

Agata ROSIŃSKA\*, Klaudia RAKOCZ

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska  
ul. J.H. Dąbrowskiego 69, 42-201 Częstochowa  
\*e-mail: rosinska@is.pcz.czest.pl

## Rola biodegradowalnej materii organicznej w procesie dezynfekcji wody

Związki organiczne występujące w wodzie są głównie pochodzenia naturalnego, niewielka ich ilość jest wynikiem działalności człowieka (np. fenole). Składają się one z dwóch frakcji: biodegradowalnej (BRWO) oraz refrakcyjnej. BRWO może stanowić źródło węgla i energii dla obecnych w wodzie bakterii, co powoduje zachwianie stabilności biologicznej wody. Frakcja refrakcyjna ma niewielki wpływ na rozwój mikroorganizmów. BRWO stanowi ważny element w procesie oczyszczania wody oraz jej dystrybucji i razem z tzw. produktami ubocznymi może występować w wodzie na każdym etapie jej oczyszczania. Poszczególne frakcje biodegradowalnej materii organicznej oznacza się metodą van der Kooija i metodą Wernera (PWO) oraz metodą Servais i metodą Joreta (BWO). Uboczne produkty procesu dezynfekcji to znaczna liczba związków powstających w procesie utleniania substancji organicznych obecnych w wodzie. Związki te powstają w niewielkich ilościach, ale mogą mieć charakter toksyczny, mutagenny czy kancerogenny. Do zidentyfikowanych, łatwo biodegradowalnych produktów ubocznych należą kwasy karboksylowe i aldehydy. Produktami ubocznymi procesu dezynfekcji mogą być również związki chloroorganiczne, bromo- i chlorobromoorganiczne, chlorany i chloryny, ketony, estry, związki aromatyczne i inne w zależności od rodzaju użytego środka dezynfekcyjnego. Dlatego należy tak dobrać parametry dezynfekcji wody, aby maksymalnie wyeliminować powstawanie ubocznych produktów w postaci BRWO.

**Słowa kluczowe:** mikrozanieczyszczenia organiczne, biodegradowalny węgiel organiczny, dezynfekcja wody, uboczne produkty dezynfekcji

### Wprowadzenie

W ostatnich latach zwraca się szczególną uwagę na potrzebę usuwania z oczyszczanych wód substancji organicznych (NOM - *natural organic matter*), ze szczególnym uwzględnieniem biodegradowalnej frakcji tych substancji. Skuteczne usuwanie z ujmowanych wód biodegradowalnych substancji organicznych definiowanych także jako biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny (BRWO) odgrywa niezwykle ważną rolę w oczyszczaniu oraz dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia [1]. Pojęcia biodegradowalna materia organiczna i biodegradowalny węgiel organiczny (BWO) stosowane są wymiennie, a obejmują one sumę związków organicznych zawartych w wodzie, które podatne są na rozkład biochemiczny. BWO jest bardzo istotnym czynnikiem jakościowym determinującym biologiczną stabilność wody w systemach dystrybucyjnych. Do niekorzystnych zmian jakości wody spowodowanych obecnością substancji, które ulegają utlenie-

niu, powodując ubytek tlenu i jednoczesny rozwój mikroorganizmów, zalicza się: niekorzystne zmiany jakości wody w czasie jej transportu w sieci wodociągowej [2], zwiększone zużycie środków dezynfekcyjnych, intensyfikację korozji elektrochemicznej metali, a także hydrolizę jej produktów, współdecydującą o wtórnym zanieczyszczeniu wody [3].

## **1. Struktura i występowanie biodegradowalnej materii organicznej w wodzie**

Materię organiczną zawartą w wodach podzielić można na: biodegradowalną i refrakcyjną - nieulegającą biodegradacji w czasie technologicznie akceptowalnym. W skład BWO wchodzi tzw. „przyswajalny węgiel organiczny” (PWO), definiowany jako część BWO, która jest bardzo szybko metabolizowana i wbudowywana w materiał komórkowy bakterii. Przyjmuje się, że pozostała część BWO służy jedynie jako źródło energii [4]. Naturalna materia organiczna jest niejednolita, dlatego bardzo trudno określić jej skład i strukturę [5]. Substancje organiczne naturalnie występujące w wodzie są mieszaniną różnych związków organicznych, takich jak substancje humusowe, węglowodany, aminokwasy, kwasy karboksylowe itp. [6]. Biodegradowalne substancje organiczne to zarówno związki o małych, jak i dużych masach cząsteczkowych, z czego związki o małej masie cząsteczkowej ulegają bezpośrednio metabolizmowi. Pozostałe związki, takie jak substancje humusowe, które zawierają dużo węgla organicznego, są częściowo rozkładane przez bakterie [7].

