

OZONOWANIE JAKO PROCES TECHNOLOGICZNY W OCZYSZCZANIU WODY ODRZAŃSKIEJ

Wstęp

Klasycznym sposobem oczyszczania wody powierzchniowej jest stosowanie koagulacji, filtracji pospiesznej i dezynfekcji za pomocą chloru. W wielu przypadkach sposób ten nie jest już wystarczający do zapewnienia właściwej jakości wody do picia. Wzrost oraz zmiana charakteru zanieczyszczeń wód spowodowała konieczność zwiększenia efektywności klasycznych procesów stosowanych do tej pory oraz wprowadzanie nowych, do których należy m. in. chemiczne utlenianie ozonem.

Zastosowanie ozonu nie powinno się ograniczać jedynie do dezynfekcji, ale należy również wykorzystać jego właściwości w układzie oczyszczania.

Ozon jest najsilniejszym znanym czynnikiem utleniającym o potencjale redox równym 2,07V w roztworach kwaśnych oraz 1,24V w roztworach zasadowych [1]. Po wprowadzeniu do wody ulega dysocjacji, w wyniku której w wodzie obok cząstek ozonu wykrywano są rodniki $\text{OH}\cdot$ i $\text{OH}_2\cdot$, jony O^- , O_3^- , O_2^- oraz wolne atomy tlenu [1]. Wymienione produkty dysocjacji ozonu mogą być bardziej od niego reaktywne oraz mogą również uczestniczyć w reakcjach utleniania [2], co powinno prowadzić do zwiększenia wydajności przebiegających reakcji. Oprócz wykorzystania własności bakterio- i wirusobójczych [3, 4], ozon wykorzystywano do niszczenia związków nadających wodzie zapach i smak [5, 6] oraz do utleniania wysokomolekularnych substancji [7, 8, 9], m.in. związków humusowych [9].

Cel i zakres pracy

W pracy przedstawiono wyniki badań, dotyczących zastosowania ozonu do rozkładu i usuwania związków organicznych w wodzie odrzańskiej.

Uzyskane wyniki porównano z efektami klasycznej koagulacji siarczanem glinowym oraz określono wpływ ozonowania na poprawę efektywności koagulacji, jak również wpływ wstępnej koagulacji na skuteczność ozonowania.

Metodyka badań

Badania prowadzono na wodzie z rzeki Odry, pobieranej powyżej ujścia Oławy w okresie marzec—czerwiec 1983. W tym przedziale cza-

sowym skład wody surowej ulegał pewnym wahaniom przedstawionym w tabeli 1.

Tabela 1
FIZYCZNO—CHEMICZNY SKŁAD WODY Z RZEKI ODRY W OKRESIE
MARZEC — CZERWIEC 1983.

| Oznaczenia | Jednostki | Wartości |
|------------------|--------------------------------|------------|
| Odczyn | pH | 6,5—7,9 |
| Mętność | g SiO_2/m^3 | 30—45 |
| Barwa | g Pt/ m^3 | 35—55 |
| Utlenialność | g O_2/m^3 | 8,2—21,3 |
| ChZT | g O_2/m^3 | 47,2—111,5 |
| BZT ₅ | g O_2/m^3 | 10,3—19,6 |
| CWO | g C/ m^3 | 8,4—21,3 |
| Azot amonowy | g N NH_4^+/m^3 | 0,12—1,35 |
| Azot azotynowy | g N NO_2^+/m^3 | brak—0,4 |
| Azot azotanowy | g N NO_3^+/m^3 | brak |

Wodę surową analizowano bezpośrednio przed właściwymi badaniami w danym dniu. Było to podyktowane zmianami w składzie wody. Oznaczenia utlenialności, ChZT, BZT₅, związków azotu, barwy, mętności wykonywano wg Hermanowicza [10], ozon — wg Standard Methods [11], natomiast ilość całkowitego węgla organicznego (CWO) oznaczano w aparacie BECKMAN TOTAL ORGANIC CARBON ANALYZER. Do koagulacji stosowano 2% roztwory $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, natomiast do ozonowania — ozon uzyskiwany w prototypowym, laboratoryjnym ozonatorze produkcji Politechniki Poznańskiej, oznaczając każdorazowo początkową i nieprzereagowaną jego ilość.

