

Agnieszka Włodyka-Bergier, Tomasz Bergier

## Wpływ dezynfekcji wody promieniami nadfioletowymi na potencjał tworzenia halogenowych produktów chlorowania w sieci wodociągowej

Dezynfekcja promieniami nadfioletowymi (UV) jest coraz powszechniej stosowana w układach oczyszczania wody. Proces ten jest bardzo skuteczny w unieszkodliwianiu mikroorganizmów chorobotwórczych, które są odporne na działanie chloru [1]. Jeżeli działanie promieniami UV jest jedyną formą dezynfekcji, to w wodzie nie powstają produkty uboczne tego procesu [1,2]. Metoda ta jest jednak często stosowana w połączeniu z chemicznymi środkami dezynfekcyjnymi aby zabezpieczyć wodę przed wtórnym skażeniem w systemie dystrybucji. W praktyce działanie UV łączy się z chlorowaniem, chloraminowaniem czy dezynfekcją dwutlenkiem chloru [2,3]. Jest ono również powszechnie stosowane jako metoda wspomagająca chlorowanie wody w basenach kąpielowych [4]. Dezynfekcja promieniami UV stosowana wraz z późniejszym chlorowaniem wody może powodować istotne zmiany w zawartości halogenowych organicznych produktów ubocznych dezynfekcji wody, takich jak trójhalometany, wodzian chloralu, halonitrometany, dichloroacetonitryl, a także powodować wzrost zużycia wolnego chloru [1,3–5]. Dezynfekcja promieniami UV może również powodować zmiany w strukturze naturalnych substancji organicznych, wzrost ich biodegradowalności, zwiększenie udziału frakcji o małej masie cząsteczkowej [3,6], a także wzrost stosunku frakcji hydrofilowych do hydrofobowych [1]. Cząsteczki związków organicznych o dużej masie cząsteczkowej po napromieniowaniu światłem UV stają się bardziej alifatyczne; pojawia się w nich więcej grup karboksylowych i karbonylowych [6]. To zjawisko może wpływać na dynamikę powstawania ubocznych produktów dezynfekcji, ale – jak dotąd – nie zostało dokładnie przebadane.

Formowanie się produktów ubocznych podczas stosowania sekwencji UV–chlor może być również powodowane przez nieorganiczne zanieczyszczenia obecne w wodzie. Podczas naświetlania wody promieniami UV fotoliza grupy  $-\text{NO}_3^-$  powoduje tworzenie reaktywnych rodników azotowych ( $-\text{NO}_2^*$ ), które mogą powodować nitrację związków organicznych występujących w dezynfekowanej wodzie. Chlorowanie tak zmienionych substancji

organicznych może powodować powstawanie halonitrometanów, a w szczególności chloropikryny, czyli trichloronitrometanu i tribromonitrometanu [1,5]. Stosowanie dezynfekcji promieniami UV w połączeniu z chlorowaniem wody może również wpływać na dynamikę powstawania bromopochodnych produktów ubocznych chlorowania. Jony bromkowe są bardziej reaktywne z hydrofilowymi frakcjami związków organicznych o mniejszej masie cząsteczkowej, dlatego po naświetlaniu wody promieniami UV, w przypadku jej późniejszego chlorowania, może dochodzić do powstawania większej ilości produktów ubocznych zawierających brom [1]. Niektórzy autorzy donoszą natomiast o zmniejszaniu się ilości bromopochodnych w wodzie poddanej dezynfekcji w sekwencji UV–chlorowanie [7] i tłumaczą to stopniową substytucją atomów bromu w bromopochodnych THM przez atomy chloru. Inni autorzy [8] dowiedli, że w czasie naświetlania promieniami UV wody uprzednio chlorowanej 7÷32% bromków może być utleniane do bromianów. W wodzie o większej zawartości bromków i azotanów, po zastosowaniu sekwencji UV–chlorowanie, obserwowano zwiększone formowanie się wodzianu chloralu i halonitrometanów, w porównaniu z wodą tylko chlorowaną [1,5].

