicho parámetro se relaciona con las características de la materia orgánica natural del agua (peso molecular, aromaticidad e hidrofiliidad) y la capacidad de generación de DBPs en la misma al ser sometida a cloración (Ates et al., 2007; Hua et al., 2020).

La planta del CATABB dispone de un SCADA y está totalmente automatizada. Además, cuenta con un analizador en continuo del carbono orgánico (modelo TOC-4200 de Shimadzu) y otro de trihalometanos (modelo THM-100 de Instrumentación Analítica). En el estudio se determinó el Potencial de Formación de Trihalometanos (PFTHM), como diferencia entre el valor de THM obtenido después de 12 h de la desinfección final y los THM registrados tras la etapa de filtración con carbón activo.

La instalación puede operar con 4 tipos de preoxidantes diferentes (cloro, ozono, dióxido de cloro y permanganato potásico). Sin embargo, en este estudio sólo se evaluaron los tres primeros por ser el permanganato potásico el preoxidante con menor posibilidad de aplicación en la principal planta potabilizadora del CABB (Venta Alta).

Como agua influente se tomó agua del río Nervión a su paso por Etxebarri (Bizkaia), así como mezclas de esta agua con agua procedente de los embalses del Zadorra. El caudal de tratamiento fue de 6.25 m³/h. A continuación, se describen los equipos empleados para la producción y adición de los diferentes preoxidantes evaluados (ozono, cloro y dióxido de cloro).

El generador de ozono utilizado tanto en preoxidación como en oxidación intermedia fue el modelo NL-050 de la empresa Newland. Además de la dosis de ozono producida, se determinó el ozono residual y el ozono disuelto.

El cloro, tanto en preoxidación como en desinfección final, se aportó a partir de cloro gas (Apliclor).

El dióxido de cloro se produjo en un sistema de Aplicor a partir de ácido clorhídrico al 8.5% y clorito sódico al 7.5%.

En la etapa de coagulación/decantación se empleó como coagulante sulfato de aluminio y como floculante Polydamac, ambos suministrados por Acideka. El decantador de la planta es del tipo Acentrifloc®.

La planta piloto dispone de dos filtros de arena en paralelo, que operan de forma alterna con las siguientes características: altura del lecho filtrante de 0.95 m, diámetro del filtro de 1.3 m. Igualmente, cuenta con dos filtros de carbón activo granular en paralelo de 1 m³ de capacidad y un tiempo de contacto de 9.6 min. En el estudio se utilizó carbón activo de la casa Calgon Carbon.

La etapa final del proceso de potabilización es la desinfección efectuada con cloro en una concentración que garantice la concentración de 1 mg/L de cloro en el agua tratada transcurridas 12 h.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se ha indicado previamente, en la planta de potabilización avanzada del CATABB se puede tanto realizar un baipás de los diferentes procesos como captar el agua de diferentes orígenes y características (río Nervión, embalses de Zadorra y mezclas en diferentes proporciones de ambos).

En el estudio se probaron diferentes tipos de trenes de tratamiento, operando cada uno de ellos durante un periodo mínimo de 3 semanas y máximo de varios meses. Como se ha indicado, los principales parámetros de calidad se registraron de continuo en cada una de las etapas de tratamiento llevando a cabo además un control analítico exhaustivo de las diferentes muestras recogidas en cada punto del proceso en laboratorio, con una periodicidad de entre 1 y 3 veces al día.

En el estudio se operó tanto con agua procedente del río Nervión, como de los embalses del Zadorra, así como con mezclas de ambas fuentes (50:50, 25:75 y 75:25). Además de emplear diferentes preoxidantes (ozono, cloro y dióxido de cloro), se ensayaron diferentes trenes de tratamiento (sin y con oxidación intermedia con ozono, así como sin y con filtros de carbón activo). En total se evaluaron 10 configuraciones distintas. A cada una de ellas se le asignó una codificación específica, la cual se explica en la tabla siguiente (Tabla 1).

Tabla 1 | Descripción de la nomenclatura establecida para la codificación de las diferentes configuraciones ensayadas.

Origen agua bruta		Preoxidación		Tratamiento principal					
Código	Significado	Código	Significado	Código	Coag./floc./dec.	Filtr. Arena	Ox. Interm.	Filtr. Carb. Act.	Cl2 final
N	Río Nervión	1	O ₃	AChe2	X	X	O ₃	X	X
Z	Emb. Zadorra	2	Cl ₂	BChe2	X	X	O ₃ +H ₂ O ₂	X	X
50N50Z	50%Nervión/50%Zadorra	3	ClO ₂	C	X	X	-	-	X
25N75Z	25%Nervión/75%Zadorra			DChe2	X	X	-	X	X
75N25Z	75%Nervión/25%Zadorra								

La dosis de cada preoxidante se mantuvo fija en este estudio. La dosis seleccionada en cada caso fue la determinada como la óptima en diferentes investigaciones y proyectos previos realizados en esta planta del CATABB. Estas dosis fueron las siguientes: dosis de cloro: 1 mg/L, dosis de ozono: 1 mg/L y dosis de dióxido de cloro: 0.7 mg/L.

La calidad de las dos fuentes de agua evaluadas, río Nervión y embalses del Zadorra, fue diferente, tal y como se puede observar en los resultados de caracterización obtenidos (Tabla 2). La calidad del agua del río Nervión a su paso por Etxebarri tiene una calificación de Tipo A3, según RD 1541/94. Según se indica en este Real Decreto, el proceso de tratamiento a dar a un agua de este tipo consistiría en un tratamiento físico y químico intensivo, afino y desinfección final.

Tabla 2 | Principales características de calidad del agua del río Nervión y del procedente de los embalses del Zadorra durante el estudio realizado.

