

Wpływ nagłych zmian jakości wody surowej na pracę klasycznego układu uzdatniania wody – studium przypadku

The impact of sudden changes in raw water quality on the operation of a conventional water treatment system – a case study

JOLANTA GUMIŃSKA, MARCIN KŁOS

DOI 10.36119/15.2025.10.5

W warunkach dużej zmienności jakości wody surowej analizowany układ technologiczny pracujący w oparciu o procesy koagulacji/flokulacji, sedymentacji oraz filtracji pospiesznej w istniejących urządzeniach SUW, nie pozwalał na uzyskanie stabilnej pracy układu technologicznego. Było to najbardziej widoczne w okresie nagłego wzrostu mętności wody surowej, kiedy to w ciągu kilku godzin nastąpił skokowy wzrost wartości tego wskaźnika z poziomu ok. 5 do wartości 114 NTU. W wodzie sklarowanej odnotowano również szybki wzrost mętności wody po osadniku do 14,5 NTU w stosunku do okresu poprzedzającego nagłe pogorszenie jakości wody zasilającej układ. Barwa wody surowej zmieniała się w zakresie 12 – 180 gPt/m³. Woda sklarowana wykazywała barwę 4 – 40 gPt/m³ i była wynikiem zmian barwy wody surowej. Barwa wody po filtrze również ulegała wahaniom w zakresie 1 – 13 gPt/m³. Brak stabilnych efektów procesu uzdatniania wynikał głównie z nieoptymalnego rozwiązania urządzeń do prowadzenia flokulacji i sedymentacji tzn. małej sprawności hydraulicznej osadników zablokowanych z wirowymi komorami flokulacji. W związku z tym w przypadku nagłego pogorszenia się jakości wody surowej filtry przejmowały nadmierny ładunek zawiesiny, który nie został zatrzymany w osadnikach. Wykazano ponadto, że indeks nadmanganianowy nie może być wiarygodnym wskaźnikiem oceny skuteczności uzdatniania wody w analizowanym układzie technologicznym. *Słowa kluczowe: duża zmienność jakości wody surowej, koagulacja konwencjonalna, filtracja pospieszna*

Under conditions of high variability in raw water quality, the analyzed technological system, operating on the basis of coagulation/flocculation, sedimentation, and rapid filtration processes in existing water treatment plant equipment, does not allow for stable operation of the technological system. This is most noticeable during periods when raw water turbidity increases from approximately 5 to a maximum of 114 NTU within a few hours. In the clarified water, a rapid increase in the turbidity of the water after the settling tank was also noted, up to 14.5 NTU, compared to the period preceding the sudden deterioration in the quality of the water feeding the system. The colour of the raw water varied between 12 and 180 gPt/m³. The clarified water showed a colour of 4 and 40 gPt/m³, resulting from the colour changes in the raw water. The colour of the filtered water varied between 1 and 13 gPt/m³.

This is primarily due to the lack of optimal flocculation and sedimentation equipment, i.e., the low hydraulic efficiency of the settling tanks integrated with the vertical flocculation chambers. Therefore, in case of a sudden deterioration in raw water quality, the filters retained the excessive suspended solids that were not retained in the settling tanks. It was also shown that the permanganate index cannot be a reliable indicator for assessing the effectiveness of water treatment in the analyzed technological system.

Keywords: high variability in raw water quality, conventional coagulation, rapid filtration

Wprowadzenie

Podstawową grupą substancji naturalnych w wodach powierzchniowych i osadach dennych są substancje humusowe, które stanowią 60–80% całkowitej masy organicznej. Związki humusowe o charakterze kwasów organicznych powstają w wyniku przemiany związków organicznych zawartych w szczątkach roślinnych

i zwierzęcych, takich jak: ligniny, białka, pektyny, wielocukry i garbniki. Substancje te nie tylko zwiększają ilość zanieczyszczeń organicznych, a przez to i barwę wody, co jest niepożądane z higienicznego punktu widzenia. Substancje humusowe mogą być źródłem niepożądanego smaku oraz indukować rozwój bakterii w wodzie. Charakteryzują się również dużymi zdolnościami sorpcyjnymi oraz ak-

tywnością chemiczną w stosunku do innych zanieczyszczeń obecnych w wodach, stwarzając zagrożenie dla zdrowia. Mogą sorbować zarówno pestycydy oraz inne toksyczne zanieczyszczenia organiczne, a także tworzyć trwałe kompleksy z metalami ciężkimi, które są częściowo rozpuszczalne w wodzie. Istotną cechą wód zabarwionych jest zmiana intensywności barwy w zależności od odczynu.

dr hab. inż. Jolanta Gumińska, profesor Politechniki Śląskiej <https://orcid.org/0000-0002-2625-0257>, dr hab. inż. Marcin Kłos, profesor Politechniki Śląskiej <https://orcid.org/0000-0002-3277-4145>, e-mail: marcin.klos@polsl.pl – Katedra Inżynierii Wody i Ścieków, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Politechnika Śląska. Autor do korespondencji/ Corresponding author: jolanta.guminska@polsl.pl

Charakter zmian zależy od składu substancji humusowych, ale zawsze wzrost pH powoduje wzrost intensywności barwy. Substancje humusowe stanowią bardzo poważny problem w procesach uzdatniania wykorzystujących związki chloru. Liczne badania wskazują na ścisły związek pomiędzy występowaniem tych substancji, a tworzeniem się halogenowych pochodnych związków organicznych, w tym rakotwórczych trihalometanów. Prekursorami THM-ów obok kwasów humusowych mogą być inne związki organiczne o małej masie cząsteczkowej: chlorofil, metabolity organizmów wodnych, alifatyczne hydroksykwasy, kwasy mono-, di-, trikarboksylowe oraz aromatyczne kwasy karboksylowe. Najlepiej rozpuszczalna frakcja substancji humusowych to kwasy fulwowe, które są związkami o mniejszej masie cząsteczkowej od kwasów huminowych i hmatomelanowych. Dzięki możliwości łatwego wymywania tych związków z humusu glebowego, stanowią one dominujący składnik substancji humusowych zawartych w wodach naturalnych. Przeprowadzone badania wskazywały na istnienie daleko idącego podobieństwa, charakteryzującego substancje humusowe zawarte w wodach i glebach.