Wyróżnia się trzy frakcje BRWO:

- 1) frakcja składająca się z substratów mających budowę związków o niewielkich masach cząsteczkowych, bezpośrednio asymilowana przez bakterie,
- 2) frakcja szybko hydrolizowana przez enzymy bakterii, reprezentowana przez polimery organiczne,
- 3) frakcja organicznych cząsteczek, które ulegają powolnej, enzymatycznej hydrolizie [8].

Substancje organiczne występujące w wodzie surowej mogą w procesach utleniania i dezynfekcji stwarzać niebezpieczeństwo powstawania niepożądanych ubocznych produktów utleniania i dezynfekcji (UPU). Podczas dezynfekcji wody kluczowe znaczenie ma BRWO, gdyż jego obecność wpływa niekorzystnie na czystość biologiczną wody i stan sieci wodociągowej [9].

## **2. Wpływ dezynfekcji wody na zawartość BRWO w wodzie**

Celem dezynfekcji jest zniszczenie żywych i przetrwalnikowych form organizmów patogennych i zapobieżenie ich wtórnemu rozwojowi w systemie dystrybucji wody. Według Raczyk-Stanisławiak i innych [1], woda stabilna biologicznie to woda, która nie podtrzymuje rozwoju mikroorganizmów w sieci. Brak stabilności

biologicznej wody warunkuje obecność zarówno nieorganicznych, jak i organicznych substratów podatnych na biodegradację [10]. Badania prowadzone przez Bonalam i innych [11] oraz Chandu i Angels [12] wykazały, że największy wpływ na rozwój błony biologicznej (biofilmu), tworzącej się w sieci wodociągowej, ma węgiel organiczny.

W celu eliminacji z wody substancji organicznych stosuje się kilka procesów jednostkowych. Świetlik i inni [13] oraz Raczyk-Stanisławiak i inni [1, 8] wykazali, że związki chemiczne wchodzące w skład naturalnych substancji organicznych są częściowo usuwane w procesach koagulacji oraz sedymentacji, jednak ich znaczna część nadal pozostaje w wodzie. W związku z tym konieczne jest usunięcie pozostałych związków organicznych w kolejnych procesach jednostkowych, np. podczas utleniania i filtracji połączonej z biodegradacją, a więc jeszcze przed wprowadzeniem wody do sieci wodociągowej. Autorzy wykazali również, że dezynfekcja końcowa wody, stosowana po procesie biofiltracji, powoduje powstawanie dodatkowych ilości BRWO. Oznacza to, że podczas filtracji wody przez złoża biologicznie aktywne nie są w pełni usuwane prekursory biodegradowalnych substancji organicznych.

Utlenienie środkami dezynfekującymi i biofiltracja są procesami, które najbardziej wpływają na zawartość substancji organicznych obecnych w wodzie w porównaniu z zawartością substancji organicznych obecnych w wodzie surowej [1, 8, 14]. Największa ilość kwasów organicznych i BRWO tworzy się wskutek ozonowania, mniejsza zaś w przypadku stosowania ditlenku chloru, a najmniejsza na skutek chlorowania  $Cl_2$ , co można tłumaczyć powstaniem chlorowanych produktów ubocznych, słabo przyswajanych przez bakterie [8, 13-17].

Badania prowadzone przez Raczyk-Stanisławiak i innych [1, 8, 13] wykazały, że naturalne substancje organiczne, bez względu na ich ilość oraz pochodzenie, charakteryzują się pewnym potencjałem tworzenia BRWO, będącego miarą zawartości biodegradowalnych substancji organicznych. Stosowanie takich środków dezynfekujących, jak: ozon, chlor, ditlenek chloru, zmienia strukturę substancji organicznych naturalnie występujących w wodzie. Reakcji z utleniaczami najłatwiej ulegały substancje o największych masach cząsteczkowych, przede wszystkim związki aromatyczne, co prowadzi do powstania produktów o niższych masach cząsteczkowych (m.in. kwasów organicznych, tj. mrówkowego, octowego i szczawowego), które podczas procesu biodegradacji były niemal całkowicie przyswajane przez bakterie.

Sybillé [18] przedstawił zmiany struktury substancji organicznych pod wpływem ozonowania. Wykazał, że proces ten najczęściej powoduje wzrost udziału związków o niskich ( $< 500$  Da) i średnich masach cząsteczkowych ( $500 \div 1000$  Da). Kwasy organiczne stanowią  $60 \div 80\%$  nowo utworzonego PWO bezpośrednio podczas ozonowania [8, 19]. Ilość tworzących się kwasów zależy przede wszystkim od dawki ozonu, mniej natomiast od czasu kontaktu utleniacza z substancjami organicznymi [20].

