

Autoreferat

o osiągnięciach w działalności naukowo-badawczej, dydaktycznej i organizacyjnej

1. Imię i nazwisko

Rafał Tytus Bray

2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- 1990 Uzyskanie tytułu magistra inżyniera inżynierii sanitarnej. Politechnika Gdańska Wydział Hydrotechniki (obecnie Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska). Studia magisterskie w zakresie inżynierii sanitarnej, specjalność: Zaopatrzenie w wodę i unieszkodliwianie ścieków i odpadów.
- 2000 Uzyskanie stopnia naukowego doktora nauk technicznych w zakresie inżynieria środowiska, specjalność technologia wody i ścieków. Politechnika Gdańska Wydział Budownictwa Wodnego i Inżynierii Środowiska (obecnie Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska). Praca doktorska pt. „Rola procesów fizyko-chemicznych i biologicznych w eliminacji manganu i azotu amonowego z wód podziemnych”.

3. Przebieg zatrudnienia w jednostkach naukowych

- 1989-2000 Stanowisko asystenta w Katedrze Technologii Wody i Ścieków na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Gdańskiej (obecnie Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska)
- 1999-2000 Stanowisko wykładowcy w Katedrze Technologii Wody i Ścieków na Wydział Budownictwa Wodnego i Inżynierii Środowiska (obecnie Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska) Politechniki Gdańskiej
- 2000-2015 Stanowisko adiunkta w Katedrze Technologii Wody i Ścieków na Wydziale Inżynierii Lądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej
- 2015- Stanowisko starszego wykładowcy w Katedrze Technologii Wody i Ścieków na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Gdańskiej
- 2006-2008 Wyższa Szkoła Środowiska w Bydgoszczy, wykładowca (umowa o dzieło)

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

a) Tytuł osiągnięcia

Cykl publikacji powiązanych tematycznie:

Procesy w usuwaniu manganu, amoniaku i arsenu z wód podziemnych oraz możliwości jednoczesnego ich usuwania

b) Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia

Publikacje naukowe znajdujące się w bazie Journal Citation Reports (JCR)

1. Olańczuk-Neyman K., Częścik P., Łasińska E., **Bray R.** (2001): Evaluation of effectivity of selected filter beds for iron and manganese removal. W: Water Science and Technology: Water Supply Vol. 1 No 2 pp 159-165, IWA Publishing 2001. Punktacja MNiSW: brak, IF: brak
Mój udział procentowy szacuję na 30%
2. **Bray R.**, Olańczuk-Neyman K. (2008): Wpływ warunków ciśnieniowej filtracji na przebieg biologicznego usuwania azotu amonowego z wody w procesie nitryfikacji. Przemysł Chemiczny. - T. 87, Nr 5 (2008), s. 420-422. Punktacja MNiSW: 15, **IF: 0,254**
Mój udział procentowy szacuję na 90%
3. **Bray R.** (2013): Usuwanie arsenu z wody podziemnej w procesie zintegrowanym - koagulacja/mikrofiltracja. Ochrona Środowiska. -Vol. 35., Nr 4 (2013), s.33-37. Punktacja MNiSW: 15, **IF: 0,619**
Publikacja samodzielna, udział 100%
4. **Bray R.**, Fitobór K. (2016): Wykorzystanie PIX 112 do usuwania jonów arsenu z wody podziemnej w procesie koagulacji powierzchniowej w złożu filtru piaskowo-piroluzytowego. Ochrona Środowiska. -Vol. 38, Nr 2 (2016), s.45-48 Punktacja MNiSW:15, **IF: 0,425** (2015r.)
Mój udział procentowy szacuję na 75%
5. **Bray R.**, Fitobór K. (2017): Sizes of iron hydroxide particles formed during ferric coagulation processes. Desalination and Water Treatment. Vol. 64 (2017), pp 419-424. Punktacja MNiSW: 20, **IF: 1,272** (2015r.)
Mój udział procentowy szacuję na 75%

Publikacje naukowe w czasopismach międzynarodowych lub krajowych innych niż znajdujące się w bazie, o której mowa w pkt. A:

6. Olańczuk-Neyman K., **Bray R.** (2004): Przebieg wpracowywania kwarcowych złóż filtracyjnych przeznaczonych do usuwania manganu i azotu amonowego z wód podziemnych. VI Międzynarodowa Konferencja, XVIII Krajowa Konferencja "Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód". Poznań, Polska, 2004, T.1 s. 483-491. Punktacja MNiSW: brak

Mój udział procentowy szacuję na 90%

7. **Bray R.** (2005): Rola mikroorganizmów przy wpracowywaniu kwarcowych złóż odmanganiających. W: II Kongres Inżynierii Środowiska : Tom 1 / red. L. Pawłowski, M.R. Dudzińska, A. Pawłowski. - Lublin : PAN, Komit. Inż. Środow., 2005. - s. 155-162. - Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN ; Vol. 32 Punktacja MNiSW: 4

Publikacja samodzielna, udział 100%

8. **Bray R.**, Łasińska E. (2007): Treatment of high-quality groundwater by means of one-stage filtration on active filtration beds. Polish Journal of Environmental Studies. - Vol. 16, nr 2A (Supplement), pt. 2 (2007), s. 234-238. Punktacja MNiSW: brak

Mój udział procentowy szacuję na 90%

9. **Bray R.**, Olańczuk-Neyman K., Sokołowska A. (2007): The influence of oscillatory low pressure on bacteria number in groundwater supplied to distribution system// Polish Journal of Environmental Studies. -Vol. 16., nr. nr 2A (Supplement), pt. 2 (2007), s.217-220. Punktacja MNiSW: brak

Mój udział procentowy szacuję na 70%

10. **Bray R.** (2010): Removal of ammonia nitrogen from groundwater during nitrification processes using pressure filters. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 2010, vol. 64, s. 35-43. Punktacja MNiSW: 5

Publikacja samodzielna, udział 100%

Mój sumaryczny udział w publikacjach wchodzących w skład osiągnięcia:

- w publikacjach JCR/WoS - **74%**
- we wszystkich publikacjach - **82%**

Sumaryczny **IF** – **2,57**

Sumaryczna liczba punktów MNiSW – **74**

Z uwzględnieniem własnego udziału – **63,75**

c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z przedstawieniem ich ewentualnego wykorzystania

Wody podziemne stanowią najlepsze źródło wody do zaopatrywania ludności. Pomimo wysokiej jakości tych wód w większości zawierają one domieszki występujące w stężeniach wyższych od dopuszczalnych i wymagają oczyszczenia. W Polsce najczęściej spotykanymi domieszkami wód podziemnych są żelazo, mangan oraz azot amonowy. Rzadziej występują inne zanieczyszczenia, takie jak arsen. Ponadto rzadko spotyka się wody, w których przekroczenia dopuszczalnych stężeń dotyczą jednego tylko rodzaju zanieczyszczeń i najczęściej z wody trzeba usuwać dwie lub więcej niepożądanych domieszek. W uzdatnianiu wód podziemnych wykorzystuje się różne procesy, najczęściej są to procesy fizyczno-chemicznego utleniania żelaza i manganu oraz biologiczne - głównie nityfikacji azotu amonowego. Znacznie rzadziej stosowane są procesy koagulacji czy chemicznego strącania, których podstawę stanowi dozowanie do wody reagentów. Cechą wspólną procesów fizyczno-chemicznego utleniania i biologicznej nityfikacji jest „naturalny ich przebieg”, tzn. bez wspomagania reagentami chemicznymi oraz to, że w znacznym stopniu przebiegają w złożach filtracyjnych. Mają one decydującą rolę w ich przebiegu i skuteczności usuwania. Również w przypadku koagulacji bardzo często procesy jednostkowe przebiegają w złożach filtracyjnych, jak np. w koagulacji powierzchniowej. W rezultacie, większość procesów oczyszczania wód podziemnych przebiega w złożach filtracyjnych, na skutek interakcji między usuwanymi domieszkami a związkami lub mikroorganizmami znajdującymi się na powierzchni ziaren złożów filtracyjnych.