Z uwagi na formę występowania naturalne substancje organiczne dzieli się na rozpuszczone substancje organiczne (RWO) oraz nierozpuszczone. Związki organiczne o charakterze koloidalnym zaliczane są do grupy rozpuszczonych związków organicznych. Generalnie przyjmuje się, że 90% ogólnego węgla organicznego stanowią związki rozpuszczone. W wodach naturalnych, kwasy organiczne są podstawową frakcją RWO. Tylko niewielką część tej frakcji stanowią niskocząsteczkowe związki. Głównie są to rozpuszczone w wodzie kwasy fulwowe oraz kwasy hydrofilowe. Kwasy fulwowe zazwyczaj stanowią 20 – 80% RWO. Kwasy hydrofilowe stanowią 5 – 20% RWO. Związki wielkocząsteczkowe, zazwyczaj o własnościach hydrofobowych, które najczęściej odnoszone są do rozpuszczalnych w wodzie kwasów huminowych, stanowią około 5% RWO. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych jest więc determinowana przez podatność wody na oczyszczanie metodą koagulacji.

Jednym z parametrów pozwalającym na ocenę skuteczności jest tzw. specyficzna absorbancja w nadfiolecie przy długości fali 254 nm (Specific UV Absorbance – SUVA₂₅₄). Wartość SUVA₂₅₄ [m²/gC] przedstawia spodziewaną efektywność koagulacji. Dla wartości SUVA po-

wyżej 4 wodę charakteryzuje wysoka zawartość hydrofobowych oraz aromatycznych i wielkocząsteczkowych frakcji RWO, a skuteczność koagulacji osiąga 80%. Gdy SUVA przyjmuje wartości poniżej 3 wówczas przeważają substancje niehumusowe, hydrofilowe oraz o małych ciężarach cząsteczkowych. Przy wartościach SUVA poniżej 2 brak jest wskazań do stosowania koagulacji.

Do zanieczyszczeń pochodzenia naturalnego należą również białka, węglowodany, oleje, woski, celuloza, skrobia, chlorofil i inne związki syntetyzowane przez organizmy wodne lub będące ich metabolitami. Do tej grupy zanieczyszczeń należy również zaliczyć ligniny oraz taniny. Ligniny są istotnym składnikiem tkanki roślin. W drewnie ich zawartość sięga 20 – 30%. Ligniny są nierozpuszczalne w wodzie i w większości rozpuszczalników nieorganicznych, są stosunkowo odporne na biodegradację. Ligniny tworzą związki barwne z wieloma fenolami i aminami aromatycznymi. Taniny natomiast są produktem rozkładu roślin.

Koagulacja jest powszechnie stosowanym procesem uzdatniania wód powierzchniowych zawierających substancje organiczne. Właściwie prowadzony proces koagulacji zapewnia nie tylko znaczny stopień usunięcia koloidów i zawieszin, ale również usunięcie z wody zasocjowanych z nimi związków organicznych [14, 20, 25, 26, 31].

Gdy podstawowym celem koagulacji jest usunięcie związków organicznych z wód, w których obecne są prekursorzy DBP (Disinfection By-Products – uboczne produkty dezynfekcji), mówimy o procesie tzw. pogłębionej koagulacji. Celem tego procesu jest usunięcie prekursorów DBP w układzie konwencjonalnym uzdatniania wody. Wytyczne EPA dotyczące wymaganego stopnia usuwania OWO w procesie głębokiej koagulacji zebrano w tabeli 1 [7].

Tabela 1. Wymagany stopień usunięcia ogólnego węgla organicznego w procesie głębokiej koagulacji w układzie konwencjonalnym uzdatniania wody

Table 1. Required degree of total organic carbon removal in sweep coagulation process in a conventional water treatment system

Stężenie OWO w wodzie [mg/dm ³]	Twardość ogólna [mgCaCO ₃ /dm ³]		
	< 60	60 – 120	>120
2,0 – 4,0	35%	25%	15%
4,0 – 8,0	45%	35%	25%
>8,0	50%	40%	30%

Wymagania te są różne w zależności od twardości wody oraz stężenia związków organicznych wyrażonych jako

OWO. Dla miękkich wód o twardości do 60 mgCaCO₃/dm³ oraz OWO w zakresie 2,0 – 8,0 mgC/dm³ wymagany stopień usunięcia OWO powinien wynosić 35 – 45%. Obniżenie zawartości węgla organicznego wiąże się równocześnie ze znacznym obniżeniem barwy i mętności wody, często do wartości znacznie niższych od dopuszczalnych dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

W przeciwieństwie do konwencjonalnego procesu koagulacji, którego głównym celem jest usuwanie mętności, pogłębiona koagulacja wymaga stosowania wyższych dawek koagulantu i ścisłej kontroli pH. Konsekwencją tej zmiany w docelowych parametrach oczyszczania i warunkach prowadzenia procesu obejmują zwiększoną produkcję osadu, zwiększony ładunek ciał stałych w kolejnych procesach separacji (tj. sedymentacji, flotacji i filtracji), stosowanie kwasów nieorganicznych do kontroli pH, większy nacisk na kwestie operacyjne i optymalizacyjne, możliwe konflikty w optymalnych warunkach dla różnych parametrów docelowych, takich jak mętność czy NMO (naturalna materia organiczna). Ponadto, kłaczkę powstającą w procesie usuwania NMO będącymi miały luźną strukturę, co będzie prowadziło do wczesnych przebiegów filtrów, tj. skróconych cykli filtracji w porównaniu z konwencjonalnymi procesami koagulacji i filtracji prowadzonymi w celu usunięcia mętności [5 – 7, 34].