Świetlik i inni [15] porównywali reaktywność substancji organicznych (NOM) z różnymi utleniaczami w zakresie powstawania produktów ubocznych. Ozonowa-

nie spowodowało obniżenie zawartości związków hydrofobowych ze znaczącym wzrostem procentowej zawartości związków hydrofilowych. Utlenianie ditlenkiem chloru powodowało podobne zmiany w NOM. Powyższą zależność potwierdzili inni autorzy [6, 13, 15, 17, 20-22], wykazując, że w wyniku zarówno ozonowania, jak i stosowania chloru i ditlenku chloru następuje wzrost udziału biodegradowalnych rozpuszczonych substancji organicznych.

Stabilność biologiczna wody zależy nie tylko od zawartości substratów odżywczych, niezbędnych do rozwoju mikroorganizmów (przede wszystkim biodegradowalnych substancji organicznych), ale także od odpowiedniej ilości środka dezynfekcyjnego pozostałego po procesie oczyszczania wody [23-26]. Chemiczne środki dezynfekcyjne ulegają zanikowi w sieci, co przy jednoczesnym powstawaniu biodegradowalnych substancji organicznych może prowadzić do wtórnego namnażania bakterii w sieci wodociągowej [27]. Aby zapobiec temu zjawisku, stosuje się wyższe stężenie dezynfektanta lub dłuższy czas jego kontaktu. Obniżenie lub całkowity zanik aktywności mikroorganizmów zwiększa się wraz ze wzrostem wartości czynnika  $C \cdot t$  (iloczyn stężenia dezynfektanta i czasu kontaktu). Utlenianie naturalnych substancji organicznych nie tylko zwiększa ilość powstających biodegradowalnych substancji organicznych, ale także modyfikuje pozostałą część substancji organicznych w taki sposób, że zwiększa ich zdolność do tworzenia biodegradowalnych produktów ubocznych w procesie dezynfekcji wraz ze wzrostem wartości  $C \cdot t$  [1, 8, 28].

Wielu autorów prowadzi badania wpływu łączonych procesów jednostkowych oczyszczania wody na zmiany ilości BRWO. Raczyk-Stanisławiak i inni [1] wykazali, że zastosowanie procesu ozonowania połączonego z filtracją przez biologicznie aktywne złoża węglowe w zależności od czasu kontaktu wody ze złożem zmniejsza zawartość ogólnego węgla organicznego (OWO) w wodzie o 20÷25%, a BRWO o około 30÷45% [1, 21].

W technikach wykorzystujących filtrację na węglu aktywnym zwiększenie czasu kontaktu wody ze złożem węglowym wyraźnie zmniejsza ilość prekursorów biodegradowalnych produktów dezynfekcji. W wyniku tego procesu stężenie kwasów organicznych powstających po zastosowaniu ditlenku chloru i chloru w wyraźny sposób zmniejsza się wraz ze wzrostem czasu kontaktu wody z węglem aktywnym. Zastosowanie filtrów węglowych umożliwia usunięcie frakcji substancji organicznych charakteryzujących się wysoką reaktywnością w stosunku do środków dezynfekcyjnych, co z kolei skutkuje obniżeniem zapotrzebowania wody na środek dezynfekcyjny oraz małą zawartością ubocznych produktów dezynfekcji. Podobne efekty uzyskali Raczyk-Stanisławiak i inni [17, 21, 29], stosując proces biofiltracji poprzedzony ozonowaniem wody. Autorzy wykazali, że ozonowanie i filtracja przez aktywne biologicznie złoża węglowe usuwają znaczną część biodegradowalnych substancji organicznych, natomiast procesy utleniania prowadzą do znacznych zmian reaktywności substancji organicznych ze środkiem dezynfekcyjnym. Na skutek tego końcowa dezynfekcja wody może prowadzić do ponownego powstania znacznych ilości organicznych produktów ubocznych procesu, łatwo przyswajalnych przez bakterie [30].

Tarczewska i inni [31] przeprowadzili ocenę skuteczności dezynfekcji w wodach zanieczyszczonych substancjami organicznymi. Przeprowadzone badania mikrobiologiczne potwierdziły zależność efektów dezynfekcyjnych silnych utleniaczy stosowanych w technologii oczyszczania wody od stopnia jej zanieczyszczenia mikroorganizmami i związkami organicznymi. Dla wody zanieczyszczonej wykazano, że głównie ditlenek chloru nie spełniał swej roli jako środek przeciwbakteryjny, ponieważ podczas reakcji z zanieczyszczeniami redukował się do chlorynów, które nie mają właściwości dezynfekcyjnych.