Wyniki badań

Koagulacja siarczanem glinowym

Przeprowadzono koagulację wody surowej stosując dawki koagulantu równe 20, 40, 60, 80, 100 oraz 120 g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{m}^3$ przy naturalnym odczynie wody surowej (tabela 2).

Celem doświadczeń było ustalenie jednej dawki koagulantu, używanej w dalszych badaniach do koagulacji wody surowej lub po wstępnym ozonowaniu.

Stwierdzono, że wprawdzie przy stosowaniu najwyższej dawki równej 120 g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3/\text{m}^3$ uzyskano obniżenie barwy w granicach 82—84,5%, a utlenialności o 50—60%, ale były to wartości jedynie nieznacznie wyższe, niż uzyskane przy stosowaniu dawki koagulantu dwukrotnie niższej.

WYNIKI KOAGULACJI WODY Z RZEKI ODRY

Tabela 2

| Data poboru prób | Numer próby | Dawka koagulantu g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | OZNACZENIA | | | | | |
|------------------|-------------|---|------------|---------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------|
| | | | Odczyn | Barwa | Utle- niałość | ChZT | BZT ₅ | CWO |
| | | | pH | g Pt/m ³ | g O ₂ /m ³ | g O ₂ /m ³ | g O ₂ /m ³ | g C/m ³ |
| 2.03 | 0 | 0 | 7,72 | 55 | 15,4 | 93,4 | 19,6 | — |
| | 1 | 20 | 7,70 | 25 | 12,1 | — | — | — |
| | 2 | 40 | 6,95 | 15 | 10,3 | — | — | — |
| | 3 | 60 | 6,85 | 10 | 10,3 | 44,6 | 6,6 | — |
| | 4 | 80 | 6,77 | 10 | 8,7 | — | — | — |
| | 5 | 100 | 6,65 | 10 | 9,1 | 66,0 | 6,6 | — |
| | 6 | 120 | 6,50 | 10 | 7,9 | — | — | — |
| 30.03 | 0 | 0 | 7,44 | 45 | 12,8 | 83,7 | 14,6 | — |
| | 1 | 20 | 7,34 | 20 | 8,4 | — | — | — |
| | 2 | 40 | 7,10 | 17 | 7,0 | — | — | — |
| | 3 | 60 | 6,86 | 12 | 7,4 | 39,9 | 6,7 | — |
| | 4 | 80 | 6,69 | 10 | 6,6 | — | — | — |
| | 5 | 100 | 6,50 | 7 | 6,2 | 31,9 | 5,8 | — |
| | 6 | 120 | 6,23 | 7 | 6,2 | — | — | — |
| 27.04 | 0 | 0 | 7,40 | 45 | 14,4 | 87,0 | 10,3 | — |
| | 1 | 20 | 7,15 | 25 | 10,4 | — | — | — |
| | 2 | 40 | 7,01 | 15 | 8,0 | — | — | — |
| | 3 | 60 | 6,75 | 10 | 7,0 | 75,0 | 4,8 | — |
| | 4 | 80 | 6,59 | 7 | 5,8 | — | — | — |
| | 5 | 100 | 6,45 | 7 | 6,2 | 71,0 | 4,0 | — |
| | 6 | 120 | 6,28 | 7 | 5,8 | — | — | — |
| 1.06 | 0 | 0 | 7,94 | 55 | 16,0 | 79,0 | 13,0 | 20,7 |
| | 1 | 20 | 7,48 | 35 | 11,4 | — | — | — |
| | 2 | 40 | 7,61 | 20 | 9,4 | — | — | — |
| | 3 | 60 | 7,54 | 20 | 7,8 | 66,6 | 12,0 | 12,0 |
| | 4 | 80 | 7,40 | 12 | 7,8 | — | — | — |
| | 5 | 100 | 7,44 | 10 | 6,6 | 60,5 | 11,5 | 7,7 |
| | 6 | 120 | 7,28 | 10 | 6,8 | — | — | — |

Z tych względów przyjęto do dalszych badań dawkę koagulantu równą 60 g Al₂(SO₄)₃/m³.

Ozonowanie wody wstępnie koagulowanej

Wodę surową koagulowano uprzednio ustaloną dawką siarczanu glinowego, a następnie po sedymentacji — ozonowano zmiennymi dawkami ozonu w czasie kontaktu od 1 do 6 minut (tabela 3).

