

AUTOREFERAT

dotyczący osiągnięć w pracy naukowo-badawczej, organizacyjnej i dydaktycznej

1. Imię i nazwisko: Urszula Olsińska

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe

1991 Stopień doktora nauk technicznych w dziedzinie inżynieria środowiska nadany uchwałą Rady Wydziału Inżynierii Środowiska z dnia 2 października 1991 r. z wyróżnieniem. Politechnika Śląska w Gliwicach, Wydział Inżynierii Środowiska.

Tytuł rozprawy doktorskiej: *Eksperymentalne wyznaczenie współczynnika strat miejscowych (Z) stalowych dwudławicowych nasuwek kompensacyjnych.*

Promotor prof. dr hab. inż. Edward W. Mielcarzewicz.

1982 Tytuł zawodowy magister inżynier inżynierii środowiska, specjalność technologia wody i ścieków. Politechnika Śląska w Gliwicach, Wydział Inżynierii Środowiska.

Tytuł pracy magisterskiej: *Badania nad usuwaniem amoniaku w biologicznie oczyszczonych ściekach komunalnych metodą wytrącania.*

Promotor: dr inż. Wanda Pawlita

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

Okres	Stanowisko	Miejsce zatrudnienia
1982-1983	asystent stażysta	Politechnika Śląska w Gliwicach Wydział Inżynierii Środowiska Instytut Inżynierii Wody, Ścieków i Odpadów Zakład Wodociągów i Kanalizacji
1983-1987	asystent	
1987-1991	st. asystent	
1991-1994	adiunkt	
1994-2008	adiunkt	Politechnika Śląska w Gliwicach Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki Instytut Inżynierii Wody i Ścieków Zakład Wodociągów i Kanalizacji
2008-2012	st. wykładowca	
2012-2016	st. wykładowca	
2016-2017	st. specjalista inż.-techniczny	

4. Wskazanie osiągnięcia naukowego wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz.U. 2016 poz. 882 z zm. w Dz.U. 2016 poz. 1311, Dz.U. 2017 poz. 859)

A) Tytuł osiągnięcia naukowego

1. Olsińska U.: *Modelowanie procesu ozonowania w aspekcie tworzenia się bromianów(V) oraz trihalometanów zawierających atomy bromu*. Rozprawy, monografie nr 338, Wydawnictwa Akademii Górniczo Hutniczej, Kraków 2018. ISBN 978-83-66016-38-5, ISSN 0867-6631.

Recenzenci wydawniczy:

Prof. dr hab. inż. Andrzej Biń

Prof. dr hab. inż. Marek M. Sozański

B) Omówienie celu naukowego ww. pracy i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

Geneza podjęcia tematu

Ozon jako najsilniejszy spośród stosowanych w technologii wody i ścieków chemicznych środków dezynfekcyjnych, jest używany zarówno do właściwego unieszkodliwienia mikroorganizmów, jak i selektywnego utleniania zanieczyszczeń w procesie ozonowania wstępnego i/lub pośredniego, poprzedzającego zazwyczaj adsorpcję na węglu aktywnym lub filtrację powolną. Podobnie jak inne związki o wysokim potencjale utleniająco-redukcyjnym ozon reaguje z obecnymi w wodzie licznymi jej zanieczyszczeniami i domieszkami, a poza reakcjami zasadniczymi, zachodzą reakcje uboczne, w wyniku których powstają między innymi związki o działaniu toksycznym dla organizmów żywych, mające ujemny wpływ na końcową jakość oczyszczonej wody. Liczba reakcji i rodzaj produktów ubocznych utleniania/dezynfekcji (UPU/UPD) ozonem zależy od fizyczno-chemicznego składu wody, w tym od zawartości bromków, których obecność w ilości od pojedynczych mikrogramów do kilku tysięcy mikrogramów w litrze stwierdzono zarówno w wodach powierzchniowych, jak i podziemnych. W obecności bromków podczas ozonowania wody mogą powstawać bromopochodne organiczne np. trihalometany zawierające atomy bromu (THM-Br), w tym głównie tribromometan, a także bromiany(V). Bromiany(V) i bromowe pochodne metanu należą do grupy produktów mających potencjalnie szkodliwe działanie na organizm człowieka (BrO_3^- i CHCl_2Br zakwalifikowane przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem do czynników potencjalnie rakotwórczych dla człowieka, a CHClBr_2 i CHBr_3 do czynników o działaniu mutagennym), stąd ich zawartość w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi podlega regulacjom prawnym. Zgodnie z RMZ z dnia 7 grudnia 2017 r. (Dz.U. 2017, poz. 2294) ich dopuszczalna zawartość wynosi odpowiednio: $10 \mu\text{g BrO}_3^-/\text{dm}^3$ i $\Sigma\text{THM } 100 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. W świetle powszechnej dyskusji nad bezpieczeństwem jakości wody przeznaczonej do spożycia, istotnym zadaniem dla nauki, poza rozwijaniem technologii tak, aby uniknąć ich powstawania w ponadnormatywnej ilości, wydaje się być stworzenie możliwości przewidywania ich zawartości w wodzie po ozonowaniu, w zależności od jej składu fizyczno-chemicznego

i warunków prowadzenia procesu. Znane są, co prawda, przykłady formułowania uproszczonych modeli kinetycznych powstawania BrO_3^- , w których uwzględnione zostały takie zjawiska, jak: samorzutny rozpad ozonu w środowisku wodnym (wg Stachelina, Badera, Hoigné), utlenianie bromków ozonem cząsteczkowym i w ograniczonym zakresie mechanizm rodnikowy tworzenia się bromianów(V) oraz oddziaływanie amoniaku i wodorowęglanów. Próbę wprowadzenia do modelu kinetycznego reakcji ozonu z materią organiczną podjęli jedynie Westerhoff i inni, jednak wyniki symulacji stężenia jonów BrO_3^- za pomocą opracowanego modelu były prawie trzykrotnie wyższe od wyników pomiarów wykorzystanych do jego walidacji. Ograniczoną przydatność w prognozowaniu powstawania bromianów(V) mają także prezentowane w literaturze modele empiryczne, z których większość wykazuje tendencję do przeszacowania wartości rzeczywistej. Jednocześnie daje się zauważyć brak modeli uwzględniających wpływ warunków hydrodynamicznych panujących w komorach kontaktowych na powstawanie rozważanych UPU, aczkolwiek istnieje zgodność poglądów co do ich znaczenia dla rozkładu stężenia ozonu w fazie ciekłej. Wyjątek stanowią teoretyczne modele opracowane dla idealnego przepływu tłokowego i przepływu z idealnym wymieszaniem, w których wzięto pod uwagę wyłącznie tworzenie się bromianów(V) w reakcjach z ozonem cząsteczkowym oraz modele półempiryczne, łączące uproszczony model kinetyczny powstawania bromianów(V) z ekspozycją ozonu.

Wyniki badań toksykologicznych, obserwowane stosunkowo wysokie stężenia bromków w wodach naturalnych w powiązaniu z coraz powszechniejszą inicjatywą wdrażania ozonowania jako wysokoefektywnego procesu oczyszczania wody były bezpośrednimi przesłankami do podjęcia tematu ozonowania wód zawierających bromki, głównie w aspekcie tworzenia się bromianów(V) oraz (THM-Br). Wspomniany brak dokładnego narzędzia do oceny zagrożenia pojawienia się ponadnormatywnej ilości rozpatrywanych produktów uzasadnia podjęcie badań mających na celu opracowanie modeli matematycznych, umożliwiających przewidywanie ich zawartości w oczyszczonej wodzie, a pośrednio poprawnego zaprojektowania układu technologicznego dla jej oczyszczenia. Do dalszych poszukiwań, które pozwoliłyby na właściwą ocenę możliwości technicznych uzyskania jak najniższych stężeń bromianów(V), skłania także fakt, że kontynuowane są badania toksykologiczne i dyskutowana jest możliwość obniżenia wartości dopuszczalnej zawartości tych jonów w wodzie przeznaczonej do spożycia, co może być konieczne w razie potwierdzenia mechanizmów ich genotoksycznego oddziaływania na komórki ludzkie.

Omówienie celu naukowego

Celem badań i analiz przedstawionych w monografii było:

- ✓ sformułowanie kinetyczno-hydrodynamicznego modelu procesu konwencjonalnego ozonowania wód naturalnych zawierających bromki, realizowanego w reaktorach przepływowych przy założeniu przepływu ustalonego fazy ciekłej i gazowej;
- ✓ wykazanie zależności funkcyjnych pomiędzy parametrami technologicznymi, konstrukcyjnymi i eksploatacyjnymi (odpowiadającymi im warunkami hydrodynamicznymi) a ilością powstających bromianów(V) i bromowych pochodnych metanu;
- ✓ opracowanie równań korelacyjnych, które umożliwiłyby przewidywanie tworzenia się jonów BrO_3^- i THM-Br na podstawie znajomości podstawowych parametrów procesowych;

- ✓ przeprowadzenie weryfikacji i oceny przydatności zaproponowanych modeli matematycznych do przewidywania stężeń bromianów(V) i THM-Br za pomocą wyników pomiarów wykonanych w zakładach produkcji wody, wykorzystujących ozon w procesach oczyszczania.