W praktyce zwiększenie efektywności koagulacji realizowane jest zazwyczaj przez zmianę rodzaju koagulantu, pod warunkiem, że efekty technologiczne potwierdzają zasadność takiej decyzji. W chwili obecnej powszechnie stosuje się chlorki poliglinu. Jest to grupa reagentów, których podstawową właściwością jest obecność wstępnie zhydrolizowanych produktów hydrolizy soli glinowych. Kontrolowana wstępna hydroliza soli glinu zachodząca podczas produkcji chlorków poliglinu powoduje, że zawierają one znaczne ilości polikationowych produktów wstępnej hydrolizy, w tym polimer Al₁₃ ([AlO₄Al₁₂(OH)₂₄(H₂O)₁₂]⁷⁺). Produkty wstępnej hydrolizy są stabilne, co umożliwia neutralizację ładunku ujemnie naładowanych cząstek zanieczyszczeń obecnych w uzdatnianej wodzie, zanim glin ulegnie strąceniu do wodorotlenku glinu. Wstępnie zhydrolizowane zasadowe reagenty bazujące na spolimeryzowanych formach glinu charakteryzuje zazwyczaj wyższa efektywność w porównaniu z koagulantami hydrolizującymi, np. siarczanem glinu. Szczególnie dobrze sprawdzają się one w niskiej temperaturze oraz

przy zmiennym odczynie oczyszczanej wody. W takich warunkach zastosowanie koagulantów hydrolizujących często jest nieskuteczne. Zwiększona skuteczność działania reagentów zawierających produkty wstępnej hydrolizy wiąże się z możliwością zmniejszenia wymaganych dawek. Ze względu na swoją charakterystykę koagulanty o dużym stopniu polimeryzacji nie zmniejszają chemicznej stabilności wody. Jest to bardzo ważna cecha tych reagentów, która wpływa na efektywność procesu uzdatniania i jest głównym kryterium komercjalizacji tej grupy koagulantów. Chlorki poliglinu (PACl) o ogólnym wzorze $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ charakteryzują się zwiększoną zasadowością [8, 15, 16, 19, 24]. O zasadowości chlorków poliglinu decyduje iloraz liczby moli OH – do Al^{3+} w koagulancie, określane jako współczynnik alkaliczności (B). Współczynnik alkaliczności jest miarą stopnia polimeryzacji koagulantu. Zachodząca podczas produkcji chlorków poliglinu wstępna hydroliza powoduje, że koagulanty te zawierają znacznie więcej spolimerizowanych form glinu o dużym dodatnim ładunku niż produkty hydrolizy koagulantów niehydrolizowanych wstępnie. Maksymalny udział Al_{13} oznaczany jest dla zasadowości ok. 70% (niektóre źródła podają 80%), co odpowiada wartości $B = 2,1$. Dalszy wzrost zasadowości reagenta powoduje obniżanie udziału tych form [9, 15, 16, 18, 22, 24, 27, 29, 30, 33]. Istnieje wiele metod, które pozwalają na oznaczenie form glinu występujących w koagulancie oraz produktów jego hydrolizy [1 – 4, 11 – 13, 21, 23, 28, 33].

W prezentowanym artykule przeanalizowano wpływ dużej zmienności jakości wody surowej na pracę układu technologicznego działającego w oparciu o proces koagulacji/flokulacji, sedymentacji i filtracji pospiesznej.

Metodyka badań

Opis układu technologicznego

Badania prowadzono w technicznym układzie technologicznym uzdatniania wody. Układ technologiczny stacji został zaprojektowany i eksploatowany jako układ koagulacji objętościowej, w skład którego wchodzi: hydrauliczna komora szybkiego mieszania, osadniki pionowe zespolone z wirową komorą flokulacji oraz filtry pospieszne ze złożem antracytowo-piaskowym.

Podstawowe parametry dla przepływów nominalnych przedstawiają się następująco:

- czas szybkiego mieszania wynosi ok. 150 sekund,

- czas flokulacji – ok. 20 minut,
- obciążenie hydrauliczne osadnika – ok. $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$,
- prędkość filtracji – $3,9 - 5,9 \text{ m/h}$.

Proces dezynfekcji prowadzony jest za pomocą promieniowania ultrafioletowego (lampa niskociśnieniowa) oraz podchlorynu sodu. Z uwagi na wysoką agresywność wody, do wody uzdatnionej dozowane są również inhibitory korozji, których zadaniem jest zminimalizowanie ryzyka wtórnego skażenia wody produktami korozji sieci wodociągowej.

Proces koagulacji prowadzono za pomocą koagulantu glinowego. Stosowany koagulant należy do grupy koagulantów o wysokim udziale form polimerowych. Podczas badań stosowane dawki koagulantu mieściły się w zakresie od $3,12$ do $5,64 \text{ gAl/m}^3$ uzdatnianej wody. Dodatkowo średnio 2 razy dziennie przez 1,5 h dozowano przed filtrami pospiesznymi polielektrolit w dawce $0,05 \text{ g/m}^3$. Dozowanie flokulantu bezpośrednio przed filtrami ma na celu zwiększenie skuteczności usuwania drobnych cząstek strąconego koagulantu w przypadku stosowania go w oparciu o mechanizm koagulacji wymiatącej.