Parámetro	Río Nervión			Embalses Zadorra		
	Máximo	Mínimo	Promedio	Máximo	Mínimo	Promedio
Aluminio (µg/L)	350	10	42	270	10	43
Conductividad (µS/cm)	1160	145	625	580	123	209
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/L)	41	<4	13	27	4	11
Hierro (µg/L)	3500	120	372	380	10	114
Manganeso (µg/L)	1200	20	194	300	10	65
pH	8.6	7.7	8.2	8.2	7.2	7.7
Temperatura (°C)	25	6	16	23	6	13
Turbidez (NTU)	830	3	31	84	<0.25	5
Bromuros (µg/L)	183	26	113	53	<25	36
Cloratos (µg/L)	238	<5	67	6	<5	1
Carbono orgánico disuelto (DOC) (mg/L)	7.2	2.2	3.9	6.2	2.1	3.2
Absorbancia a 254 nm (m ⁻¹)	0.15	0.06	0.08	0.08	0.01	0.05

Como se puede observar en la Tabla 2, las diferencias registradas en las dos fuentes de agua evaluadas fueron notables en distintos parámetros: turbidez, conductividad, hierro, manganeso, bromuros y cloratos.

Los parámetros turbidez, aluminio, hierro, manganeso, DQO y DOC (carbono orgánico disuelto) tienen una mayor repercusión en las primeras etapas del proceso de potabilización (preoxidación, coagulación y filtración por arena), afectando a las dosis de coagulante y floculante a emplear. Más allá de la dosis de reactivos necesaria, las diferencias de concentraciones de los parámetros mencionados entre los dos tipos de agua analizados no presentaron ninguna dificultad de tratamiento, al cumplirse en todos los casos con los límites establecidos de calidad para agua potable (RD 3/2023). Sin embargo, las diferencias en cuanto a composición y concentración de materia orgánica natural, bromuros o cloratos sí tienen una incidencia más directa en el tratamiento, debido a los subproductos generados con cada tipo de preoxidante utilizado.

A continuación, se describen los resultados obtenidos para los DBPs regulados más comunes (THM, bromatos, cloritos y cloratos) generados con los diferentes preoxidantes, tipos de agua y procesos de tratamiento evaluados.

A este respecto, cabe decir que la turbidez del agua de entrada a la planta fue más variable y elevada cuanto mayor fue la proporción de agua procedente del río. Asimismo, a la salida del decantador también aumentó la turbidez en función del porcentaje de agua del río Nervión, aunque el valor medio en dicho punto del proceso durante todo el periodo de estudio se mantuvo en 1.24 NTU. La turbidez registrada en el agua a la salida de la etapa de filtración por arena en todos los casos fue inferior a 0.3 NTU, valor límite en este punto según el RD 3/2023.

Trihalometanos

En primer lugar, se llevó a cabo la experimentación con agua del río Nervión empleando en preoxidación cloro o dióxido de cloro, sin oxidación intermedia y sin paso por el filtro de carbón activo (configuraciones N2C y N3C), dado que en principio eran las configuraciones que presentarían una mayor concentración de THM.

Seguidamente, se evaluó la reducción en la concentración de THM al mezclar en ambos casos el agua de río con el agua de embalse (configuraciones 50N50Z2C y 50N50Z3C). Además, sobre el agua de río se evaluó la reducción en los THM generados debido a la introducción en el proceso de la filtración por carbón activo (configuraciones N2DChe2 y N3 DChe2). En el caso de incluir la etapa de carbón activo se evaluó también la formación de THM generados en el proceso con diferentes proporciones de agua de río frente a agua de embalse (configuraciones 50N50Z2DChe2, 50N50Z3DChe2, 25N75Z3DChe2 y 75N25Z3DChe2). Por último, se realizaron ensayos con dos configuraciones empleando ozono en preoxidación (N1DChe2 y 50N50Z1DChe2), en las que a priori las dosis de THM en el agua tratada serían mínimas, a fin de determinar dichos valores.

Los experimentos se efectuaron durante los meses de verano, con una temperatura del agua situada entre 20 y 23°C. La turbidez media del agua bruta registrada fue de 26 NTU, con un pico de 170 NTU derivado de un episodio de lluvias.

La concentración de bromuro en el agua bruta durante dicha experimentación varió entre 80 y 170 µg/L, con un valor medio de 120 µg/L. Tanto el incremento de temperatura como de bromuro en el agua contribuyen al aumento en la generación de trihalometanos (Qadafi et al., 2023). A este respecto, Engerholm y Amy (1983) estimaron un aumento en la formación de THM de entre un 25% y un 50% por cada 10°C de aumento de temperatura del agua.

En la experimentación realizada, en todos los casos los valores de SUVA registrados fueron $< 4 \text{ L}/(\text{mg} \cdot \text{m})$ y los resultados de DOC no se consideraron elevados. Valores de SUVA inferiores a 2 indican por lo general una alta fracción de materia hidrofílica no húmica con una absorbancia UV reducida, una demanda de cloro baja y un bajo potencial de formación de DBPs. Valores de SUVA entre 2 y 4, que sería el caso de esta experimentación, son indicativos de una mezcla de materia hidrofóbica húmica e hidrofílica no-húmica, con absorbancia UV media, así como una demanda de cloro y un potencial de formación de DBPs moderados. Por su parte, valores de SUVA superiores a 4 son indicativos de la presencia de materia hidrofóbica húmica altamente aromática, asociada con una alta absorbancia UV, elevada demanda de cloro y un alto potencial de formación de DBPs (Ates et al., 2007; Marais et al., 2019; Hua et al., 2020).

Se llevó a cabo la experimentación con agua de río, con cloro tanto en preoxidación (1.0 mg/L) como en desinfección final y sin carbón activo (configuración N2C), con las características mencionadas del agua bruta (Tabla 2). Los valores obtenidos de

trihalometanos con esta configuración fueron significativos, hasta 91 $\mu\text{g/L}$. Además, se registraron valores más elevados al emplear concentraciones superiores de cloro en preoxidación. Con objeto de reducir la concentración de THM, se comprobó la eficiencia de los filtros de carbón activo (configuración N2DChe2), pasando este parámetro a registrar un valor máximo de 48 $\mu\text{g/L}$.