Jednym z priorytetów podjętych przeze mnie badań było wykazanie znaczenia charakterystyki hydrodynamicznej komór kontaktowych dla przebiegu procesu konwencjonalnego ozonowania i tworzenia się rozpatrywanych UPU, a tym samym potwierdzenie hipotezy, że możliwe jest przynajmniej częściowe ograniczenie ich powstawania przez właściwy dobór parametrów określających rodzaj i charakter przepływu fazy ciekłej. W końcowym etapie pracy poddałam analizie nie tylko wyniki badań nad możliwością ograniczenia tworzenia się bromianów(V) i THM-Br przez dobór warunków procesowych, ale także redukcji bromianów(V) w wyniku naświetlania w nadfiolecie. Ponieważ perspektywy zastosowania ozonu w technologii wody są szczególnie obiecujące w procesach pogłębionego utleniania (PPU), a publikowane wyniki wskazują na dużą ich przydatność do utleniania np. mikrozanieczyszczeń odpornych na działanie ozonu, to zakres prac nad możliwością ograniczenia powstawania jonów BrO_3^- w procesach utleniania rozszerzyłam o badania procesu ozonowania połączonego z dawkowaniem nadtlenu (di)wodoru ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$).

Omówienie osiągniętych wyników

Komory kontaktowe ozonu przeznaczone do realizacji procesu absorpcji z reakcją chemiczną mają złożoną strukturę wielopoziomową reaktorów właściwych dla układów heterogenicznych. Dlatego też sformułowanie matematycznego modelu procesu ozonowania wymagało sekwencyjnego utworzenia wielopoziomowego układu zintegrowanego odzwierciedlającego chemizm procesu oraz transport masy wewnątrz aparatu. Transport masy (ozonu) w klasycznym reaktorze kolumnowym z drobnopęcherzykowym doprowadzeniem gazu jest wypadkową wpływów takich zjawisk, jak dyfuzja cząsteczkowa, konwekcja i dyspersja. Do opisu zjawiska wnikania masy ozonu z fazy gazowej do ciekłej zaproponowałam model podwójnej warstewki, natomiast do symulacji rodzaju przepływu w komorach z uwzględnieniem mieszania w wyniku przepływu wstecznego przyjął model przepływu dyspersyjnego.

Duża różnorodność zanieczyszczeń i domieszek wód naturalnych nie pozwala na jednoznaczne określenie wszystkich reakcji przebiegających w tym środowisku, co utrudnia opracowanie pełnego modelu kinetycznego i wymusza konieczność uproszczenia systemu reakcyjnego do reakcji mogących w istotny sposób wpływać na powstawanie produktów będących przedmiotem badań. Dlatego też, opracowując model kinetyki złożonej analizę mechanizmów chemicznych ograniczyłam do:

- reakcji samorzutnego rozpadu ozonu w środowisku wodnym (na potrzeby symulacji lokalnego stężenia ozonu i produktów jego rozpadu zaadaptowałam model zaproponowany przez Tomiyasu, Fukutomiego i Gordona);
- reakcji zachodzących w obecności najczęściej występujących w wodach naturalnych inhibitorów rozpadu ozonu (CO_3^{2-} , HCO_3^- , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-);
- reakcji utleniania bromków do bromianów(V) ozonem cząsteczkowym;

- reakcji rodnikowych prowadzących do wytworzenia bromianów(V) w dwóch ścieżkach kinetycznych: (1) utlenianie jonów Br^- za pośrednictwem rodników $\cdot\text{OH}$, poprzedzające utlenianie ozonem cząsteczkowym jonów BrO_2^- do BrO_3^- ; (2) bezpośrednie utlenianie ozonem bromków do bromianów(I), po którym następuje cykl reakcji OBr^-/HOBr z rodnikami $\cdot\text{OH}$, $\text{Br}\cdot$, $\text{Br}_2\cdot^-$ i $\text{CO}_3\cdot^-$, a powstające w tym cyklu bromiany(III) są utleniane do bromianów(V) z udziałem O_3 lub $\cdot\text{OH}$;
- reakcji wolnego bromu z amoniakiem, reakcji rozpadu oraz utleniania wytworzonych bromoamin w wyniku oddziaływania cząsteczek O_3 i rodników $\cdot\text{OH}$;
- reakcji naturalnych związków organicznych (wyrażonych jako RWO) z ozonem, rodnikami hydroksylowymi i węglanowymi oraz wolnym bromem, w tym tworzenia się tribromometanu.

Zakładając dodatkowo przepływ tłokowy w fazie gazowej (uzasadnione, gdy prędkość przepływu gazu $\leq 0.1 \text{ m s}^{-1}$), brak gradientu stężeń w przekroju poprzecznym reaktora, stałą wartość temperatury, współczynnika zatrzymania gazu oraz objętościowego współczynnika wnikania masy w komorze rozpraszania gazu, przepływ ustalony (zgodnie z warunkami przepływu w obiektach technicznych) zaproponowałam model matematyczny, który w wersji ciągłej stanowi układ nieliniowych zwyczajnych równań różniczkowych rzędu drugiego, uzupełniony o zależności pomocnicze wykorzystane do obliczenia np. współczynników zatrzymania gazu i cieczy. Ze względu na nieliniowość i strukturę równań wykonanie symulacji wymagało zastosowania numerycznego scałkowania równań, tj. przekształcenia ich w nieliniowe równania algebraiczne. Do obliczeń numerycznych przyjąłm różnicową aproksymację pochodnych występujących w równaniach modelu. Układ nieliniowych równań różniczkowych zwyczajnych rozwiązywałam przy dwóch zadanych warunkach brzegowych metodą elementów skończonych z wykorzystaniem algorytmu Broydena–Fletcher–Goldfarb–Shano (BFGS) quasi-Newtona za pomocą pakietu programowego „Mathematica” przy przyjętym kryterium zbieżności 10^{-8} . W celu uzyskania równomiernego rozkładu błęd numerycznego w całym obszarze obliczeniowym prowadzona była korekta kształtu obszaru kontrolnego przez zmianę parametrów StepMonitor i Working Precision w przyborniku FindRoot.

W przyjętym modelu kinetycznym wstępnie uwzględniłam szereg reakcji, których istotność dla modelowania procesu ozonowania wód przeznaczonych do spożycia może być wątpliwa. Aby określić, które stałe szybkości mają istotny wpływ na zdolność modelu do predykcji stężenia bromianów(V) i CHBr_3 , przeprowadziłam analizę wrażliwości przyrostowej modelu, posługując się do celów porównawczych wartościami względnej wrażliwości przyrostowej. Badania numeryczne kontynuowałam w celu ustalenia wartości stałych szybkości najbardziej prawdopodobnych spośród cytowanych w literaturze, zmieniając wartości stałych szybkości reakcji (w granicach odpowiadających maksymalnej i minimalnej wartości literaturowej) w odniesieniu do których uprzednio wykazałam co najmniej średni wpływ na powstawanie przedmiotowych UPU/UPD. Skorygowane wartości stałych szybkości wyznaczone metodą najmniejszych kwadratów wykorzystałam na etapie uproszczenia modelu i jego weryfikacji. W celu racjonalizacji zaproponowanego systemu reakcyjnego wykonałam szereg symulacji, w których pomijałam kolejno jedną reakcję spośród wstępnie przyjętych do opisu kinetyki złożonej, wykazując możliwość jej uproszczenia w przypadku wód o odczynie zbliżonym do neutralnego.

Ponieważ miarą jakości modelu matematycznego i poprawności przyjętych założeń jest zgodność pomiędzy wartościami zmiennych otrzymanymi z symulacji procesu i wielkościami zarejestrowanymi w procesie fizycznym, to zaproponowany uproszczony model kinetyczno-hydrodynamiczny poddałam weryfikacji, opierając procedurę walidacji na porównaniu wyników symulacji z wynikami uzyskanymi w doświadczeniach przeprowadzonych w modelach fizycznych (eksperymenty w skali laboratoryjnej) i w sześciu obiektach technicznych, różniących się pod względem konstrukcyjnym, hydraulicznym oraz jakości oczyszczanej w nich wody, przyjmując jako kryterium dobroci dopasowania współczynnik nierówności Theila (TIC). Obliczone wartości $TIC < 0,3$ wskazują, że zaproponowany model dobrze odzwierciedla opisane nim zjawiska, co potwierdza także fakt, że odchylenia wartości obliczonych od mierzonych nie przekraczały 50%, a więc były niższe od granicznej wartości błędu (100%) umownie przyjętej w literaturze dla predykcji związków występujących w wodzie w ilości śladowej. Poprawę własności predykcyjnych analizowanego modelu zaobserwowałam po zastąpieniu, powszechnie dotychczas wykorzystywanej w interpretacji mechanizmu powstawania jonów BrO_3^- , reakcji utleniania bromianów(III) do bromianów(V) w wyniku przeniesienia atomu tlenu reakcją przeniesienia elektronu.

Pozytywne rezultaty weryfikacji modelu teoretycznego w technice podkreślają jego uniwersalny charakter. Jednak jego wykorzystanie do prognozowania stężeń przedmiotowych UPU jest czasochłonne. Rozwiązanie układu równań różniczkowych składających się na model kinetyczno-hydrodynamiczny wymaga zastosowania metod numerycznych, prowadzących do uzyskania wyników w postaci tablic wartości, a nie funkcji wiążących dane wejściowe z wyjściowymi, co stwarza dodatkową niedogodność przy analizie i interpretacji jednoczesnego wpływu kilku zmiennych niezależnych na efekt końcowy procesu. Z aplikacyjnego punktu widzenia korzystniejsze wydaje się opracowanie modelu prostszego, odwotującego się do powszechnie mierzonych wielkości. Stąd, w kolejnym etapie badań skoncentrowałam się na opracowaniu zależności korelacyjnych umożliwiających przewidywanie stężenia BrO_3^- i THM-Br wyłącznie na podstawie znajomości parametrów procesowych i wskaźników jakości oczyszczanej. Zasadniczym celem była budowa funkcji obiektu, w których zmienną objaśnianą były odpowiednio bromiany(V) lub bromowe pochodne metanu tworzące się podczas ozonowania wód naturalnych zawierających bromki, a więc bez ograniczenia liczby i rodzaju reakcji zachodzących w środowisku wodnym. Realizacja tak sformułowanego celu wymagała ustalenia zbiorów wielkości charakteryzujących obiekt badań, formalnej jego dekompozycji i wstępnego określenia związków między każdą z wielkości wejściowych a wielkością wyjściową.