W dezynfekcji promieniami UV stosuje się dwa rodzaje lamp – nisko- i średniociśnieniowe. Pierwsze emitują wiązkę światła monochromatycznego o długości fali 254 nm, natomiast drugie wiązkę promieniowania polichromatycznego o długościach fal z zakresu 190÷500 nm. W polskich zakładach oczyszczania wody w większości przypadków stosowane są lampy niskociśnieniowe. Jednak w przypadku stosowania każdego rodzaju lamp może dochodzić do wzrostu ilości halogenowych produktów ubocznych dezynfekcji i zwiększenia zapotrzebowania wody na chlor [5].

Badania nad wpływem sekwencji UV–chlorowanie na potencjał tworzenia ubocznych produktów dezynfekcji są nieliczne. W niniejszym artykule przedstawiono wyniki badań nad zmianą reaktywności substancji organicznych w stosunku do tworzenia halogenowych organicznych ubocznych produktów chlorowania wody po jej dezynfekcji promieniami UV. Badania przeprowadzono na próbkach wody pobranych z czterech zakładów wodociągowych. W wyniku przeprowadzonych doświadczeń zbadano zmiany potencjału tworzenia trójhalometanów (THM), kwasów halogenooctowych (HAA), halogenoacetonitryli (HAN), halogenoketonów (HK), wodzianu chloralu (CH) i chloropikryny (CP).

## Materiały i metody

Próbki wody pobrano z zakładów oczyszczania wody, w których promieniowanie lampami UV stosuje się jako element dezynfekcji przed wprowadzeniem wody do sieci. We wszystkich zakładach stosowano lampy niskociśnieniowe (254 nm), jednak proces oczyszczania wody przed zastosowaniem promieni UV był różny. W tabeli 1 zebrano informacje dotyczące układu oczyszczania wody w poszczególnych zakładach wodociągowych (nazwy obiektów zostały zakodowane).

Próbki wody przechowywano w temperaturze 4°C nie dłużej niż 48 h. W próbkach wody, zarówno przed, jak i po ich napromieniowaniu światłem UV, oznaczono wartości następujących wskaźników: rozpuszczony węgiel organiczny (RWO), absorbancja w nadfiolecie (UV) przy długości fali 254 nm, absorbancja właściwa w nadfiolecie (SUVA) ( $[UV]/[RWO]$ ), rozpuszczony azot organiczny (RAO), azotany ( $NO_3^-$ ) i bromki ( $Br^-$ ). Wyniki przedstawiono w tabeli 2. Metody oznaczania tych wskaźników opisano w innej pracy autorów [9].

W celu określenia potencjału tworzenia poszczególnych produktów ubocznych zastosowano chlorowanie wody podchlorynem sodu taką dawką, aby uzyskać po 24 h kontaktu zawartość pozostałego chloru wolnego w ilości  $3 \div 5 \text{ mgCl}_2/\text{m}^3$ . Po tym czasie próbki wody zdechlorowano i analizowano powstałe produkty uboczne chlorowania z użyciem chromatografu gazowego Trace Ultra DSQII GC-MS firmy Thermo Scientific. Procedura chlorowania i oznaczania związków z grupy THM, HAN, HK, CH i CP została przedstawiona w pracy [10]. Zawartość HAA oznaczono wykorzystując metodę kwaśnej estryfikacji [11]. Kolumna chromatografu była ogrzewana w zakresie temperatur od 40°C (0 min) do 100°C (5 min), z przyrostem temperatury 40°C/min, a następnie do 200°C (0 min) z przyrostem 8°C/min. Granica oznaczalności kwasów monochloro- i monobromooctowego wynosiła  $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ , natomiast pozostałych HAA –  $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ .

