






# Desinfección del agua: una revisión a los tratamientos convencionales y avanzados con cloro y ácido peracético

## *Water disinfection: a review of conventional and advanced treatments with chlorine and peracetic acid*

Dulce Brigitte Ocampo-Rodríguez <sup>a1</sup>, Gabriela Alejandra Vázquez-Rodríguez <sup>a2</sup>,  
Sylvia Martínez-Hernández <sup>b1</sup>, Ulises Iturbe-Acosta <sup>b2</sup>, Claudia Coronel-Olivares <sup>a3\*</sup>

<sup>a</sup>Área Académica de Química, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, Hidalgo, 42184, México,

<sup>b</sup>Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, Hidalgo, 42184, México.

E-mail: <sup>a1</sup> oc425662@uaeh.edu.mx, <sup>a2</sup> gvazquez@uaeh.edu.mx, <sup>a3</sup> ccoronel@uaeh.edu.mx, <sup>b1</sup> sylvia\_martinez10436@uaeh.edu.mx, <sup>b2</sup> ulisesi@uaeh.edu.mx

\*Autor para correspondencia

Recibido: 05/05/2022

Aceptado: 06/07/2022

Publicado: 31/07/2022

**Citar como:** Ocampo-Rodríguez, D.B., Vázquez-Rodríguez, G.A., Martínez-Hernández, S., Iturbe-Acosta, U., Coronel-Olivares, C. 2022. Water disinfection: a review of conventional and advanced treatments with chlorine and peracetic acid. *Ingeniería del agua*, 26(3), 185-204. <https://doi.org/10.4995/ia.2022.17651>

## RESUMEN

Los tratamientos convencionales de desinfección del agua han utilizado al cloro y sus derivados para la eliminación de microorganismos patógenos; sin embargo, su uso genera productos tóxicos. La contaminación producida por la industrialización y la creciente resistencia de las bacterias a antibióticos han llevado a la búsqueda de nuevos tratamientos que aseguren la buena calidad fisicoquímica y microbiológica del agua, la eliminación de contaminantes emergentes y que eviten la formación de subproductos. En la presente revisión se muestra una comparación de los tratamientos convencionales de desinfección con cloro y ácido peracético, y los avanzados, entre los cuales destaca la desinfección simultánea de UV/Cl, como alternativa para el tratamiento de aguas residuales. Este último permite asegurar una mejor calidad del recurso, alta eficiencia, tiempos reducidos y costos bajos.

**Palabras clave** | cloro, ácido peracético, desinfección convencional, desinfección simultánea, desinfección secuencial, sinergismo.

## ABSTRACT

*Conventional water disinfection treatments have used chlorine and its derivatives to eliminate pathogenic microorganisms; however, its use generates toxic products. Pollution produced by industrialization and the growing resistance of bacteria to antibiotics has led to the search for new treatments that ensure an adequate physicochemical and microbiological quality of water; the elimination of emerging pollutants, and the prevention of by-products generation. This review compares the conventional disinfection treatments using chlorine and peracetic acid, and advanced one, among which the simultaneous disinfection using UV/Cl stand out as an alternative for wastewater treatment. The last one ensures a better quality of water, high efficiency, short process times, and low costs.*

**Key words** | chlorine, peracetic acid, conventional disinfection, simultaneous disinfection, sequential disinfection, synergism.

## INTRODUCCIÓN

El proceso de desinfección del agua tiene como objetivo eliminar o inactivar microorganismos patógenos presentes en dicho recurso. Este proceso asegura la buena calidad microbiológica del agua, protege la salud pública y el ambiente. La desinfección permite que el agua residual (AR) se reúse para el riego en áreas públicas, cultivos o recarga de acuíferos (Valero *et al.*, 2015; Henao *et al.*, 2018a). Para estos fines, en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se emplea una diversidad de desinfectantes químicos o físicos como cloro ( $\text{Cl}_2$ ), ozono ( $\text{O}_3$ ), dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ), ácido peracético ( $\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_3$ ), permanganato de potasio ( $\text{KMnO}_4$ ) o radiación UV. El desinfectante más usado en el mundo es el cloro y sus derivados por su fácil manejo y bajo costo (Chhetri *et al.*, 2018; Quartaroli *et al.*, 2018; Zhong *et al.*, 2019; Ragazzo *et al.*, 2020).

La eficiencia de un proceso de desinfección se mide a través de la reducción o eliminación de microorganismos indicadores presentes en el agua. Esto permite comparar el empleo de distintos desinfectantes o el efecto de los cambios en los parámetros del proceso como el pH o la temperatura. La Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos recomienda a *Escherichia coli* y *Enterococcus* spp. como indicadores bacterianos de contaminación fecal (Collivignarelli *et al.*, 2018). Sin embargo, se ha demostrado la resistencia a la desinfección en algunas formas biológicas de microorganismos; entre estas podemos mencionar a los quistes y ooquistes de protistas, esporas de hongos y endosporas bacterianas (Kong *et al.*, 2021). Además, destacan las bacterias resistentes al cloro (CRB por las siglas en inglés de *chlorine resistant bacteria*), principalmente de los géneros *Mycobacterium*, *Bacillus*, *Legionella*, *Pseudomonas* y *Sphingomonas* (Luo *et al.*, 2021). Asimismo, el uso de antibióticos se ha incrementado de manera exponencial en los últimos años, por lo que también existen bacterias resistentes a antibióticos (ARB por las siglas en inglés de *antibiotic resistant bacteria*) o que presentan en su DNA genes de resistencia a antibióticos (ARG por las siglas en inglés de *antibiotic resistance gene*). Estos genes pueden transferirse a otras bacterias por los procesos de transformación o transducción (Zhuang *et al.*, 2015; Furukawa *et al.*, 2017). Así, es claro que una diversidad de microorganismos patógenos está sobreviviendo cada vez más a los procesos de desinfección del agua residual.

Por otro lado, los desinfectantes empleados comúnmente como el cloro y sus derivados reaccionan con materia orgánica e inorgánica e incluso con contaminantes emergentes y dan como resultado subproductos de desinfección (DBP por las siglas en inglés de *disinfection by-products*) (Collivignarelli *et al.*, 2018), los cuales son adversos para la salud de las personas y difíciles de eliminar debido a su variación química, biológica y física (Drogui y Daghrir, 2015; Wawryk *et al.*, 2020).

En los efluentes de las PTAR se encuentran contaminantes emergentes tales como los DBP, ARB, ARG, CRB, productos de cuidado personal, pesticidas y metales pesados, debido a que no son eliminados por los tratamientos convencionales empleados hasta el momento. El agua residual tratada (ART) es uno de los vehículos más importantes para que estos contaminantes lleguen a los ecosistemas acuáticos, lo que ha propiciado la búsqueda de nuevas tecnologías que sean de bajo costo, que aseguren la buena calidad microbiológica del agua y no generen subproductos tóxicos e indeseables. Entre estas se mencionan el uso del ácido peracético (PAA por las siglas en inglés de *peracetic acid*) como un desinfectante alternativo (Kibbee y Örmeci, 2020) y los procesos de oxidación avanzada (AOP, por las siglas en inglés de *advanced oxydation processes*), que emplean un desinfectante químico con radiación UV de manera simultánea o secuencial y han demostrado ser eficientes para eliminar algunos contaminantes emergentes y asegurar la buena calidad microbiológica del efluente (Chhetri *et al.*, 2018; Campo *et al.*, 2020; Wawryk *et al.*, 2020). En este trabajo se presenta una revisión actualizada de los tratamientos convencionales de desinfección del AR que emplean cloro y PPA, junto con sus mecanismos de acción, formación de subproductos y su sinergismo con la radiación UV, lo que da lugar a los tratamientos de desinfección avanzada.

## DESINFECCIÓN CONVENCIONAL

Desde hace aproximadamente 35 años se han empleado distintos métodos de desinfección para la eliminación de microorganismos patógenos en el agua. Estos se dividen en cuatro grupos: 1) Químicos: aplicación de oxidantes fuertes; 2) Térmicos: aumento o disminución de temperatura hasta hervir o congelar; 3) Saturación: uso de metales no ferrosos que poseen acción bactericida, como plata o cobre, y 4) Físicos: aplicación de radiación UV, ultrasonido o radiación ionizante. Para seleccionar el método más adecuado es necesario considerar las características del AR, la calidad que se espera tras el tratamiento, su toxicidad, la posible formación de subproductos y el costo del proceso (Gryshko y Lugovskoy, 2015; Gitis y Hankins, 2018).

El rendimiento de la desinfección se rige por la exposición efectiva al desinfectante, lo cual se indica con el valor de  $Ct$ , que es un parámetro operativo para regular la inactivación de los microorganismos (Li *et al.*, 2016).  $Ct$  es el producto de la concentración residual del desinfectante por el tiempo en contacto con el agua y permite describir las cinéticas de desinfección (Manoli *et al.*, 2019). Se han propuesto tablas de  $Ct$  para diseñar los procesos de desinfección química, en las que normalmente se expresan los valores para el 99% (2 log) y 99.99% (4 log) de inactivación de bacterias y virus debidas a cada desinfectante (Collivignarelli *et al.*, 2018). Lo ideal es que el desinfectante logre esta reducción con tiempos de contacto entre 15 y 30 minutos (McFadden *et al.*, 2017); sin embargo, esta reducción también se ve afectada por variaciones de flujo diurnas, el clima y otros factores asociados a la operación de las PTAR (Manoli *et al.*, 2019). Además, la inactivación de los microorganismos también depende del grupo taxonómico al que pertenecen y al tipo de desinfectante (Li *et al.*, 2016). La eficiencia de remoción de microorganismos se puede expresar mediante la Ecuación 1.

$$-\log (N_t/N_0) = k \int_0^t C dt \quad (1)$$

Donde  $k$  es la constante de tasa de inactivación de un desinfectante,  $C$  es la concentración del desinfectante en el tiempo  $t$  y  $N_t/N_0$  es la relación entre la concentración microbiana restante en el tiempo  $t$  y la concentración microbiana inicial (Li *et al.*, 2017; McFadden *et al.*, 2017; Manoli *et al.*, 2019). Se han propuesto otros modelos cinéticos para describir la desinfección con el fin de predecir su eficiencia bajo diferentes condiciones operativas; entre estos podemos mencionar al modelo de Hom y su modificación o los propuestos por Selleck, Geeraerd, entre otros (Valero *et al.*, 2015).