Dobór dawki koagulantu odbywał się w sposób manualny, w oparciu o wyniki testów zlewkowych prowadzonych w laboratorium stacji. Testy były wykonywane codziennie na pierwszej zmianie. W przypadku gwałtownych zmian jakości wody były powtarzane raz na zmianę tj. 3 razy na dobę. Jako kryterium doboru najczęściej wykorzystywana była mętność oraz wartość absorpcji w nadfiolecie przy długości fali 254 nm (UV254).

Zakres analiz

Analizy zmian jakości wody w ciągu roku hydrologicznego wykazują, że największa dynamika zmian jakości wody zasilającej stację uzdatniania wody występują w miesiącach czerwiec – wrzesień. Jest to spowodowane zarówno warunkami atmosferycznymi, jak i eksploatowanym rodzajem ujęcia.

W celu dokonania oceny efektywności uzdatniania poszczególnych procesów jednostkowych układu analizowano jakość wody w okresie czerwiec – wrzesień dla:

- wody surowej,
- po procesie koagulacji/flokulacji i sedymentacji,
- po procesie filtracji (po wytypowanym filtrze).

Zakres badań analitycznych obejmował następujące wskaźniki:

- mętność,
- absorpcja w nadfiolecie dla długości fali 254 nm ,

- indeks nadmanganianowy,
- barwa pozorna,
- ogólny węgiel organiczny (OWO),
- rozpuszczony węgiel organiczny (RWO).

Mętność mierzono metodą nefelometryczną za pomocą mętnościomierza firmy Hach typ: 2100Qis. Ogólny węgiel organiczny oraz rozpuszczony węgiel organiczny oznaczano na analizatorze TN/TN Multi N-C firmy Analytik Jena. Do pomiaru absorpcji w nadfiolecie oraz barwy pozornej wykorzystano spektrofotometr firmy Hach typ DR5000. Indeks nadmanganianowy mierzony był metodą miareczkową zgodnie z normą: PN-EN ISO 8467:2001.

Jakość wody

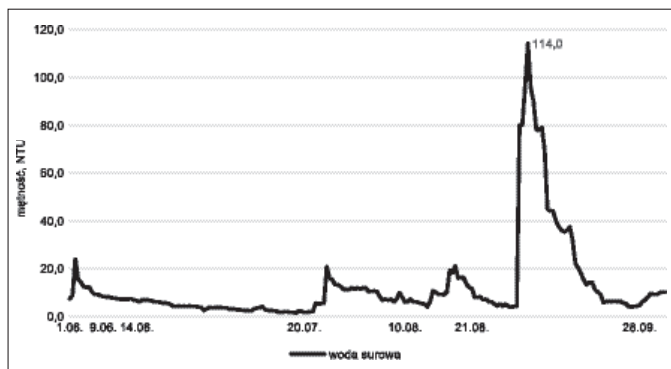
Badana woda surowa pod względem jakościowym jest przykładem typowych wód górskich. Cechuje się ona oprócz zmiennej ilości zanieczyszczeń organicznych, bardzo niską mineralizacją, płytkim buforem wodorowęglanowym oraz niskim pH. Ogólne zasolenie wody w zależności od pory roku nie przekracza 150 g/m^3 , przy poziomie zasadowości ogólnej na poziomie poniżej $100 \text{ g CaCO}_3/\text{m}^3$. Stężenie jonów wodorowych jest także bardzo niskie: pH waha się w zakresie od $5,8$ do $7,0$. W efekcie woda cechuje się wysoką agresywnością: indeks stabilności Langelier'a przyjmuje wartości poniżej $-0,5$.

W okresie badawczym absorpcja UV254 zmieniała się w zakresie $8,6 - 64,1 \text{ m}^{-1}$, mętność kształtowała się w zakresie $1,3 - 114 \text{ NTU}$, natomiast barwa pozorna była na poziomie $18 - 180 \text{ gPt/m}^3$. Indeks nadmanganianowy wynosił od $2,3$ do $8 \text{ gO}_2/\text{m}^3$. Związki organiczne występowały głównie w formie rozpuszczonej, o czym świadczą bardzo zbliżone wartości OWO i RWO. Wartości OWO notowano w zakresie $5,01 - 5,9 \text{ gC/m}^3$, z czego ponad 90% stanowił RWO tzn. $5,03 - 5,5 \text{ gC/m}^3$.

Analiza wyników badań

Na rysunkach 1 – 7 przedstawiono zmiany jakości wody podczas eksploatacji SUW w analizowanym okresie badawczym.