## Dyskusja wyników badań

### Potencjał tworzenia trójhalmotanów

Wyniki badań potencjału tworzenia trójhalmotanów (PT-THM) przedstawiono na rysunku 1a. PT-THM to suma potencjałów tworzenia trichlorometanu, bromodichlorometanu, dibromochlorometanu i tribromometanu. Współczynnik udziału bromu (BIF – bromine incorporation factor) opisuje molowy udział bromowych pochodnych produktów ubocznych chlorowania i jest miarą części produktów ubocznych w danej grupie, które są częściowo lub całkowicie zbromowane [12]. Wzór na wartości BIF w przypadku THM ma postać [13, 14]:

$$[\text{BIF-THM}] = \frac{[\text{BDCM}] + 2[\text{DBCm}] + 3[\text{TBM}]}{3([\text{TCM}] + [\text{BDCM}] + [\text{DBCm}] + [\text{TBM}])}$$

Wartość BIF zawiera się między 0 (brak pochodnych bromowych i chlorobromopochodnych) i 1 (tylko pochodne bromowe, np. tylko tribromometan w przypadku THM).

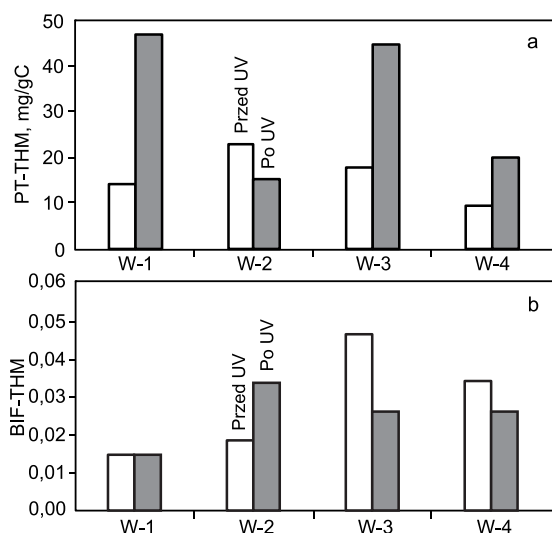
Na skutek zastosowania promieni UV potencjał tworzenia THM zwiększył się w wodach pobranych we wszystkich zakładach wodociągowych, natomiast jedynie w przypadku wody z zakładu W-2 zaobserwowano zmniejszenie wartości tego wskaźnika. W zakładzie tym przed procesem naświetlania promieniami UV stosowana jest koagulacja związkami glinu i filtracja pospieszna na złożach piaskowych, bez utleniania substancji organicznych, oraz stosunkowo mała dawka promieniowania UV i stąd może wynikać mniejsza reaktywność związków organicznych. W wodzie z zakładów W-3 i W-4, gdzie przed naświetlaniem promieniami UV stosowane było utlenianie chemiczne, wartość PT-THM zwiększyła się odpowiednio o 26,77 mg/gC i 10,41 mg/gC. W wodzie z zakładu W-1 zaobserwowano największy wzrost potencjału tworzenia THM (o 32,63 mg/gC), który można tłumaczyć większą dawką promieniowania niż w pozostałych zakładach. W próbce wody z zakładu W-4, pomimo najmniejszej dawki UV, zaobserwowano

Tabela 1. Układy oczyszczania wody w analizowanych zakładach wodociągowych  
Table 1. Water treatment trains in waterworks examined

Symbol zakładu	Oczyszczanie wody przed dezynfekcją promieniami UV	Dawka UV J/m <sup>2</sup>
W-1	koagulacja siarczanem glinu → filtracja pospieszna (złoża piaskowo-żwirowe)	700
W-2	koagulacja związkami glinu → filtracja pospieszna (złoża piaskowe)	600
W-3	ozonowanie → adsorpcja na węglu aktywnym	600
W-4	ozonowanie wstępne → koagulacja z mikropiaskiem → filtracja pospieszna (złoża antracytowo-piaskowe) → ozonowanie → adsorpcja (złoża węglowe) → dezynfekcja dwutlenkiem chloru	400

Tabela 2. Jakość wody przed i po dezynfekcji promieniami nadfioletowymi  
Table 2. Water quality prior to and after UV disinfection