## Desinfección con cloro

El cloro y sus derivados se utilizan como desinfectantes en más de dos tercios del planeta y ocupan el primer lugar en el tratamiento de agua (Luongo *et al.*, 2020). Este grupo incluye al cloro gas ( $Cl_2$ ), soluciones de hipoclorito de sodio ( $NaClO$ ), cloraminas ( $NH_2Cl$ ), dióxido de cloro ( $ClO_2$ ) y compuestos líquidos o sólidos de cloro (Ersoy *et al.*, 2019). Suelen seleccionarse por su bajo costo, fácil implementación, baja inversión inicial en el proceso y costo de operaciones. Además de su gran rango de inactivación de patógenos, proveen protección a los ecosistemas y la salud humana, así como un efecto residual (Destiani y Templeton, 2019). Entre sus aplicaciones podemos mencionar que el  $NaClO$  se usa en el lavado, limpieza y tratamiento de textiles, acondicionamiento de agua industrial, alimentos, productos de madera, piscinas, estanques, potabilización, sistemas de distribución, instrumentos médicos, entre otros. Por otra parte,  $ClO_2$ , al ser un oxidante fuerte, se ha empleado en la industria alimentaria, y en la desinfección del AR (Kampf, 2018b; Ofori *et al.*, 2018).

## Mecanismo de descomposición

En el agua, el  $Cl_2$  se disuelve y se hidroliza a ácido hipocloroso ( $HOCl$ ) (Ecuación 2); posteriormente, este se ioniza para producir un ion hipoclorito ( $OCl^-$ ) (Ecuación 3). Ambos son antimicrobianos fuertes y el cloro libre representa la suma de estos. La proporción de estas formas depende del pH de la solución: el  $HOCl$  es la forma predominante en el rango de pH 4-6, mientras que la especie  $OCl^-$  predomina en rango de pH 8.5-10. La estabilidad del  $Cl_2$  como desinfectante se mantiene por dos años a 4 °C y su concentración disminuye al 50% a 24 °C (Dang *et al.*, 2016; Collivignarelli *et al.*, 2018; Kampf, 2018b).



La demanda de cloro es la fracción del cloro que entra en contacto con el agua y reacciona con materiales inorgánicos, naturales y algunos metales, lo que disminuye su potencial para desinfectar; el resto, conocido como cloro total, es la suma del cloro combinado (desinfectante débil) y el cloro libre (inactiva microorganismos patógenos) (Mazhar *et al.*, 2020).

## Cloraminas

Las cloraminas son una opción como desinfectante secundario debido a que son más estables, no son tan reactivas con compuestos orgánicos y ayudan a controlar las biopelículas. Para desinfectar el agua se utilizan dosis de 1 a 4 mg/L, con una concentración residual de 0.5 mg/L (EPA, 1999). El cloro reacciona con materia orgánica e inorgánica disuelta en el agua residual (How *et al.*, 2017) y forma diversos productos, entre los que se encuentran las cloraminas inorgánicas; estas se producen a partir de la reacción entre especies de cloro y amoníaco en solución acuosa (cloraminación) para formar la monocloramina ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ), dicloramina ( $\text{NHCl}_2$ ) y tricloroamina ( $\text{NCl}_3$ ) (Kinani *et al.*, 2012), en series de reacciones (Ecuaciones 4-6) (Wolfe *et al.*, 1984).



La cloraminación depende del pH y de la relación másica de cloro a nitrógeno. El pH óptimo para la formación de  $\text{NH}_2\text{Cl}$ ,  $\text{NHCl}_2$  y  $\text{NCl}_3$  es de 7.5 a 9, 4 a 6 y <4, respectivamente. Además, la relación masa Cl/N óptima para la formación de  $\text{NH}_2\text{Cl}$  es de 3:1 a 5:1 y de 5:1 a 7.6:1 para la  $\text{NHCl}_2$ , mientras que la  $\text{NCl}_3$  se produce a proporciones más altas (Kinani *et al.*, 2012). En general, cuando el pH decrece, la relación Cl/N aumenta (Wolfe *et al.*, 1984).

## Mecanismos de desinfección

El cloro libre afecta a las células mediante el daño a las membranas, interrumpe sus funciones y afecta el DNA; en las biopelículas se absorbe y elimina a las bacterias interiores. El HOCl degrada las proteínas y destruye las enzimas que participan en el metabolismo de los carbohidratos mediante la oxidación de grupos sulfhídricos (Ersoy *et al.*, 2019; Ziemba *et al.*, 2019). El  $\text{ClO}_2$ , por otra parte, actúa mediante la oxidación selectiva; al difundirse a través de las membranas celulares, daña el sistema enzimático o interrumpe la síntesis de proteínas, aumenta la permeabilidad celular y provoca la liberación de componentes vitales, lo que termina en la muerte celular (Ofori *et al.*, 2018; Collivignarelli *et al.*, 2018).

Distintas investigaciones han empleado el  $\text{Cl}_2$ , NaClO y  $\text{ClO}_2$  para reducir o inactivar microorganismos indicadores, en su mayoría reportados en valores de reducción logarítmica (VRL); estos resultados sirven como referencia para verificar la eficiencia de nuevos procesos desinfectantes que se deseen probar para el tratamiento de agua, así como para la eliminación de biopelículas y ARG. Esta revisión presenta los resultados de experimentos de inactivación de bacterias, protistas, virus, biopelículas y ARG mediante el empleo en diferentes dosis de los desinfectantes mencionados (Tablas 1 - 3). En lo general, los ensayos realizados por los autores referidos en las tablas varían en el tipo de agua, procedente ya sea de una PTAR o soluciones *buffer*.

La resistencia de las biopelículas se debe a la baja difusión del desinfectante en las mismas debido a la matriz de las sustancias poliméricas extracelulares (EPS por las siglas en inglés de *extracellular polymeric substances*) que protegen las capas más profundas de las células (Köse y Yapar, 2017; Lin *et al.*, 2017). De acuerdo con los datos recabados, las dosis usadas en el AR para inactivar bacterias varían de 5 a 30 mg/L, con tiempos de contacto de 10 a 30 minutos y con VRL de 3 a 7. Por otra parte, en los ensayos en donde se utilizan soluciones *buffer* o sintéticas, se emplean dosis de 1 a 25 mg/L con tiempos de contacto de 1 a 25 minutos y logran VRL de 1 a 8. Es evidente que las características fisicoquímicas del agua, como el pH, sólidos suspendidos, sólidos disueltos totales, demanda biológica de oxígeno y demanda química de oxígeno, modifican la eficacia del proceso de desinfección y, por lo tanto, es necesario monitorearlas y controlarlas.

## Formación de subproductos

Las reacciones del cloro con los compuestos orgánicos presentes en el agua, tales como ácidos fúlvicos y ácidos húmicos, dan como resultado DBP. Estos contribuyen a la toxicidad del agua y pueden tener efectos adversos en la biota de los cuerpos donde

**Tabla 1** | Inactivación de microorganismos mediante cloro y sus derivados.

Desinfectante	Agua o Solución	Microorganismo	R	D	T	Cl <sub>r</sub>	Ct	Referencia
			log	mg/L	min	mg/L	mg·min/L	
Cl <sub>2</sub>	buffer	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup> (nfxB)	1.7	25	15	NR	NR	Zhang <i>et al.</i> , 2019
Cl <sub>2</sub>	AR	<i>Cryptosporidium</i> <sup>c</sup>	4.82	5	120	NR	NR	Adeyemo <i>et al.</i> , 2019
Cl <sub>2</sub>	AR	<i>Giardia lamblia</i> <sup>c</sup>	4.87	0.5	60	NR	NR	
Cl <sub>2</sub>	AR	Bacteriófago MS2 <sup>d</sup>	0.31	10	5	0.21	1.05	Kingsley <i>et al.</i> , 2017
Cl <sub>2</sub>	AR	Norovirus humano <sup>d</sup> (HuNoV)	0.31	10	5	0.21	1.05	
Cl <sub>2</sub>	AR	<i>Enterococcus faecium</i> <sup>a</sup> (van A)	7.09	10	10	NR	NR	
Cl <sub>2</sub>	buffer	<i>Enterococcus faecium</i> <sup>a</sup> (van A)	7.85	3	3	NR	NR	
Cl <sub>2</sub>	Sintética	<i>Enterococcus</i> sp. <sup>a</sup>	3.2	4	30	2	60	Valero <i>et al.</i> , 2015
Cl <sub>2</sub>	Sintética	<i>Enterococcus</i> sp. <sup>a</sup>	7.5	65	3	26	78	
Cl <sub>2</sub>	AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup> MDR	4.9	1	15	NR	NR	Florentino <i>et al.</i> , 2015
ClO <sub>2</sub>	Desionizada	<i>Enterococcus faecalis</i> <sup>a</sup>	8	10	20	NR	NR	Ersoy <i>et al.</i> , 2019
ClO <sub>2</sub>	buffer	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> <sup>a</sup>	5	5	60	NR	NR	Wen <i>et al.</i> , 2017
ClO <sub>2</sub>	buffer	<i>Staphylococcus aureus</i> <sup>a</sup>	6	5	60	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	buffer	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup>	5	2	1	0.6	0.6	
ClO <sub>2</sub>	buffer	<i>Penicillium</i> sp. <sup>b</sup>	5	2	1	1.1	1.1	
ClO <sub>2</sub>	buffer	<i>Trichoderma</i> sp. <sup>b</sup>	3	2	1	1.1	1.1	
ClO <sub>2</sub>	buffer	<i>Cladosporium</i> sp. <sup>b</sup>	1	2	1	1	1	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup>	5	5	10	NR	NR	Ma <i>et al.</i> , 2017
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Staphylococcus aureus</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Staphylococcus aureus</i> subsp. <i>aureus</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	Subespecies de <i>Bacillus subtilis</i> <sup>a</sup>	3	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Listeria monocytogenes</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Acinetobacter baumannii</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	Subespecies de <i>Salmonella enterica</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Klebsiella pneumoniae</i> <sup>a</sup>	5	5	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Penicillium funiculosum</i> <sup>b</sup>	2	20	10	NR	NR	
ClO <sub>2</sub>	AR	<i>Candida albicans</i> <sup>b</sup>	5	20	10	NR	NR	
NaClO	Desionizada	<i>Enterococcus faecalis</i> <sup>a</sup>	8	10	20	NR	NR	Ersoy <i>et al.</i> , 2019
NaClO	AR	Coliformes totales <sup>a</sup>	5	15	30	5.93	177.9	Quartaroli <i>et al.</i> , 2018
NaClO	AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup>	5	15	30	5.93	177.9	
NaClO	NR	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup>	3 a 6	1-500	5 a 30	NR	NR	Kampf <i>et al.</i> , 2018b
NaClO	NR	<i>Enterococcus faecalis</i> <sup>a</sup>	>5	25-55	1 a 20	NR	NR	
NaClO	NR	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> <sup>a</sup>	1 a >5	1-500	1 a 30	NR	NR	
NaClO	NR	<i>Staphylococcus aureus</i> <sup>a</sup>	1 a 8	1-500	1 a 30	NR	NR	
NaClO	AR	Bacteriófago MS2 <sup>b</sup>	5	NR	NR	NR	3	Ikehata <i>et al.</i> , 2018
NaClO	AR	ARB (tetraciclina y sulfametoxazol)	3 a 4	32	30	NR	NR	Zheng <i>et al.</i> , 2017
NaClO	Río	<i>Escherichia coli</i> <sup>®</sup>	6	1	2.5	NR	NR	Miranda <i>et al.</i> , 2016
NH <sub>2</sub> Cl	AR	Norovirus murino <sup>d</sup>	1.9	1	10	<1	NR	Dunkin <i>et al.</i> , 2017

R: reducción; D: dosis; T: tiempo de contacto; Cl<sub>r</sub>: cloro residual; Ct: exposición al desinfectante; AR: agua residual; buffer: solución de fosfato; NR: no reportado; <sup>a</sup>: bacteria; <sup>b</sup>: hongo; <sup>c</sup>: protista; <sup>d</sup>: virus.

se recibe el agua o se reusa, y están asociados con enfermedades como el cáncer. La formación de estos compuestos depende de la cantidad de materia orgánica, las dosis empleadas, el tiempo de contacto, el pH y la temperatura del agua (Collvignarelli *et al.*, 2018; Kozari *et al.*, 2020).