Pomimo kilkudziesięciu lat doświadczeń i stałego rozwoju wiedzy na temat przebiegających w uzdatnianiu wód podziemnych procesów, nadal w sposób ostateczny nie rozpoznano ani w pełni nie są kontrolowane jednostkowe procesy odpowiedzialne za usuwanie poszczególnych domieszek. W konsekwencji przekłada się to na błędy w projektowaniu zakładów uzdatniania wód podziemnych, polegające przede wszystkim na nieodpowiednim doborze parametrów procesów lub na niewłaściwej eksploatacji urządzeń.

Nie do końca rozpoznany był charakter procesów związanych z usuwaniem manganu z wód podziemnych. W szczególności nie ma pewności, co do znaczenia procesów biologicznych zachodzących przy udziale bakterii utleniających mangan, które są identyfikowane w złożach filtracyjnych. Uznawano, że w większości przypadków usuwanie związków manganu polega na fizyczno-chemicznych procesach katalitycznego ich utleniania, przy udziale tlenków manganu(IV) znajdujących się w złożu filtracyjnym. Nie można jednak wykluczyć, że procesy biologiczne mogą mieć bardziej istotną rolę w początkowym okresie eksploatacji filtrów, np. w czasie wpracowywania, gdy w złożach filtracyjnych nie odłożyły się jeszcze aktywne tlenki manganu. Nie było również wystarczającej wiedzy, co do skuteczności nowych materiałów filtracyjnych proponowanych do usuwania manganu w ofertach wykonawców zakładów uzdatniania wody. Złoża takie stosowane były często bez uprzedniego sprawdzenia i oferowane są jako znacznie lepsze i bardziej efektywne od tradycyjnie stosowanych złożów kwarcowych.

Podstawowym sposobem usuwania amoniaku z wody jest biologiczna nityfikacja azotu amonowego do azotu azotanowego(V). Do najbardziej istotnych czynników, mających wpływ na przebieg tego procesu, zalicza się: stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, temperaturę, stężenie i zmiany stężenia azotu amonowego, odczyn, zasadowość, obecność substancji organicznych i toksycznych oraz prędkość filtracji i rodzaj materiału filtracyjnego. Do tej szerokiej grupy czynników często zaliczano również ciśnienie, przy czym panowało

przekonanie, iż procesy biologiczne, w tym również nityfikacja przebiegają efektywniej przy ciśnieniu zbliżonym do atmosferycznego, jakie panuje podczas filtracji grawitacyjnej (otwartej). Uznawano, iż wzrost ciśnienia jest czynnikiem niekorzystnym przy czym w dostępnym piśmiennictwie nie było wyników badań określających wpływ ciśnieniowych warunków pracy złóż filtracyjnych na przebieg procesu nityfikacji.

Kolejnym nie do końca rozpoznanym zagadnieniem była możliwość jednoczesnego (w tych samych urządzeniach) usuwania wielu zanieczyszczeń. W tradycyjnym podejściu rozdziela się procesy prowadzące do usuwania poszczególnych składników, stosując np. dwustopniową filtrację, gdyż każdy wymaga odrębnych, specyficznych właściwości materiału filtracyjnego. Np. w usuwaniu manganu konieczna jest obecność w złożu aktywnych katalitycznych wyższych tlenków manganu, a biologiczne usuwanie amoniaku wymaga wytworzenia w złożu błony biologicznej zasiedlonej bakteriami nityfikacyjnymi pierwszej i drugiej fazy. W literaturze wielokrotnie zwraca się też uwagę na czynniki przeszkadzające w usuwaniu manganu, jak np. obecność w uzdatnianej wodzie podwyższonych stężeń żelaza lub amoniaku. Postawiono zatem tezę, że jest możliwe jednoczesne usuwanie manganu z żelazem, amoniakiem z lub innymi zanieczyszczeniami, jak np. arsenem. W tym ostatnim przypadku, problem może być o tyle złożony, że usuwanie arsenu wymaga dozowania do wody znacznych ilości związków żelaza i optymalnie przebiega przy niskim odczynie wody, a oba wymienione czynniki są niekorzystne przy usuwaniu manganu.