Na podstawie danych literaturowych i analizy przeprowadzonej na etapie budowy modelu teoretycznego założyłam, że ilość wytworzonych jonów BrO_3^- i THM-Br zależy od jakości wody poddanej ozonowaniu, celu, w jakim zastosowano ozon w ciągu technologicznym jej oczyszczania oraz od warunków hydrodynamicznych, w jakich proces jest prowadzony. Spośród parametrów określających skład fizyczno-chemiczny wody za zmienne niezależne przyjęłam: odczyn, temperaturę i zasadowość wody, stężenie początkowe bromków, amoniaku oraz związków organicznych mierzonych jako ogólny węgiel organiczny (OWO), rozpuszczony węgiel organiczny (RWO) i alternatywnie jako absorbanca właściwa w nadfiolecie ($SUVA_{254}$), a spośród

parametrów eksploatacyjnych: dawkę ozonu (DO_3), średni rzeczywisty czas kontaktu utleniacza z wodą oraz rodzaju przepływu fazy ciekłej. Pierwszy etap badań doświadczalnych obejmował określenie charakterystyki hydrodynamicznej stosowanych w warunkach laboratoryjnych przepływowych fizycznych modeli komór kontaktowych, natomiast w drugim przeprowadziłam badania o charakterze technologicznym zachowując uprzednio określone reżimy hydrodynamiczne. W badaniach znacznikowych wykonanych w ramach pierwszego etapu wykazałam, że objęściowe natężenie przepływu (strumień objętości) fazy ciekłej, fazy gazowej, a nawet ich stosunek są nieprzydatne do uogólnionego opisu matematycznego warunków hydraulicznych panujących w komorach kontaktowych o różnej konstrukcji i geometrii. Przedstawione w monografii wyniki badań wskazywały jednoznacznie, że miarodajnymi bezwymiarowymi kryteriami oceny warunków hydraulicznych (miarami intensywności mieszania) są liczby: równoważnej (stopień) kaskady zastępczej (N), dyspersji (Ld) i dotychczas niewykorzystywana w charakteryzowaniu przepływu w komorach ozonowania liczba Campa (M).

W związku z brakiem możliwości powiązania dostępnych w literaturze danych dotyczących konwersji jonów Br^- w BrO_3^- i bromowe pochodne metanu z charakterystyką hydrodynamiczną komór ozonowania, konieczne było przeprowadzenie badań ukierunkowanych na identyfikację w układzie przyczynowo- skutkowym wpływu wymienionych wyżej zmiennych niezależnych na powstawanie bromianów(V) i THM-Br. Badania niezbędne do opracowania modeli empirycznych prowadziłam w warunkach przepływu ustalonego w dwóch reaktorach: (1) kolumnie barbotażowej z przepływem współ- i przeciwprądowym faz, (2) z mieszaniem mechanicznym. Do badań użyłam zarówno wody podziemnej, jak i powierzchniowej (surowej oraz wstępnie oczyszczonej), wprowadzając korektę zmiennych niezależnych niezbędną w systematycznych badaniach wpływu wybranego parametru jakości wody na wartość funkcji obiektu. Jednak duże zróżnicowanie substancji organicznych naturalnie obecnych w badanych wodach w połączeniu z ich opisem za pomocą sumarycznych parametrów może prowadzić do współliniowości zmiennych objaśniających. Stąd w poszczególnych seriach badawczych, których celem było ustalenie zależności funkcyjnej pomiędzy ilością powstających produktów ubocznych a wybranym parametrem procesowym, ozonowaniu poddawałam wodę pochodzącą wyłącznie z jednego źródła. W przypadku trzech zmiennych niezależnych ($[Br^-]$, $DO_3/[OWO]$, czas kontaktu) plan eksperymentu oparłam na planie statycznym zdeterminowanym kompletnym (SD-K) pięciowartościowym. Wpływ pozostałych parametrów badałam w warunkach odpowiadających układom planu wybranym spośród uprzednio zastosowanych, a w celu poprawnego wyznaczenia bezpośrednich zależności pomiędzy zmienną objaśnianą i zmiennymi objaśniającymi, modyfikowałam plan SD-K trójwartościowy, zagęszczając przedziały pomiędzy przyjętą wartością minimalną, średnią i maksymalną.

Mając na uwadze, że funkcja obiektu badań odwzorowuje proces na tyle precyzyjnie, na ile dokładne są użyte do jej wyznaczenia zmienne, przed przystąpieniem do badań technologicznych poddałam ocenie metody analityczne, a w szczególności metodę wysokosprawnej chromatografii jonowej wdrożonej do ilościowego oznaczania bromianów(V) i bromków (bezpośrednią, z wstępnym zatężaniem próbki oraz zakolumnową). Metody oceniłam w oparciu o obli-

czone wartości oznaczalności, odzysku, powtarzalności oraz współczynnika zmienności powtarzalności, wykazując ich przydatność do ilościowej analizy bromianów(V) w wodach naturalnych w podstawowym zakresie roboczym, którego dolna granica wynosiła $1 \mu\text{g BrO}_3^-/\text{dm}^3$.

Wyniki przeprowadzonych eksperymentów potwierdziły dodatni wpływ na ilość powstających bromianów(V) takich czynników, jak: początkowe stężenie bromków i ozonu rozpuszczonego w fazie ciekłej, odczyn, temperatura i zasadowość wody, czas kontaktu, intensywność mieszania oraz ujemny wpływ obecności NZO i amoniaku. Ponieważ o rzeczywistym zapotrzebowaniu na ozon, a więc i wielkości jego dawki niezbędnej do osiągnięcia założonego celu decyduje w dużej mierze obecność i rodzaj związków organicznych w oczyszczanej wodzie, to założyłam, że na ilość powstających UPU/UPD porównywalny wpływ ma dawka ozonu i zawartość NZO. Jako zmienną niezależną wprowadziłam zastępczy parametr (nazwany dawką względną), odpowiadający stosunkowi ilości ozonu przeniesionego z fazy gazowej do środowiska wodnego i OWO lub RWO. Wzrost stężenia anionów BrO_3^- wskutek zwiększenia $\text{DO}_3/[\text{OWO}]$ od wartości 0,5 do 5,0 $\text{mg O}_3/\text{mg C}$ opisałam za pomocą funkcji liniowej (również w przypadku, gdy argumentem funkcji był odpowiadający mu wzrost $\text{DO}_3/[\text{RWO}] = 0,53 \div 5,35 \text{ mg O}_3/\text{mg C}$). Wprost proporcjonalną zależność wykazałam również pomiędzy ilością powstających bromianów(V) a stężeniem początkowym bromków, przyjmującym wartości w przedziale $100 \div 1000 \mu\text{g Br}^-/\text{dm}^3$. Natomiast badając wpływ temperatury wody (w zakresie odpowiadającym sezonowym wahaniom temperatury wód powierzchniowych tj. od 278 K do 298 K) na powstawanie bromianów(V), odnotowałam zwiększenie zawartości bromianów(V) w wodzie o $2,4 \div 3,1\%$ w wyniku podwyższenia jej temperatury o 1°C . Związek pomiędzy odwrotnością temperatury i ilością powstających BrO_3^- opisałam za pomocą funkcji wykładniczej (przebieg zmian zgodny z prawem Arrheniusa).

Chemizm procesu ozonowania zmienia się wraz z odczynem środowiska reakcji (związki chemiczne obecne w wodzie ulegają np. hydrolizie, deprotonacji i izomeryzacji, co może tłumaczyć różnice obserwowane podczas ozonowania wód przy różnych wartościach pH). Zwiększenie zawartości bromianów(V) w ozonowanej wodzie wskutek zmiany pH od wartości 6,5 do 9,5 przybliżyłam z dobrą dokładnością do funkcji potęgowej. Funkcję potęgową wykorzystałam także do opisu wzrostu stężenia bromianów(V) odpowiadającego wydłużeniu średniego rzeczywistego czasu kontaktu oraz związków zachodzących pomiędzy wyżej wymienionymi parametrami procesowymi i ilością powstających bromowych pochodnych metanu. Spośród wytypowanych do badań parametrów tylko w przypadku zasadowości wody nie stwierdziłam statystycznie istotnej korelacji z ilością tworzących się THM-Br, aczkolwiek zwiększenie zasadowości skutkowało wzrostem stężenia bromianów(V) zgodnie z przebiegiem funkcji potęgowej. Dodatkowo, prowadząc badania w zróżnicowanych warunkach hydraulicznych zaobserwowałam, że stężenie rozpatrywanych UPU maleje wykładniczo ze wzrostem stopnia kaskady zastępczej, zaś zależności pomiędzy ich stężeniem a liczbą dyspersji oraz liczbą Campa można opisać za pomocą funkcji potęgowej. Natomiast dla sformalizowania zapisu obserwowanego zmniejszania się ilości powstających jonów BrO_3^- i THM-Br w wyniku dawkowania amoniaku dane doświadczalne estymowałam metodą Marquardta–Levenberga do funkcji: $[\text{BrO}_3^-] = (a_1 + a_2 [\text{N-NH}_3]^{0,02})^{-6}$ i $[\text{THM-Br}] = (a_3 + a_4 [\text{N-NH}_3])^{-3}$. Adekwatność wszystkich

omówionych zależności została potwierdzona w teście wariacyjnym Snedecora-Fischera, a obliczone wartości współczynnika determinacji potwierdziły, że zmienność zmiennych niezależnych została wyjaśniona przez regresję liniową (również w układzie log-log dla funkcji nieliniowych) w wysokim stopniu.