**Tabla 2** | Empleo de hipoclorito de sodio en biopelículas bacterianas.

Bacteria	% Remoción	Dosis	Tiempo	Referencia
		mg/L	min	
<i>Klebsiella</i> sp.		10	30	
<i>Pseudomonas</i> sp.	Daño en la sustancia polimérica extracelular	10	30	Lin <i>et al.</i> , 2017
<i>Flavobacterium</i> sp.		10	30	
<i>Sphingomonas</i> sp.		10	30	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	83.6	1·10 <sup>4</sup>	30	Köse y Yapar, 2017

**Tabla 3** | Uso del cloro y derivados para inactivar ARG.

Desinfectante	Agua	Gen	Reducción	Dosis	Tiempo	Referencia
			log	mg/L	min	
Cl <sub>2</sub>	buffer de fosfatos	<i>mph(A)</i>	3.6	5	30	Destiani y Templeton, 2019
Cl <sub>2</sub>	buffer de fosfatos	<i>sul1</i>	3.6	5	30	
NaClO	AR	<i>tetQ</i>	2	8	30	Zheng <i>et al.</i> , 2017
NaClO	AR	<i>sul1</i>	4	16	30	
NaClO	AR	<i>tetG</i>	3.24	160	120	Zhuang <i>et al.</i> , 2015
NaClO	AR	<i>sul1</i>	3.16	160	120	

AR: agua residual.

Se han identificado más de 600 DBP que se forman durante la cloración y cloraminación, entre los cuales podemos mencionar: trihalometanos (THM), ácidos haloacéticos (HAA), compuestos de yodo y bromo (como el yodato (IO<sub>3</sub><sup>-</sup>), monobromamina (NH<sub>2</sub>Br), bromocloramina (NHClBr) y dibromamina (NHBr<sub>2</sub>)), clorito (ClO<sub>2</sub><sup>-</sup>), clorato (ClO<sub>3</sub><sup>-</sup>), clorofenoles, hidratos de carbono (HC), haloacetnitrilos (HAN) (como dicloroacetnitrilo (DCAN), tricloroacetnitrilo (TCAN), bromocloroacetnitrilo (BCAN) y dibromoacetnitrilo (DBAN)); haloacetamidas (HAcAm), dicloroacetamida (DCAcAm), tricloroacetamida (TCAcAm), distintos alofuranos, halocetonas (HK), 1,1- dicloropropanona (DCP), 1,1,1-tricloropropano (TCP), halonitrometanos (HNM), tricloronitrometano (TCNM), N-nitroso-dimetilamina (NDMA), 1,1-dicloroacetnitrilo (DCAN), cloropicrina (CCl<sub>3</sub>NO<sub>2</sub>) y 1,1,1-tricloropropano (TCP), entre otros (Henao *et al.*, 2018b). Su ocurrencia en el agua depende de los sistemas de tratamiento, el pH, carbono orgánico total, cloro libre residual, así como del desinfectante. Solamente algunos de estos compuestos se encuentran regulados en ciertos países (Collvignarelli *et al.*, 2018; Gilca *et al.*, 2020).

Las cloraminas orgánicas (N-cloraminas) son un subproducto de las reacciones del cloro libre con compuestos nitrogenados o carbono orgánico disuelto (Lee y Westerhoff, 2009) favorecidas a valores altos de pH; se refieren comúnmente a compuestos orgánicos halogenados que incluyen a las N-cloraminas, N-cloraminoácidos, N-cloradiminas y N-cloramidas (estas no tienen actividad bactericida) (How *et al.*, 2017). El nitrógeno orgánico disuelto (DON por las siglas en inglés de *dissolved organic nitrogen*) también es un precursor de las cloraminas orgánicas ya que reacciona con el cloro libre o con cloraminas inorgánicas en las condiciones típicas del tratamiento del agua (pH 7-9) (Lee y Westerhoff, 2009). Cuando se usan cloraminas como desinfectante se forman HAN, HAcAm y NDMA, que suelen ser más tóxicos que los THM y HAA. La NH<sub>2</sub>Cl reacciona con Br<sup>-</sup> o ácido hipobromoso, para dar lugar a NH<sub>2</sub>Br, NHClBr y NHBr<sub>2</sub>. Asimismo, el ClO<sub>2</sub> puede reaccionar con compuestos fenólicos y formar quinonas, cloroquinonas y DBP inorgánicos como ClO<sub>2</sub><sup>-</sup> y ClO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Drogui y Daghrir, 2015).

Los DBP se acumulan en los sistemas acuáticos, por lo que hoy se buscan tratamientos de desinfección que sean más amigables con el ambiente y que generen concentraciones menores de subproductos. Por una parte, es difícil sustituir a corto plazo el equipo necesario para el cambio de desinfectante; por otra parte, los DBP se pueden eliminar con técnicas como ósmosis inversa,

intercambio iónico o adsorción, aunque lo más común es remover la materia orgánica y carbono orgánico total antes de la cloración mediante el empleo de filtros con carbón activado granular o el uso de intercambiadores de iones magnéticos (Zou y Tang, 2019; Mazhar *et al.*, 2020).

## Desinfección con ácido peracético

El PAA se considera una alternativa a los procesos de desinfección que comúnmente emplean el  $\text{Cl}_2$  o el  $\text{ClO}_2$ , ya que es menos tóxico y tiene mejor efecto antimicrobiano. Lo anterior asegura la buena calidad microbiológica del agua, cuida el ambiente y protege la vida acuática (Zhang *et al.*, 2019; Luongo *et al.*, 2020).

El PAA se ha aplicado en la desinfección de AR y agua pluvial en el norte de América y Europa en los últimos 30 años, y en países como Sudáfrica, Italia y los EE. UU. se ha adaptado como un desinfectante emergente (Hassaballah *et al.*, 2020; Ragazzo *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020). Se ha encontrado que tiene un alto espectro de eficiencia contra bacterias, endosporas, virus, hongos y quistes de protistas, biopelículas y disminuye ARG (da Silva *et al.*, 2020). Es un agente oxidante fuerte que limita la formación de subproductos, de bajo costo y fácil instalación (Kibbee y Örmeci, 2020).

Comercialmente se puede encontrar de 5-40% en equilibrio con el ácido acético, peróxido de hidrógeno y agua. A partir del 2016 la Comisión Europea aprobó su uso para la higiene humana, como desinfectantes, alguicidas y alimentos. Además, se utiliza en la desinfección industrial, procesos de alimentación, esterilización de instrumentos médicos, bebidas, medicina, farmacéuticos y textiles (Henaó *et al.*, 2018b; Kampf, 2018a).

## Mecanismos de descomposición

El PAA se puede descomponer al reaccionar con metales de transición, sólidos en suspensión o disueltos y materia orgánica, lo cual puede ocurrir mediante tres mecanismos: 1) protonación, 2) reacción espontánea en un rango de pH 5.0-10.2 y 3) hidrólisis. El primero se refiere a que la estructura del PAA es estable y ocurre una protonación, a continuación, se reorganiza para formar un carbocatión que es atacado por el PAA dando lugar a un intermediario activo y en consecuencia a la liberación de protones para formar el ácido acético y oxígeno. El segundo mecanismo comprende el ataque del anión peracético al PAA para formar un intermediario activo que posteriormente se descompone para formar ion acetato,  $\text{O}_2$  e  $\text{H}^+$ . Cuando el pH es menor a 8.2, el PAA se descompone espontáneamente en oxígeno reactivo, pero cuando es mayor a 8.2, la forma ionizada del PAA ( $\text{CH}_3\text{CO}_3^-$ ) produce los iones peracetato y acetato, que tienen mínima capacidad de desinfección (Garg *et al.*, 2016; da Silva *et al.*, 2020). Por último, la hidrólisis consta de cinco pasos: primero sucede una protonación en el oxígeno del carbonilo de la molécula de PAA, seguida de una resonancia que forma un carbocatión y finalmente se producen tres ataques del medio de reacción, que dan como resultado ácido acético y peróxido de hidrógeno (Garg *et al.*, 2016; da Silva *et al.*, 2020). Cuando se descompone el PAA provoca un aumento en la demanda química de oxígeno o carbono orgánico total debido a la formación de ácido acético (Collivignarelli *et al.*, 2018).

El residual del PAA se puede determinar mediante diferentes métodos; entre los cuales se puede mencionar la espectrofotometría (que emplea N, N-dietil-p-fenilendiamina y catalasa para dosis de 0.1 a 5 mg/L de PAA), titulación cerimétrica/yodométrica (para dosis de 0.5 a 10 mg/L de PAA y con adición de catalasa para dosis de 1 y 5 mg/L de PAA), así como el uso de cromatografía, potenciometría y voltamperometría para dosis muy bajas (Luukkonen y Pehkonen, 2016).

## Mecanismo de desinfección

Este ácido tiene un gran potencial bactericida: daña y altera la permeabilidad de la membrana y pared celular de los microorganismos, oxida las estructuras celulares o componentes que tienen doble enlace carbono-carbono, libera radicales hidroxilo que es una especie letal para las bacterias, oxida los enlaces sulfhidrilo y disulfuro que se encuentran en las proteínas y enzimas, desnaturaliza las proteínas y otros metabolitos e inactiva las enzimas catalasa,  $\beta$ -galactosidasa y peroxidasa (Muniesa *et al.*, 2019; Zhang, *et al.*, 2019; Campo *et al.*, 2020).

Para desinfectar el AR, el PAA se emplea en concentraciones de 0.6 a 10 mg/L por 10 a 60 minutos (Luukkonen y Pehkonen, 2016). Se ha propuesto que un Ct de 20 a 40 mg·min/L logra la inactivación de 4 log (99.99%), con lo que cumple el estándar de  $5 \cdot 10^3$  CFU/100 mL de *E. coli* establecido en Italia (Collivignarelli *et al.*, 2017). Se ha empleado en estudios principalmente contra microorganismos indicadores de la calidad del agua, como se observa en la Tabla 4. En la Tabla 5 se muestran las dosis utilizadas para biopelículas y ARG.