Pojawiły się również nowe urządzenia pomiarowe, umożliwiające przeprowadzenie badań, które wcześniej musiały być wykonywane mniej dokładnymi metodami. W badaniach wykorzystano granulometr laserowy do pomiaru wielkości cząstek powstających w procesie koagulacji/współstrącania arsenu za pomocą koagulantów żelazowych. Zastosowanie granulometru laserowego pozwoliło na dokonanie pomiarów nie tylko z dużą dokładnością, ale przede wszystkim w czasie rzeczywistym, które wcześniej praktycznie nie były możliwe.

Uznano zatem za celowe przeprowadzenie badań dotyczących następujących zagadnień:

- rola mikroorganizmów w procesie wpracowywania kwarcowych złóż odmanganiających,
- znaczenia materiałów i warstw filtracyjnych w usuwaniu manganu z wód podziemnych w aktywnych złożach,
- wpływu warunków ciśnieniowej filtracji na przebieg biologicznego usuwania azotu amonowego z wody w procesie nityfikacji,
- usuwania arsenu z wód podziemnych i możliwości jego współ-usuwania z manganem,
- wielkości cząstek wodorotlenku żelaza(III) powstających w procesie koagulacji/współstrącania arsenu koagulantami żelazowymi,
- możliwości jednoczesnego usuwania manganu z żelazem, z amoniakiem lub z arsenem.

Rola mikroorganizmów przy wpracowywaniu kwarcowych złóż odmanganiających oraz możliwość jednoczesnego wpracowywania złóż w procesach usuwania manganu i amoniaku

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacjach 4.2.6; 4.2.7]

Podstawowym sposobem usuwania manganu z wód podziemnych jest napowietrzanie i filtracja przez aktywne złoża katalityczne. Usuwanie manganu z wód polega na utlenianiu rozpuszczonych w wodzie jonów Mn(II) do nierozpuszczalnych wyższych tlenków (np. $MnO_2 \cdot H_2O$). Jednak aby proces ten mógł przebiegać przy pH zbliżonym do naturalnie występującego w wodach podziemnych, konieczna jest obecność w złożu filtracyjnym utlenionych form manganu MnO_x ($x \leq 2$) (wpływających katalizująco na przebieg reakcji utleniania manganu). Formowanie się katalitycznej warstwy wyższych tlenków manganu (czyli wpracowanie złoża kwarcowego), uzyskuje się podczas filtracji napowietrzanej wody zawierającej mangan. W tym czasie ziarna piasku stopniowo pokrywają się powłoką zawierającą tlenki manganu.

Prowadzone w ramach osiągnięcia badania stanowiły kontynuację przeprowadzonych w latach 1996-2000 w pracy doktorskiej. Wówczas ustalono, że w złożach już wpracowanych, tzn. pokrytych aktywną, katalityczną warstwą tlenków manganu, bakterie utleniające mangan nie mają znaczącej roli w usuwaniu manganu (pomimo obecności tych bakterii w złożu). Złoża te, pomimo zahamowania aktywności bakterii utleniających mangan, usuwały mangan z dużą, stabilną w czasie skutecznością. Uznano więc, że dominującym procesem było fizyko-chemiczne katalityczne jego utlenianie przez tlenki manganu. Pewne obserwacje wskazywały jednak, że mikroorganizmy mogą mieć większą rolę w okresie wpracowywania filtrów. Zaobserwowano m.in., że instalacja odprowadzająca wodę po filtrach z aktywną mikroflorą pokrywała się czarnym nalotem, najprawdopodobniej MnO_2 , podczas gdy instalacja po złożach z zahamowaną aktywnością bakterii pozostawała nadal „czysta”.

Celem badań było udowodnienie tezy, że bakterie utleniające mangan mają istotne znaczenie w okresie wpracowywania świeżych złóż kwarcowych, tj. w procesie formowania się katalitycznej warstwy wyższych tlenków manganu.