Symbol zakładu	Punkt poboru	RWO gC/m <sup>3</sup>	SUVA m <sup>3</sup> /g-m	RAO gN/m <sup>3</sup>	Azotany gN/m <sup>3</sup>	Bromki gBr <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>
W-1	przed dezynfekcją UV	2,0	1,111	1,07	1,83	0,35
	po dezynfekcji UV	0,6	3,410	1,43	1,81	0,35
W-2	przed dezynfekcją UV	3,5	0,433	0,61	2,35	0,41
	po dezynfekcji UV	2,0	0,609	0,64	2,42	0,41
W-3	przed dezynfekcją UV	0,8	0,685	0,42	2,09	0,40
	po dezynfekcji UV	0,4	1,028	0,21	2,00	0,40
W-4	przed dezynfekcją UV	1,9	0,825	1,13	2,68	0,36
	po dezynfekcji UV	1,8	0,729	1,17	2,73	0,36



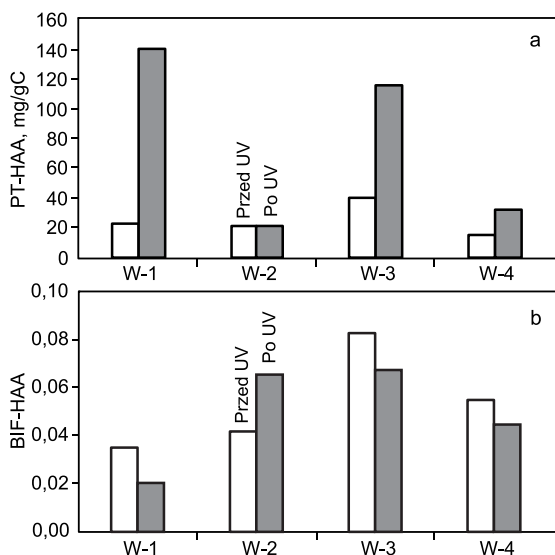
Rys. 1. Wartość potencjału tworzenia trójhalemetanów oraz współczynnika udziału bromu

Fig. 1. Trihalomethane formation potential and bromine incorporation factor

wzrost PT-THM, co wskazuje, że wcześniejsze procesy utleniania mogą mieć wpływ na wartość tego wskaźnika. W przypadku udziału chloro- i bromopochodnych w ogólnej ilości THM (rys. 1b) zaobserwowano wzrost współczynnika BIF jedynie w wodzie z zakładu W-2, w której stwierdzono również największą zawartość bromków.

### Potencjał tworzenia się kwasów halogenooctowych

Na rysunku 2a przedstawiono potencjał tworzenia kwasów halogenooctowych (PT-HAA), który jest sumą potencjałów tworzenia kwasów monochlorooctowego, monobromooctowego, dichlorooctowego, trichlorooctowego, bromochlorooctowego i dibromooctowego.



Rys. 2. Wartość potencjału tworzenia kwasów halogenooctowych oraz współczynnika udziału bromu

Fig. 2. Haloacetic acid formation potential and bromine incorporation factor

Udział bromowych pochodnych w ogólnej ilości HAA (rys. 2b) wyliczono z następującego wzoru [13, 14]:

$$[\text{BIF-HAA}] = \frac{[\text{MBAA}] + [\text{BCAA}] + 2[\text{DBAA}]}{2([\text{MCAA}] + [\text{MBAA}] + [\text{DCAA}] + [\text{BCAA}] + [\text{DBAA}] + [\text{TCAA}] )}$$