Por su parte, en la experimentación realizada con el mismo tipo de agua y proceso de tratamiento, pero empleando dióxido de cloro como preoxidante (configuración N3C) en una dosis de 0.7 mg/L, el valor de THM en el agua tratada no superó los 32 $\mu\text{g/L}$. Como puede observarse en la Tabla 3, en el caso de emplear carbón activo con esta configuración el valor máximo registrado fue superior (53 $\mu\text{g/L}$), lo cual podría deberse a las propias características del agua influente, así como a posibles fenómenos de desorción en el filtro de carbón.

Tabla 3 | Valores máximos de THM en las diferentes configuraciones de tratamiento evaluadas.

Configuración	N2C	N3C	50N50Z2C	50N50Z3C	N2DChe2	N3DChe2
Origen agua	Río	Río	50% río/ 50% pant.	50% río/ 50% pant.	Río	Río
Preoxidante	Cloro	Dióxido de cloro	Cloro	Dióxido de cloro	Cloro	Dióxido de cloro
Carbón Activo	No	No	No	No	Si	Si
Temp (°C)	20-23	17-23	17-23	18-23	6-24	17-20
	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal
THM ($\mu\text{g/L}$)	91	100	32	100	78	100

A diferencia del ozono y del dióxido de cloro que se utilizaron solo en algunas configuraciones como preoxidantes, el cloro se empleó en todas ellas como desinfectante final. Por tanto, se registraron trihalometanos en todas las configuraciones evaluadas. Además, dentro del CATABB se realizaron estudios previos de adsorción y desorción en el carbón activo en los que se constató la desorción de THM en el filtro de carbón al variar el tipo de preoxidante de cloro a ozono (Urkiaga et al., 2024).

El estudio de los trihalometanos se centró en la formación de éstos en las etapas finales del proceso de potabilización, tras los filtros de carbón activo y desinfección final. Para ello se determinó en cada caso el Potencial de Formación de Trihalometanos (PFTHM). La concentración de THM registrados a la salida de la etapa de filtración por carbón activo depende de los procesos de adsorción y desorción que tienen lugar (Corwin y Summers, 2011). En la Figura 2 se representa el valor medio de los THM totales como la suma de THM a la salida de los filtros de carbón activo y el PFTHM para cada una de las configuraciones ensayadas, así

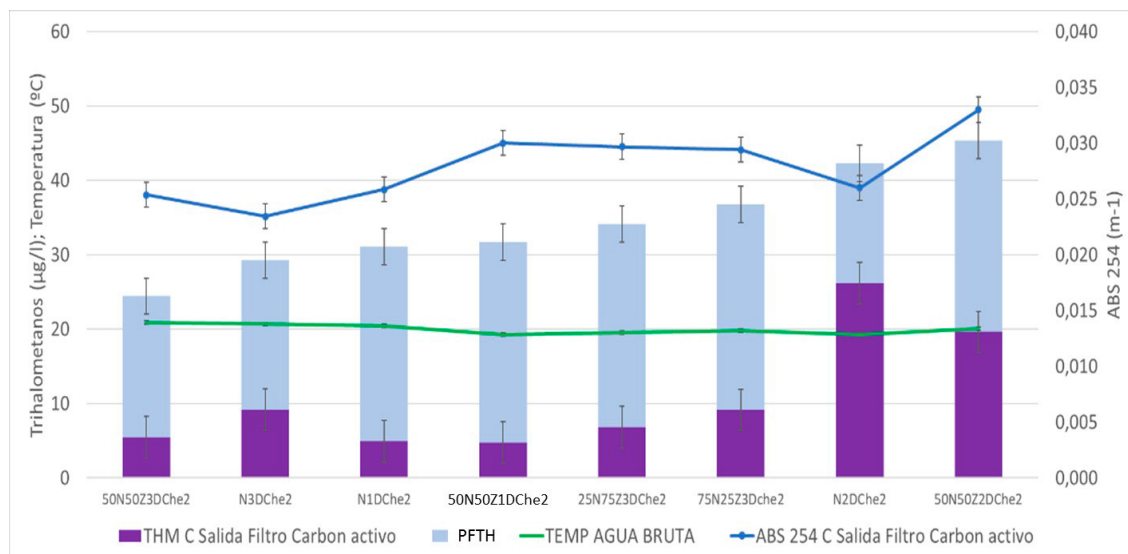


Figura 2 | Evolución de los valores medios de THM en las configuraciones ensayadas.

como los valores medios de temperatura del agua y del parámetro ABS254 tras la filtración de CA, que se relaciona con la materia orgánica que reacciona con el cloro en la desinfección final.

En primer lugar, se puede observar como las mayores concentraciones de THM, tanto a la salida del filtro de GAC como tras desinfección final, se registraron en las configuraciones con cloro en preoxidación. Así, a la salida de los filtros se registró un valor medio de THM de 25 µg/L para la configuración N2DChe2 y 20 µg/L para la 50N50Z2DChe2 y en el agua tratada de 42 µg/L y 45 µg/L respectivamente. Este valor superior en el agua en la configuración 50N50Z2DChe2 coincidió con el valor más elevado de ABS254 a la salida del filtro de carbón activo.

En las configuraciones con dióxido de cloro y ozono los valores de THM en el agua tratada variaron entre 25 y 36 µg/L. La temperatura, factor determinante en la cinética de generación de THM, se mantuvo prácticamente constante durante todo el periodo evaluado por lo que no se pudieron establecer correlaciones de este parámetro con los THM generados. Asimismo, en la gráfica se ha representado la ABS254 a la salida del filtro de carbón activo, ya que fue el parámetro que más relación presentó con el PFTHM.

A este respecto, en la Tabla 4 se presentan los resultados medios de diferentes parámetros. En esta tabla se puede observar cómo a excepción del primero de los ensayos realizados (100 % agua bruta de río con cloro como preoxidante), a mayor rendimiento de eliminación de ABS254 mayor era el PFTHM, aunque dicho potencial depende de diferentes aspectos como del tipo de agua a tratar, su composición y concentración. El rendimiento de eliminación de este parámetro con las diferentes configuraciones evaluadas fue elevado en todos los casos, variando entre un 66 y un 77 %. Aunque las concentraciones más elevadas de THM se obtuvieron en las configuraciones con cloro, el PFTHM no se correspondió con la configuración en la que se registró un valor medio de THM más elevado.