Hammes i inni [4] przeprowadzili w warunkach laboratoryjnych badania dotyczące zmian zawartości rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) w procesie ozonowania wody z czystą kulturą *Scenedesmus vacuolatus*. Analizie poddano wybrane kwasy organiczne, aldehydy, ketony oraz PWO. Ozonowanie glonów spowodowało natychmiastowy, duży wzrost stężenia DOC i PWO. Otrzymane wyniki sugerują, że znaczna część PWO pochodzi od wewnątrzkomórkowego węgla cytoplazmatycznego glonów. Przeprowadzone badania wykazały, że glony nie są całkowicie niszczone podczas procesu ozonowania [4, 13].

Chanda i inni [32] przeprowadzili eksperyment, który polegał na połączeniu fizycznej i chemicznej dezynfekcji wody. Doświadczenie polegało na połączeniu hydrodynamicznej kawitacji z procesem ozonowania. Autorzy w celu uzyskania najefektywniejszej strategii procesu dezynfekcji stosowali zoptymalizowane ciśnienie wlotowe, odpowiednią dawkę ozonu i czas ozonowania. W wyniku przeprowadzonych badań zaobserwowano, że po około 3 godzinach uzyskano 75% skuteczność dezynfekcji. Hydrodynamiczna kawitacja i ozonowanie dały synergiczne skutki wynikające z uwolnienia dodatkowych wolnych rodników. Połączenie kawitacji z ozonowaniem jest ekonomicznie korzystną techniką dla osiągnięcia maksymalnej skuteczności dezynfekcji w stosunku do jednostkowego procesu hydrodynamicznej kawitacji (niższy stopień dezynfekcji) czy ozonowania (wyższe koszty uzdatniania zazwyczaj ze względu na wyższe koszty wytwarzania ozonu). Jyoti i Pandit [33] wykazali, że połączenie metody fizycznej z chemiczną zmniejsza o 1/3 do 1/2 wymaganą dawkę ozonu do procesu dezynfekcji.

### 3. Metody oznaczania biodegradowalnej materii organicznej

Przed opracowaniem współczesnej metodyki analizy biodegradowalnej materii organicznej zdolność substancji organicznych rozpuszczonych w wodzie do biochemicznego rozkładu charakteryzowano, wyznaczając wartość parametrów zastępczych, np. biochemiczne zapotrzebowanie na tlen ( $BZT_5$ ) lub chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT). Obecnie analizuje się poszczególne związki wchodzące w skład biodegradowalnej materii organicznej oraz prowadzi się bezpośrednio oznaczenia części materii organicznej podatnej na rozkład biochemiczny. Szczegółowa analiza biodegradowalnej materii organicznej w wodzie pozwala na lepsze zrozumienie roli biodegradowalnego węgla organicznego w sieci dystrybucyjnej.

Aktualnie opracowano szereg metod, w których sztucznie indukowany rozwój mikroorganizmów w badanej wodzie jest miarą zawartości podatnej na biodegra-

dację węgla organicznego. Wyniki tych oznaczeń pozwalają określić efektywność stosowanych procesów uzdatniania wody [10, 34-37].

Współczesne metody oznaczania BWO obejmują zarówno oznaczanie całego biodegradowalnego węgla organicznego, jak i PWO. Najczęściej PWO oznacza się metodą van der Kooija oraz metodą Wernera, a BWO metodą Servaisa i Joreta.

### 3.1. Oznaczanie PWO metodą van der Kooija

Metoda ta oparta jest na zjawisku limitowania wzrostu bakterii heterotroficznych przez stężenie związków organicznych, które wykorzystywane są jako substrat pokarmowy. Wiele podatnych na biodegradację związków organicznych pochodzenia naturalnego (aminokwasy, peptydy, kwasy tłuszczowe itp.) występuje w wodzie do picia w bardzo niskich stężeniach. Dlatego jako organizm testowy do oznaczania tych związków wybrano gatunek bakterii powszechnie występujący w środowisku wodnym, cechujący się zdolnością do pobierania różnorodnych źródeł węgla i energii oraz do wzrostu w obecności śladowych ilości substancji pokarmowych. Jako pierwszy do oznaczania PWO zastosowano gatunek *Pseudomonas fluorescens*, wyizolowany z wody do picia i oznakowany jako szczep P17. Innym szczepem wykorzystywanym do oznaczania PWO jest *NOX Spirillum*. Wyższe organizmy cechują się zdolnością do zużywania innych związków (kwasów mrówkowego, glioksalowego, szczawiowego), będących typowymi produktami pośrednimi rozpadu wysokocząsteczkowych związków węgla podczas ozonowania wody [38, 39]. Metoda van der Kooija budzi jednak wiele wątpliwości, ponieważ podczas testowania różnych rodzajów próbek wody zaobserwowano, że niskie stężenia biologicznie przyswajalnego węgla organicznego znacznie wydłużają okres inkubacji bakterii potrzebny do uzyskania maksymalnej liczby ( $N_{max}$ ) kolonii P17 [40, 41]. Uniemożliwia to zastosowanie metody van der Kooija do szybkiej oceny podatności wody na wtórny rozwój mikroorganizmów. Inną niedoskonałością tej metody jest procedura przygotowania próbki wody do badań. Ogrzewanie wody do temperatury 60°C przez 30 min unieszkodliwia wegetatywne formy bakterii, jednak nie jest wystarczające do zabicia ich przetrwalników, które zawierają szereg enzymów ciepłoopornych, wytrzymujących ogrzewanie do temperatury 100°C. Niedogodnością metody van der Kooija może być również długi czas hodowli bakterii *Spirillum NOX* na płytkach agarowych. Prowadzenie badań opisywaną metodą wiąże się także z koniecznością hodowli w laboratorium czystych szczepów bakterii testowych oraz okresową ich kontrolą pod względem morfologicznym i fizjologicznym [40].