**Tabla 4** | Inactivación de microorganismos mediante ácido peracético.

Agua o Solución	Microorganismos	Reducción	Dosis	Tiempo	Ct	Referencia
		log	mg/L	min	mg·min/L	
buffer	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup> ( <i>nfxB</i> )	8	8	15	NR	Zhang <i>et al.</i> , 2019
AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	6	3	NR	80	Campo <i>et al.</i> , 2020
AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup> ( <i>Amp</i> <sup>r</sup> )	6	4	NR	55	
Dura	<i>Piscirickettsia salmonis</i> <sup>a</sup>	8.56	10	1	NR	Muniesa <i>et al.</i> , 2019
AR	Heterótrofas <sup>a</sup>	3.1	12	60	NR	Chhetri <i>et al.</i> , 2018
AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	7	2	10	20	McFadden <i>et al.</i> , 2017
AR	Norovirus murino <sup>b</sup>	1.2	1.5	30	NR	Dunkin <i>et al.</i> , 2017
AR	Coliformes totales <sup>a</sup>	3	2	19	NR	Block <i>et al.</i> , 2015
AR	<i>Enterococcus</i> sp. <sup>a</sup>	3	1.5	19	NR	
AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	3	40-50	30	3.9	Collivignarelli <i>et al.</i> , 2017
AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	3.2	2	30	NR	Garg <i>et al.</i> , 2016
AR	Coliformes fecales <sup>a</sup>	2.5	2	30	NR	
AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	2.4	1.5	10	15	Luukkonen y Pehkonen, 2016
AR	Coliformes totales <sup>a</sup>	2.6	2	15	30	

AR: agua residual; NR: no reportado; <sup>a</sup>: bacterias; <sup>b</sup>: virus.

Se pueden emplear dosis de 1 a 10 mg PAA/L durante 1 a 60 minutos, que resultan en VRL de 1 a 7, como se observa en la Tabla 4. No obstante, es necesario confirmar la eficacia de este desinfectante hacia una mayor diversidad de microorganismos típicos del AR y ART, tales como los formadores de endosporas o quistes. Algunos autores reportan valores Ct, los cuales permiten la comparación con las cinéticas de otros desinfectantes. En las Tablas 4 y 5 se puede observar que los valores de Ct se obtuvieron, no a partir del producto de la concentración residual del desinfectante por el tiempo, sino empleando la dosis inicial del desinfectante, por lo que es importante homologar el uso y obtención de los valores de Ct para que permitan comparar la eficiencia de distintos desinfectantes.

**Tabla 5** | Uso de ácido peracético para inactivar ARG y biopelículas bacterianas.

Agua o Solución	Gen / Biopelícula	Reducción	Dosis	Tiempo	Ct	Referencia
		log	mg/L	min	mg·min/L	
AR	<i>tetG</i>	0.62 ± 0.56	5	5 a 10	25 a 50	Eramo <i>et al.</i> , 2017
AR	<i>sul1</i>	1.6 ± 0.08	5	5 a 10	25 a 50	
buffer	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Evita formación	NR	NR	$1.4 \cdot 10^4$	Zhang <i>et al.</i> , 2018
buffer	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	63%	0.30%	30	NR	Köse y Yapar, 2017

AR: agua residual; buffer: solución de fosfatos; NR: no reportado.

Los factores que influyen en el proceso de desinfección con PAA son el contenido de materia orgánica, las demandas química y biológica de oxígeno, salinidad, dureza, carbono orgánico total, conductividad, pH, dosis y tiempo de contacto (Zhang *et al.*, 2020). En particular, los sólidos en suspensión (tamaño de 10 a 100 micrómetros) afectan el proceso de desinfección con PAA de dos maneras: 1) al consumir el PAA, que implica una disminución en la concentración y dosis para inactivar bacterias y 2) al proteger las bacterias frente a la acción del desinfectante (Henao *et al.*, 2018a).



## Formación de subproductos

El ácido peracético está clasificado como no cancerígeno por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC), la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) y el Programa Nacional de Toxicología Estadounidense (NTP). Se ha demostrado que es menos tóxico que el cloro cuando se emplea como indicador a *Dugesia tigrina*, con valores de  $CL_{50}$  de 3.16 mg/L (Macêdo *et al.*, 2019) y a *Daphnia magna*, con una concentración efectiva media ( $EC_{50}$ ) de 0.78 mg/L y una concentración letal media ( $CL_{50}$ ) entre 0.15 y 1.1 mg/L tras 48 horas de exposición (Chhetri *et al.*, 2019).

Los DBP reportados a partir del PAA son epóxidos, compuestos halogenados, ácidos carboxílicos, aldehídos y cetonas. En algunos estudios se ha observado que, en altas concentraciones, los haluros del AR promueven la formación de compuestos halogenados, debido a que se oxidan a ácidos hipohalosos que reaccionan con la materia orgánica (Luukkonen y Pehkonen, 2016; Henao *et al.*, 2018b).

## DESINFECCIÓN AVANZADA

La desinfección secuencial y simultánea es la combinación de desinfectantes que promueven la mejora en la inactivación de microorganismos y que tienen efectos sinérgicos que disminuyen las dosis necesarias y el tiempo de contacto (Beber de Souza *et al.*, 2015; Medeiros y Daniel, 2015; Destiani y Templeton, 2019). El sinergismo en este tipo de desinfección se puede determinar mediante la Ecuación 7.

$$\text{Sinergismo} = Lr - (Lr_1 + Lr_2) \quad (7)$$

Donde:  $Lr$  es la reducción de los microorganismos en unidades logarítmicas después de la desinfección secuencial;  $Lr_1$  es la reducción individual en unidades logarítmicas de los microorganismos debido al efecto del primer desinfectante y  $Lr_2$  es la reducción individual en unidades logarítmicas de los microorganismos debido al segundo desinfectante. Cuando el resultado sea positivo existe sinergismo, mientras que un valor negativo representa un efecto antagónico. Un valor de cero indica que la eficiencia del tratamiento combinado es la misma que la suma de los tratamientos individuales; es decir, que no hay sinergia de ninguna manera (Li *et al.*, 2017; Destiani y Templeton, 2019).

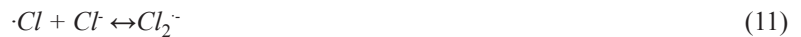
Los AOP se usan para remover contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en el agua, en particular compuestos orgánicos recalcitrantes. Estos procesos se basan en la generación *in situ* de oxidantes fuertes y consisten en combinar aditivos químicos con la radiación ultravioleta (UV) para producir radicales, principalmente ( $\cdot\text{OH}$ ), que oxidan compuestos orgánicos en el agua. En estos procesos podemos encontrar el empleo simultáneo de UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ , UV/ $\text{O}_3$ , UV/Cl y UV/PAA (Malvestiti y Dantas, 2019; Wang *et al.*, 2019). La combinación de la radiación UV con cloro o ácido peracético ha ganado interés como un proceso de oxidación avanzada para el tratamiento del AR, debido a que el radical hidroxilo es altamente reactivo y provee una buena eficiencia en la eliminación de microorganismos y contaminantes emergentes (Malvestiti y Dantas, 2019; Hollman *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020). Así, en los años recientes se han aplicado para la desinfección del agua y se ha encontrado que evitan la reactivación de algunos microorganismos (Collivignarelli *et al.*, 2018).

### Desinfección simultánea UV/Cl

El empleo simultáneo de la radiación UV con cloro provoca la fotólisis del cloro, que genera radicales hidroxilo ( $\cdot\text{OH}$ ) y radicales reactivos de cloro ( $\text{Cl}^{\cdot}$ ) que contribuyen al cloro residual necesario para la distribución del agua (Wang *et al.*, 2019). La eficiencia del proceso UV/Cl depende de las características del agua, puesto que la materia orgánica disuelta absorbe la radiación UV (Wang *et al.*, 2020).

La fotólisis directa del cloro libre genera radicales  $\cdot\text{OH}$  y  $\text{Cl}^{\cdot}$  (Ecuación 8). La conversión de estos con el cloro libre forma radicales secundarios  $\text{OCl}^{\cdot}$  y  $\text{Cl}_2^{\cdot}$  (Ecuaciones 9-11). El  $\cdot\text{OH}$  es un radical no selectivo, mientras que el  $\text{Cl}^{\cdot}$  y el  $\text{Cl}_2^{\cdot}$  son oxidantes

selectivos, con potencial de oxidación de 2.47 V y 1.5-1.8 V respectivamente, que reaccionan con compuestos orgánicos ricos en electrones (Gao *et al.*, 2017; Yin *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019).



La aplicación combinada de UV/Cl tiene efectos sinérgicos en la inactivación de bacterias coliformes y remoción de ARG, debido a que los radicales  $\cdot OH$  oxidan la membrana o las paredes celulares. Posteriormente, la facilidad de difusión del cloro en la célula favorece la inactivación de las enzimas y provoca daño en los componentes intracelulares (Li *et al.*, 2018). En la Tabla 6 se presentan ensayos de eliminación de algunos microorganismos mediante el tratamiento simultáneo UV/Cl. Para homogenizar los resultados se calculó el sinergismo a partir de la Ecuación 7, con los datos recabados.

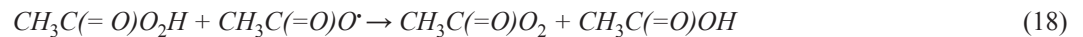
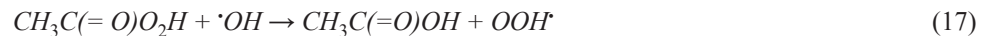
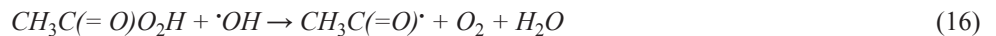
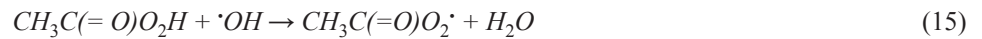
### Formación de subproductos

La formación de subproductos en el proceso UV/Cl depende de la dosis de cloro, tiempo de exposición a la radiación, calidad del agua tratada y temperatura (Gilca *et al.*, 2020). Asimismo, el pH y la longitud de onda empleada afectan la generación y transformación de las especies radicales (Gao *et al.*, 2019). De tal manera que, la formación de DBP se incrementa debido a la reacción de radicales halogenados con la materia orgánica disuelta, e implica la formación de haluros orgánicos adsorbibles y de compuestos inorgánicos como clorato, perclorato y bromato (Miklos *et al.*, 2018). Con valores de pH bajos se pueden formar HAA, HK, HAN y HNM (Gao *et al.*, 2019). La presencia de amoníaco y bromuro en el AR interviene con los radicales formados durante el proceso UV/Cl, debido que el DON en el agua es un precursor de DBP nitrogenados (N-DBP). Esto se debe a que, a partir de la fotólisis de cloraminas, los iones nitrato ( $NO_3^-$ ) y nitrito ( $NO_2^-$ ) se convierten en especies reactivas de nitrógeno y dan lugar a concentraciones más altas de N-DBP (Zhou *et al.*, 2020). Se ha reportado un aumento en la formación de THM, HAA, compuestos orgánicos halogenados adsorbibles (AOX), tricloroacetaldehído y una ligera disminución de TCNM y DCAcAm (Gao *et al.*, 2020; Hua *et al.*, 2021).