Z rysunku 1 można wnioskować, że mętność wody surowej była zmienna z okresami nagłych wzrostów tego wskaźnika zanotowanymi we wrześniu, kiedy to mętność osiągnęła wartość maksymalną 114 NTU . W poprzednich okresach zdarzały się też wzrosty mętności od kilku do ok. 20 NTU . Minimalna zanotowana mętność to $1,3 \text{ NTU}$. Wartość średnia tego

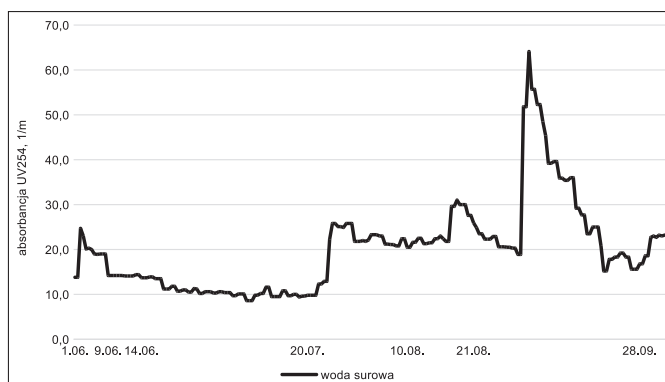


Rys. 1.
Zmiany mętności wody surowej w okresie badawczym czerwiec – wrzesień
Fig. 1. Changes in raw water turbidity in the June – September study period

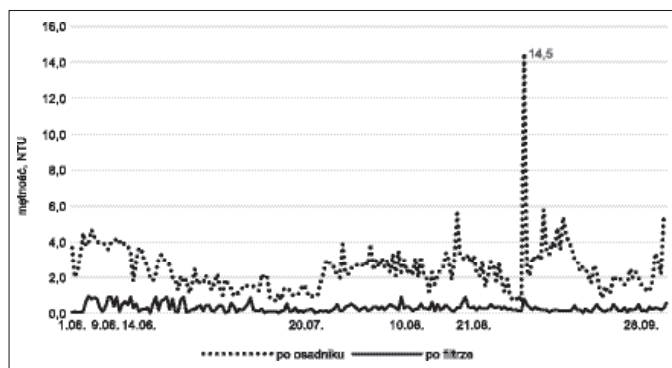
parametru wyniosła w analizowanym okresie 12,4 NTU i była prawie dwukrotnie wyższa od wartości medialnej (6,7 NTU). Duża dynamika zmian tego wskaźnika spowodowała, że współczynnik zmienności, definiowany jako iloraz odchylenia standardowego od średniej wynosił aż 147%. Tak duża zmienność mętności w czasie znalazła odzwierciedlenie w jakości wody sklarowanej i filtratu (rys. 2).

Analiza zmian mętności wody sklarowanej w odniesieniu do wody surowej

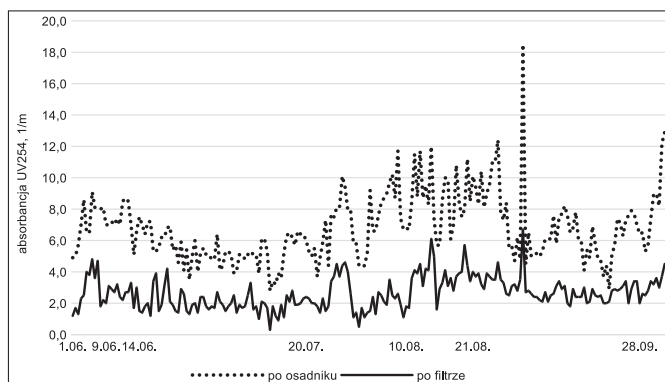
Rys. 3.
Zmiany absorbancji UV254 wody surowej w okresie badawczym czerwiec – wrzesień
Fig. 3. Changes in UV254 absorbance of raw water in the June–September research period



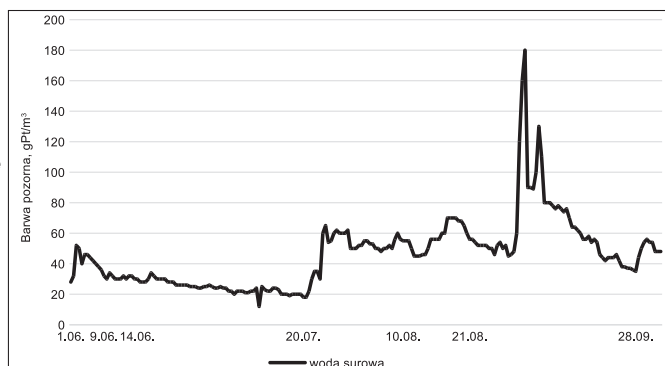
Rys. 2.
Zmiany mętności wody ujmowanej po osadnikach i po filtrze w okresie badawczym czerwiec – wrzesień
Fig. 2. Changes in the turbidity of water collected after the settling tanks and from the filter outflow in the June–September study period



Rys. 4.
Zmiany absorbancji UV254 wody ujmowanej po osadnikach i po filtrze w okresie badawczym czerwiec – wrzesień
Fig. 4. Changes in UV254 absorbance of water collected after settling tanks and from the filter outflow in the June–September study period



Rys. 5.
Zmiany barwy pozornej wody surowej w okresie badawczym czerwiec – wrzesień
Fig. 5. Changes in the apparent colour of raw water in the June–September research period