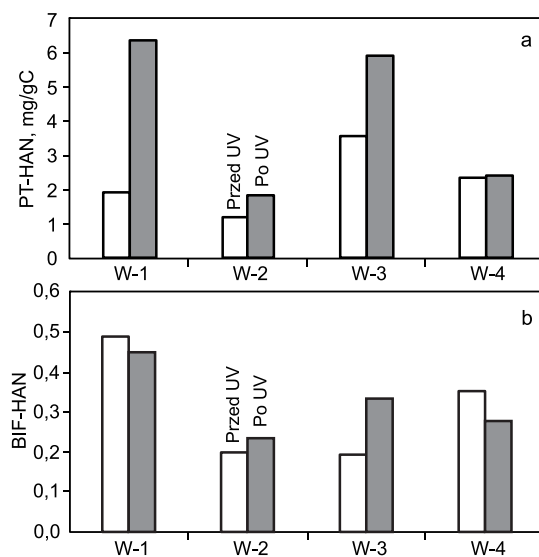
Po zastosowaniu dezynfekcji promieniami nadfioletowymi, wartość PT-HAA w próbce wody z zakładu W-1 wzrosła aż o 117,87 mg/gC, w wodzie z zakładu W-3 o 75,93 mg/gC, natomiast z zakładu W-4 o 17,64 mg/gC. Podobnie jak w przypadku związków z grupy THM, woda z zakładu W-2 była najmniej reaktywna. W przypadku HAA potencjał ich tworzenia w wodzie z zakładu W-2 po dezynfekcji zmniejszył się o 0,29 mg/gC w stosunku do próbki przed dezynfekcją. Podobnie jak w przypadku THM, największe zmiany stwierdzono w przypadku wody z tego zakładu, w którym stosowano największą dawkę promieniowania UV, a zwiększenie wartości BIF (rys. 2b) miało miejsce w wodzie z zakładu W-2, w której stwierdzono największą ilość jonów bromkowych. Analogicznie jak w przypadku THM, w próbce wody z zakładu W-4 zaobserwowano wzrost wartości PT-HAA, pomimo zastosowanej najmniejszej dawki promieniowania nadfioletowego.

### Potencjał tworzenia halogenoacetonitryli

Potencjał tworzenia halogenoacetonitryli (PT-HAN), wyliczony jako suma potencjałów tworzenia trichloroacetonitrylu, dichloroacetonitrylu, bromochloroacetonitrylu i dibromoacetonitrylu, przedstawiono na rysunku 3a, natomiast wartość BIF w przypadku HAN na rysunku 3b. Współczynnik udziału bromu wyliczono ze wzoru [13, 14]:

$$[\text{BIF-HAN}] = \frac{[\text{BCAN}] + 2[\text{DBAN}]}{2([\text{TCAN}] + [\text{DCAN}] + [\text{BCAN}] + [\text{DBAN}])}$$

Największy wzrost reaktywności substancji organicznych odnotowano w wodzie z zakładu W-1 (o 4,46 mg/gC). W tej próbce stwierdzono również największy stopień nitracji związków organicznych (zwiększenie zawartości azotu organicznego o 0,36 gN/m<sup>3</sup> – tab. 2). Stosunkowo duży wzrost wartości PT-HAN zaobserwowano w przypadku wody z zakładu W-3 (o 2,26 mg/gC), jednak po zastosowaniu promieni UV zawartość azotu organicznego w tej próbce zmniejszyła się. Z uwagi na stosowane w procesie technologicznym ozonowanie wody, przyczyny



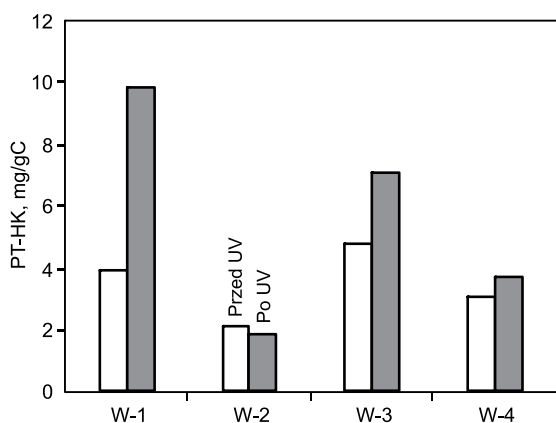
Rys. 3. Wartość potencjału tworzenia halogenoacetonitryli oraz współczynnika udziału bromu

Fig. 3. Haloacetonitrile formation potential and bromine incorporation factor

zmian reaktywności tej wody po naświetlaniu UV należy upatrywać w zmianie jakości substancji organicznych po procesie utleniania chemicznego. W wodzie z zakładu W-2 wartość PT-HAN wzrosła o 0,77 mg/gC, natomiast w wodzie z zakładu W-4 (przed dezynfekcją woda była poddawana chemicznemu utlenianiu, jednak dawka promieniowania UV była najmniejsza) o zaledwie 0,05 mg/gC. Udział bromowych pochodnych HAN (rys. 3b) zwiększył się po dezynfekcji promieniami UV w przypadku wody z dwóch zakładów – W-2 (z 0,19 do 0,23) i W-3 (z 0,18 do 0,33). Próbkę te charakteryzowały się stosunkowo dużą zawartością jonów bromkowych przed procesem dezynfekcji promieniami UV.