Zgodnie z formalną strukturą empirycznie ustalonych zależności opracowałam równania korelacyjne opisujące stężenie jonów BrO_3^- oraz THM-Br w funkcji początkowego stężenia bromków, amoniaku, zasadowości, temperatury i odczynu wody, względnej dawki ozonu (w monografii odniesionej do zawartości RWO), średniego rzeczywistego czasu kontaktu faz oraz jednego z trzech parametrów określających rodzaj przepływu przez komorę ozonowania z uwzględnieniem: (1) liczby dyspersji, (2) stopnia kaskady zastępczej lub (3) liczby Campa. Ponieważ substancje organiczne w wodach pochodzących z różnych źródeł mogą wykazywać odmienną reaktywność przy podobnych wartościach RWO, to poza równaniami zawierającymi w swej strukturze RWO zaproponowałam korelacje, w których RWO zastąpiłam absorbancją właściwą w nadfiolecie, wskaźnikiem uznawanym za miarę zawartości struktur aromatycznych wykazujących dużą podatność na reakcje z utleniaczami. Wartości współczynników w równaniach korelacyjnych wyznaczyłam wykorzystując bazę danych obejmującą łącznie 756 układów wyników pomiarowych. Obliczenia wykonałam metodą estymacji nieliniowej za pomocą procedur numerycznych programu „Statistica” (v. 6.0), wykorzystując do poszukiwania minimum funkcji straty algorytm iteracyjny Levenberga-Marquardta. Istotność wyliczonych współczynników potwierdziłam za pomocą testu t-Studenta. Wyniki weryfikacji wewnętrznej (przeprowadzonej dla losowo wybranych układów z planu badań laboratoryjnych) w oparciu o rozkłady wartości stężeń bromianów(V) i THM-Br obliczonych na podstawie zaproponowanych równań względem wartości oznaczonych w próbkach wody po procesie ozonowania oraz analizę oszacowania wariancji zniesionej przez korelację i oszacowanej wariancji resztkowej potwierdziły adekwatność wszystkich zaproponowanych korelacji. Opracowane korelacje poprawnie odzwierciedlają jednoczesny wpływ wszystkich rozpatrywanych parametrów, w tym przyjętych miar intensywności mieszania, na ilość powstających jonów BrO_3^- i THM-Br oraz potwierdzają tezę, że nie jest możliwe intuicyjne przewidywanie zagrożenia ich powstania w ponadnormatywnej ilości na podstawie tylko jednego parametru procesowego, np. na podstawie początkowego stężenia bromków. Dodatkowo wykazałam, że SUVA_{254} jako wskaźnik reaktywności RWO dobrze koreluje z tworzeniem się objętych badaniami UPU (w szczególności z sumą powstających bromowych pochodnych metanu).

Wszystkie zaproponowane modele empiryczne zostały pozytywnie zweryfikowane wynikami badań przeprowadzonych w tych obiektach eksploatowanych w skali technicznej, gdzie realizowany jest proces ozonowania wstępnego lub pośredniego. Rezultaty walidacji zewnętrznej opracowanych korelacji potwierdziły możliwość ich stosowania w układach wielostopniowych po uśrednieniu dla całego układu wartości liczb M, Ld i N, mimo że zostały one wyprowadzone na podstawie badań wykonanych w jednostopniowych komorach kontaktowych. Szczególnie ważne jest osiągnięcie dużej dokładności przewidywania ilości tworzących się jonów BrO_3^- w zakresie stężeń niższych od wartości ich dopuszczalnego stężenia w wodzie przeznaczonej do spożycia.

Ostatni etap zaprezentowanych w monografii badań dotyczy metod zapobiegania i usuwania bromianów(V). Oprócz możliwości technologicznych wynikających z chemizmu procesu ozonowania wód zawierających bromki (obniżenie odczynu wody, zmniejszenie zapotrzebowania na ozon przez obniżenie zawartości NZO, usunięcie bromków z wody przed poddaniem jej ozonowaniu lub jej amonizacja) wykazałam, że jedną z najprostszych metod zmniejszenia potencjału tworzenia się bromianów(V) jest kontrola warunków hydrodynamicznych/eksploatacyjnych w wielosegmentowych komorach kontaktowych przeznaczonych do realizacji procesów utleniania/dezynfekcji. Na przykładzie czterosegmentowej komory ozonowania wykazałam, że zastosowanie ozonowania wieloetapowego niskimi dawkami przez właściwy rozdział strumienia gazu do kilku segmentów umożliwiło zmniejszenie ilości tworzących się jonów od 35% do 54% w stosunku do wariantu, w którym ozon był wprowadzany wyłącznie do pierwszego segmentu. Lepszy efekt uzyskałam w procesie O_3/H_2O_2 wprowadzając nadtlenek (di)wodoru i ozon do pierwszego segmentu modelu komory czterosegmentowej (ograniczenie powstawania bromianów(V) o około 80% w stosunku do ilości wytworzonej podczas ozonowania przy porównywalnej dawce O_3). Niecelowe natomiast okazało się stosowanie procesu O_3/UV , w którym bromiany(V) powstają zarówno w reakcjach z cząsteczką ozonu, jak i rodnikami $\cdot OH$, aczkolwiek fotoliza jonów BrO_3^- w wyniku naświetlania w nadfiolecie może znaleźć zastosowanie w praktyce. W wyniku zastosowania dawki promieniowania UV 425 mJ/cm^2 w eksperymencie z średniociśnieniową lampą UV-MP uzyskałam redukcję zawartości bromianów(V) rzędu 29%, podczas gdy przy użyciu pulsacyjnej lampy ksenonowej UV-P osiągnęłam o około 20% wyższą skuteczność już przy dawce 68 mJ/cm^2 .

Wskazanie możliwości ich wykorzystania wyników badań

Zaproponowane korelacje mogą znaleźć zastosowanie w szacowaniu tworzenia się bromianów(V) czy THM-Br w następstwie konwencjonalnego ozonowania wód zawierających bromki na podstawie znajomości rutynowo określanych parametrów procesowych. Jednak w przeciwieństwie do modelu teoretycznego ich wykorzystanie do przewidywania stężenia przedmiotowych UPU/UPD powinno być ograniczone do wód o jakości nieodbiegającej od składu fizyczno-chemicznego wód użytych w prezentowanych badaniach ($[RWO] = 1,2 \div 3,7 \text{ mg C/dm}^3$, $DO_3/[RWO] = 0,53 \div 5,35 \text{ mg } O_3/\text{mg C}$, $SUVA_{254} = 0,7 \div 3,0 \text{ m}^3/\text{g C-m}$, $pH = 6 \div 0,7$, $[Zas] = 118 \div 650 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$, $[Br^-]_0 \leq 1000 \text{ } \mu\text{g/dm}^3$, $T=278 \div 298 \text{ K}$). Struktura formalna równań korelacyjnych umożliwia równoczesne przewidywanie skuteczności amonizacji wody. W tym wypadku poprawnego wyniku predykcji można oczekiwać, gdy amoniak jest dawkowany w ilości nie większej niż $1,03 \text{ mg N-NH}_3/\text{dm}^3$.

Modele empiryczne stanowią proste narzędzie ułatwiające optymalizację procesu konwencjonalnego ozonowania i wybór właściwej strategii kontroli zawartości BrO_3^- czy THM-Br w oczyszczonej wodzie już na etapie projektowania układu technologicznego (w tym określenie warunków prowadzenia procesu, których zachowanie pozwoli osiągnąć pożądany poziom dezynfekcji/utlenienia zanieczyszczeń, a jednocześnie uniknąć przekroczenia dopuszczalnych stężeń przedmiotowych UPD) oraz określenie warunków granicznych, których przekroczenie wskazuje na konieczność zmiany utleniacza lub wdrożenia procesu pogłębionego utleniania.

W procesie decyzyjnym w szczególności przydatne będą równania, w których do opisu warunków hydraulicznych w komorze ozonowania wykorzystałam liczbę Campa, łatwą do wyznaczenia już na etapie projektu inwestycji. W praktyce inżynierskiej mogą znaleźć zastosowanie również opracowane metody zapobiegania tworzeniu się bromianów(V) i ich redukcji.

Badania procesu ozonowania wód zawierających bromki częściowo zrealizowałam w ramach grantu finansowanego ze środków na naukę [II.J.1 zał. 3], którym kierowałam oraz badań statutowych prowadzonych na Wydziale Inżynierii Środowiska i Energetyki [II.J.5.1, 2, 4, 6-9 zał. 3], w tym dwóch grantów habilitacyjnych przyznanych przez Dziekana [II.J.5.10, 11 zał.3]. Znaczącą część wyników tych badań zawarłam w monografii habilitacyjnej [I.A. zał. 3], częściowo zostały opublikowane w pracach [II.A1, 2, 4, 5, II.E5, 9–14, 16–21, 23, 25–28 zał. 3] oraz zaprezentowane na konferencjach międzynarodowych [II.L.1.3, 5–9 zał. 3] i krajowych [II.L.2.1, 2, 6–14, 16–19 zał. 3].