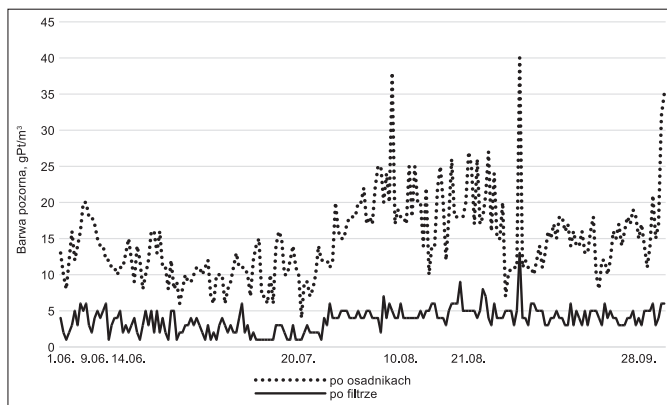
wskazuje, iż wahania mętności wody surowej przekładały się bezpośrednio na zmiany mętności wody sklarowanej. Mętność w wodzie odprowadzanej z osadników zmieniła się w zakresie 0,63 – 14,5 NTU. Wartość średnia mętności w analizowanym okresie wyniosła 2,5 NTU i była zbliżona do wartości medialnej (2,3 NTU), przy odchyleniu standardowym tego parametru wynoszącym 1,3. Oznacza to, że eksploatowany układ koagulacji/flokulacji i sedymentacji nie był w stanie w pełni stabilizować pracy tej instalacji w sytuacji znaczących wahań mętności wody zasilającej układ techniczny. Jest to najbardziej widoczne w okresie nagłego wzrostu mętności wody surowej do max. wartości 114 NTU, kiedy w wodzie sklarowanej odnotowano również skokowy wzrost mętności wody sklarowanej do 14,5 NTU w stosunku do okresu poprzedzającego nagłe pogorszenie jakości wody zasilającej. Instalacja filtrów grawitacyjnych zazwyczaj przejmowała zbyt duże stężenia zawiesiny, która

była wciąż obecna w wodzie podawanej na filtry. Mętność filtratu była notowana na poziomie od 0,02 do max. 0,9 NTU, czyli poniżej poziomu dopuszczalnego w wodzie do picia. Jednak te maksymalne wartości były odnotowane sporadycznie, głównie na etapie wpracowania filtrów i okresowo po procesie ich płukania. Średnia uzyskiwana mętność to 0,3 NTU. Oznacza to, że zwiększona ilość zawiesiny w wodzie po osadnikach wpływała bardziej na długość cykli filtracyjnych niż na jakość filtratu.

Podobne zmiany zaobserwowano w przypadku pozostałych analizowanych wskaźników jakości wody tzn. absorbancji UV254, barwy.

Uzyskane wyniki dla absorbancji UV254 przedstawiają wykresy na rysunkach 3 i 4, dla barwy 5 i 6.

Podczas badań zanotowano zmiany absorbancji UV254 od 8,6 do 64,1 m⁻¹, po osadnikach w zakresie 2,8 – 18,5 m⁻¹, natomiast w filtracji 0,3 – 6,7 m⁻¹.



Rys. 6.
Zmiany barwy
pozornej wody
ujmowanej po osad-
nikach i po filtrze
w okresie badaw-
czym czerwiec –
wrzesień
Fig. 6. Changes in the
apparent colour of
water collected after
settling tanks and
from the filter outflow
in the June–Septem-
ber study period

Ponownie najwyższe wartości w wodzie sklarowanej i w filtracie zanotowano wówczas, gdy wartości tego wskaźnika w wodzie surowej nagle wzrastały.

Barwa pozorna wody surowej zmieniła się w zakresie 12 – 180 gPt/m³ przy wartości średniej na poziomie 46 gPt/m³ i współczynniku zmienności równym 50%. Woda sklarowana wykazywała barwę 4 – 40 gPt/m³ i była wynikiem zmian barwy wody surowej. Barwa wody po filtrze również ulegała wahaniom w zakresie 1 – 13 gPt/m³, co świadczy o tym, iż barwa była powodowana obecnością rozpuszczonych związków organicznych. Prawdopodobną przyczyną wzrostów barwy pozornej oraz absorpcji w nadfiolecie było okresowe niedostosowanie stosowanej dawki koagulantu do szybkich zmian jakości ujmowanej wody. Założona procedura oparta na testach zlewkowych prowadzonych od 1 do 3 razy na dobę, przy tak gwałtownych zmianach jakości wody surowej najwyraźniej okazała się niewystarczająca i powinna być zastąpiona zautomatyzowanym układem kompensacji dawki koagulantu.

Rysunek 7 przedstawia wyniki analiz indeksu nadmanganianowego, jako jednego ze wskaźników zanieczyszczenia wody związkami organicznymi, po poszczególnych etapach procesu uzdatniania. Wyniki dla indeksu nadmanganianowego przedstawiono na wykresach punk-

towych ze względu na wybiórczo wykonywane analizy tego wskaźnika w okresie badawczym, w przeciwieństwie do pozostałych wskaźników, które były analizowane kilkakrotnie w ciągu dnia i w związku z tym uzasadnione było wykorzystanie wykresów liniowych.

Brak stabilności wartości indeksu nadmanganianowego wody surowej również wpłynął na jakość wody sklarowanej i filtratu. Jednak wahania wartości tego wskaźnika w wodzie surowej nie zawsze znalazły odzwierciedlenie w uzyskiwanych efektach uzdatniania w układzie technologicznym. Ponadto, nawet przy tych samych wartościach tego indeksu w wodzie surowej efektywność poszczególnych procesów technologicznych była różna. Przykładowo, w próbce wody surowej oznaczanej we wrześniu wartość indeksu nadmanganianowego wynosiła 6,3 gO₂/m³, po osadnikach 0,8 gO₂/m³, a po filtrze 0,1 gO₂/m³. Dla porównania w próbce wody o tej samej wartości indeksu nadmanganianowego wody surowej (6,3 gO₂/m³) analizowanej w lipcu zanotowano w wodzie sklarowanej (po osadnikach) wartość 2,2 gO₂/m³, natomiast po procesie filtracji 0,7 gO₂/m³. Świadczy to o różnej skuteczności obniżania wartości tego wskaźnika. Nie może więc on być wiarygodnym wskaźnikiem oceny przebiegu procesu technologicznego. Nie można zauważyć jednoznacznego wpływu zmian wartości

indeksu w wodzie surowej na jakość wody uzdatnianej w poszczególnych procesach jednostkowych.