Durante la experimentación la temperatura del agua no mostró una variación significativa (19.25-20.90°C) considerándose valores altos para este parámetro, favoreciendo por tanto la formación de THM.

Respecto a la concentración de bromuro en el agua bruta, ésta fue variable, entre 55.65 y 150.40 µg/L, registrándose la mayor concentración de THM (45.31 µg/L) para la dosis de bromuro más elevada y en una configuración empleando cloro como preoxidante. Los THM bromados se forman más rápidamente que los clorados (Neil et al., 2019) y según diferentes estudios también son más tóxicos (Zhang et al., 2020).

Tabla 4 | Valores medios registrados de diferentes parámetros en las diferentes configuraciones con carbón activo ensayadas.

Configuración	THM Salida Filtro		THM Agua Tratada tras 12h (µg/L)	ABS 254 Agua Bruta (m ⁻¹)	ABS 254 Salida		Rend. Elim. ABS 254 (%)	TEMP Agua Bruta (°C)	Bromuros Agua Bruta (µg/L)
	PFTHM (µg/L)	Carbón activo (µg/L)			Filtro	Carbón activo (m ⁻¹)			
N2DChe2	16.08	26.20	42.28	0.083		0.026	68%	19.27	-
50N50Z3DChe2	18.95	5.46	24.41	0.070		0.025	64%	20.90	113.25
N3DChe2	20.10	9.15	29.25	0.07		0.02	66%	20.66	113.25
50N50Z2DChe2	25.69	19.62	45.31	0.11		0.03	69%	20.10	150.40
N1DChe2	26.13	4.93	29.42	0.099		0.026	73%	20.43	56.57
50N50Z1DChe2	26.94	4.73	31.68	0.126		0.030	74%	19.25	77.03
25N75Z3DChe2	27.29	6.81	33.38	0.136		0.030	76%	19.56	66.34
75N25Z3DChe2	27.61	9.14	34.92	0.144		0.029	77%	19.84	55.65

Cloritos y cloratos

Los principales factores que afectan directamente a la concentración de cloritos y cloratos generados son la dosificación de dióxido de cloro como oxidante y la propia concentración de estos aniones que pueda traer el agua bruta. De hecho, uno de los aspectos más importantes a tener en cuenta es precisamente la concentración de cloratos en el agua bruta mientras que, en estado natural, es poco frecuente la presencia de cloritos en el agua bruta debido a la oxidación natural de éstos a cloratos.

En la Tabla 5 se muestran los resultados máximos de cloritos y cloratos registrados en las aguas tratadas con diferentes configuraciones empleando dióxido de cloro como preoxidante sin la etapa de carbón activo (N3C, 50N50Z3C), así como incluyendo

dicha etapa en el proceso (N3DChe2), ya que serían los trenes de tratamiento en los que se generaría una mayor concentración de estos compuestos. Además, con objeto de evaluar la influencia del preoxidante, en esta tabla se muestran los resultados registrados al cambiar el oxidante a cloro. De la observación de los datos obtenidos se evidencia el aumento en la concentración de ambos compuestos al emplear dióxido de cloro como preoxidante. Además, se puede observar el efecto del empleo de carbón activo en dichos compuestos, observándose una reducción en ambos casos, aunque muy superior en el caso de los cloritos.

Tabla 5 | Valores máximos de cloritos y cloratos en el agua tratada mediante diferentes configuraciones de tratamiento (Nota: N/D no determinado).

Configuración	N2C		N3C		50N50Z2C		50N50Z3C		N2DChe2		N3DChe2	
Origen agua	Río		Río		50% río/ 50% pant.		50% río/ 50% pant.		Río		Río	
Preoxidante	Cloro		Dióxido de cloro		Cloro		Dióxido de cloro		Cloro		Dióxido de cloro	
Carbón Activo	No		No		No		No		Si		Si	
Temp (°C)	20-23		17-23		17-23		18-23		6-24		17-20	
	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal	Valor máximo	Límite legal
Cloritos (µg/L)	N/D	250	400	700	5	250	437	700	12	250	12	700
Cloratos (µg/L)	N/D	250	552	700	153	250	331	700	175	250	405	700

Se efectuó un análisis detallado de la evolución de ambos parámetros a lo largo de las diferentes etapas de tratamiento empleando dióxido de cloro como preoxidante y filtros de carbón activo (configuración N3DChe2) (Figura 3). El contenido en cloratos del agua bruta durante la experimentación varió entre 30 y 120 µg/L. A la finalización de la etapa de preoxidación (dosis de dióxido de cloro de 0.7 mg/L) fue donde se generaron tanto los cloritos como los cloratos con una proporción entre 40-60% y 60-40%, alcanzando concentraciones entre 600-700 µg/L, como suma de cloritos y cloratos. Como puede observarse en la Figura 3, una vez generados ambos compuestos en la preoxidación fueron reduciéndose a lo largo del tratamiento, siendo en la etapa de filtración por carbón activo donde se observó un mayor porcentaje de reducción. Durante el proceso hasta la etapa de filtración de carbón activo no se registraron variaciones significativas en la proporción de cloritos y cloratos. Sin embargo, a la salida de los filtros de carbón activo se observó una reducción significativa de la concentración de cloritos, lo cual podría ser debido a su reducción a ion hipoclorito según el estudio realizado por Gonce y Voudrias (1994). En esta etapa la concentración de clorato no sufrió una alteración significativa. Tras la cloración final, los cloritos fueron oxidados a cloratos siendo el porcentaje de cloritos en el agua tratada $\leq 15\%$ de la suma de ambos compuestos. Durante todo el periodo experimental, únicamente en una ocasión se superó escasamente una concentración de 400 µg/L en cloratos en el agua tratada, situándose en todo momento por debajo del límite establecido de 700 µg/L.