### 3.2. Oznaczanie PWO metodą Wernera

W metodzie tej wykorzystuje się szybkość rozwoju bakterii wodnych w hodowlach laboratoryjnych. Parametrami charakteryzującymi przyrost biomasy mikroorganizmów podczas testu są zmętnienie i ogólna liczba komórek oznaczana techniką mikroskopową. Próbkę wody, dla których szybkość wzrostu bakterii oznaczona

metodą Wernera była niska, charakteryzowały się mniejszą predyspozycją do wtórnego namnażania się mikroorganizmów w sieci wodociągowej [42]. Główną zaletą metody Wernera jest krótki czas uzyskania wyniku przy precyzyjnym wykonaniu oznaczeń. Technika wykonania pełnego oznaczenia nie jest skomplikowana, lecz wymaga znacznej ilości sprzętu, co może stanowić utrudnienie przy jej wdrażaniu w krajowych laboratoriach terenowych [40].

### 3.3. Oznaczanie BWO metodą Servais

Pomiar ilości węgla organicznego podatnego na biodegradację polega na określeniu przyrostu biomasy. Wykorzystuje się dwie techniki do określenia stężenia związków organicznych podatnych na rozkład mikrobiologiczny. W pierwszej technice pomiar ilości węgla organicznego podatnego na biodegradację polega na określeniu przyrostu biomasy metodą mikroskopii epifluorescencyjnej z zastosowaniem barwienia komórek oranżem akrydynowym [38]. Liczebność bakterii oraz wielkość komórek oznacza się codziennie.

Drugą techniką pomiaru, zalecaną przy niskich stężeniach węgla organicznego, jest wbudowanie metylowanej  $^3\text{H}$ -tymidyny do DNA komórki bakterii podczas inkubacji w ciemności. DNA z wbudowaną tymidyną charakteryzuje się radioaktywnością. Radioaktywność bakteryjnego DNA mierzy się co kilkanaście godzin przez kilka dób. Zaobserwowaną szybkość zaniku DNA z wbudowaną tymidyną przyjmuje się jako odpowiednik obumierania komórek bakterii. Obumieranie jest równoważne produkcji biomasy bakteryjnej, limitowanej przez substrat pokarmowy, jakim jest węgiel organiczny podatny na biodegradację. Oceniając przydatność obu opisanych technik, należy zwrócić uwagę na zastosowanie naturalnego zaszczepu zróżnicowanego jakościowo. Pozwala to uniknąć procedury sporządzania *inoculum* jako monokultury organizmu testowego, jak również konieczności adaptacji bakterii do biodegradowalnego węgla organicznego występującego w wodzie. Z drugiej strony mogą pojawić się trudności w uzyskaniu powtarzalności składu jakościowego zaszczepu, co może rzutować na wyniki badań. Biorąc pod uwagę aspekt metodologiczny, wydaje się, że zarówno pierwsza, jak i druga procedura są dość skomplikowane. Ponadto nie są to tanie metody, ponieważ do wykonania oznaczenia konieczne jest zapewnienie odpowiednich warunków, wynikających ze specyfiki tych metod (ciemny pokój dla epifluorescencji, pracownia izotopowa) [40, 43].