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

5.1. Badania procesu ozonowania i pogłębionego utleniania w innych aspektach

Badania wskazane jako główne osiągnięcie naukowe kontynuowałam w odniesieniu do adsorbowalnej na węglu aktywnym frakcji halogenowych związków organicznych, która jest określana za pomocą parametru grupowego AOX (Adsorbable Organic Halogens). Związki zaliczane do AOX, z których część wykazuje działanie mutagenne lub kancerogenne, występują zarówno w wodach powierzchniowych, jak i podziemnych ujmowanych do produkcji wody przeznaczonej do spożycia lub są wytwarzane podczas jej oczyszczania, np. gdy do dezynfekcji końcowej jest stosowany chlor. W literaturze można znaleźć opracowania, z których wynika, że zawartość AOX można obniżyć przez naświetlanie w nadfiolecie i w procesach pogłębionego utleniania. Jednak większość prezentowanych badań dotyczyła ich eliminacji z osadów, ścieków przemysłowych oraz odcieków z wysypisk, które zawierały głównie związki aromatyczne o podwójnych i potrójnych wiązaniach w cząsteczce. Natomiast z przeglądowych badań wody pobranej z ujęć zlokalizowanych na terenie Górnego Śląska wynika, że wodach naturalnych specjacja związków organicznych zaliczanych do AOX jest inna, co skłoniło mnie do podjęcia badań w celu określenia wpływu naświetlania promieniami UV, ozonowania oraz naświetlania w nadfiolecie po uprzednim ozonowaniu (O_3/UV) na obniżenie zawartości AOX w oczyszczanej wodzie. W prowadzonych etapowo badaniach nad wpływem dawki ozonu ($0,1 \div 0,5$ mg O_3/mg C), dawki promieniowania UV o długości fali $\lambda = 254$ nm ($281 \div 562$ mJ/cm²), czasu naświetlania i odczynu wody (pH $6,8 \div 9,5$) użyto wody podziemnej zawierającej bromki ($232 \div 279$ μg Br⁻ / dm³) i AOX ($59,4 \div 105,2$ μg Cl⁻/dm³). Związki oznaczane jako AOX, ulegały rozkładowi zarówno pod wpływem naświetlania w nadfiolecie, jak i działania ozonu. Przy czym, najskuteczniejszym okazał się proces naświetlania wody uprzednio ozonowanej, który umożliwił obniżenie zawartości AOX w wodzie o pH 7,8 o około 77% po 39 minutach kontaktu z ozonem dawkowanym w ilości 0,5 mg O_3/mg C i eksponowanej na działanie promieniowania UV przez 6,8s przy najczęściej stosowanej w technologii wody dawce tj. 400 mJ/cm². Po podwyższeniu odczynu do wartości 9,5, czyli do poziomu maksymalnej wartości dopuszczalnej dla wody przeznaczonej do spożycia, efektywność usuwania AOX wzrosła do 80%, co można tłumaczyć wzrostem udziału reakcji

rodnikowych. Dążenie do osiągnięcia tak dużego stopnia usunięcia związków zaliczanych do AOX przez podwyższenie pH nie zawsze jest uzasadnione, na przykład, w wodzie zawierającej bromki, w której wraz ze wzrostem odczynu wody rośnie zawartość bromianów(V). W przypadku wystąpienia zagrożenia przekroczenia ich dopuszczalnego stężenia, dobrym rozwiązaniem może być zastąpienie fotochemicznego utleniania procesem opartym wyłącznie na naświetlaniu w nadfiolecie, którego potwierdzona badaniami skuteczność co prawda nie przekraczała 40%, lecz nie stwierdzono tworzenia się bromianów(V).

Uzyskane wyniki wskazują, że parametr grupowy AOX może być przydatny nie tylko w ocenie jakości wód naturalnych w aspekcie ich zanieczyszczenia związkami organicznymi zawierającymi w swej strukturze atomy halogenów, ale również do uproszczonej oceny efektywności procesów utleniania. Zastosowany jako jedno z kryteriów oceny celowości wdrożenia procesów pogłębionego utleniania w nowo budowanych lub modernizowanych zakładach oczyszczania wody, pozwoli zminimalizować ryzyko zdrowotne związane z obecnością AOX w wodzie dostarczanej odbiorcom czy też powstawaniem UPU.

Badania prowadziłam w ramach badań statutowych Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki [J.5.14–16 zał. 3]. Po przystąpieniu do realizacji zadania badawczego uczestników studiów doktoranckich mgr inż. Ewy Figny i mgr inż. Pawła Markowicza zostały one dofinansowane również przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska oraz z funduszu Kapitał Ludzki-Narodowa Strategia Spójności i Europejskiego Funduszu Społecznego w ramach programów stypendialnych SWIFT i AKADEMIA IP [K1, K3 zał. 4]. Wyniki badań zostały upowszechnione w formie publikacji [II.A6, II.E2, E3, E6, E7 zał.3] i wygłoszonych referatów [L.2.4 zał. 3].

Kolejnym zagadnieniem związanym z wykorzystaniem ozonu w technologii wody, którym zajmowałam się w moich badaniach było jego zastosowanie w celu zwiększenia efektywności utleniania żelaza(II) i manganu(II). Wody podziemne często zawierają związki żelaza i manganu w ilości przewyższającej ich dopuszczalne stężenie w wodzie przeznaczonej do spożycia. Zachodzi wówczas potrzeba ich usunięcia, a o tym jaka metoda powinna w tym celu być zastosowana decyduje forma występowania obu tych metali w oczyszczanej wodzie. Na podstawie danych literaturowych i analizy składu wody z ujęć głębinowych, charakteryzującej się niską zawartością substancji organicznych ([OWO] = 1,64÷1,80 mg C/dm³), pH mieszczącym się w zakresie 7,2÷7,4 i potencjałem redukcyjno-utleniającym $E_h \sim -0,1$ V, można było wnioskować, że oba metale występowały w łatwo rozpuszczalnych związkach, a w wyniku ich hydrolizy uwalniane były jony Fe(II) i Mn(II). Ponieważ hydroliza soli manganu(II) przebiega wolniej niż rozpuszczalnych w wodzie związków żelaza(II), a jony Mn(II) są efektywnie utleniane tlenem do Mn(IV) w wodzie o odczynie alkalicznym (pH>9,5), to wstępnie założyłam model sekwencyjnego utleniania związków żelaza i manganu. Pierwszy stopień oczyszczania wody obejmował intensywne napowietrzanie i filtrację pospieszną w celu odgazowania wody i usunięcia żelaza, a drugi filtrację pospieszną poprzedzoną ozonowaniem dla poprawy skuteczności jej odmanganiania, bez konieczności podwyższenia odczynu wody. Wymaganą intensywność i czas napowietrzania (3,5÷4 min), dawkę ozonu (0,5 mgO₃/dm³) i czas kontaktu (10 min) ustalałam doświadczalnie. Wstępne badania, z użyciem uproszczonego modelu filtru (w skali technicznej zaproponowałam ciśnieniowe pionowe filtry pospieszne piętrowe) i wody

zawierającej 1,02 mg Fe/dm³ oraz 0,39 mg Mn/dm³, wskazywały na możliwość uzyskania w proponowanym układzie oczyszczania wody redukcji zawartości obu metali na poziomie 90%. Na etapie projektu, został zmodyfikowany pierwszy stopień oczyszczania wody. Modyfikacja polegała na skierowaniu do komór napowietrzania, poza doprowadzonym do nich powietrzem, gazu wylotowego z komór kontaktowych zawierającego ozon resztkowy.

Efektywność wdrożonej technologii oceniłam po zakończeniu prac modernizacyjnych oraz po 9 miesiącach eksploatacji zakładu oczyszczania wody tj. po wpracowaniu złóż filtracyjnych. Ocenie poddałam efekty uzyskane po poszczególnych stopniach oczyszczania oraz finalną jakość wody kierowanej do systemu dystrybucji. Wyniki badań potwierdziły wysoką sprawność wdrożonego systemu oczyszczania wody. Zawartość jonów żelaza w oczyszczonej wody wahała się w zakresie 0,007÷0,011 mg Fe/dm³ (w zależności od stężenia początkowego), podczas gdy jego wartość dopuszczalna wynosi 0,2 g Fe/m³. Równie skutecznie był usuwany mangan, którego zawartość zmalała do wartości w zakresie 0,002÷0,004 mg Mn/dm³, znacznie mniejszych od dopuszczalnej (0,050 g Mn/m³). Skuteczność usuwania związków żelaza i manganu z wody wynosiła 99%. Żelazo było skutecznie usuwane z oczyszczanej wody już po pierwszym stopniu oczyszczania, na którym częściowo usuwany był również mangan. Dalsze zmniejszenie jego zawartości o około 14÷28% uzyskano w wyniku ozonowania i filtracji. 99% skuteczność usuwania Mn(II) osiągnięto jednak dopiero po wpracowaniu złóż filtracyjnych, tj. po wytrąceniu się tlenku manganu(IV), który wykazuje własności adsorpcyjne w stosunku do jonów Mn(II) i odgrywa rolę utleniacza jonów Mn(II) do Mn(III), utlenianych następnie tlenem rozpuszczonym w wodzie do Mn(IV) w postaci trudno rozpuszczalnego MnO₂·xH₂O.

Technologię sekwencyjnego usuwania Fe(II) i Mn(II) opartą na napowietrzaniu, ozonowaniu i naświetlaniu w nadfiolecie opracowałam dla modernizowanej w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko Stacji Uzdatniania Wody w Gliwicach-Łabędach [II.B3 zał. 3]. Wyniki oceny zaproponowanej technologii, dokonanej po włączeniu zmodernizowanej stacji do eksploatacji, zostały opublikowane [II.A7 zał. 3].