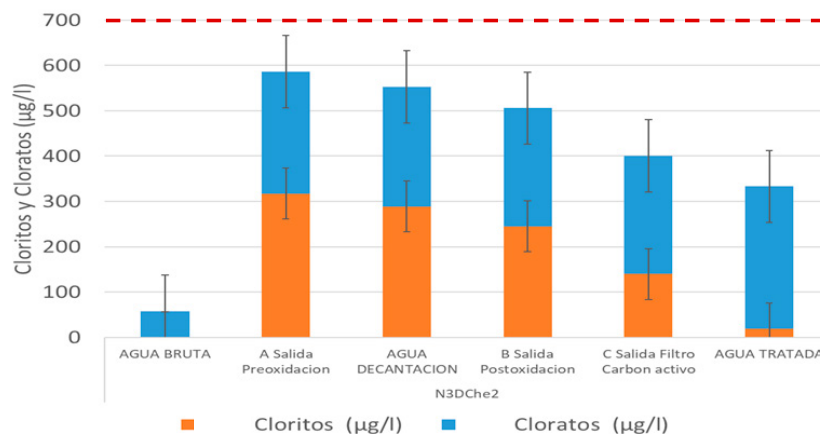


Figura 3 | Evolución de cloritos y cloratos a lo largo de las etapas de tratamiento en la configuración N3DChe2. (La línea punteada indica el límite establecido en legislación tanto para cloritos, como para cloratos).

En la Figura 4 se representan los valores medios de las concentraciones de cloritos y cloratos registrados en el resto de las configuraciones ensayadas con dióxido de cloro, con diferentes proporciones de agua de río en el abastecimiento a la planta (50N50Z3DChe2, 25N75Z3DChe2, 75N25Z3DChe2), a lo largo de cada una de las etapas del proceso.

La primera diferencia notable que se puede observar es en la concentración de cloratos en el agua bruta durante la experimentación, que presentó valores variables entre 20 $\mu\text{g/L}$ y 100 $\mu\text{g/L}$. También se aprecian diferencias significativas en la generación de cloritos y cloratos generados en la etapa de preoxidación empleando la misma dosis de dióxido de cloro. Dicha generación depende de diferentes parámetros entre los que cabe destacar la temperatura, el pH, la exposición a la luz y las características propias del agua (carga microbiológica, compuestos inorgánicos, NOM...). Asimismo, en esta figura se pueden observar diferentes perfiles de evolución de estos compuestos a lo largo del tratamiento en las distintas configuraciones. A este respecto, en dos de las configuraciones el dióxido de cloro seguía reaccionando y produciendo cloritos y cloratos a lo largo del proceso de tratamiento, alcanzando máximos de la suma de ambos de entre 450 $\mu\text{g/L}$ y 670 $\mu\text{g/L}$ antes de los filtros de carbón activo. En esta etapa fue donde se pudo observar una reducción, tanto de clorito en mayor medida como de clorato en todos los casos. De la salida del carbón activo al agua tratada la tendencia en las configuraciones ensayadas fue dispar, aunque sí se observó la lógica reducción en la concentración de clorito al oxidarse. A pesar de ello, las concentraciones de la suma de ambos compuestos en el agua tratada en todas las configuraciones fueron muy similares y próximas a 350 $\mu\text{g/L}$.

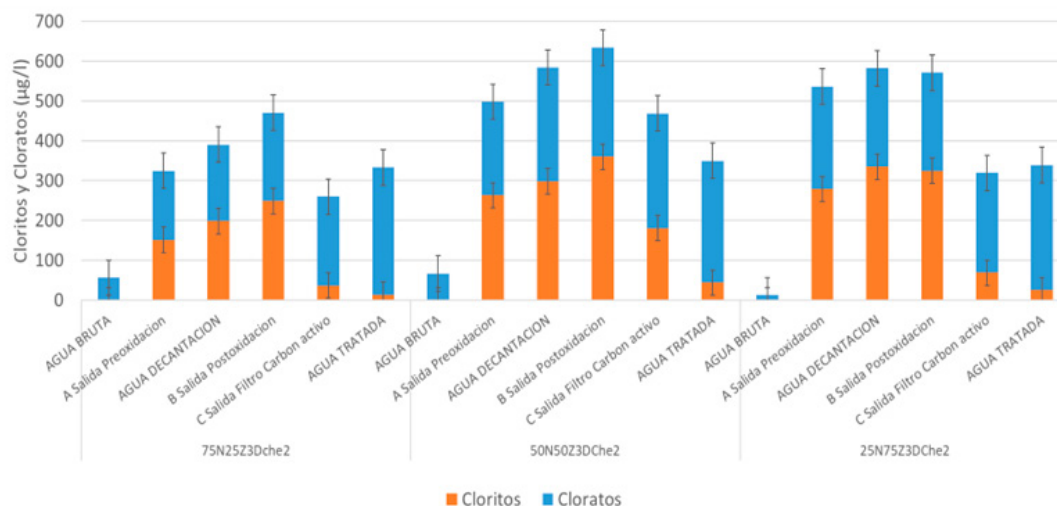


Figura 4 | Valores medios de la evolución de cloritos y cloratos a lo largo de las etapas del tratamiento en diferentes configuraciones ensayadas empleando dióxido de cloro en preoxidación.

Aunque la generación de cloritos y cloratos está relacionada con la dosificación de dióxido de cloro, el hecho de que la propia agua bruta del río presente concentraciones de cloratos muy variables con episodios de concentraciones apreciables, y que este parámetro esté regulado, hace que haya que prestarle atención en todas las configuraciones en las que se trate este tipo de agua. De hecho, según se establece en el RD 3/2023, el límite, tanto de cloritos como de cloratos, es de 250 $\mu\text{g/L}$, si no se dosifica dióxido de cloro o hipoclorito sódico.