### Desinfección simultánea UV/PAA

En el tratamiento donde el PAA es irradiado con UV funciona como un AOP, ya que produce gran cantidad de radicales libres y especies reactivas de oxígeno, como el radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ). Estas especies degradan los contaminantes orgánicos y tienen el potencial de aumentar los VRL, mediante el daño directo de ácidos nucleicos y un estrés oxidativo; además, la acción sinérgica de los desinfectantes es una ventaja en los procesos de desinfección (Ao *et al.*, 2020; Hassaballah *et al.*, 2020; Hollman *et al.*, 2020).

En el tratamiento UV/PAA se forman radicales de tipo acetiloxilo, metilo, peroxilo y acetilperoxilo. Aunque estos son menos reactivos que el  $\cdot OH$ , presentan nuevos mecanismos de reacción. La reacción inicial del PAA ( $CH_3C(=O)O_2H$ ) bajo una irradiación de UV es la escisión homolítica del doble enlace de oxígeno, que forma un radical acetiloxilo ( $CH_3(=O)O\cdot$ ) y un hidroxilo ( $\cdot OH$ ) (Ecuación 12); este paso determina la velocidad de formación de radicales en el proceso UV. Posteriormente, el acetiloxilo se disocia en un radical metilo ( $\cdot CH_3$ ) y  $CO_2$  (Ecuación 13). A continuación, el  $\cdot CH_3$  se combina con oxígeno para producir un radical peroxi débil ( $CH_3O_2\cdot$ ) (Ecuación 14). Mientras, el  $\cdot OH$  ataca la molécula del PAA, mediante la sustracción del H, (Ecuaciones 15-17), lo que forma un radical acetilperoxilo ( $CH_3C(=O)O_2\cdot$ ). Por otra parte, el acetiloxilo también puede reaccionar con el PAA para producir un radical acetilperoxilo ( $CH_3C(=O)O_2\cdot$ ) (Ecuación 18) (Cai *et al.*, 2017; Ao *et al.*, 2020; Hollman *et al.*, 2020).



Durante la fotólisis del PAA, los radicales ( $\cdot OH$ ) reaccionan con la materia orgánica, inorgánica y material biológico, lo cual es la clave en la eficiencia del proceso, ya que se forman radicales  $\cdot OH$  que contribuyen al sinergismo. En la Tabla 6 se presentan procesos de desinfección combinada que emplean PAA y radiación UV, así como los VRL obtenidos por cada uno y, del mismo modo, la comparación entre valores sinérgicos calculados a partir de la Ecuación 7. El sinergismo en la desinfección reduce la concentración de contaminantes emergentes, ya que la formación de radicales hidroxilo mediante fotólisis del  $Cl_2$  o del PAA contribuye tanto a la inactivación de microorganismos, como a la oxidación de contaminantes. Esto se debe a los daños inducidos por la radiación UV y la capacidad del PAA para limitar la regeneración de estructuras celulares bacterianas e inactivar enzimas (Garg *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2020).

**Tabla 6 |** Inactivación de microorganismos por tratamientos de desinfección simultánea.

Proceso	Desinfectante		UV		Cl o PAA		UV/Cl o PAA		Sinergismo	Referencia
	Agua o Solución	Microorganismo	D	R	D	R	R	T		
			mJ/cm <sup>2</sup>	log	mg/L	log	log	s		
UV/Cl	AR	Endosporas de <i>Bacillus subtilis</i> <sup>a</sup>	125 (265 nm)	3	4	0.1	4	280	0.9	Li <i>et al.</i> , 2018
UV/Cl	AR	Endosporas de <i>Bacillus subtilis</i> <sup>a</sup>	125 (280 nm)	2	4	0.1	3.6	280	1.5	
UV/Cl	buffer	Adenovirus <sup>b</sup>	50 (254 nm)	3.2	0.15	3.5	4	40	-2.7	Rattanakul <i>et al.</i> , 2015
UV/Cl	buffer	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup> TRB	20	6.25±0.39	20	7.29±0.04	7.15±0.27	280	-6.5	Phattarapattamawong <i>et al.</i> , 2021
		<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup> AmRB	20	5.54±0.13	20	7.35±0.05	7.34±0.06	280	-5.5	
UV/PAA	AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	0.04 <sup>c</sup> (254 nm)	0.5	8	0.5	6	120	5	Zhang <i>et al.</i> , 2020
UV/PAA	AR	<i>Enterococcus durans</i> <sup>a</sup>	0.04 <sup>c</sup> (254 nm)	0.8	8	1	6	120	4.2	
UV/PAA	AR	<i>Staphylococcus epidermidis</i> <sup>a</sup>	0.04 <sup>c</sup> (254 nm)	1.8	8	2.1	6.4	120	2.5	
UV/PAA	AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	20 (254 nm)	5	1.5	2	5	900	-2	Kibbee y Örmeci, 2020
UV/PAA	AR	Coxsackievirus <sup>b</sup>	20 (254 nm)	4	3	0.3	6	900	1.7	
UV/PAA	AR	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	20	3.5	20 <sup>d</sup>	3.3	1.13	120	-5.67	Murray <i>et al.</i> , 2016
UV/PAA	buffer	<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	0.04 <sup>c</sup> (254 nm)	2	9	1.5	5.2	180	1.7	Sun <i>et al.</i> , 2018

D: dosis; R: reducción; T: tiempo de contacto; AR: agua residual; <sup>a</sup>: bacterias; <sup>b</sup>: virus; <sup>c</sup>: dosis en mJ/s·cm<sup>2</sup>; <sup>d</sup>: valor de Ct en mg·min/L.

La inactivación de microorganismos patógenos, con y sin ARG, se debe a que el primer desinfectante daña la pared y las membranas, lo que ocasiona que la difusión del segundo afecte las funciones intracelulares. En la Tabla 6, se observa que el

aumento en la dosis de alguno de los dos desinfectantes o el aumento en la inactivación no asegura el sinergismo, dado que este se logra a dosis y tiempo de contacto menores. Los valores negativos del sinergismo pueden deberse a tres escenarios: 1) la remoción microbiana no aumenta con el empleo de ambos desinfectantes, 2) la mayor inactivación de microorganismos puede lograrse solo mediante el uso de uno de los desinfectantes empleados y 3) no existe una gran diferencia entre la suma de las desinfecciones individuales en comparación con la desinfección combinada. Las dosis sinérgicas en la desinfección simultánea varían por cada especie de microorganismo; estas se encuentran entre los rangos de 1 a 10 mg/L de PAA, 1 a 50 mg/L de cloro, en combinación con 20 a 125 mJ/cm<sup>2</sup>, las cuales suelen ser menores a comparación con las utilizadas en las PTAR. Los mejores valores sinérgicos los obtuvieron Zhang *et al.* (2020) para *Escherichia coli*, *Enterococcus durans* y *Staphylococcus epidermidis*, lo que demuestra que a dosis bajas de ambos desinfectantes se puede obtener una mejor sinergia.

## Desinfección secuencial UV-Cl o Cl-UV

La aplicación de radiación UV seguida de cloro o viceversa, para el tratamiento de agua residual tiene como resultado un efecto sinérgico, lo que mejora la calidad microbiológica del agua (Destiani y Templeton, 2019). En las Tablas 7 y 8 se incluyen los valores de remoción de diversos microorganismos empleando el proceso UV-Cl y Cl-UV, respectivamente; los valores de sinergismo se obtuvieron a partir de la Ecuación 7.

**Tabla 7** | Inactivación de microorganismos por el tratamiento UV-Cl.

Proceso	Agua o solución	Gen/Microorganismo	UV			Cl			UV-Cl		Referencia	
			D	T	R	D	T	R	R	T		Sinergismo
			mJ/cm <sup>2</sup>	min	log	mg/L	min	log	log	min		
buffer		<i>tet(A)</i> <sup>a</sup>	200	24	0.7	2	15	1.2	2.5	39	0.6	Destiani y Templeton, 2019
buffer		<i>mph(A)</i> <sup>a</sup>	200	24	0.4	2	15	1.7	2.7	39	0.6	
buffer		<i>sul1</i> <sup>a</sup>	200	24	0.8	2	15	1.5	2.2	39	-0.1	
buffer		<i>bla</i> <sub>THEM</sub> <sup>a</sup>	200	24	1.2	2	15	1.7	3	39	0.1	
buffer		<i>Tubifex tubifex</i> <sup>b</sup>	40	4.5	0	20 <sup>c</sup>	2	1.9	5-45		-	Nie <i>et al.</i> , 2017
Grifo		MS2 <sup>c</sup>	222	1.8	0.09	1	10	1.7	3.63	11.8	1.84	Zyara <i>et al.</i> , 2016
AR		<i>tetX</i> <sup>a</sup>	249.5	1	0.58	30	30	1.5	2.16	31	0.08	Zhang <i>et al.</i> , 2015

D: dosis; T: tiempo de contacto; R: reducción; AR: agua residual; <sup>a</sup>: ARG; <sup>b</sup>: gusano de fango; <sup>c</sup>: virus; <sup>e</sup>: valor en Ct (mg·min/L); *buffer*: solución de fosfato.

**Tabla 8** | Inactivación de microorganismos por el tratamiento Cl-UV.

Proceso	Agua o solución	Microorganismo	UV			Cl			Cl-UV		Referencia	
			D	T	R	D	T	R	R	T		Sinergismo
			mJ/cm <sup>2</sup>	min	log	mg/L	min	log	log	min		
Grifo		Colifagos <sup>a</sup>	22	1.8	0.06 a 6.44	0.1	10	0.15 a 6.27	4.52 a 10.7	11.8	-	Zyara <i>et al.</i> , 2016
AR		<i>Escherichia coli</i> <sup>b</sup>	6.1 <sup>c</sup>	NR	4.6	10	10	4.6	4.6	NR	-4.6	Medeiros y Daniel, 2015
AR		Coliformes totales <sup>b</sup>	6.1 <sup>c</sup>	NR	4.7	10	10	3.7	5.7	NR	-2.7	
AR		<i>Clostridium perfringens</i> <sup>b</sup>	6.1 <sup>c</sup>	NR	1.83	20	20	1.18	4.43	NR	1.42	Mounaouer y Abdennaceur, 2016
AR		<i>Escherichia coli</i> <sup>b</sup>	6 <sup>d</sup>	0.06	NR	5	30	2.99	4.62	30.06	1.63	
AR		<i>Pseudomonas aeruginosa</i> <sup>b</sup>	6 <sup>d</sup>	0.06	NR	5	30	2.25	3.58	30.06	1.33	

R: reducción; D: dosis; T: tiempo de contacto; AR: agua residual; <sup>a</sup>: virus; <sup>b</sup>: bacterias; <sup>c</sup>: W·h/m<sup>3</sup>; <sup>d</sup>: mW/cm<sup>2</sup>; NR: no reportado.