Celem tego etapu badań była ocena efektywności ozonowania wody wstępnie koagulowanej. Stwierdzono, że w zależności od składu wody surowej koagulacja stałą dawką Al₂(SO₄)₃ pozwoliła na obniżenie barwy wody o 42—62,5⁰/o (do 15—20 g Pt/m³); mętności — o 33—83⁰/o; utleniałości — o 23—53⁰/o; ChZT — o 24—39⁰/o (do około 50 g O₂/m³) oraz CWO — o 4—48⁰/o (do około 10 g C/m³).

Ozonowanie wody po koagulacji poprawiło istotnie jej skład, ponieważ już przy najniższej ilości przereagowanego ozonu otrzymano dalsze obniżenie barwy wody o średnio 13⁰/o, utleniałości o średnio 28⁰/o, ChZT o średnio 8⁰/o, CWO o około 10⁰/o oraz całkowite usunięcie mętności. Przy maksymalnej ilości przereagowanego ozonu wynoszącej około 30 g O₃/m³ uzyskano barwę wody w granicach 2,5—3,0 g Pt/m³, utleniałość 2,1 g O₂/m³ (83,6—87,5⁰/o obniżenie początkowej ilości), ChZT — 20—28 g O₂/m³ (68—71⁰/o obniżki) oraz CWO około 5 g C/m³.

Takiej obniżki wskaźników nie można otrzymać w procesie koagulacji.

WYNIKI OZONOWANIA WODY WSTĘPNIE KOAGULOWANEJ

Tabela 3

| Data poboru prób | Procesy jednostkowe | OZNACZENIA | | | | | | |
|------------------|---|-----------------------------------|--------|----------------------------------|----------------------------------|--------------------|---------------------|------------------------------------|
| | | Przereag. ilość O ₃ | Odczyn | Utle- niałość | ChZT | CWO | Barwa | Mętność |
| | | g O ₃ /m ³ | pH | g O ₂ /m ³ | g O ₂ /m ³ | g C/m ³ | g Pt/m ³ | g SiO ₂ /m ³ |
| 10.05 | Woda surowa | — | 7,3 | 12,8 | 49,2 | 17,8 | 35,8 | 30 |
| | Koagulacja | | | | | | | |
| | D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | — | 6,8 | 6,0 | 49,5 | 9,3 | 20,0 | 20 |
| | Koagulacja | 5,55 | 7,1 | 4,2 | 34,6 | 7,6 | 12,5 | 0 |
| | D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | 5,75 | 6,8 | 4,6 | 39,2 | 7,9 | 10,0 | 0 |
| | + | 9,80 | 7,1 | 3,6 | 24,1 | 7,0 | 5,0 | 0 |
| Ozonowanie | 10,33 | 7,1 | 3,1 | 20,2 | 6,7 | 5,0 | 0 | |
| | | 30,09 | 6,8 | 2,1 | 19,7 | 4,8 | 3,0 | 0 |
| 11.05 | Woda surowa | — | 7,1 | 17,3 | 88,1 | 10,6 | 40,0 | 30 |
| | Koagulacja | | | | | | | |
| | D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | — | 6,7 | 12,3 | 53,8 | 10,2 | 18,0 | 5 |
| | Koagulacja | 1,50 | 7,0 | 6,7 | 50,3 | 9,1 | 10,0 | 0 |
| | D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | 2,41 | 7,0 | 4,2 | 39,7 | 8,3 | 10,0 | 0 |
| | + | 3,06 | 7,0 | 3,7 | 39,0 | 8,7 | 10,0 | 0 |
| Ozonowanie | 25,44 | 6,1 | 3,5 | 29,1 | 7,5 | 10,0 | 0 | |
| | | 25,60 | 6,0 | 3,2 | 26,7 | 6,7 | 5,0 | 0 |
| | | 30,74 | 6,0 | 2,1 | 28,1 | 10,9 | 2,5 | 0 |
| 13.05 | Woda surowa | — | 7,9 | 10,0 | 71,3 | 12,4 | 35,0 | 35 |
| | Koagulacja | | | | | | | |
| | D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | — | 6,6 | 7,8 | 54,5 | 11,0 | 20,0 | 5 |
| | Koagulacja | 1,50 | 6,6 | 5,4 | 37,5 | 11,5 | 15,0 | 0 |
| | D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | 3,11 | 6,3 | 5,4 | 31,7 | — | 12,5 | 0 |
| | + | 4,83 | 6,2 | 4,1 | — | 9,4 | 10,0 | 0 |
| Ozonowanie | 6,22 | 6,2 | 3,9 | 28,6 | 8,5 | 10,0 | 0 | |
| | | 7,09 | 6,0 | 2,8 | 29,9 | 2,9 | 10,0 | 0 |
| | | 12,53 | 6,6 | 2,4 | — | 7,9 | 5,0 | 0 |