5.2. Badania procesu krystalizacji heterogenicznej Twardość wody nie jest czynnikiem powodującym bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia konsumentów, jednak może prowadzić do wystąpienia wielu, powszechnie znanych negatywnych zjawisk. Aby ograniczyć ich skalę zaleca się, aby twardość ogólna wody nie przekraczała 500 mg CaCO₃/dm³, przy czym preferowana wartość to 100÷150 mg CaCO₃/dm³. Ponieważ wody podziemne ujmowane z głębszych warstw wodonośnych charakteryzują się często większą wartością tego parametru, to konieczne jest ich zmiękczenie. W celu usunięcia kationów Ca(II) z wody (zawartość Mg(II) zazwyczaj nie przewyższa wartości zalecanej jako niezbędnej w profilaktyce niedoboru tego pierwiastka) można zastosować między innymi proces krystalizacji heterogenicznej, w którym do zmiękczonej wody wprowadza się reagent (Ca(OH)₂, NaOH, Na₂CO₃ lub ich mieszaninę) oraz zarodki krystalizacji w celu obniżenia energii aktywacji wymaganej do wykrystalizowania CaCO₃, (utrzymywane w zawieszeniu przez strumień zmiękczonej wody dla zwiększenia powierzchni kontaktu międzyfazowego).

Badania, których celem jest optymalizacja parametrów procesowych zmiękczenia wody w procesie krystalizacji heterogenicznej w złożach fluidalnych prowadzę od 1995 roku.

Początkowo prowadziłam je w warunkach laboratoryjnych w zaprojektowanej przeze mnie instalacji doświadczalnej z zachowaniem ustalonego przepływu tłokowego w komorze reakcji, tj. najkorzystniejszego dla przebiegu reakcji wyższego niż zerowego rzędu (reakcje krystalizacji CaCO_3 opisuje równanie kinetyki pierwszego rzędu) i użyciem ługu sodowego [II.J.5.3, 5 zał.3]. Uwzględniając wyniki analizy chemizmu procesu krystalizacji CaCO_3 i parametrów decydujących o pracy złoża fluidalnego (prędkości krytyczne: minimalna prędkość fluidyzacji i prędkość wynoszenia, gradient prędkości, przy którym nie wystąpi erozja wykrystalizowanego CaCO_3) badania zostały podzielone na cztery etapy, których celem było ustalenie kolejno wpływu: (1) prędkości roboczej mieszczącej się z zakresie obliczonych prędkości krytycznych, (2) granulacji piasku kwarcowego, stanowiącego zarodniki krystalizacji, (3) ilości dawkowanego piasku i (4) dawki NaOH na obniżenie twardości ogólnej wody. Doświadczalnie wykazano, że wszystkie wymienione parametry mają mierzalny wpływ na skuteczność procesu i mogą być wykorzystane do jego regulacji w zależności od lokalnie wymaganego stopnia redukcji twardości wody. Przy czym nieuzasadnione okazało się zwiększanie dawki reagenta ponad jej wartość teoretyczną, tj. dobraną proporcjonalnie do strumienia objętości przepływającej wody, na podstawie równania stechiometrycznego reakcji zmiękczenia ługiem sodowym i założeniu pojemności buforowej potrzebnej do zapewnienia stabilności chemicznej wody.

W wyniku krystalizacji węglanu wapnia na powierzchni ziaren piasku zwiększa się ich masa, wskutek czego ziarna przebywające najdłużej w układzie gromadzą się w jego dolnej części, skąd są okresowo usuwane z jednoczesnym uzupełnieniem świeżego piasku. Częstość usuwania ziaren złoża z przydennej części reaktora oraz objętość dodawanych nowych zarodków krystalizacji zależą od intensywności procesu krystalizacji, dlatego powinny być ustalane indywidualnie w danych warunkach procesowych.

Rezultaty tych badań zostały opublikowane w pracach [II.E22, 24 zał. 3] i zaprezentowane na konferencjach w formie referatów [II.L.1.4, L.2.19 i 20 zał. 3]. Opracowana technologia została wdrożona w dwóch zakładach oczyszczania wody [II.B1, B2 zał. 3]. Badania kontynuowane w skali technicznej wykazały, że wraz z obniżeniem twardości ogólnej wody (zawierającej jedynie śladową ilość manganu) usuwane były z niej w 92% kationy żelaza, co skłoniło mnie do podjęcia badań nad możliwością zmniejszenia twardości wody z jednoczesnym usunięciem nadmiaru kationów żelaza i manganu. Badania przeprowadziłam w instalacji pilotowej włączonej na początku układu oczyszczania wody głębinowej o akceptowalnej twardości ogólnej ($166 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$), lecz ponadnormatywnej zawartości żelaza ($0,44 \pm 0,66 \text{ mg Fe}/\text{dm}^3$) i manganu ($0,16 \pm 0,23 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$). Dawkowanie roztworu NaOH w ilości odpowiadającej dawce teoretycznej umożliwiło nie tylko obniżenie twardości wody o 62%, ale także 75% i 81% redukcję zawartości odpowiednio żelaza i manganu przy wzroście wartości pH w zakresie $0,5 \div 1,5$ (od wartości początkowej pH $6,2 \div 6,6$). Dużą skuteczność w usuwaniu manganu (do 74%) w omawianym procesie uzyskałam również po zmniejszeniu dawki reagenta o 50%. Badania krystalograficzne potwierdziły tezę, że jony obu metali są wbudowywane w strukturę kryształów węglanu wapnia i wraz z nim usuwane z oczyszczanej wody. Uzyskane rezultaty, opublikowane w pracy II.A.3 (zał. 3), były zbliżone do wyników przytaczanych w literaturze dla bardziej

energochłonnej krystalizacji ciśnieniowej prowadzonej w warunkach znacznego przesylenia wody zasadą, powodującego wzrost odczynu wody powyżej 9,5 i konieczność jego korekty.

Należy również podkreślić istotną dla jakości wody przeznaczonej do spożycia zaletę omawianego procesu, czyli jego selektywność. Jak wynika z przeprowadzonych badań pozwala on na usuwanie z wody jonów wapnia przy stosunkowo niewielkiej (ok. 4%) redukcji zawartości jonów magnezu. Dodatkowo, proponowana technologia spełnia wymóg efektywnego gospodarowania zasobami od momentu pozyskania wody, przez transport, przekształcenie i zużycie, po efektywne zagospodarowanie odpadów. Poza brakiem strumienia odpadowego rozumianego jako ujemna wartość środowiskowa i ekonomiczna (piasek z wykrystalizowanym na jego powierzchni węglanem wapnia, po odsączeniu wody, która jest zwracana do układu oczyszczania, stanowi pełnowartościowy surowiec o wielu możliwościach wykorzystania), na podstawie sporządzonego bilansu strumieni wody stwierdziłam możliwość jej wykorzystania w ponad 99 %.

Zmiękczenie wody w procesie krystalizacji heterogenicznej jest realizowane przy użyciu głównie ługu sodowego, rzadziej mleka wapiennego. Instalacja przygotowania mleka wapiennego jest bowiem kosztowna, a jej eksploatacja stwarza szereg problemów. W zakładach oczyszczania wody głębinowej często jednak stosuje się wodę wapienną w celu usunięcia CO_2 agresywnego. Badania pilotowe przeprowadzone z wykorzystaniem istniejącej instalacji przygotowania wody wapiennej wykazały, że około 61% jonów Mn(II) (od wartości początkowej $0,52 \text{ mg Mn/dm}^3$) można usunąć z wody stosując dawkę Ca(OH)_2 potrzebną do obniżenia twardości ogólnej o $100 \text{ mg CaCO}_3/\text{dm}^3$. Zmiana reagenta skutkowała jednak mniejszą selektywnością w usuwaniu kationów wapnia i magnezu.

5.3. Badania hydrauliczne systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzenia ścieków

Przed uzyskaniem stopnia doktora nauk technicznych (w latach 1983–1991) koncentrowałam się na badaniach sprawności hydraulicznej sieci wodociągowych i kanalizacyjnych, w szczególności tych eksploatowanych w terenach intensywnej działalności górniczej [II.E31–34, J.3.1–3, 5 zał. 3]. Były to badania prowadzone głównie w obiektach rzeczywistych, których wyniki jednoznacznie wykazały, że ogólnie przyjęty sposób obliczania strat hydraulicznych w przewodach wodociągowych z procentowo szacowanym udziałem strat miejscowych nie sprawdza się w przypadku rurociągów zlokalizowanych w terenach górniczych, gdzie zachodzi konieczność ich zabezpieczenia przed wpływem deformacji podłoża. W tym celu są zabudowywane np. dwudławicowe nasuwki kompensacyjne konstrukcji Rochacza, zabezpieczające rurociągi stalowe przed uszkodzeniami wywołanymi zarówno odkształceniami osiowymi, jak i kątowymi. Brak naukowych podstaw do właściwej oceny ich udziału w stratach hydraulicznych skłonił mnie do podjęcia badań umożliwiających wiarygodne określenie współczynnika strat miejscowych (Z) dla tego typu nasuwek. Na podstawie badań jakościowych [J.3.6 zał. 3] przeprowadzonych w płaskich modelach w wannie hydraulicznej wysunęłam tezę, że spadek ciśnienia w nasuwkach typu R zależy od ich parametrów geometrycznych, dylatacji, chropowatości bezwzględnej ścian kompensatora, odchylenia kąтового osi dylatowanego przewodu od osi nasuwki, od prędkości przepływu i własności fizycznych przepływającego medium. Posługując się metodą analizy wymiarowej wyprowadziłam równanie kryterialne

opisujące współczynnik Z w zależności od jej względnie wyrażonych parametrów geometrycznych, chropowatości względnej, dylatacji względnej, odchylenia kąтового i liczby Reynoldsa. W badaniach jakościowych przeprowadzonych w układzie przepływowym z użyciem rzeczywistych nasuwek kompensacyjnych (badania w skali półtechnicznej) i ich modeli (badania w skali laboratoryjnej) wykazałam, że wpływ chropowatości względnej i długości względnej nasuwki, a w warunkach ruchu burzliwego (dla liczb Re większych od wyznaczonej doświadczalnie wartości granicznej) również wpływ liczby Reynoldsa jest zaniedbywalnie mały. Wyniki badań, będących podstawą mojej rozprawy doktorskiej, uogólniłam za pomocą wielomianów ortogonalnych, wygenerowałam tablice wartości Z , a na ich podstawie opracowałam nomogramy ujmujące zależność współczynnika Z od dylatacji względnej i średnicy względnej badanych nasuwek. Wpływ odchylenia kąтового ujęłam za pomocą współczynnika poprawkowego opisanego przez wyprowadzoną korelację.