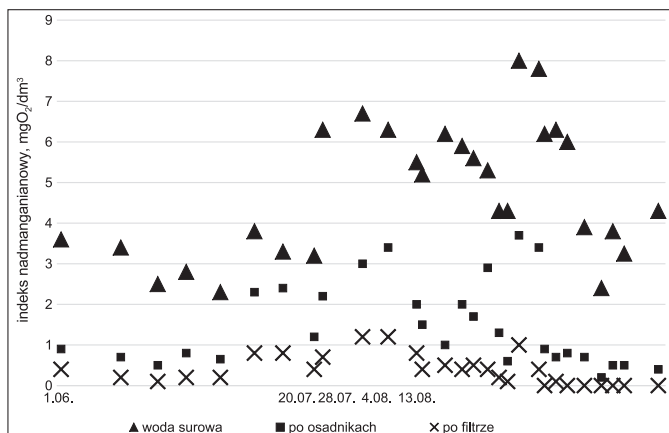
Ocena technologiczna eksploatowanych urządzeń

Zastosowane w układzie technologicznym rozwiązania nie są rozwiązaniami optymalnymi pod kątem jakości ujmowanej wody surowej. Podstawą procesu uzdatniania jest proces flokulacji i sedymentacji realizowany w osadnikach pionowych zblokowanych z wirowymi komorami flokulacji oraz filtracja pospieszna sklarowanej wody na filtrach grawitacyjnych. Eksploatowany układ bazujący na szybkim mieszaniu hydraulicznym oraz komorach flokulacji z mieszaniem hydraulicznym nie jest w stanie poprawnie działać w warunkach determinowanych przez aktualne warunki przepływu i jakość wody. Mała sprawność hydrauliczna osadników zblokowanych z wirowymi komorami flokulacji została już wielokrotnie sprawdzona w trakcie badań i testów przepływowych. Wynika to głównie z dwóch przyczyn:

- niskiej energii mieszania wynikającej z małej energii wody przepływającej przez komorę flokulacji,
- niskiej sprawności hydraulicznej rozdziału wody w przekroju poprzecznym strefy klarowania.

Podsumowanie

Eksploatowany układ technologiczny w warunkach dużych zmian jakości wody surowej, pracujący w oparciu o procesy koagulacji/flokulacji, sedymentacji oraz filtracji pospiesznej w istniejących urządzeniach, nie pozwala na uzyskanie jego stabilnej pracy, a tym samym stabilnych efektów uzdatniania. Wynika to głównie z braku optymalnego rozwiązania urządzeń do prowadzenia flokulacji i sedymentacji tzn. małej sprawności hydraulicznej osadników zblokowanych z wirowymi komorami flokulacji. W związku z tym w przypadku nagłego pogorszenia się jakości wody surowej urządzenia te nie są w stanie zapewnić wymaganej skuteczności usuwania zanieczyszczeń i w tej sytuacji to filtry przejmują nadmierny ładunek zawieszyny, który nie został zatrzymany w osadnikach. Ponadto, analiza uzyskanych wyników wskazuje, że indeks nadmanganianowy nie może być wiarygodnym wskaźnikiem oceny skuteczności uzdatniania w analizowanym układzie technologicznym. Analiza danych literaturowych oraz zmian parametrów jakościowych w omawianym przypadku pokazują



Rys. 7.
Zmiany indeksu nad-
manganianowego
po poszczególnych
etapach procesu
uzdatniania w okre-
sie badawczym czer-
wiec – wrzesień
Fig. 7. Changes in the
permanganate index
of water after each
treatment stage in
the June–September
research period