WYNIKI Z KOAGULACJI WODY SUROWEJ, OZONOWANIA WODY SUROWEJ ORAZ KOAGULACJI WODY WSTĘPNIE OZONOWANEJ

| Data poboru prób | Procesy jednostkowe | OZNACZENIA | | | | | | | |
|------------------|---|----------------------------------|--------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------|------------------------------------|-----|------|
| | | Przereagowana ilość ozonu | Odczyn | Utlentialność | ChZT | Barwa | Mętność | | |
| | | g O ₃ /m ³ | pH | g O ₂ /m ³ | g O ₂ /m ³ | g Pt/m ³ | g SiO ₂ /m ³ | | |
| 10.05 | Woda surowa | — | 7,4 | 12,8 | 69,2 | 35,0 | 30 | | |
| | Koagulacja D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | — | 6,8 | 6,0 | 49,5 | 20,0 | 20 | | |
| | Ozonowanie | 2,8 | 7,1 | 4,3 | 40,1 | 12,5 | 0 | | |
| | | 3,5 | 7,0 | 4,1 | 39,7 | 7,5 | 0 | | |
| | | 5,5 | 7,0 | 4,1 | 36,9 | 5,0 | 0 | | |
| | Ozonowanie + | 2,8 | 6,9 | 3,9 | 39,6 | 10,0 | 3* | 3** | 0*** |
| | | 3,5 | 6,9 | 3,9 | 38,0 | 7,5 | 3 | 3 | 1,5 |
| | Koagulacja D=60g Al ₂ (SO ₄) ₃ /m ³ | 5,5 | 6,8 | 3,6 | 34,1 | 5,0 | 3 | 3 | 1,5 |

* czas sedimentacji t= 30 min.

** czas sedimentacji t= 60 min.

*** czas sedimentacji t=120 min.

Koagulacja wody wstępnie ozonowanej

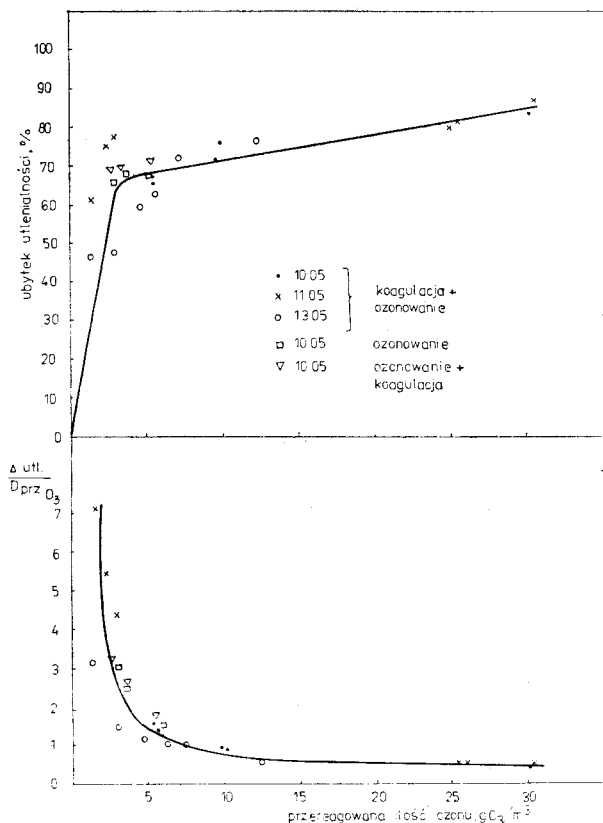
Przeprowadzono koagulację ustaloną dawką koagulantu wody wstępnie ozonowanej zmiennymi dawkami ozonu oraz dla porównania koagulację wody surowej ustaloną dawką koagulantu (tabela 4).