### Potencjał tworzenia halogenoketonów

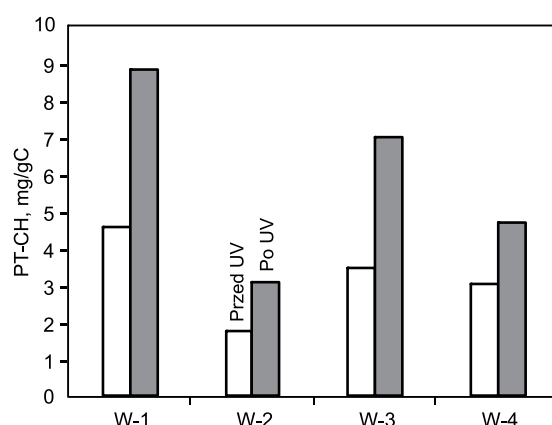
Wyniki badań potencjału tworzenia halogenoketonów (PT-HK), jako sumy potencjałów tworzenia 1,1-dichloropropanonu i 1,1,1-trichloropropanonu, przedstawiono na rysunku 4. Po procesie dezynfekcji promieniami UV, podobnie jak w przypadku THM, HAA i HAN, największy przyrost wartości PT-HK (o 6,00 mg/gC) zaobserwowano w przypadku wody z zakładu W-1, gdzie stosowana jest największa dawka promieniowania UV. W wodzie z zakładów W-3 i W-4, w których stosowane jest utlenianie chemiczne, również zaobserwowano wzrost reaktywności związków organicznych po zastosowaniu promieni UV, odpowiednio o 2,35 mg/gC i 0,67 mg/gC. W próbce wody z zakładu W-2, podobnie jak w przypadku związków z grupy THM i HAA, zaobserwowano zmniejszenie wartości PT-HK o 0,20 mg/gC.



Rys. 4. Wartość potencjału tworzenia halogenoketonów  
Fig. 4. Haloketone formation potential

### Potencjał tworzenia wodzianu chloralu

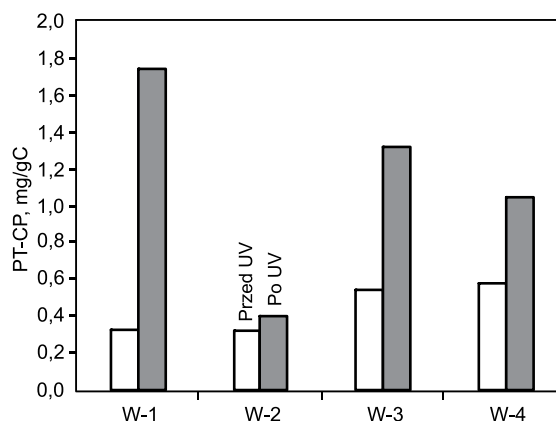
Wyniki badań nad potencjałem tworzenia wodzianu chloralu (PT-CH) przedstawiono na rysunku 5. Po procesie dezynfekcji promieniami UV wartość PT-CH wzrosła we wszystkich próbkach wody. Największy wzrost zaobserwowano w wodzie z zakładu W-1 (o 4,33 mg/gC) i kolejno w wodach z zakładów W-3 (o 3,56 mg/gC), W-2 (o 1,37 mg/gC) i W-4 (o 1,61 mg/gC). Woda z zakładu W-4 (ozonowana i dezynfekowana dwutlenkiem chloru), mimo mniejszej dawki promieniowania UV w stosunku do wody z zakładu W-2 (brak chemicznego utleniania), wykazywała większe zmiany reaktywności w stosunku do tworzenia CH. Może to świadczyć o tym, że rodzaj substancji organicznych przed procesem dezynfekcji promieniami UV ma duży wpływ na wartość PT-CH.