## Desinfección secuencial PAA-UV

La aplicación de UV seguida de PAA o viceversa, es una opción para la eliminación de microorganismos patógenos y contaminantes en el agua. Su empleo busca reducir las dosis de desinfectante, el tiempo de contacto y costos en una PTAR (Caí

et al., 2017). En la Tabla 9 se detallan los procesos de desinfección consecutiva (ensayos en AR) y la comparación entre valores sinérgicos obtenidos a partir de la Ecuación 7.

En su mayoría, los tratamientos de desinfección secuencial no reportan un efecto sinérgico; esto se debe a que algunos microorganismos como los coliformes totales y fecales pueden ser más sensibles a radiación UV. La desinfección secuencial PAA-UV es viable para CRB y ARB. En el caso de virus, se observa que a altas dosis de radiación UV y bajas dosis de cloro o PAA se puede obtener un efecto sinérgico. Las dosis empleadas varían para cada especie de microorganismo; estas se reportan en los rangos de 1 a 10 mg/L de PAA, de 1 a 20 mg/L de cloro y de 20 a 200 mJ/cm<sup>2</sup> de radiación UV. Los mejores valores de sinergia para el proceso UV-Cl fueron reportados por Zyara et al. (2016) para la inactivación del virus MS2; mientras que para el proceso Cl-UV, lo obtuvieron Mounaouer y Abdennaceur (2016) para *E. coli* y *P. aeruginosa*. Sin embargo, destaca que en la mayoría de los procesos PAA-UV no se observó sinergia entre estos desinfectantes, con excepción de los tratamientos aplicados por Garg et al. (2018) para *E. coli* y Weng et al. (2018) y Beber de Souza et al. (2015), para colifagos. Aún faltan estudios que demuestren si este proceso elimina contaminantes emergentes y si se forman subproductos que permita la comparación de este proceso con la desinfección simultánea.

**Tabla 9 |** Inactivación de microorganismos por el tratamiento UV-PAA.

Proceso	UV			PAA			PAA-UV		Sinergismo	Referencia
	D	T	R	D	T	R	R	T		
Microorganismo	mJ/cm <sup>2</sup>	min	log	mg/L	min	log	log	min		
<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	89	NR	2.4	2	20	1.5	3.3	NR	-0.6	Garg et al., 2018
Coliformes fecales <sup>a</sup>	89	NR	2.2	2	20	1.8	3.6	NR	-0.4	
<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	41	NR	1.8	1.5	20	1	3.3	NR	0.5	
Coliformes fecales <sup>a</sup>	41	NR	1.6	1.5	20	1.1	2.7	NR	0	
Colifagos MS2 <sup>b</sup>	20	NR	1	10	120	1	2.2	NR	0.2	Weng et al., 2018
Norovirus humano <sup>b</sup>	20	NR	4	10	120	5.1	5.1	NR	-4	
Coliformes fecales <sup>a</sup>	30 <sup>c</sup>	NR	NR	2	22.5	1.1±0.84	1.5±1	24.9	NR	Hassaballah et al., 2019
<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	30 <sup>c</sup>	NR	NR	2	22.5	1.1±1.1	1.3±1	24.9	NR	
<i>Enterococcus</i> sp. <sup>a</sup>	30 <sup>c</sup>	NR	NR	2	22.5	0.98±0.76	1.3±0.8	24.9	NR	
Colifago somático <sup>b</sup>	30 <sup>f</sup>	NR	NR	2	22.5	0.60±0.42	1.4±0.41	24.9	NR	
<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	14.7	0.8	1.5	2	10	3.2	3.6	10.8	-1.1	Hassaballah et al., 2020
<i>Enterococcus</i> sp. <sup>a</sup>	14.7	0.8	1.2	2	10	0.53	1.6	10.8	-0.13	
Colifagos <sup>b</sup>	14.7	0.8	2.4	2	10	1	2.7	10.8	-0.7	
<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	187.74	1.5	3.44	4	10	1.93	4.04	11.5	-1.33	Beber de Souza et al., 2015
Coliformes totales <sup>a</sup>	187.74	1.5	1.76	4	10	1.56	3.31	11.5	-0.01	
Colifagos <sup>b</sup>	187.74	1.5	1.49	4	10	0.1	2.49	11.5	0.9	

R: reducción; D: dosis; T: tiempo de contacto; <sup>a</sup>: bacterias; <sup>b</sup>: virus; <sup>c</sup>: mW/cm<sup>2</sup>

## CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El tratamiento de las aguas residuales se enfrenta a la eliminación de microorganismos patógenos, la reducción de DBP y la remoción de contaminantes emergentes. Estos retos buscan nuevos tratamientos que sean más eficientes que los convencionales. En la cloración, es necesario emplear dosis mayores a los 20 mg/L para eliminar ARB y ARG en comparación con el PAA cuyas dosis de eficiencia son menores a 10 mg/L. Sin embargo, se requieren dosis mayores de PAA para la eliminación de las biopelículas que pueden formarse en los sistemas de distribución, pues se corre el riesgo de que aumente la carga orgánica y se favorezca el recrecimiento de células remanentes. Esto refleja que el PAA es una gran alternativa a la desinfección llevada a cabo por cloración.

En la desinfección convencional los valores de Ct permiten comparar la eficiencia de los desinfectantes, por lo cual es importante homologar el uso y obtención de los mismos, debido a que algunos autores reportan su valor con base en la concentración inicial del desinfectante y este debería expresarse a partir de su concentración residual. Asimismo, es necesario actualizar los indicadores microbiológicos del agua, debido a que se ha demostrado que los usados resisten el proceso de desinfección y, por ende, a los desinfectantes utilizados, teniendo en cuenta que en un futuro pueden adaptarse, gracias a mutaciones, lo que les permitiría sobrevivir a procesos modernos de desinfección.

De acuerdo con esta revisión no existe una publicación que describa integralmente los procesos de desinfección que se utilizan hoy en día, por lo que se sugiere realizar un estudio de campo que permita reconocer las tecnologías de desinfección que se usan en las diferentes PTAR del mundo, con el fin de utilizar los desinfectantes alternativos necesarios que mejoren la calidad microbiológica, sin generar resistencia a las nuevas tecnologías, lo cual representa nuevos retos a los que se enfrentan las PTAR.

La contaminación del agua con compuestos de difícil degradación provoca que estos se encuentren en el efluente en dosis tóxicas o como precursores de la formación de subproductos. No existe una regulación que abarque todos los subproductos de desinfección y sus concentraciones presentes en los recursos hídricos.

Hoy existe más información acerca de la desinfección simultánea UV/PAA o UV/Cl para la inactivación de microorganismos patógenos, eliminación de contaminantes emergentes y formación de DBP, no así de la formación de DBP en la desinfección secuencial. En general, los resultados de la desinfección simultánea demuestran ser una alternativa eficiente para implementar en las plantas tratadoras de aguas. El aseguramiento de la eliminación de microorganismos patógenos altamente resistentes, además de la combinación de ambos desinfectantes, permiten tanto el sinergismo como la disminución de dosis. No obstante, es necesario realizar la optimización y el desarrollo de plantas piloto en las que se demuestre que dichas tecnologías aseguran la calidad del agua, y que son tanto rentables como amigables con el medio ambiente.

---

## AGRADECIMIENTOS

Dulce Brigitte Ocampo Rodríguez agradece la beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT-México) para realizar sus estudios de posgrado.

---

## REFERENCIAS

- Adeyemo, F.E., Singh, G., Reddy, P., Bux, F., Stenström, T.A. 2019. Efficiency of chlorine and UV in the inactivation of *Cryptosporidium* and *Giardia* in wastewater. *PLoS One*, 14(5): e0216040. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216040>
- Ao, X.W., Eloranta, J., Huang, C.H., Santoro, D., Sun, W.J., Lu, Z.D., Li, C. 2021. Peracetic acid-based advanced oxidation processes for decontamination and disinfection of water: A review. *Water Research*, 188, 116479. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116479>
- Beber de Souza, J., Queiroz, V.F., Jeranoski, R.F., Vidal, C.M., Cavallini, G.S. 2015. Water and wastewater disinfection with peracetic acid and UV radiation and using advanced oxidative process PAA/UV. *International Journal of Photoenergy*, 2015, 860845. <https://doi.org/10.1155/2015/860845>
- Block, P., Reimers, R., Xu, Y. 2015. Use of peracetic acid as a wastewater disinfectant to eliminate the formation of chlorinated disinfection by-products and inhibit the activity of endocrine disrupting compounds. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2015(9), 528-535, <https://doi.org/10.2175/193864715819555328>
- Cai, M., Sun, P., Zhang, L., Huang, C.H. 2017. UV/peracetic acid for degradation of pharmaceuticals and reactive species evaluation. *Environmental Science & Technology*, 51(24), 14217-14224. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04694>