En la Figura 5 se representan las concentraciones de cloritos y cloratos en el agua bruta y el agua tratada en las configuraciones, empleando la etapa de filtración en carbón activo, en las que no se dosificó dióxido de cloro como preoxidante, sino ozono (N1DChe2 y 50N50Z1AChe2) o cloro (N2DChe2 y 50N50Z2DChe2). Se puede apreciar cómo en el periodo de ensayo de la configuración N2DChe2 (con dosificación de cloro) la concentración media de cloratos en el agua bruta fue de 200 $\mu\text{g/L}$ de media con máximos de 230 $\mu\text{g/L}$ y en el agua tratada similar, con 170 $\mu\text{g/L}$ de media y un máximo de 190, valor próximo al límite establecido de 250 $\mu\text{g/L}$. En el resto de los casos, la concentración de cloratos fue inferior a 100 $\mu\text{g/L}$, e incluso en algunos casos por debajo de 50 $\mu\text{g/L}$. En lo que respecta a la concentración de cloritos, tanto en el agua bruta como en el agua tratada en todos los casos estuvo por debajo del límite de detección.

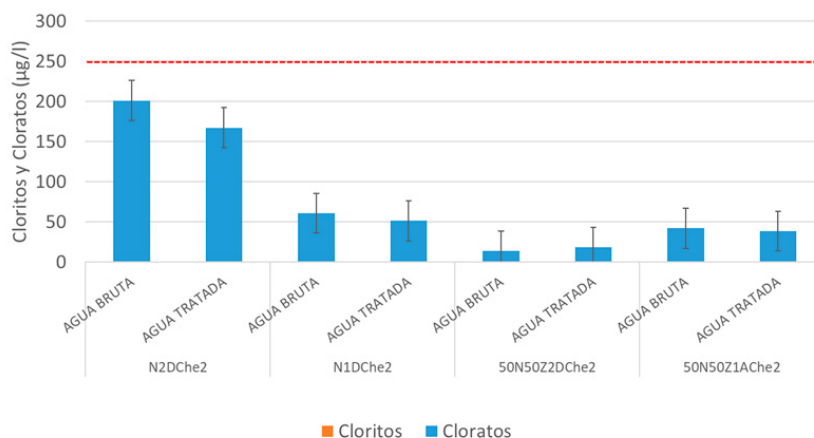


Figura 5 | Valores medios de la evolución de cloritos y cloratos a lo largo de las etapas en configuraciones con cloro y ozono en preoxidación. (La línea punteada indica el límite establecido en legislación, tanto para cloritos como para cloratos, empleando como oxidantes ozono o cloro).

Bromatos

Los bromatos son DBPs generados por la oxidación (con ozono o cloro) de los bromuros presentes en el agua (Morrison et al., 2023). Los bromatos están regulados ya que son compuestos carcinógenos. El límite establecido en agua potable (RD 3/2023) para este parámetro es muy reducido (10 µg/L). Su generación depende de diferentes factores, como la concentración de bromuro en el agua, la dosis de ozono, el pH, la temperatura, la alcalinidad y la materia orgánica del agua. Para reducir su formación lo más adecuado es reducir la concentración de bromuro en el agua a tratar, al igual que la dosis de ozono empleada, así como el pH y la temperatura de operación. Del mismo modo, sería recomendable aumentar la alcalinidad del agua (Kirisits et al., 2000).

Al depender de tantas variables, es difícil establecer un límite de concentración de bromuros en el agua a tratar como problemático para su tratamiento mediante ozono. Así, aunque en el proyecto europeo DEMEAU se proponía un valor máximo en bromuros de 0.1 mg/L (McArdell et al., 2015), en otros estudios (Jarvis et al., 2007), con este valor medio de bromuro en el agua a tratar se alcanzaron valores de hasta 30 µg/L de bromatos en el agua tratada.

De las diferentes configuraciones ensayadas en este estudio, únicamente se detectó la presencia de bromato en el agua tratada, aunque siempre por debajo del límite establecido de 10 µg/L, en dos mediciones con la configuración 50N50Z1AChe2 (empleando ozono tanto en preoxidación como en oxidación intermedia en una concentración en ambos casos de 1 mg/L). En dichos casos las concentraciones de bromuros en el agua de entrada en planta fueron de 85.6 y 98.2 µg/L, y la temperatura del agua de 22.1 y 21.4 °C respectivamente. Ambos parámetros elevados, junto con los bajos valores de COD (2.64 y 2.96 mg/L respectivamente), el valor de pH relativamente elevado del agua y la dosis significativa de ozono empleada, favorecieron la formación de bromatos (Xiao et al., 2017).

Se observó un descenso (de 8.5 a 7.6 µg/L) en la concentración de bromato en el filtro de carbón activo, debido en principio a una combinación de adsorción y reducción de este compuesto en el carbón activo, según estudios realizados por diferentes autores como Kirisits et al. (2000) o Huang et al. (2004). En la etapa de desinfección final la concentración de bromato se redujo a 5.0 µg/L. El descenso en la concentración de bromatos en esta etapa podría atribuirse a su combinación con la materia orgánica para la formación de otros DBPs como trihalometanos o ácidos haloacéticos. En las dos ocasiones en las que se detectó la presencia de bromatos en el agua de salida de planta, la concentración de trihalometanos tras 12 h en el agua fue reducida, de 18.9 y 19.5 µg/L respectivamente.

En ningún caso se registró presencia de bromato en el agua con los otros preoxidantes evaluados. Durante toda la experimentación realizada la concentración de bromato en el agua tratada cumplió en todo momento con los requisitos de calidad establecidos.

CONCLUSIONES

En este estudio, efectuado en una planta potabilizadora de una producción de 6.25 m³/h operando en continuo, se ha comprobado la viabilidad de potabilizar agua del río Nervión, así como de mezclas de este tipo de agua con agua procedente de los embalses del Zadorra. Se ha verificado cómo diferentes tipos de procesos (uso de diferentes preoxidantes, oxidación intermedia, filtración con carbón activo) pueden ser aptos para la potabilización de estos tipos de aguas, siempre y cuando se tenga un control adecuado de las características del agua a tratar (bromuros, cloratos, NOM, temperatura...) y del proceso de tratamiento (estado del carbón activo, tipos y dosis de reactivos, etc.).