Pogorszenie warunków hydrodynamicznych przepływu (sprawności hydraulicznej) rurociągów jest następstwem nie tylko instalowania dodatkowej armatury, ale również wynikiem zjawisk wywołanych przepływem wody charakteryzującej się brakiem stabilności kwasowo-zasadowej (korozja materiałów wykonanych na bazie metali i ich stopów), węglanowo-wapniowej (inkrustacje) czy biologicznej (intensyfikacja korozji, rozwój biofilmu). Badania nad możliwością przywrócenia zdolności transportowej rurociągów o dużych średnicach przeprowadziłam pod kierownictwem prof. dr hab. inż. Karola Kusia w ramach pracy naukowo-badawczej zrealizowanej w Politechnice Śląskiej [J.3.9 zał. 3]. Ustalone w wyniku badań terenowych i analizy techniczno-ekonomicznej kryteria kwalifikowania przewodów do renowacji (w tym sposobu renowacji) bądź wymiany na nowe umożliwiają dokonanie właściwego wyboru metody przywrócenia im zdolności transportowej. Wykazano również, że w przypadku renowacji przewodów magistralnych najkorzystniejsza jest ich odnowa strukturalna, przy czym sposób jej przeprowadzenia jest uzależniony od charakterystyki materiałowej przewodów.

W późniejszym okresie swojej działalności naukowej, w badaniach przeprowadzonych pod moim kierownictwem w współpracy z Przedsiębiorstwem Wodociągów i Kanalizacji w Gliwicach, wykazałam, że sprawność hydrauliczną stalowych przewodów sieci rozdzielczej można poprawić również przez dawkowanie właściwie dobranej preparatu fosforanowo-sodowego. Dotychczas preparaty tego typu stosowano do wyeliminowania zjawiska tzw. „brunatnej wody” (obniżenia zawartości żelaza uwalnianego do wody z korodowanego materiału) i zahamowania korozji rurociągów przez wytworzenie warstwy ochronnej. Celem przytoczonych badań było określenie możliwości zastosowania preparatu będącego mieszaniną ortofosforanów (22%) i polifosforanów (78%) do poprawy stanu skorodowanych przewodów stalowych i zahamowania procesu korozji w połączeniu z oceną ich wpływu na jakość transportowanej wody. Do badań wytypowano przewód stalowy o średnicy nominalnej 200mm, pozostający w kontakcie z wodą o działaniu korozyjnym wobec metali (indeks Langeliera -0,12; indeks Skolda 0,29; wskaźnik S_3 1,72). Analiza składu chemicznego osadów pobranych z wycinka przewodu potwierdziła, że tworzyły go głównie produkty korozji, a według badań krystalograficznych oznaczone w nich żelazo (35,2%) związane było przede wszystkim w getycie.

Badania stanu przewodu metodą pośrednią (w testach hydrantowych) potwierdziły przydatność zastosowanego preparatu do usuwania osadów powstałych w wyniku procesu korozji rur stalowych, o czym świadczyło obniżenie wartości chropowatości zastępczej od wartości początkowej 47 mm do wartości 18 mm (odpowiednio współczynnika oporności właściwej od $45 \text{ s}^2/\text{m}^6$ do $25 \text{ s}^2/\text{m}^6$) po 14 miesiącach jego dawkowania. Warunkiem uzyskania tak dużej skuteczności było stosowanie skokowo zmiennej dawki preparatu po stwierdzeniu wytworzenia się warstwy ochronnej na ścianach przewodu (szybkość zmian chropowatości zastępczej wyraźnie malała, podobnie jak malała zawartość żelaza w wodzie). Prowadzona równoległe kontrola jakości kondycjonowanej wody wykazała, że w okresie intensywnego rozpuszczania złożeń korozyjnych rośnie zawartość żelaza w wodzie i lokalnie mętność wody. Zastosowanie omawianej metody w praktyce eksploatacyjnej wymaga więc prowadzenia regularnego płukania sieci w celu usunięcia z niej rozpuszczonych osadów. Szczegółowe wyniki badań wraz z omówieniem chemizmu tworzenia się warstwy ochronnej, analizą jakości kondycjonowanej wody i zaleceniami dla eksploatorów systemów dystrybucji wody przedstawiono w pozycji II.E8 z załącznika 3. Pozostałe wnioski z przeprowadzonych badań, dotyczące zmian jakości wody w systemach dystrybucji wskutek jej wtórnego zanieczyszczenia i wtórnego skażenia mikrobiologicznego zostały uwzględnione w pracach [II.E4 i L.1.1 zał. 3].

5.4. Podsumowanie dorobku naukowego

Osiągnięcia naukowe podsumowałam w tabeli 1 z podziałem na publikacje (z podaniem ilości punktów zgodnie z wykazami KBN/MNiSW obowiązującymi w roku powstania pracy) i zrealizowane projekty.

Na mój dorobek naukowy składają się głównie prace zrealizowane po uzyskaniu stopnia doktora. Przed doktoratem prezentowałam swoje osiągnięcia tylko na 4 konferencjach o zasięgu krajowym [II.L.2.23–27 zał. 3], byłam współautorką 2 artykułów w czasopiśmie bez JIF [II.E31, E32 zał. 3], 2 opublikowanych w Zeszytach Naukowych Politechniki Śląskiej (seria: Energetyka) [II.E33, E34 zał. 3], 2 ekspertyz [I.M.1, I.M2 zał. 4]. Prace publikowane w latach 1984–1989 powstały głównie w efekcie badań hydrauliki systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzenia ścieków, realizowanych w ramach projektów naukowo-badawczych prowadzonych na Wydziale Inżynierii Środowiska w Instytucie Inżynierii i Technologii Wody, Ścieków i Odpadów w Politechnice Śląskiej [II.J.3.1–6 zał. 3]. Większość moich publikacji powstałych po doktoracie jest wynikiem badań procesów jednostkowych stosowanych w oczyszczaniu wody zrealizowanych zarówno w Politechnice Śląskiej, jak i we współpracy z jednostkami zewnętrznymi. W tym, 4 publikacje powstały w rezultacie badań prowadzonych w ramach współpracy z przemysłem [II.A3, A7, E8, E15 zał.3], a 3 w wyniku współpracy z dr hab. inż. Rajmundem Michalskim z Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN z Zabrze [II.A23, A25, A26 zał. 3]. Wspólnie z doktorantami i studentami przygotowałam 8 prac [II.A6, A8, A9, E1–3, 6, 7 zał. 3] oraz 3 referaty [II.L.2.3–5 zał. 3].

Jestem autorką raportu z badań naukowych zrealizowanego jako projekt KBN pod moim kierownictwem [II.J.1 zał. 3], autorką lub współautorką 16 raportów z zadań zrealizowanych w ramach badań statutowych Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej, w tym dwóch grantów habilitacyjnych [II.J.5.10 i 11 zał. 3]. Kierowałam 5 pracami naukowo-

badawczymi [II.J.2.1–5 zał. 3], 5 pracami usługowo-badawczymi [II.J.4.1, 2, 5–7 zał. 3], a wykonawcą byłam w 3 pracach naukowo-badawczych [II.J.3 zał. 3] i 2 usługowo-badawczych [II.J.4.3, J.4.4 zał. 3]. Kontynuacją badań statutowych były prowadzone przeze mnie badania pilotowe w obiektach eksploatowanych w skali technicznej, które umożliwiły kompleksowe opracowanie technologii zmiękczenia wody w procesie krystalizacji heterogenicznej z użyciem ługu sodowego, wdrożonej w dwóch zakładach oczyszczania wody [II.B1, B2, zał. 3] oraz z użyciem wody wapiennej [II.B4 zał. 3].