- Campo, N., De Flora, C., Maffettone, R., Manoli, K., Sarathy, S., Santoro, D., Gonzalez-Olmos, R., Auset, M. 2020. Inactivation kinetics of antibiotic resistant *Escherichia coli* in secondary wastewater effluents by peracetic and performic acids. *Water Research*, 169, 115227. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115227>
- Chhetri, R.K., Klupsch, E., Andersen, H.R., Jensen, P.E. 2018. Treatment of Arctic wastewater by chemical coagulation, UV and peracetic acid disinfection. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(33), 32851-32859. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8585-5>
- Chhetri, R.K., Baun, A., Andersen, H.R. 2019. Acute toxicity and risk evaluation of the CSO disinfectants performic acid, peracetic acid, chlorine dioxide and their by-products hydrogen peroxide and chlorite. *Science of the Total Environment*, 677, 1–8, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.350>
- Collivignarelli, M.C., Abbà, A., Alloisio, G., Gozio, E., Benigna, I. 2017. Disinfection in wastewater treatment plants: evaluation of effectiveness and acute toxicity effects. *Sustainability*, 9(10), 1704. <https://doi.org/10.3390/su9101704>
- Collivignarelli, M.C., Abbà, A., Benigna, I., Sorlini, S., Torretta, V. 2018. Overview of the main disinfection processes for wastewater and drinking water treatment plants. *Sustainability*, 10(1), 86. <https://doi.org/10.3390/su10010086>
- da Silva, W.P., Carlos, T.D., Cavallini, G.S., Pereira, D.H. 2020. Peracetic acid: Structural elucidation for applications in wastewater treatment. *Water Research*, 168, 115143. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115143>
- Dang, T.L.T., Imai, T., Le, T.V., Nguyen, D.M.K., Higuchi, T., Kanno, A., Sekine, M. 2016. Synergistic effect of pressurized carbon dioxide and sodium hypochlorite on the inactivation of *Enterococcus* sp. *Water Research*, 106, 204-213. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.003>
- Destiani, R., Templeton, M.R. 2019. Chlorination and ultraviolet disinfection of antibiotic-resistant bacteria and antibiotic resistance genes in drinking water. *AIMS Environmental Science*, 6(3), 222–241. <https://doi.org/10.3934/environsci.2019.3.222>
- Drogui, P., Daghrir, R. 2015. Chlorine for water disinfection: Properties, applications and health effects. In: *CO<sub>2</sub> Sequestration, Biofuels and Depollution*. (E. Lichtfouse, J. Schwarzbauer, D. Robert, eds.). Springer International Publishing, Switzerland, 1-32.
- Dunkin, N., Weng, S., Schwab, K.J., McQuarrie, J., Bell, K., Jacangelo, J.G. 2017. Comparative inactivation of murine norovirus and MS2 bacteriophage by peracetic acid and monochloramine in municipal secondary wastewater effluent. *Environmental Science & Technology*, 51(5), 2972-2981. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05529>
- Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Alternative Disinfectants and Oxidants, Ozone Chemistry, Chapter 3.1. *Environmental Protection Agency (EPA)*, EPA 815-R-99-014. <https://www.epa.gov>
- Eramo, A., Medina, W.R.M., Fahrenfeld, N.L. 2017. Peracetic acid disinfection kinetics for combined sewer overflows: indicator organisms, antibiotic resistance genes, and microbial community. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(6), 1061-1072. <https://doi.org/10.1039/C7EW00184C>
- Ersoy, Z.G., Dinc, O., Cinar, B., Gedik, S.T., Dimoglo, A. 2019. Comparative evaluation of disinfection mechanism of sodium hypochlorite, chlorine dioxide and electroactivated water on *Enterococcus faecalis*. *LWT Food Science and Technology*, 102, 205-213. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2018.12.041>
- Fiorentino, A., Ferro, G., Alferes, M.C., Polo, L.M.I., Fernández, I.P., Rizzo, L. 2015. Inactivation and regrowth of multidrug resistant bacteria in urban wastewater after disinfection by solar-driven and chlorination processes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 148, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2015.03.029>
- Furukawa, T., Jikumaru, A., Ueno, T., Sei, K. 2017. Inactivation effect of antibiotic-resistant gene using chlorine disinfection. *Water*, 9(7), 547. <https://doi.org/10.3390/w9070547>
- Gao, Y.Q., Gao, N.Y., Chu, W.H., Yang, Q.L., Yin, D.Q. 2017. Kinetics and mechanistic investigation into the degradation of naproxen by a UV/chlorine process. *RSC Advances*, 7(53), 33627-33634. <https://doi.org/10.1039/C7RA04540A>

- Gao, Z.C., Lin, Y.L., Xu, B., Xia, Y., Hu, C.Y., Zhang, T.Y., Gao, N.Y. 2019. Effect of UV wavelength on humic acid degradation and disinfection by-product formation during the UV/chlorine process. *Water Research*, 154, 199-209. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.004>
- Gao, Z., Lin, Y., Xu, B., Xia, Y., Hu, C., Zhang, T., Qian, H., Cao, T., Gao, N. 2020. Effect of bromide and iodide on halogenated by-product formation from different organic precursors during UV/chlorine processes. *Water Research*, 182, 116035. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116035>
- Garg, A., Narasimman, L.M., Hogg, J., Nutter, A., Mahoney, G. 2016. Wastewater Disinfection with Peracetic Acid. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2016(13), 1798-1808. <https://doi.org/10.2175/193864716819706257>
- Garg, A., Namboodiri, V., Smith, B., Al-Anazi, A., Murugesan, B., Bowman, T. 2018. Disinfection of wastewater with peracetic acid (PAA) and UV combined treatment: a pilot study. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2018(6), 76-89. <https://doi.org/10.2175/193864718824828344>
- Gilca, A.F., Teodosiu, C., Fiore, S., Musteret, C.P. 2020. Emerging disinfection byproducts: A review on their occurrence and control in drinking water treatment processes. *Chemosphere*, 259, 127476. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127476>
- Gitis, V., Hankins, N. 2018. Water treatment chemicals: Trends and challenges. *Journal of Water Process Engineering*, 25, 34-38. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.06.003>
- Gryshko, I., Lugovskoy, A. 2015. Methods of microorganisms inactivation in the technological liquids. *Вісник Національного технічного університету України Київський політехнічний інститут. Серія: Машинобудування*, 3, 165-171. [http://nbuv.gov.ua/UJRN/VKPI\\_mash\\_2015\\_3\\_25](http://nbuv.gov.ua/UJRN/VKPI_mash_2015_3_25)
- Hassaballah, A.H., Nyitrai, J., Hart, C.H., Dai, N., Sassoubre, L.M. 2019. A pilot-scale study of peracetic acid and ultraviolet light for wastewater disinfection. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 5(8), 1453-1463. <https://doi.org/10.1039/C9EW00341J>
- Hassaballah, A.H., Bhatt, T., Nyitrai, J., Dai, N., Sassoubre, L. 2020. Inactivation of *E. coli*, *Enterococcus* spp., somatic coliphage, and *Cryptosporidium parvum* in wastewater by peracetic acid (PAA), sodium hypochlorite, and combined PAA-ultraviolet disinfection. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(1), 197-209. <https://doi.org/10.1039/C9EW00837C>
- Henaio, L.D., Cascio, M., Turolla, A., Antonelli, M. 2018a. Effect of suspended solids on peracetic acid decay and bacterial inactivation kinetics: Experimental assessment and definition of predictive models. *Science of the Total Environment*, 643, 936-945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.219>
- Henaio, L.D., Turolla, A., Antonelli, M. 2018b. Disinfection by-products formation and ecotoxicological effects of effluents treated with peracetic acid: A review, *Chemosphere*, 213, 25-40. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.005>
- Hollman, J., Dominic, J.A., Achari, G. 2020. Degradation of pharmaceutical mixtures in aqueous solutions using UV/peracetic acid process: Kinetics, degradation pathways and comparison with UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Chemosphere*, 248, 125911. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125911>
- How, Z.T., Kristiana, I., Buseti, F., Linge, K.L., Joll, C.A. 2017. Organic chloramines in chlorine-based disinfected water systems: a critical review. *Journal of Environmental Sciences*, 58, 2-18. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.025>
- Hua, Z., Li, D., Wu, Z., Wang, D., Cui, Y., Huang, X., Fang, J., An, T. 2021. DBP formation and toxicity alteration during UV/chlorine treatment of wastewater and the effects of ammonia and bromide, *Water Research*, 188, 116549. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116549>
- Ikehata, K., Li, Y., Komor, A.T., Gibson, G.W. 2018. Free Chlorine Disinfection of Full-Scale MBR Effluent to Achieve 5-Log Virus Inactivation. *Water Environment Research*, 90(7), 623-633. <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012153103>
- Kampf, G. 2018a. Peracetic Acid. In: *Antiseptic Stewardship*. Springer Nature Switzerland, Gewerbestrasse, Cham, Switzerland, 63-98.



- Kampf, G. 2018b. Sodium Hypochlorite. In: *Antiseptic Stewardship*. Springer Nature Switzerland, Gewerbestrasse, Cham, Switzerland, 161-210.
- Kibbee, R., Örmeci, B. 2020. Peracetic acid (PAA) and low-pressure ultraviolet (LPUV) inactivation of Coxsackievirus B3 (CVB3) in municipal wastewater individually and concurrently. *Water Research*, 183, 116048. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116048>
- Kinani, S., Richard, B., Souissi, Y., Bouchonnet, S. 2012. Analysis of inorganic chloramines in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 33, 55-67. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.10.006>
- Kingsley, D.H., Fay, J.P., Calci, K., Pouillot, R., Woods, J., Chen, H., Niemira, B.A., Van, D.J.M. 2017. Evaluation of chlorine treatment levels for inactivation of human norovirus and MS2 bacteriophage during sewage treatment. *Applied and Environmental Microbiology*, 83(23), e01270-17. <https://doi.org/10.1128/AEM.01270-17>
- Kong, J., Lu, Y., Ren, Y., Chen, Z., Chen, M. 2021. The virus removal in UV irradiation, ozonation and chlorination. *Water Cycle*, 2(2021), 23-31. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2021.05.001>
- Köse, H., Yapar, N. 2017. The comparison of various disinfectants efficacy on *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa* biofilm layers. *Turkish Journal of Medical Sciences*, 47(4), 1287-1294. <https://doi.org/10.3906/sag-1605-88>
- Kozari, A., Paloglou, A., Voutsas, D. 2020. Formation potential of emerging disinfection by-products during ozonation and chlorination of sewage effluents. *Science of The Total Environment*, 700, 134449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134449>
- Lee, W., Westerhoff, P. 2009. Formation of organic chloramines during water disinfection–chlorination versus chloramination. *Water research*, 43(8), 2233-2239. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.009>
- Li, T., Jiang, Y., An, X., Liu, H., Hu, C., Qu, J. 2016. Transformation of humic acid and halogenated byproduct formation in UV-chlorine processes. *Water Research*, 102, 421-427. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.051>
- Li, Y., Yang, M., Zhang, X., Jiang, J., Liu, J., Yau, C.F., Graham, N.J.D., Li, X. 2017. Two-step chlorination: a new approach to disinfection of a primary sewage effluent. *Water Research*, 108, 339-347. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.019>
- Li, G.Q., Huo, Z.Y., Wu, Q.Y., Lu, Y., Hu, H.Y. 2018. Synergistic effect of combined UV-LED and chlorine treatment on *Bacillus subtilis* spore inactivation. *Science of The Total Environment*, 639, 1233-1240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.240>
- Lin, H., Zhu, X., Wang, Y., Yu, X. 2017. Effect of sodium hypochlorite on typical biofilms formed in drinking water distribution systems. *Journal of Water and Health*, 15(2), 218-227. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.141>
- Luukkonen, T., Pehkonen, S.O. 2016. Peracids in water treatment: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(1), 1-39. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1272343>
- Luo, L.W., Wu, Y.H., Yu, T., Wang, Y.H., Chen, G.Q., Tong, X., Bai, Y., Xu, C., Wang, H.B., Ikuno, N., Hu, H.Y. 2021. Evaluating method and potential risk of chlorine-resistant bacteria (CRB): A review. *Water Research*, 188, 116474. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116474>
- Luongo, G., Previtera, L., Ladhari, A., Fabio, G.D., Zarrelli, A. 2020. Peracetic Acid vs. Sodium Hypochlorite: Degradation and Transformation of Drugs in Wastewater. *Molecules*, 25(10), 2294. <https://doi.org/10.3390/molecules25102294>
- Ma, J.W., Huang, B.S., Hsu, C.W., Peng, C.W., Cheng, M.L., Kao, J.Y., Way, T.D., Yin, H.C., Wang, S.S. 2017. Efficacy and safety evaluation of a chlorine dioxide solution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3), 329. <https://doi.org/10.3390/ijerph14030329>
- Macêdo, L.P.R., Dornelas, A.S.P., Vieira, M.M., de Jesus, F.J.S., Sarmiento, R.A., Cavallini, G.S. 2019. Comparative ecotoxicological evaluation of peracetic acid and the active chlorine of calcium hypochlorite: Use of *Dugesia tigrina* as a bioindicator of environmental pollution. *Chemosphere*, 233, 273-281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.286>
- Malvestiti, J.A., Dantas R.F. 2019. Influence of industrial contamination in municipal secondary effluent disinfection by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(13), 13286-13298. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04705-1>