Postawiono tezę, że w początkowym okresie filtracji (gdy ziarna złoża nie są jeszcze pokryte tlenkami manganu), rolę „katalizatora” reakcji utleniania Mn(II) do Mn(IV) mogą stanowić, rozwijające się w złożu, naturalnie występujące w filtrowanej wodzie, bakterie manganowe (utleniające mangan). Bakterie te utleniają mangan dwuwartościowy do czterowartościowego i odkładają wytworzone tlenki manganu najczęściej na zewnątrz błony komórkowej. Wytworzona w ten sposób w złożu filtracyjnym warstwa wyższych tlenków manganu stopniowo przejmować będzie funkcje katalityczno-sorpcyjne.

Badania przeprowadzono w stacji uzdatniania „Letniki” k. Elbląga, wykorzystując naturalną wodę podziemną, po wstępnym uzdatnieniu w filtrach pierwszego stopnia, na których z wody usuwane było przede wszystkim żelazo oraz częściowo mangan i azot amonowy. Badania polegały na porównywaniu przebiegu wpracowywania równoległe pracujących filtrów wypełnionych ziarnami świeżego, wyjałowionego piasku kwarcowego. Na części z tych filtrów hamowano rozwój mikroorganizmów (wprowadzając na filtry wodę dezynfekowaną promieniami ultrafioletowymi, oraz stosując okresowe ogrzanie złóż filtracyjnych), podczas gdy w pozostałych filtrach mikroflora rozwijała się w sposób naturalny i niezakłócony. Badania mikrobiologiczne wykazały, że złoża filtracyjne, w których nie hamowano rozwoju mikroflory, zostały zasiedlone w sposób naturalny przez mikroflorę

bakterii heterotroficznych (w tym bakterie utleniające mangan) oraz przez autotroficzne bakterie nityfikacyjne I i II fazy. Również złoża filtracyjne, w których hamowano rozwój mikroorganizmów, zostały zasiedlone przez bakterie heterotroficzne, których liczba była porównywalna do liczby bakterii w złożach, na których nie hamowano rozwoju mikroflory. Jednak nie rozwinęły się w nich bakterie utleniające mangan ani bakterie nityfikacyjne.

W przeprowadzonych dwóch seriach badawczych na wszystkich złożach filtracyjnych, na których nie hamowano rozwoju mikroorganizmów, doszło do wpracowania złóż, które trwało około 8 tygodni. Po wpracowaniu złóż stężenie manganu w odpływie z filtrów wynosiło ok. 0,02 mg/l (przy śr. 0,79 – 0,98 mg Mn/l przed filtrami), a skuteczność jego eliminacji przekraczała 95-98 %. Poza manganem skutecznie usuwany był również azot amonowy (ponad 90 % do stężeń poniżej 0,1 mg N/l, przy śr. 0,61 – 0,95 mg N/l przed filtrami) oraz żelazo. Wpracowywanie się złóż filtracyjnych, czyli odkładanie się na ziarnach piasku tlenków manganu, potwierdzały również wyniki badań chemicznego składu złóż filtracyjnych oraz obserwacje makroskopowe. Zawartość manganu w złożu filtracyjnym zwiększała się trzy lub czterokrotnie co dwa tygodnie i po 8 tygodniach filtracji, tj. w chwili uzyskania pełnej skuteczności odmanganiania, wynosiła średnio 0,9 mg Mn/g złoża, co w przeliczeniu na MnO_2 wynosi 1,42 mg/g złoża (czyli zawartość dwutlenku manganu wagowo stanowiła około 0,14% ogólnej masy złoża). Pod koniec badań (po 15 tygodniach) zawartość manganu w górnych warstwach złóż wynosiła już 12,8-16 mg Mn/g złoża, tj. około 2,0-2,5 % MnO_2 w złożu. W początkowym okresie ditlenek manganu odkładał się równomiernie w całej wysokości złoża, później przede wszystkim w górnej części złoża, co potwierdzały obserwacje i dokumentacja fotograficzna złóż filtracyjnych. Wzrosły również wysokości złóż, średnio o około 10 % (z około 72 cm na początku do około 80 cm pod koniec badań). Przyjmując, że ditlenek manganu odkładał się głównie w górnych warstwach złóż, wzrost objętości ziaren mógł wynosić nawet 20-30%. Wyniki te w zestawieniu z około 2,5 % przyrostem masy złóż wskazują na znacznie rozbudowaną strukturę i porowatość odkładających się w złożu tlenków manganu.