jednak, że znacząco lepszym rozwiązaniem jest zastosowanie absorbancji w nadfiolecie jako parametru pozwalającego na ocenę usunięcia zarówno organicznych związków rozpuszczonych, jak i mikro zawiesin.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Akitt J., Farthing A.: Aluminium-27 NMR studies of the hydrolysis of aluminium (III). *Journal of the Chemical Society, Dalton Transactions* 1981, No. 7, pp. 1606-1626.
- [2] Allouche L., Taulelle F.: Conversion of Al_{13} Keggin ϵ into Al_{30} : a reaction controlled by aluminum monomers. *Inorganic Chemistry Communications* 2003, Vol. 6, No. 9, pp. 1167-1170.
- [3] Bertsch P., Thomas G., Barnhisel R.: Characterization of hydroxyl-aluminum solutions by aluminium-27 nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal* 1986, Vol. 50, No. 3, pp. 825-834.
- [4] Boisvert J., Jolicoeur C.: Influence of sulfate and/or silicate present in partially prehydrolyzed Al(III) coagulants on Al(III) speciation in diluted solutions. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 1999, Vol. 155, No. 2-3, pp. 161-170.
- [5] Dąbrowski W.: Wątpliwości dotyczące modelowania matematycznego filtracji pospiesznej wody. *Instal* 2023, No 12. pp. 113 – 116. DOI 10.36119/15.2023.12.18
- [6] Dąbrowski W.: Zjawiska, których nie uwzględniano w modelowaniu filtracji. *Instal* 2023, No 12, pp. 116-119. DOI 10.36119/15.2023.12.19
- [7] Dąbrowski W., Plata M.: Changes of sand density impact on water filter backwashing. *Instal* 2020, No 1, pp. 45-48. DOI 10.36119/15.2020.1.7
- [8] Edzwald J., Pernitsky D., Parmenter W.: Poly-aluminum coagulants for drinking water treatment: chemistry and selection. In *Chemical Water and Wastewater Treatment VI* (ed. H. H. Hahn & E. Hoffman). Springer-Verlag, Berlin 2000.
- [9] Edzwald J., van Benschoten J.: Aluminum coagulation of natural organic matter. *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Springer-Verlag, Berlin 1990.
- [10] Eikebrokk B., Juhna T., Østerhus S.: Water treatment by enhanced coagulation – Operational status and optimization issues. 2006 TECHNIAU.
- [11] Exall K., van Loon G.: Effects of raw water conditions on solutions-state aluminum speciation during coagulant dilution. *Water Research* 2003, Vol. 37, No. 14, pp. 3341-3350.
- [12] Gao B., Yue Q., Wang B.: The chemical species distribution and transformation of polyaluminum silicate chloride coagulant. *Chemosphere* 2002, Vol. 46, pp. 809-813.
- [13] Jardine F., Zelazny L.: Mononuclear and polynuclear aluminum speciation through differential kinetic reactions with Ferron. *Soil Science Society of America Journal* 1986, Vol. 50, No. 4, pp. 895-900.
- [14] Jarvis P., Jefferson B., Parsons S.: How the natural organic matter to coagulant ratio impacts on floc structural properties. *Environmental Science and Technology* 2005, Vol. 39, No. 22, pp. 8919-8924.
- [15] Kowal A. L., Maćkiewicz J.: Technologiczne aspekty koagulacji w osadzie zawieszonym, *Ochrona Środowiska* 1981, No 3, pp. 23-25.
- [16] Krupińska I.: Koagulanty wstępnie zhydrolizowane. *Zeszyty Naukowe*, nr 141, Uniwersytet Zielonogórski. *Inżynieria Środowiska* 2011, No 21, pp. 126-135.
- [17] Liu H., Hu Ch., Zhao H., Qu J.: Coagulation of humic acid by PACl with high content of Al_{13} : The role of aluminum speciation. *Separation and Purification Technology* 2009, Vol. 70, pp. 225-230.
- [18] Lu G., Qu J., Tang H.: The electrochemical production of highly effective polyaluminum chloride. *Water Research* 1999, Vol. 33, No. 3, pp. 807-813.
- [19] Odegaard H., Fettig J., Ratnaweera H.: Coagulation with prepolymerized metals salts. *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Springer-Verlag, 1990.
- [20] Owen D., Amy G., Chowdhury Z., Paode R., McCoy G., Viscosil K.: NOM characterization and treatability. *Journal AWWA* 1995, Vol. 87, No. 1, pp. 46-63.
- [21] Parker D., Bertsch P.: Identification and quantification of the " Al_{13} " tridecameric polycation using ferron. *Environmental Science and Technology* 1992, Vol. 26, No. 5, pp. 908-914.
- [22] Pernitsky D., Edzwald J.: Practical paper. Selection of alum and polyaluminum coagulants: Principles and applications. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* 2006, Vol. 55, No. 2, pp. 121-141.
- [23] Perry C., Shafran K.: The systematic study of aluminum speciation in medium concentrated aqueous solution. *Journal of Inorganic Biochemistry* 2001, Vol. 87, No. 1-2, pp. 115-124.
- [24] Rak M., Świdzka-Bróć M.: Przydatność wstępnie zhydrolizowanych koagulantów glinowych w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z wody. *Mat. Konf. Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka, Częstochowa-Ustroń 2002*, pp. 9-19.
- [25] Sharp E., Parsons S., Jefferson B.: Coagulation of NOM: linking character to treatment. *Environmental Pollution* 2006, Vol. 140, No. 3, pp. 436-443.
- [26] Sharp E., Parsons S., Jefferson B.: Seasonal variations in natural organic matter and its impact on coagulation in water treatment. *Science of the Total Environment* 2006, Vol. 363, No. 1-3, pp. 183-194.
- [27] Tang H., Luan Z.: The difference of behavior and mechanism between pre-polymeric inorganic flocculants and traditional coagulant. [In:] H.H. Hahn, E. Hoffmann, H. Ødegaard (eds.), *Chemical Water and Wastewater Treatment, Part IV*, Springer, Berlin, Germany 1996.
- [28] Van Benschoten J., Edzwald J.: Chemical aspects of coagulation using aluminium salts – 1. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research* 1990, Vol. 24, No. 12, pp. 1519-1526.
- [29] Wang D., Sun W., Xu Y., Tang H., Gregory J.: Speciation stability of inorganic polymer flocculant-PACl. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 2004, Vol. 243, No. 1-3, pp. 1-10.
- [30] Zhang P., Hahn H., Hoffmann E., Zeng G.: Influence of some additives to aluminium species distribution in aluminium coagulants. *Chemosphere* 2004, Vol. 57, No. 10, pp. 1489-1494.
- [31] Zhao H., Liu Ch., Xu Y., Ni J.: High-concentration polyaluminum chloride: Preparation and effects of the Al concentration on the distribution and transformation of Al species. *Chemical Engineering Journal* 2009, Vol. 156, No. 1-2, pp. 528-533.
- [32] Zhao H., Liu Ch., Xu Y., Ni J.: High-concentration polyaluminum chloride: Preparation and effects of the Al concentration on the distribution and transformation of Al species. *Chemical Engineering Journal* 2009, Vol. 156, No. 1-2, pp. 528-533.
- [33] Zhou W., Gao B., Yue Q., Liu L., Wang Y.: Al-Ferron kinetics and quantitative calculations of Al(III) species in polyaluminium chloride coagulants. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 2006, Vol. 278, No. 1-3, pp. 235-240.
- [34] Zielina M.: Analiza jakości filtratu z filtrów pospiesznych pracujących z przerwami. *Instal* 2021, No 6, pp. 34-38. DOI 10.36119/15.2021.6.4