Celem doświadczeń było określenie wpływu ozonowania na efektywność koagulacji, w porównaniu z koagulacją wody surowej nieozonowanej. Stwierdzono, że wielkości wskaźników jakości wody koagulowanej nie różniły się zasadniczo od wyników otrzymanych w po-

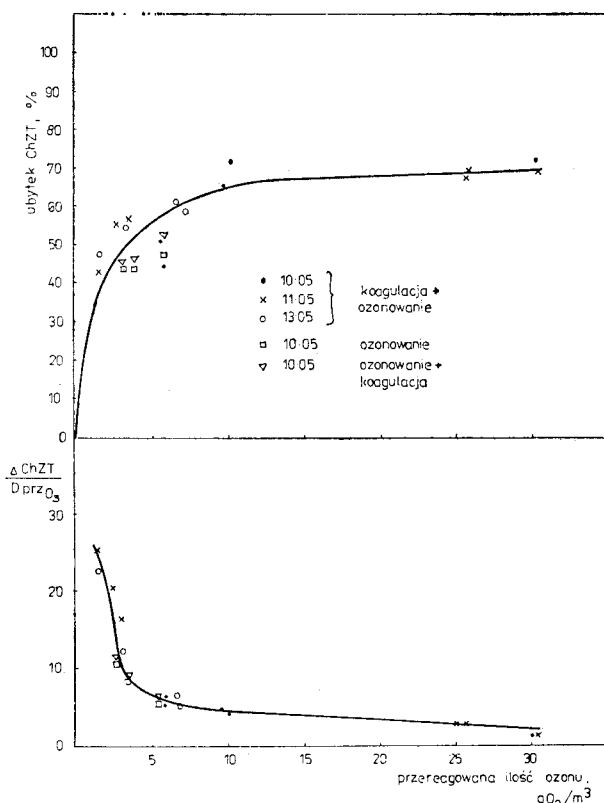
przednim etapie badań, ponieważ barwa wody obniżyła się do 20 g Pt/m³ (o 43⁰/o), utlentialność do 6 g O₂/m³ (o 53⁰/o), ChZT do 50 g O₂/m³ (o 28,5⁰/o) oraz mętność do 20 g SiO₂/m³ (o 33⁰/o).

Samo ozonowanie wody surowej w większym stopniu obniżyło wskaźniki zanieczyszczenia, niż sama koagulacja.

Przy przereagowanej ilości ozonu równej 2,8 g O₃/m³ uzyskano 64⁰/o obniżenie barwy, 100⁰/o usunięcia mętności, 66⁰/o obniżenie utlentialności oraz 42⁰/o obniżenie ChZT.

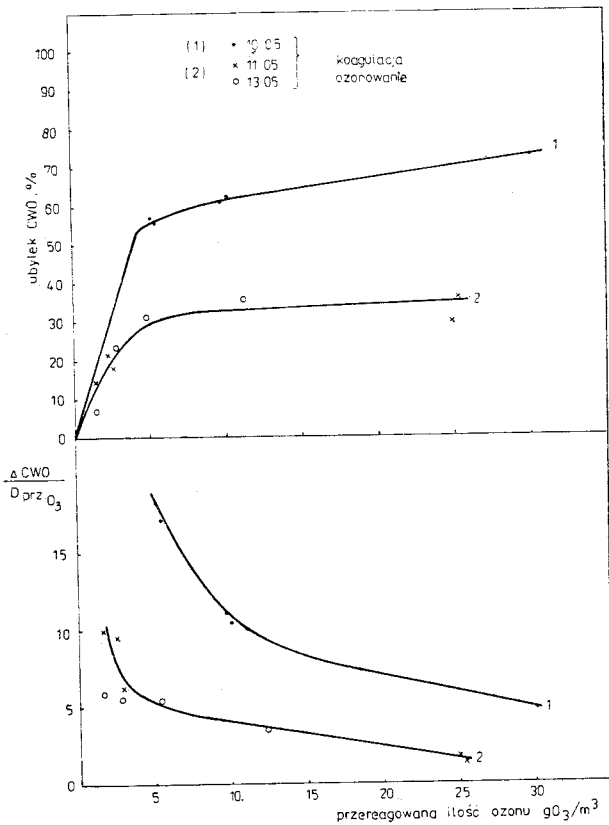


Rys. 1 Przebieg reakcji utleniania ozonem zanieczyszczeń organicznych oznaczanych jako utlentialność



Rys. 2 Przebieg reakcji utleniania ozonem zanieczyszczeń organicznych oznaczanych jako chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)

Omówienie wyników badań



Rys. 3 Przebieg reakcji utleniania ozonem zanieczyszczeń organicznych oznaczanych jako całkowity węgiel organiczny (CWO)

Przy dwukrotnie większej ilości ozonu przereagowanego stwierdzono jedynie poprawę barwy wody o 11,4% bez znaczącego obniżenia utlenialności i ChZT. Oznacza to, iż w wodzie pozostały związki trudno podatne na rozkład.