Rys. 5. Wartość potencjału tworzenia wodzianu chloralu  
Fig. 5. Chloral hydrate formation potential

### Potencjał tworzenia chloropikryny

Wartości potencjału tworzenia chloropikryny (PT-CP) w analizowanych próbkach wody przedstawiono na rysunku 6. Po dezynfekcji promieniami UV wartość PT-CP wzrosła w próbkach wody ze wszystkich zakładów. Podobnie jak w przypadku pozostałych grup produktów ubocznych, największy wzrost zaobserwowano w wodzie z zakładu W-1 (największa dawka promieniowania UV), a następnie w wodach z zakładów W-3 i W-4 z utlenianiem chemicznym (odpowiednio o 0,80 mg/gC i 0,48 mg/gC). Najmniejszy wzrost wartości PT-CP, podobnie jak w przypadku innych produktów ubocznych, zaobserwowano w wodzie z zakładu W-2 (o 0,09 mg/gC). Większy wzrost wartości PT-CP w wodzie z zakładu W-4 w stosunku do próbki wody z zakładu W-2 może świadczyć o dużym wpływie jakości substancji organicznych poddawanej dezynfekcji UV na potencjał tworzenia CP.



Rys. 6. Potencjał tworzenia chloropikryny  
Fig. 6. Chloropicrin formation potential

### Podsumowanie

Dezynfekcja wody promieniami nadfioletowymi do niedawna uważana była za metodę w pełni bezpieczną. Ostatnie doniesienia literaturowe pokazują jednak, że w połączeniu z późniejszym chlorowaniem tak dezynfekowanej wody może dochodzić do wzrostu potencjału tworzenia produktów ubocznych dezynfekcji. Przeprowadzone badania na wodach dezynfekowanych lampami

niskociśnieniowymi, emitującymi maksymalną wiązkę promieniowania przy długości fali 254 nm, wykazały duży wpływ tej metody dezynfekcji na zmianę potencjału tworzenia związków z grupy trójhalemetanów, kwasów halogenooctowych, halogenoacetonitryli, halogenoketonów, wodoru chloralu i chloropikryny. Największy przyrost potencjału tworzenia wszystkich analizowanych produktów ubocznych zaobserwowano w wodzie, gdzie dawka promieniowania UV była największa. Stwierdzono również, że wcześniejsze utlenianie chemiczne może wpływać na zwiększenie potencjału tworzenia tych związków w wodzie. Dezynfekcja promieniami UV może również zwiększać ilość bromowych pochodnych produktów dezynfekcji, jednak to zjawisko zaobserwowano w przypadku wody o największej zawartości bromków przed procesem dezynfekcji. W próbkach wody po procesie naświetlania promieniami UV zaobserwowano nitrację związków organicznych, co może powodować wzrost ilości ubocznych produktów zawierających azot.

*Badania zrealizowano w Katedrze Kształtowania i Ochrony Środowiska AGH w Krakowie w ramach funduszu badań statutowych nr 11.11.150.008.*