Tabela. 1. Podsumowanie dorobku naukowo-badawczego

Prace		Liczba prac			Liczba punktów KBN/MNiSW		
		przed doktoratem	po doktoracie	razem	przed doktoratem	po doktoracie	razem
1.	Publikacje w czasopiśmie naukowych						
1.1	Publikacje w czasopiśmie z bazy JCR z IF	0	9	9	0	118	118
		0	Σ IF=4,91	Σ IF=4,91			
1.2	Publikacje naukowe w czasopiśmie innych niż w bazie JCR	2	14	16	0	46	46
2.	Monografie i rozdziały w monografiach						
2.1	Monografie	0	1	1	0	25	25
2.2	Rozdziały w monografiach						
2.2.1	w języku polskim	2	13	15	0	42	42
2.2.2	w języku angielskim	0	3	3	0	27	27
3.	Podręczniki i skrypty	0	1 (skrypt)	1	0	0	0
Ogółem		Σ =4	Σ =41	Σ =45	Σ =0	Σ =258	Σ =258
4.	Projekty/Prace naukowe i badawcze						
4.1	Kierowanie projektem badawczym (KBN/MNiSW/NCN)	0	1	1			
4.2	Prace BW/BK (w tym autorstwo pojedynczych zadań)	0	5/11	16			
4.3	Badania we współpracy z przemysłem (NB, U i inne)	6	24	30			
4.4	Ekspertyzy i inne opracowania na zamówienie	2	4	6			
4.5	Programy europejskie oraz inne programy międzynarodowe, krajowe	0	5	5			
4.6	Opiniowanie wniosków	0	4	4			
Ogółem		Σ =8	Σ =54	Σ =62			

Uczestniczyłam również w projekcie zrealizowanym w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko (Narodowa Strategia Spójności i Fundusz Spójności UE) o budżecie 13 mln zł. Mój udział polegał na: (1) opracowaniu technologii sekwencyjnego usuwania żelaza(II) i manganu(II) opartej na napowietrzaniu, ozonowaniu i naświetlaniu w nadfiolecie [II.B3 zał. 3], (2) kierowaniu projektem w zakresie wymagań technologicznych i hydraulicznych na etapie opracowania Programu Funkcjonalno-Użytkowego i Specyfikacji Istotnych Warunków Zamówienia; (3) prowadzeniu nadzoru technicznego nad realizacją projektu i przewodniczeniu komisji odbioru technicznego [I.F2 zał.4].

Ponadto, brałam aktywny udział w konferencjach i sympozjach, na których po uzyskaniu stopnia doktora wygłosiłam 31 referatów, z czego 9 na konferencjach międzynarodowych [II.L.1, II.L.2, zał. 3], 2 komunikaty oraz zaprezentowałam 1 poster [I.B1–B3 zał. 4]. Odbylam staż dydaktyczno-naukowy na wydziale Civil and Environmental Engineering na Uniwersytecie w Bradford (Wielka Brytania) oraz International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering w Delft (Holandia) [I.L1, L2 zał. 4].

Do 2017 roku byłam ujęta w bazie ekspertów Politechniki Śląskiej w dziedzinie nauki techniczne, inżynieria środowiska w zakresie: optymalizacja i modelowanie procesów i urządzeń do dezynfekcji wody i utleniania zanieczyszczeń zawartych w wodzie i ściekach, procesy pogłębio-utleniania, hydraulika urządzeń do uzdatniania wody i ścieków oraz systemów dystrybucji wody. Od 2016 roku jestem ekspertem w Pilotażowym Programie Weryfikacji Technologii Środowiskowych Unii Europejskiej [I.A1 zał. 4]. Realizowałam także projekty w ramach innych programów: 3 w Programie PHARE [I.A3–5 zał. 4] oraz 1 w ramach pomocowego programu Ministerstwa Środowiska (Program Restrukturyzacji Kanalizacji [IA2 zał. 4].

Za osiągnięcia w dziedzinie naukowej otrzymałam indywidualną nagrodę Rektora Politechniki Śląskiej II stopnia.

5.5. Podsumowanie osiągnięć dydaktycznych i działalności w zakresie popularyzacji nauki

W trakcie swojej wieloletniej pracy dydaktycznej, prowadziłam zajęcia na różnych szczeblach procesu kształcenia studentów Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki, Wydziału Budownictwa w Politechnice Śląskiej oraz Centrum Kształcenia Inżynierów w Rybniku (zamiejscowej filii Politechniki Śląskiej). Opracowałam i prowadziłam 19 różnych tematycznie wykładów, z których 10 prowadziłam również w języku angielskim [I.I.1 zał. 4] oraz ćwiczenia audytoryjne (2), laboratoryjne (4), projektowe (14) i seminarium (1), w tym 10 odbywanych w języku angielskim [I.I.2 zał. 4]. Cztery z wymienionych przedmiotów kończyły się egzaminami [I.I.5 zał. 4]. Od 2004 (również w roku akademickim 2018/2019) prowadzę 2 wykłady na studiach podyplomowych „Postęp techniczny w wodociągach i kanalizacji” [I.I.4 zał. 4]. Jestem współautorką rozdziału skryptu uczelnianego: Podstawy projektowania układów i obiektów wodociągowych. Wybrane zagadnienia. [II.F1.1, F1.2 zał. 3]. Moja aktywność dydaktyczna zaowocowała promotorstwem prac dyplomowych (w tym 66 prac magisterskich, 8 projektów inżynierskich i 8 prac końcowych studium podyplomowego) [I.J.1–J.3 zał. 4]. Dwie prace magisterskie, których byłam promotorem zostały zrealizowane w ramach programu SOCRATES w Vrije Universiteit Brussels w Belgii pod opieką Prof. Willego Bauwensa [I.J.1 zał. 4]. Zrecenzowałam 28 dyplomów magisterskich i 20 projektów inżynierskich [I.J.3 zał. 4].

W latach 1985–1989 prowadziłam obozy naukowe dla studentów III i IV roku [I.1.6 zał. 4]. W późniejszy latach sprawowałam opiekę nad 2 studentami studiującymi wg indywidualnego programu studiów i asystentem stażystą [I.J.4 zał. 4] oraz byłam opiekunem naukowym trzech uczestników studiów doktoranckich [I.K1–K3 zał. 4].

Za osiągnięcia w dziedzinie dydaktycznej otrzymałam dwie zespołowe nagrody Rektora Politechniki Śląskiej I i II stopnia. Za swój największy sukces dydaktyczny uważam wysokie oceny uzyskiwane w prowadzonych w uczelni ankietach studenckich.

W ramach popularyzacji nauki uczestniczyłam w organizowanych w Politechnice Śląskiej akcjach „Dziewczyny na Politechnikę” i „Dni otwarte Politechniki Śląskiej” [I.1.7.1, 2 zał. 4]. Opracowałam rozdział Katalogu ofert i rozwiązań technologicznych (prezentowany na V Międzynarodowych Targach Ekologicznych INTER-ECO'94), a w ramach promocji potencjału naukowego Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki przygotowałam przegląd ofert dydaktycznych, nowych technologii i badań prowadzonych na wydziale zamieszczonych w Katalogu ofert: Edukacja, badania, technologie, consulting (red. Prof. dr hab. inż. Zawadiak) [II.F2 zał. 3] i wygłosiłam referat skierowany do absolwentów Wydziału Inżynierii Środowiska podczas Jubileuszowego Zjazdu Absolwentów Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Śląskiej [I.1.7.3 zał. 4].

7. Omówienie działalności organizacyjnej

W trakcie swojej pracy zawodowej aktywnie uczestniczyłam w pracach na rzecz Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki oraz Wydziału Budownictwa Politechniki Śląskiej. W latach 1992–2004 byłam członkiem Rady Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki. W 1996 roku zostałam wybrana do Wydziałowej Komisji Wyborczej (kadencja 1996–1999), a do Uczelnianego Kolegium Elektorów w dwóch kadencjach 1996–1999 i 2002–2005. Ponadto pełniłam funkcję pełnomocnika Dziekana Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki ds. Transferu Technologii (1996–2010), pełnomocnika Dziekana ds. wymiany zagranicznej studentów (2001–2008) i koordynatora programu SOCRATES-ERASMUS dla kierunków kształcenia Inżynieria Środowiska i Ochrona Środowiska [I.N1–N6 zał. 4].

Brałam również czynny udział w pracach wydziałowych komisji dydaktycznych jako członek Zespołu Egzaminacyjnego, Komisji Egzaminu Inżynierskiego na kierunkach Inżynieria Środowiska oraz Ochrona Środowiska [I.N9–N12 zał. 4]. W latach 2000–2003 zasiadałam w komisjach maturalnych jako obserwator z ramienia wydziału w ramach realizacji programu „Matura 2000” [I.N13 zał. 4].

Natomiast w Zakładzie Wodociągów i Kanalizacji (Instytut Inżynierii Wody i Ścieków) sprawowałam opiekę nad laboratorium procesów dezynfekcji i utleniania (1999–2016) oraz laboratorium mechaniki płynów i hydrauliki (1992–1998; 2014–2016). W ramach pełnienia tej funkcji zorganizowałam od podstaw pierwsze z wymienionych laboratoriów (adaptacja pomieszczeń, zakup aparatury naukowo-badawczej, opracowanie stosowych wniosków o dofinansowanie [I.N7 i Q.2.1 zał. 4]), zaś w drugim nadzorowałam jego modernizację, zaprojektowałam nowe stanowiska laboratoryjne do wizualizacji i badań procesu filtracji, do badań sprawności zespołu pomp w układzie z przetwornicą częstotliwości (wspólnie z dr inż. Wojciechem Koralem) oraz instalacje doświadczalne do badań hydrauliki złoź fluidalnych [I.N8 i Q.2.2 zał. 4].

Byłam członkiem komitetów organizacyjnych dwóch sympozjów organizowanych przez Zakład Wodociągów i Kanalizacji oraz 1 sympozjum naukowego organizowanego przez Rektora Politechniki Śląskiej prof. dr hab. inż. Wilibalda Winklera [I.C1–C3 zał. 4].

Za osiągnięcia w dziedzinie organizacyjnej otrzymałam zespołową nagrodę Rektora Politechniki Śląskiej I stopnia (za udział w pracach zespołu kierowanego przez prof. dr hab. inż. Stanisława Majewskiego, związanych z uruchomieniem programu SOCRATES – ERASMUS na Wydziale Budownictwa) i dwie zespołowe nagrody Rektora Politechniki Śląskiej II stopnia. Za całokształt swojej pracy w Politechnice Śląskiej otrzymałam w 2007 roku odznakę „Zasłużonemu dla Politechniki Śląskiej”.