- Manoli, K., Sarathy, S., Maffettone, R., Santoro, D. 2019. Detailed modeling and advanced control for chemical disinfection of secondary effluent wastewater by peracetic acid. *Water Research*, 153, 251-262. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.022>
- Mazhar, M.A., Khan, N.A., Ahmed, S., Khan, A.H., Hussain, A., Rahisuddin, Changani, F., Yousefi, M., Ahmadi, S., Vambol, V. 2020. Chlorination disinfection by-products in Municipal drinking water—A review. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123159. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123159>
- McFadden, M., Loconsole, J., Schockling, A.J., Nerenberg, R., Pavissich, J.P. 2017. Comparing peracetic acid and hypochlorite for disinfection of combined sewer overflows: Effects of suspended-solids and pH. *Science of the Total Environment*, 599, 533-539. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.179>
- Medeiros, R.C., Daniel, L.A. 2015. Study of sequential disinfection for the inactivation of protozoa and indicator microorganisms in wastewater. *Acta Scientiarum Technology*, 37(2), 203-209. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v37i2.24950>
- Miklos, D.B., Remy, C., Jekel, M., Linden, K.G., Drewes, J.E., Hübner, U. 2018. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—A critical review. *Water Research*, 139, 118-131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>
- Miranda, A.C., Lepretti, M., Rizzo, L., Caputo, I., Vaiano, V., Sacco, O., Lopes, W.S., Sannino, D. 2016. Surface water disinfection by chlorination and advanced oxidation processes: inactivation of an antibiotic resistant *E. coli* strain and cytotoxicity evaluation. *Science of the Total Environment*, 554, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.189>
- Mounaouer, B., Abdennaceur, H. 2016. Modeling and kinetic characterization of wastewater disinfection using chlorine and UV irradiation. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(19), 19861-19875. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7173-4>
- Muniesa, A., Escobar, D.J., Silva, N., Henríquez, P., Bustos, P., Perez, A.M., Mardones, F.O. 2019. Effectiveness of disinfectant treatments for inactivating *Piscirickettsia salmonis*. *Preventive Veterinary Medicine*, 167, 196-201. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2018.03.006>
- Murray, A., Goldman, J., Sarathy, S., Hilts, B., Bell, K., Santoro, D., Broomfield, C.O. 2016. Disinfection of a municipal wastewater secondary effluent with a combination of ultraviolet irradiation and peracetic acid. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 10, 2053-2064. <https://doi.org/10.2175/193864716819707751>
- Nie, X.B., Li, Z.H., Long, Y.N., He, P.P., Xu, C. 2017. Chlorine inactivation of *Tubifex tubifex* in drinking water and the synergistic effect of sequential inactivation with UV irradiation and chlorine. *Chemosphere*, 177, 7-14. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.142>
- Ofori, I., Maddila, S., Lin, J., Jonnalagadda, S.B. 2018. Chlorine dioxide inactivation of *Pseudomonas aeruginosa* and *Staphylococcus aureus* in water: the kinetics and mechanism. *Journal of Water Process Engineering*, 26, 46-54. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.09.001>
- Phattarapattamawong, S., Chareewan, N., Polprasert, C. 2021. Comparative removal of two antibiotic resistant bacteria and genes by the simultaneous use of chlorine and UV irradiation (UV/chlorine): Influence of free radicals on gene degradation. *Science of the Total Environment*, 755, 142696. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142696>
- Quartaroli, L., Cardoso, B.H., de Paula, R.G., da Silva, G.H.R. 2018. Wastewater chlorination for reuse, an alternative for small communities. *Water Environment Research*, 90(12), 2100-2105. <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012188231>
- Ragazzo, P., Chiucchini, N., Piccolo, V., Spadolini, M., Carrer, S., Zanon, F., Gehr, R. 2020. Wastewater Disinfection: Long-Term Laboratory and Full-Scale Studies on Performic Acid in Comparison with Peracetic Acid and Chlorine. *Water Research*, 184, 116-169. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116169>
- Rattanukul, S., Oguma, K., Takizawa, S. 2015. Sequential and simultaneous applications of UV and chlorine for adenovirus inactivation. *Food and Environmental Virology*, 7(3), 295-304. <https://doi.org/10.1007/s12560-015-9202-8>
- Sun, P., Zhang, T., Mejia, T.B., Zhang, R., Cai, M., Huang, C.H. 2018. Rapid disinfection by peracetic acid combined with UV irradiation. *Environmental science & technology letters*, 5(6), 400-404. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00249>

- Valero, P., Mosteo, R., Ormad, M.P., Lázaro, L., Ovelleiro, J.L. 2015. Inactivation of *Enterococcus* sp. by conventional and advanced oxidation processes in synthetic treated urban wastewater. *Ozone: Science & Engineering*, 37(5), 467-475. <https://doi.org/10.1080/01919512.2015.1042572>
- Wang, C., Ying, Z., Ma, M., Huo, M., Yang, W. 2019. Degradation of micropollutants by UV–chlorine treatment in reclaimed water: pH effects, formation of disinfectant byproducts, and toxicity assay. *Water*, 11(12), 2639. <https://doi.org/10.3390/w11122639>
- Wang, Y., Couet, M., Gutierrez, L., Allard, Sé., Croué, J.P. 2020. Impact of DOM source and character on the degradation of primidone by UV/chlorine: Reaction kinetics and disinfection by-product formation. *Water Research*, 172, 115463. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115463>
- Wawryk, N., Wu, D., Zhou, A., Moe, B., Li, X.F. 2020. Disinfection: A trade-off between microbial and chemical risks. In: *A New Paradigm for Environmental Chemistry and Toxicology* (G. Jiang, X. Li, eds.), Springer Nature Singapore, Gateway East, Singapore, 211-228.
- Wen, G., Xu, X., Huang, T., Zhu, H., Ma, J. 2017. Inactivation of three genera of dominant fungal spores in groundwater using chlorine dioxide: Effectiveness, influencing factors, and mechanisms. *Water Research*, 125, 132-140. <https://doi.org/10.1016/j.aguas.2017.08.038>
- Weng, S., Dunkin, N., Schwab, K.J., McQuarrie, J., Bell, K., Jacangelo, J.G. 2018. Infectivity reduction efficacy of UV irradiation and peracetic acid-UV combined treatment on MS2 bacteriophage and murine norovirus in secondary wastewater effluent. *Journal of environmental management*, 221, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.064>
- Wolfe, R.L., Ward, N.R., Olson, B.H. 1984. Inorganic chloramines as drinking water disinfectants: a review. *Journal American Water Works Association*, 76(5), 74-88. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1984.tb05337.x>
- Yin, K., Deng, Y., Liu, C., He, Q., Wei, Y., Chen, S., Liu, T., Luo, S. 2018. Kinetics, Pathways and Toxicity Evaluation of Neonicotinoid Insecticides Degradation via UV/Chlorine Process. *Chemical Engineering Journal*, 346, 298-306. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.168>
- Zhang, Y., Zhuang, Y., Geng, J., Ren, H., Zhang, Y., Ding, L., Xu, K. 2015. Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater effluent by chlorination and sequential UV/chlorination disinfection. *Science of the Total Environment*, 512, 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.028>
- Zhang, C., Brown, P.J.B., Miles, R.J., White, T.A., Grant, D.G., Stalla, D., Hu, Z. 2018. Inhibition of regrowth of planktonic and biofilm bacteria after peracetic acid disinfection. *Water Research*, 149, 640-649. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.062>
- Zhang, C., Brown, P.J., Hu, Z. 2019a. Higher functionality of bacterial plasmid DNA in water after peracetic acid disinfection compared with chlorination. *Science of The Total Environment*, 685, 419-427. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.074>
- Zhang, Z., Chuang, Y.H., Szczuka, A., Ishida, K.P., Roback, S., Plumlee, M.H., Mitch, W.A. 2019b. Pilot-scale evaluation of oxidant speciation, 1, 4-dioxane degradation and disinfection byproduct formation during UV/hydrogen peroxide, UV/free chlorine and UV/chloramines advanced oxidation process treatment for potable reuse. *Water Research*, 164, 114939. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114939>
- Zhang, K., San, Y., Cao, C., Zhang, T., Cen, C., Zhou, X. 2020a. Optimising the measurement of peracetic acid to assess its degradation during drinking water disinfection. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(27), 34135-34146. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09505-6>
- Zhang, T., Wang, T., Mejia, T.B., Kissel, J.R., Xie, X., Huang, C.H. 2020b. Inactivation of bacteria by peracetic acid combined with uv irradiation: mechanism and optimization. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9652-9661. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02424>
- Zheng, J., Su, C., Zhou, J., Xu, L., Qian, Y., Chen, H. 2017. Effects and mechanisms of ultraviolet, chlorination, and ozone disinfection on antibiotic resistance genes in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. *Chemical Engineering Journal*, 317, 309-316. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.076>

Zhong, Y., Gan, W., Du, Y., Huang, H., Wu, Q., Xiang, Y., Yang, X. 2019. Disinfection byproducts and their toxicity in wastewater effluents treated by the mixing oxidant of  $\text{ClO}_2/\text{Cl}_2$ . *Water Research*, 162, 471-481. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.07.012>

Zhou, S., Wu, Y., Zhu, S., Sun, J., Bu, L., Dionysiou, D.D. 2020. Nitrogen conversion from ammonia to trichloronitromethane: Potential risk during UV/chlorine process. *Water Research*, 172, 115508. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115508>

Zhuang, Y., Ren, H., Geng, J., Zhang, Y., Zhang, Y., Ding, L., Xu, K. 2015. Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater by chlorination, ultraviolet, and ozonation disinfection. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 7037-7044. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3919-z>

Ziamba, C., Larivé, O., Deck, S., Huisman, T., Morgenroth, E. 2019. Comparing the anti-bacterial performance of chlorination and electrolysis post-treatments in a hand washing water recycling system. *Water Research X*, 2, 100020. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2018.100020>

Zou, H., Tang, H. 2019. Comparison of different bacteria inactivation by a novel continuous-flow ultrasound/chlorination water treatment system in a pilot scale. *Water*, 11(2), 258. <https://doi.org/10.3390/w11020258>

Zyara, A.M., Torvinen, E., Veijalainen, A.M., Heinonen-Tanski, H. 2016. The effect of chlorine and combined chlorine/UV treatment on coliphages in drinking water disinfection. *Journal of Water and Health*, 14(4), 640-649. <https://doi.org/10.2166/wh.2016.144>