### 3.4. Oznaczania BWO metodą Joreta

Metoda ta opiera się na obserwacji ubytku rozpuszczonego węgla organicznego RWO w badanej wodzie inokulowanej za pomocą flory bakteryjnej charakterystycznej dla danej wody [44]. W praktyce jako *inoculum* służy piasek aktywny pobrany ze złoża filtracyjnego danej stacji uzdatniania wody. BWO oznaczany tą metodą wskazuje na ilość związków organicznych, która potencjalnie może służyć

jako źródło energii, a tym samym podtrzymywać rozwój bakterii w sieci. Pomiaru BWO dokonuje się w ciągu kilku dni (zwykle 5), dlatego parametr ten dobrze charakteryzuje potencjalne zagrożenie dla biostabilności wody. Metodyka oznaczania BWO jest prosta, stanowi symulację zjawisk zachodzących na powierzchni rur wodociągowych, jednak jej wadą jest dość niska czułość. Podczas pomiarów można napotkać na trudności w uzyskaniu powtarzalnych wyników wynikających z dwóch przyczyn: opanowania powtarzalności procedury przygotowania piasku i aparatury szklanej oraz uzyskiwania powtarzalności oznaczeń rozpuszczonego węgla organicznego. Pomiar węgla organicznego podatnego na biodegradację nie zawsze wystarczająco precyzyjnie określa podatność wody na wtórny rozwój mikroorganizmów w sieci wodociągowej. W związku z tym do oznaczenia podatnego na biodegradację węgla organicznego stosuje się metodę Joreta z jednoczesnym zastosowaniem metod alternatywnych, np. metody Wernera [37, 40, 44].

Według danych literaturowych, najczęściej stosowaną metodą do oznaczania biodegradowalnej materii organicznej jest metoda Joreta, ponieważ wykorzystuje do biodegradacji substancji organicznych florę bakteryjną charakterystyczną dla danej wody [8].

## Podsumowanie

Pomimo wieloletnich badań nad procesem dezynfekcji wody wiedza na temat procesu wciąż ulega zmianom wynikającym z postępu techniki, dostępności aparatury i nowych eksperymentów. Modyfikowane są także przepisy prawne, które wyznaczają standardy jakości wody wodociągowej. Największe zagrożenie stanowi niewłaściwa dezynfekcja wody. Zawartość BRWO w wodzie wpływa niekorzystnie nie tylko na bezpieczeństwo mikrobiologiczne wody, ale także może przyczyniać się do powstawania ubocznych produktów dezynfekcji. Zespoły naukowe, które prowadzą badania mające na celu wybór optymalnej technologii oczyszczania wody, dysponują obecnie szeregiem metod i ich modyfikacji pozwalających na analizę zawartości węgla organicznego podatnego na biodegradację w poszczególnych procesach jednostkowych, a także w wodzie uzdatnionej.

Z przeprowadzonego przeglądu literaturowego wynika, że naturalne substancje organiczne, bez względu na ich ilość oraz pochodzenie, charakteryzują się pewnym potencjałem tworzenia BRWO, będącego miarą zawartości biodegradowalnych substancji organicznych. Proces oczyszczania wody przez utlenianie materii organicznej występującej w wodzie prowadzi do powstania produktów organicznych, które podczas procesu biodegradacji są niemal całkowicie przyswajane przez bakterie. Powoduje to rozwój błony biologicznej w instalacjach sieci wodociągowej i wpływa niekorzystnie na jakość wody oraz stan sieci wodociągowej. Dlatego prognozowanie i monitoring zawartości BRWO podczas procesu dezynfekcji wody jest ważny i pozwala zminimalizować niekorzystny wpływ BRWO na jakość wody wodociągowej oraz stan sieci dystrybucyjnej.