De forma más pormenorizada, las conclusiones alcanzadas respecto a las diferentes características del agua a tratar y de los DBPs generados con los distintos preoxidantes evaluados (ozono, cloro y dióxido de cloro) se exponen a continuación.

En la caracterización de los dos tipos de agua evaluados (agua de río y de embalse) se observaron diferencias significativas en diferentes parámetros, como conductividad, turbidez, aluminio, hierro, manganeso, DQO, DOC, bromuro y cloratos, que condicionarán tanto el proceso de tratamiento, como la calidad del agua obtenida y los subproductos de desinfección generados.

La turbidez del agua bruta tratada fue más variable y elevada cuanto mayor era la proporción de agua del río tratada. A la salida del decantador también aumentó la turbidez en función del porcentaje de agua del río empleada, aunque el valor medio en el periodo de ensayo fue de 1.24 NTU. En la etapa de filtración por arena, en todos los casos analizados el valor de turbidez a la salida fue inferior a 0.3 NTU.

Los parámetros DOC y ABS254 presentaron ligeros descensos al disminuir el porcentaje de agua del río, aunque en todos los casos se obtuvieron valores bajos para los dos parámetros (DOC: 2-3.5 mg/L y ABS254: 0.06-0.1 m⁻¹).

En el caso de emplear dióxido de cloro como preoxidante, se comprobó la formación de cloritos y cloratos en el agua, y cómo ambos compuestos, sobre todo los cloritos, se reducían en los filtros de carbón activo. Estos últimos se eliminaron prácticamente en su totalidad después de la etapa de desinfección con cloro. En lo que respecta a la concentración de cloratos en el agua tratada, de las diferentes condiciones ensayadas el valor máximo registrado fue de 400 µg/L. En todos los casos se cumplió con los límites establecidos en el RD 3/2023 en el agua tratada para ambos parámetros.

La concentración de cloratos registrada en el agua del río Nervión fue muy variable (20-230 µg/L) durante el periodo de ensayos, con un valor medio de 200 µg/L. Se comprobó cómo en las configuraciones sin dióxido de cloro no se generaban ni cloritos ni cloratos, ni se producía una desorción apreciable en los filtros de carbón activo. En la mayoría de las configuraciones ensayadas, en el agua tratada se produjo una reducción media de un 15 % en cloratos. Sin embargo, dado que el límite establecido en este caso en el RD 03/2023, tanto para cloritos como cloratos, es de 250 µg/L habría que prestar especial atención a la concentración de cloratos en el agua bruta.

En el caso de emplear ozono como oxidante se considera necesario realizar el control de la concentración de bromuros en el agua de entrada a la planta. Durante la experimentación, la concentración de este parámetro varió entre 40 y 160 µg/L. De todas las configuraciones ensayadas con dosificación de ozono, tanto en preoxidación como en oxidación intermedia con una dosis de 1 mg/L en ambos casos, solamente en dos ocasiones se registró una concentración de bromato por encima del límite de detección en el agua tratada. En el único caso en que se registró bromato tras la oxidación intermedia (concentración de bromuro en el agua bruta de 100 µg/L) se observó una ligera reducción de este parámetro a la salida del filtro de carbón activo, y una reducción de un 43.4 % a la salida del agua tratada. En ambos casos el valor registrado en el agua tratada estuvo muy por debajo (>50 %) del límite establecido (10 µg/L) para este parámetro.

En el caso de abastecer a la planta con cloro como preoxidante y agua del río, debido a las características de este tipo de agua (concentración en bromuro, DOC, temperatura, etc.), se evidenció la necesidad de implementar la etapa de filtración por carbón activo para reducir la concentración de THM en el agua tratada. A pesar de ello, las mayores concentraciones de THM en el agua tratada se obtuvieron en las configuraciones con cloro en preoxidación (42 µg/L en la configuración N2DCh2 y 45 µg/L en la 50N50Z2DCh2). En el resto de las configuraciones (con dióxido de cloro u ozono en preoxidación) los valores medios se situaron entre 29 y 35 µg/L.

Se observó una relación directa entre el parámetro porcentaje de reducción de ABS254 y el PFTHM (THM tras 12h – THM a la salida del carbón activo), no así entre el PFTHM y la concentración de THM final obtenida. Además, se evidenció la desorción de THM en el filtro de carbón al cambiar de preoxidante (de cloro a ozono).

El estudio realizado supone una importante innovación ya que se ha llevado a cabo en una planta de 10 m³/h, evaluando de forma pormenorizada el comportamiento de cada una de las etapas del proceso de potabilización avanzado, así como la evolución de los subproductos de desinfección. Además, en el estudio se han variado los trenes de tratamiento empleados y se ha operado con aguas de características muy diferentes. Gracias a todo ello se han obtenido resultados de gran interés sobre la importancia de las características del agua influente, así como la influencia de cada etapa de tratamiento, en la formación de los subproductos de desinfección y en la calidad final del agua tratada.

Como resultado del presente estudio se han abierto nuevas líneas de investigación en el CATABB, considerando otros DBPs, como los ácidos haloacéticos y su interrelación con otros DBPs, características del agua y procesos de tratamiento, así como la modelización de estos compuestos y el estudio de los procesos de adsorción-desorción en los filtros de carbón activo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a todo el personal del CATABB por su dedicación a la operación y gestión de la planta, así como al personal del Laboratorio de Abastecimiento del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia por el apoyo analítico prestado y al personal del Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia involucrado en el desarrollo del CATABB.