Koagulacja wody ozonowanej poprawiła jedynie w niewielkim stopniu skład wody uzyskany po ozonowaniu, natomiast wystąpiło dodatkowo pogorszenie własności sedymentacyjnych kłaczków.

Przebieg reakcji ozonu z zanieczyszczeniami organicznymi zawartymi w wodzie odrzańskiej określono przez zmiany ubytków utlenialności, ChZT i CWO będących miernikiem ogólnego ładunku zanieczyszczeń. Ilustrację tych zmian przedstawiono na rysunkach 1, 2 i 3.

Rysunek 1 przedstawia zależności ubytku utlenialności (rys. 1A) oraz zależności względnego ubytku utlenialności (rys. 1B) od ilości reagującego ozonu. Podobnie, rys. 2 przedstawia zależności usuwania ChZT, natomiast rys. 3 — usuwania CWO.

Jako względny ubytek analizowanego wskaźnika określano stosunek obniżenia utlenialności, ChZT, CWO do ilości przereagowanego ozonu. Stosunek ten był miarą efektywności przebiegających w wodzie reakcji. Punkty układające się w analizowane krzywe uzyskano w różnych wariantach procesów uzdatniania wody. Związki oznaczane jako utlenialność, ChZT lub CWO wykazywały różną podatność na utlenianie wstępne lub wtórne. W początkowej fazie trwania doświadczenia ubytki analizowanych wskaźników były znacznie wyższe, niż w dalszych fazach.

W tabeli 5 przedstawiono fazy przebiegu ozonowania wyznaczone z rysunków 1, 2 i 3. Jak wynika z danych zawartych w tabeli, w fazie I nastąpił najwyższy względny ubytek utlenialności ChZT wspólny dla wszystkich badanych procesów, tzn. ozonowania wody wstępnie koagulowanej (w dniu 10.05, 11.05, 13.05), ozonowania wody surowej (w dniu 10.05) oraz koagulacji wody wstępnie ozonowanej (w dniu 10.05).

Powyżej 10 g O₃/m³ przereagowanego ozonu (faza IV) nastąpiło wyraźne zahamowanie reakcji, których efektem było obniżenie utlenialności i ChZT. W fazie V zmniejszanie się wartości tych wskaźników było tak niewielkie, iż można stwierdzić, że pozostałe w wodzie związki będące efektem częściowego utlenia-

Tabela 5

FAZY PRZEBIEGU REAKCJI UTLENIANIA OZONEM ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH WODY Z RZEKI ODRY

| Faza przebiegu reakcji | Ilość reagującego ozonu g O ₃ /m ³ | Δ utl. D przer. O ₃ g O ₃ — g O ₂ | Ubytek utlenialności % | Δ ChZT D przer. O ₃ g O ₂ — g O ₃ | Ubytek ChZT % | Δ CWO | | Ubytek CWO % |
|------------------------|---|---|---------------------------|---|------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------|
| | | | | | | D przer. O ₃ | g C g O ₃ | |
| I | do 3 | 5 | 60 | 13,5 | 48 | 1)° — | 1)° 36 | |
| | | | | | | 2)° 0,2 | 2)° 20 | |
| II | 3—5 | 0,5 | 70 | 0,55 | 56 | 1) — | 1) 48 | |
| | | | | | | 2) 0,15 | 2) 28 | |
| III | 5—10 | 0,8 | 76 | 0,30 | 66 | 1) 0,8 | 1) 59 | |
| | | | | | | 2) 0,25 | 2) 36 | |
| IV | 10—15 | 0,2 | 80 | 0,10 | 68 | 1) 0,2 | 1) 63 | |
| | | | | | | 2) 0,1 | 2) 36,5 | |
| V | 15—25 | — | — | — | — | 1) 0,3 | 1) 69 | |
| | | | | | | 2) 0,2 | 2) 36,8 | |

godzie: 1°, 2° — oznaczają krzywe 1 i 2 na rys. 3.