## LITERATURA

1. B.A. LYON, A.D. DOTSON, K.G. LINDEN, H.S. WEINBERG: The effect of inorganic precursors on disinfection byproduct formation during UV-chlorine/chloramine drinking water treatment. *Water Research* 2012, Vol. 46, No. 15, pp. 4653–4664.
2. W. LIU, L.-M. CHEUNG, X. YANG, C. SHANG: THM, HAA and CNCl formation from UV irradiation and chlor(am)ination of selected organic waters. *Water Research* 2006, No. 10, Vol. 40, pp. 2033–2043.
3. Y. CHOI, Y.-J. CHOI: The effects of UV disinfection on drinking water quality in distribution systems. *Water Research* 2010, Vol. 44, No. 1, pp. 115–122.
4. S. WENG, J. LI, E.R. BLATCHLEY III: Effects of UV<sub>254</sub> irradiation on residual chlorine and DBPs in chlorination of model organic-N precursors in swimming pools. *Water Research* 2012, Vol. 46, No. 8, pp. 2674–2682.
5. K.G. LINDEN, A.D. DOTSON, H.S. WEINBERG, B. LYON, W.A. MITCH, A. SHAH: Impact of UV Location and Sequence on By-Product Formation. Water Research Foundation, Denver 2012.
6. W. LIU, Z. ZHANG, X. YANG, Y. XU, Y. LIANG: Effects of UV irradiation and UV/chlorine co-exposure on natural organic matter in water. *Science of the Total Environment* 2012, Vol. 414, pp. 576–584.
7. D. CASSAN, B. MERCIER, F. CASTEX, A. RAMBUD: Effects of medium-pressure UV lamps radiation on water quality in a chlorinated indoor swimming pool. *Chemosphere* 2006, Vol. 62, pp. 1507–1513.
8. X. HUANG, N. GAO, Y. DENG: Bromate ion formation in dark chlorination and ultraviolet/chlorination processes for bromide-containing water. *Journal of Environmental Science* 2008, Vol. 20, pp. 246–251.
9. A. WŁODYKA-BERGIER, T. BERGIER: The influence of organic matter quality on the potential of volatile organic water chlorination products formation. *Archives of Environmental Protection* 2011, Vol. 37, No. 4, pp. 25–35.
10. A. WŁODYKA-BERGIER, T. BERGIER: Charakterystyka prekursorów lotnych ubocznych produktów chlorowania wody w sieci wodociągowej Krakowa (Characterization of precursors to volatile water chlorination by-products in the Krakow water distribution system). *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 3, ss. 29–33.
11. A. WŁODYKA-BERGIER, T. BERGIER: The Occurrence of Haloacetic Acids in Krakow Water Distribution System. *Archives of Environmental Protection* 2011, Vol. 37, No. 3, pp. 21–29.
12. Y. HOU, W. CHU, M. MA: Carbonaceous and nitrogenous disinfection by-product formation in the surface and ground water treatment plants using Yellow River as water source. *Journal of Environmental Science* 2012, Vol. 24, No. 7, pp. 1204–1209.
13. R.A. FRANCIS, M.J. SMALL, J.M. VanBRIESEN: Multivariate distributions of disinfection by-products in chlorinated drinking water. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 14, pp. 3453–3468.
14. E.H. GOSLAN, S.W. KRASNER, M. BOWER, S.A. ROCKS, P. HOLMES, L.S. LEVY, S.A. PARSONS: A comparison of disinfection by-products found in chlorinated and chloraminated drinking waters in Scotland. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 18, pp. 4698–4706.

### **Włodyka-Bergier, A., Bergier, T. Influence of UV Disinfection on Halogen Water Chlorination By-Product Formation Potential in Water Distribution System. *Ochrona Środowiska* 2013, Vol. 35, No. 3, pp. 53–57.**

**Abstract:** Variations in halogen chlorination by-product formation potential after UV disinfection in four water treatment plants were studied. Formation potential of the following compounds has been examined: trihalomethanes (trichloromethane, bromodichloromethane, dibromochloromethane, tribromomethane), haloacetic acids (monochloroacetic acid, monobromoacetic acid, dichloroacetic acid, trichloroacetic acid, bromochloroacetic acid, dibromoacetic acid), haloacetonitriles (trichloroacetonitrile, dichloroacetonitrile, bromochloroacetonitrile, dibromoacetonitrile), haloketones (1,1-dichloropropanone, 1,1,1-trichloropropanone), chloral hydrate and chloropicrin. Water samples

prior to and after UV irradiation were chlorinated with sodium hypochlorite at a dose resulting in 3–5 gCl<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> of free residual chlorine after 24 h. The highest increase in the formation potential of all examined chlorination by-products was observed in water where the highest UV irradiation dose was applied. Additionally, it was stated that prior chemical oxidation may lead to increase in the examined product formation potential. It was proved that UV disinfection may also lead to increase in the amount of product bromide derivatives in water of high bromide content. Finally, nitration of organic compounds was demonstrated for water samples after UV irradiation. This phenomenon may lead to increase in nitrogen-containing chlorination by-product content.

**Keywords:** Water treatment, oxidation, UV disinfection, disinfection by-product formation potential.