REFERENCIAS

- Abd El-Razek, T.M.A., Meligi, G.A., El-Sayed, W.H. 2017. Using pre-oxidation technique to minimize disinfection by-products in surface water Treatment. *Journal of Environmental Science*, 38(1), 1-17, <https://doi.org/10.21608/jes.2017.19095>
- Al-Otoum, F., Al-Ghouti, M.A., Ahmed, T.A., Abu-Dieyeh, M. and Ali, M. 2016. Disinfection Byproducts of Chlorine Dioxide (Chlorite, Chlorate, and Trihalomethanes): Occurrence in Drinking Water in Qatar. *Chemosphere*, 164, 649-656, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.008>
- Ates, N., Kitis, M., Yetis, U. 2007. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA—correlations with SUVA and differential UV spectroscopy. *Water Research*, 41(18), 4139-4148, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.042>
- Corwin, C.J., Summers, R.S. 2011. Adsorption and desorption of trace organic contaminants from granular activated carbon adsorbers after intermittent loading and throughout backwash cycles. *Water Research*, 45(2), 417-26, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.039>
- Courcier, J.P., Decerle, D., Jédor, B., Thibert, S., Welté, B. 2014. To limit the formation of disinfection by-products. The case of bromate and trihalomethanes in drinking water. *Techniques - Sciences – Methodes*, 69-83.
- Engerholm, B.A., Amy, G.L. 1983. A predictive model for chloroform formation from humic acid. *Journal AWWA*, 75, 418–423, <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1983.tb05179.x>
- Gonce, N., Voudrias, E.A. 1994. Removal of chlorite and chlorate ions from water using granular activated carbon. *Water Research*, 28(5), 1059-1069, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90191-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90191-0)
- He, Z., Cheng, Y., Liao, X., Yu, J., Lin, X., Qi, H. 2022. Which pre-oxidation methods to choose? From perspective of DBPs formation and toxicities reduction. *Process Safety and Environmental Protection*, 161, 118-125, <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.072>
- Hua, L-C, Chao, S-J, Huang, K., Huang, C. 2020. Characteristics of low and high SUVA precursors: Relationships among molecular weight, fluorescence, and chemical composition with DBP formation. *Science of The Total Environment*, 727, 138638, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138638>

- Huang, W.J., Peng, H.S., Peng, M.Y., Chen, L.Y. 2004. Removal of bromate and assimilable organic carbon from drinking water using granular activated carbon. *Water Science and Technology*, 50(8), 73-80, <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0492>
- Jarvis, P., Parsons, S.A., Smith, R. 2007. Modelling Bromate Formation During Ozonation. *Ozone: Science and Engineering*, 29, 429-442, <https://doi.org/10.1080/01919510701643732>
- Kirisits, M.J., Snoeyink, V.L., Kruithof, J.C. 2000. The reduction of bromate by granular activated carbon. *Water Research*, 34(17), 4250-4260, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00189-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00189-5)
- Laszakovits, J.R., MacKay, A.A. 2023. The impact of permanganate pre-oxidation on subsequent drinking water treatment operations. *Aquatic Sciences*, 85, 33, <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00916-w>
- Marais, S.S., Ncube, E.J., Msagati, T.A.M., Mamba, B.B., Nkambule, T.T.I. 2019. Assessment of trihalomethane (THM) precursors using specific ultraviolet absorbance (SUVA) and molecular size distribution (MSD). *Journal of water process engineering*, 27, 143-151, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.11.019>
- McArdell, C.S., Marc Bourgin, M., von Gunten, U., Hollender, J., Kienle, C., Hofman-Caris, R. 2015. Decision basis for implementation of oxidation Technologies -DEMEAU Project-, Grant Agreement no. 308339, Deliverable D32.3.
- Morrison, C.M., Hogard, S., Pearce, R., Mohan, A., Pisarenko, A.N., Dickenson, E.R.V., von Gunten, U., Wert, E.C. 2023. Critical Review on Bromate Formation during Ozonation and Control Options for Its Minimization, *Environmental Science & Technology*, 57(47), 18393-18409, <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00538>
- Neil, C.W., Zhao, Y., Zhao, A., Neal, J., Meyer, M., Yang, Y.J. 2019. Trihalomethane precursor reactivity changes in drinking water treatment unit processes during a storm event. *Water Science and Technology: Water Supply*, 19(7), 2098-2106, <https://doi.org/10.2166/ws.2019.089>
- Qadafi, M., Rosmalina, R.T., Widyarani, Wulan, D.R. 2023. Formation and estimated toxicity of trihalomethanes and haloacetic acids from chlorination of nonylphenol-containing water: Effect of chlorine and bromide concentration, contact time, and pH. *Journal of Water Process Engineering*, 55, 104151, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104151>
- Qi, J., Ma, B., Miao, S., Liu, R., Hu, C., Qu, J. 2021. Pre-oxidation enhanced cyanobacteria removal in drinking water treatment: A review. *Journal of Environmental Sciences*, 110, 160-168, <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.040>
- Salazar-Serna, D.M., Peñuela-Mesa, G.A. 2016. Effect of pre-oxidation with chlorine dioxide on the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water system. *Revista Politécnica*, 12(22), 9-20.
- Sandín, R., Arévalo, J., Monsalvo, V., Rogalla, F., Maya, E.M. 2020. Comparación de estrategias de desinfección alternativas con la cloración convencional en la reducción de formación de trihalometanos. *Tecnoaqua*, 44, 2-8.
- Urkiaga, A., Arrieta, J., Paunero, S., Suescun, J.M., Cabañas, M., Bartolomé, M., Maeso, P., Benito, P. 2023. Eficacia biocida de la preozonización en potabilización avanzada. *Tecnoaqua*, 62, 2-10.
- Xiao, Q., Yu, S., Li, L., Wang, T., Liao, X., Ye, Y. 2017. An overview of advanced reduction processes for bromate removal from drinking water: Reducing agents, activation methods, applications and mechanisms. *Journal of Hazard Mater*, Feb 15;324(Pt B), 230-240, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.053>
- Zhang, C., Maness, J.C., Cuthbertson, A.A. Kimura, S.Y., Liberatore, H.K., Richardson, S.D., Stanford, B.D., Sun, M., Knappe, D.R.U. 2020. Treating water containing elevated bromide and iodide levels with granular activated carbon and free chlorine: impacts on disinfection byproduct formation and calculated toxicity. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6(12), 3460-3475, <https://doi.org/10.1039/D0EW00523A>