nia lub niepodatne na utlenianie, stanowią tzw. nieusuwalną część utlenialności lub ChZT. Utlenialność, przy której stabilizowały się przebiegające reakcje wynosiła 2,4—2,1 g O₂/m³, natomiast ChZT — 28—20 g O₂/m³. Analiza krzywych ubytku CWO (rys. 3) pozwoliła stwierdzić, że określenie stopnia obniżenia utlenialności lub ChZT nie jest równoznaczne z przebiegiem reakcji ozonu z zanieczyszczeniami organicznymi do ich końcowego etapu, tzn. do dwutlenku węgla i wody. W wyniku ozonowania wody wstępnie koagulowanej w dniu 10.05 otrzymano inną zależność (krzywa 1), niż w dniach 11.05 oraz 13.05 (krzywa 2), co świadczyło o różnym składzie zanieczyszczeń podatnych na utlenianie w badanej wodzie, mimo iż wartości pozostałych wskaźników wody były podobne.

Różnice względnego ubytku CWO w poszczególnych fazach były znacznie mniejsze, niż miało to miejsce przy utlenialności i ChZT (tabela 5), czego przyczyną mogły być reakcje ozonu ze związkami podatnymi na utlenianie przebiegające wieloetapowo, ale do końca, tzn. do CO₂ i H₂O. W fazie V dalsze używanie ozonu nie prowadziło już do obniżania CWO (również utlenialność i ChZT), co mogło świadczyć o jego reakcji ze związkami nieoznaczalnymi przez te wskaźniki.

Wnioski

1. Ozonowanie wody stosowane jako samodzielny proces technologiczny lub w połączeniu z koagulacją daje wyższe efekty oczyszczania wody, niż sama koagulacja.
2. Wstępne ozonowanie wody przed koagulacją może utrudnić sedymentację kłaczków osadu pokoagulacyjnego.
3. Ozonowanie wody koagulowanej dawało najwyższą efektywność oczyszczania.

4. Utlenianie zanieczyszczeń wody, oznaczanych jako utlenialność, ChZT lub CWO przebiega wg kilku faz, od szybkich do wolnych reakcji, w których względny ubytek analizowanych wskaźników przechodzi od wartości najwyższych do najniższych, sygnalizujących pozostawanie w wodzie części nieusuwalnych zanieczyszczeń oraz ich produktów rozkładu.

5. Ubytek utlenialności i ChZT był wyższy od ubytku CWO, co potwierdziło przypuszczenie, iż ozonowanie związków podatnych na utlenienie nie jest równoznaczne z przebiegiem reakcji do końcowego etapu, tzn. do dwutlenku węgla i wody.

LITERATURA

1. M. PELEG: The chemistry of ozone in the treatment of water, *Water Research* 5, 361 (1976).
2. J. HOIGNE, H. BADER: The role of hydroxyl radical reactions in ozonation processes in aqueous solutions, *Water Research*, 10, 377 (1976).
3. E. KATZENELSON B. KELTER, H. SHUVAL: Inactivation of viruses and bacteria in water by use of ozone, *JAWWA*, 66, 725 (1974).
- 4) E. KATZENELSON, N. BIEDERMANN: Disinfection of viruses in sewage by ozone, *Water Research*, 10, 629 (1976).
5. D. C. O'DONOVAN: Treatment with ozone, *JAWWA*, 57, 1167 (1965).
6. J. HOLLUTA: Ozon in der Wasserchemie, *gwf-Wasser/Abwasser*, 104, 129 (1963).
7. I. SUZUKI: Study on ozone treatment of water-soluble polymers, *Journal of Applied Polymer Science*, 20, 593, (1976).
8. W. GIURGIUS, T. COOPER, J. HARRIS, A. UNGAR: Improved performance of activated carbon by pre-ozonation, *JWPCF*, 50, 308, (1978).
9. E. GILBERT: Über die Wirkung von Ozon auf hochmolekulare Wasser-inhaltsstoffe, *Vom Wasser*, 55, 1 (1980).
10. W. HERMANOWICZ i in.: Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, Arkady, Warszawa 1976.
11. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. XI wydanie, 1960.