## Literatura

- [1] Raczyk-Stanisławiak U., Ciemniecka E., Świetlik J., Nawrocki J., Usuwanie prekursorów biodegradowalnych substancji organicznych w procesie biofiltracji, *Ochr. Środ.* 2007, 29, 3, 59-64.
- [2] Chu Ch., Lu Ch., Effects of oxalic acid on the regrowth of heterotrophic bacteria in the distributed drinking water, *Chemosphere* 2004, 57, 531-539.
- [3] Świdarska-Bróz M., Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej, *Ochr. Środ.* 2003, 4, 7-12.
- [4] Hammes F., Meylana S., Salhia E., Kösterb O., Egli T., Gunten U., Formation of assimilable organic carbon (AOC) and specific natural organic matter (NOM) fractions during ozonation of phytoplankton, *Wat. Res.* 2007, 41, 1447-1454.
- [5] Kalinichev A., Researchers study role of natural organic matter in the environment, *Membrane Technology* 2007, 4, 8.
- [6] Volk Ch.J., Le Chevallier M.W., Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels, *Journal AWWA* 2002, 94, 6, 112-123.
- [7] Volk C.J., Renner C., Robert C., Joret J.C., Comparison of two techniques for measuring biodegradable dissolved organic carbon in water, *Environ. Technol.* 1994, 15, 545-556.
- [8] Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Nawrocki J., Badanie wpływu chloru, dwutlenku chloru i ozonu na stabilność biologiczną wody, *Ochr. Środ.* 2005, 3, 33-39.
- [9] Michalski R., Łyko A., Uboczne nieorganiczne produkty dezynfekcji wody. Problemy i wyzwania, *Inż. i Ochr. Środ.* 2012, 15, 4, 353-364.
- [10] Biłozor S., Nawrocki J., Stabilność biologiczna wody, Materiały konferencyjne nt. Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Wyd. PZITS, Poznań 1996, 99-106.
- [11] Bonalam M., Mathieu L., Fass S., Cavard J., Gatel D., Relationship between coliform culturability and organic matter in low nutritive waters, *Wat. Res.* 2002, 36, 2618-2626.
- [12] Chandy J.P., Angles M.L., Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact on disinfectant decay, *Wat. Res.* 2001, 35, 11, 2677-2682.
- [13] Świetlik J., Raczyk-Stanisławiak U., Nawrocki J., Wpływ procesów utleniania i biodegradacji na zmianę struktury związków organicznych naturalnie występujących w wodzie, *Ochr. Środ.* 2005, 27, 3, 27-32.
- [14] Świdarska-Bróz M., Wolska M., Zmiany zawartości substancji organicznych w wodzie w procesie utleniania chemicznego, *Inż. i Ochr. Środ.* 2011, 14, 2, 111-120.
- [15] Świetlik J., Dąbrowska A., Raczyk-Stanisławiak U., Nawrocki J., Reactivity of natural organic matter fractions with chlorine dioxide and ozone, *Wat. Res.* 2004, 33, 547-558.
- [16] Zbieć E., Dojlido J.R., Uboczne produkty dezynfekcji wody, *Ochr. Środ.* 1999, 3, 74, 37-44.
- [17] Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Nawrocki J., The influence of disinfection on aquatic biodegradable organic carbon formation, *Wat. Res.* 2009, 43, 2, 463-473.
- [18] Sybille I., Stabilité biologique des reseaux de distribution d'eau notable, *Année Biologie* 1998, 78, 117-161.
- [19] Huang W-J., Fang G-Ch., Wang Ch-Ch., The determination and fate of disinfection by-products from ozonation of polluted raw water, *Sci. of the Tom Environ.* 2005, 345, 261-272.
- [20] Nawrocki J., Świetlik J., Raczyk-Stanisławiak U., Biłozor S., Ilecki W., Influence of ozonation conditions on aldehyde and carboxylic acid formation, *Ozone Sci. & Engineering* 2003, 25, 53-62.
- [21] Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Dąbrowska A., Nawrocki J., Biodegradability of organic by-products after natural organic matter oxidation with ClO<sub>2</sub> - case study, *Wat. Res.* 2004, 38, 4, 1044-1054.
- [22] Świetlik J., Raczyk-Stanisławiak U., Biłozor S., Ilecki W., Nawrocki J., Adsorption of natural organic matter oxidized with ClO<sub>2</sub> on granular activated carbon, *Wat. Res.* 2002, 36, 9, 2328-2336.

- [23] Escobar C.I., Randall A., Taylor A., Bacterial growth in distribution systems: Effect of assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon, *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 17, 3442-3447.
- [24] Liu W., Wu H., Wang Z., Ong S.L., Hu J.Y., Ng W.J., Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system, *Wat. Res.* 2002, 36, 4, 89-98.
- [25] Servais P., Billen G., Laurent F., Levi Y., Randon G., Bacterial regrowth in distribution systems, *Proceedings AWWA WQTC Conference*, Miami, Fl. 7-10 November 1993.
- [26] Jiang Z., Yang H., Sun L., Shi S., Integrated assessment for aerobic biodegradability of organic substances, *Chemosphere* 2002, 48, 133-138.
- [27] Srinivasan S., Harrington G.W., Biostability analysis for drinking water distribution systems, *Wat. Res.* 2007, 41, 2127-2138.
- [28] Guten U., Driedger A., Gallard H., Salhi E., By-products formation during drinking water disinfection efficiency? *Wat. Res.* 2001, 35, 8, 2095-2099.
- [29] Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Nawrocki J., Badanie biodegradowalnej materii organicznej w wodzie po biologicznie aktywnych filtrach węglowych w trakcie długotrwałej eksploatacji, *Materiały konferencyjne nt. Zaopatrzenie w wodę*, Wyd. PZITS, Zakopane 2006, 725-737.
- [30] Nowacka A., Włodarczyk – Makuła M., Dąbek L., Ozimina E., Związki organiczne oznaczane jako AOX w uzdatnianej wodzie, *Inż. i Ochr. Środ.* 2013, 16, 1, 69-79.
- [31] Tarczewska T., Kołwzan B., Dziubek A.M., Ocena skuteczności dezynfekcji wód powierzchniowych, *Ochr. Środ.* 1997, 4, 67, 47-49.
- [32] Chanda R., Bremner D.H., Namkung K.C., J. Collier P.J., Gogate P.R., Water disinfection using the novel approach of ozone and a liquid whistle reactor novel, *Bioch. Engineering Journal* 2007, 35, 357-364.
- [33] Jyoti K.K., Pandit A.B., Ozone and cavitation for water disinfection, *Biochemical Engineering Journal* 2004, 18, 9-19.
- [34] Hacker P.A., Paszko-Kolva C., Stewart M.H., Wolfe R.L., Means III E.G., Production and removal of assimilable organic carbon under pilot-plant conditions through the use of ozone and PEROXONE, *Ozone Sci. & Engineering* 1994, 16, 3, 197-212.
- [35] Albidress L., Horwedel J., Hill G., Borchardt J., Price D., Effects of one on biodegradable dissolved organic carbon and heterotrophic plate counts in distribution system, *Ozone Sci. & Engineering* 1995, 17, 3, 283-296.
- [36] Prevost M., Niquette P., Maclean R.G., Thibault D., Lafrance P., Desjardins R., Removal of various biodegradable organic compounds by first stage and second stage filtration, *Proc. of the 12th World Congress of the IOA*, Lille 1995, 531-546.
- [37] Wrickle B., Schmidt W., Heiser H., Petzhold H., Inventions on DOC removal by ozonation with subsequent biofiltration, *Proc. of the International Conference of the IOA*, Berlin 1997, IV, 1.1-1.23.
- [38] Griffini O., Bao M., Barbieli K., Burrini D., Santanni D., Patnatani F., Pilot plant evaluation for the removal of ozonation by-products and production of biologically stable water, *Proc. of the International Conference of the IOA*, Berlin 1997, IV.5.1.-IV.5.17.
- [39] Van der Kooij D., Hijnen W.A.M., Kruihof J.C., The effects of ozonation. biological filtration and distribution on the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water, *Ozone Sci. & Engineering* 1989, 11, 297-311.
- [40] Biłozor S., Danielak K., Ocena podatności związków organicznych w wodzie na biodegradację, *Ochr. Środ.* 1997, 4, 67, 55-58.
- [41] Van der Kooij D., Visser A., Hijnen W.A.M., Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water, *Journal AWWA* 1982, 74, 10, 540-545.
- [42] Werner P., Hamsch B., Investigations on the growth of bacteria in drinking water, *Wat. Supply* 1986, 4, 227-232.

- [43] Servais P., Billen G., Hascoet M.C., Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in Waters, *Wat. Res.* 1987, 21, 4, 445-450.
- [44] Joret L.C., Levi Y., Dupin T., Gilbert M., Rapid method for estimating eliminable organic carbon in water, *AWWA Annual Conf. Orlando, Fl.* 1988, 1715-1725.

### The Role of the Biodegradable Organic Matter in the Water Disinfection

The presence of organic substances (such as phenol) in water can be caused by humans but it is much more naturally in water and is generally a mixture of various organic compounds such as humic substances, carbohydrates, amino acids, carboxylic acids, etc. They consist of two fractions: biodegradable, which can be a source of carbon and energy for bacteria and refractory, which has little effect on the growth of microorganisms. The concepts of biodegradable organic matter and biodegradable organic carbon are used interchangeably and include the amount of organic compounds in water, are susceptible to biochemical decomposition. Biodegradable organic matter is a very important element in the treatment of drinking water and its distribution. Biodegradable materials are organic compounds having both small and large molecular weights. The presence of the biodegradable organic carbon is a potential source of nutrients needed for the development and growth of the bacteria, which causes instability of biological water. Biodegradable organic matter and by-products may be present in the water at any stage of its disinfection. This is due to the specificity of the various reactions occurring in the process. The individual fractions biodegradable organic matter is as follows: PWO by van der Kooij method and by Werner method and BWO by Servais method and by Joret method. Under the name by-products of disinfection are hidden hundreds (perhaps thousands) of compounds formed under the influence of the means used for disinfection of organic matter present in the raw water. These compounds are formed in small amounts but can be: toxic, mutagenic or carcinogenic must be taken into account in the final evaluation of the quality of treated water. The identified - easily biodegradable - the by-products formed in the oxidation of water include carboxylic acids and aldehydes. By-products of the various stages of disinfection can be also organochlorine compounds, bromo- and chlorobromoorganiczne, chlorates, chlorites, ketoacids and other depending on which disinfectant used. It is therefore important to choose the parameters as disinfection to eliminate the maximum possible quantity of biodegradable organic carbon. Water after the above process unit must meet legal standards. Currently regulated concentration levels are about 70 water parameters as well as stand out and regulates the concentration levels of water disinfection by-products and this means that the water is best controlled food product.

**Keywords:** organic micropollutants, biodegradable organic carbon, water disinfection, disinfection by-products