Zupełnie inaczej kształtował się przebieg procesów w przypadku filtrów z zahamowaną aktywnością bakterii. Pomimo czteromiesięcznej filtracji żadne z tych złóż nie wpracowało się, ani nie nastąpiła poprawa skuteczności usuwania manganu. Przez cały okres badań efektywność usuwania manganu na tych złożach była bardzo niska i w większości pomiarów nie przekraczała 5-10% a stężenie manganu w wodzie po filtrach niejednokrotnie było takie samo jak przed filtrami. Zawartość manganu w złożach filtracyjnych w ciągu czteromiesięcznej filtracji wzrosła zaledwie do 0,015-0,106 mg Mn/g złoża, co w przeliczeniu na MnO_2 stanowi jedynie około 0,002-0,017% masy złoża. Były to ilości od 120 do 600 razy mniejsze od złóż zasiedlonych bakteriami utleniającymi mangan. Również barwa złóż praktycznie nie uległa zmianie (ziarna piasku kwarcowego na całej wysokości złóż pozostały jasne). Jedynie skuteczność usuwania żelaza była taka sama jak w złożach z hamowaną aktywnością mikroorganizmów.

Uzyskane wyniki potwierdzały postawioną tezę, że mikroorganizmy zasiedlające złoża filtracyjne, głównie bakterie utleniające mangan, mają zasadniczą rolę w procesie wpracowywania kwarcowych złóż odmanganiających. Jednocześnie brak odpowiedniej mikroflory, lub brak możliwości jej rozwoju, może być przyczyną nie wpracowania się złóż filtracyjnych do usuwania manganu.

Kolejnym, związanym ze specyficznym składem badanych wód podziemnych zagadnieniem było określenie wpływu podwyższonych stężeń amoniaku na proces wpracowywania złóż filtracyjnych do usuwania manganu oraz możliwość jednoczesnego

wpracowywania się filtrów w procesie usuwania manganu i amoniaku. W literaturze wielokrotnie podkreślany był negatywny wpływ amoniaku na usuwanie manganu z wód podziemnych. Za graniczne stężenie amoniaku, powyżej którego proces odmanganiania może zostać znacznie zahamowany, przyjmuje się zwykle 0,7 mg NH₃/l. Zagadnienie to jest o tyle istotne, że amoniak o wyższych stężeniach występuje w około jednej trzeciej wód podziemnych w naszym kraju i niejednokrotnie współwystępuje z manganem.

Wyniki badań własnych wykazały, że wszystkie filtry na których nie hamowano aktywności mikroorganizmów wpracowały się zarówno w procesie odmanganiania i nityfikacji. Podobnie jak w przypadku manganu, wpracowanie filtrów do procesu nityfikacji trwało około 8 tygodni. Po tym okresie skuteczność usuwania amoniaku wynosiła ponad 90 % a jego stężenie w filtracie nie przekraczało 0,1 mg N/l (przy śr. 0,61 – 0,95 mg N/l przed filtrami). Usuwaniu amoniaku towarzyszyła produkcja azotu azotanowego, przy czym z reguły była ona mniejsza niż ilość usuniętego azotu amonowego. Zużycie tlenu było niższe niż stechiometryczne zapotrzebowanie w stosunku do ilości usuniętego azotu amonowego, natomiast było zbliżone do stechiometrycznego zapotrzebowania na tlen dla ilości wyprodukowanego w tym czasie azotu azotanowego. Wyniki te świadczą o zasiedleniu złóż filtracyjnych przez bakterie nityfikacyjne, przy czym jednocześnie złoża zasiedlane były przez bakterie I i II fazy nityfikacji. Charakterystyczna jest duża zbieżność i podobieństwo przebiegu w czasie wpracowywania się filtrów w procesie odmanganiania i nityfikacji, Co potwierdza wcześniejsze obserwacje wskazujące na współdziałanie procesów odmanganiania i nityfikacji. Nityfikanty mogą wykorzystywać okładające się w złożu tlenki manganu, które dzięki rozwiniętej powierzchni oraz właściwościom sorpcyjnym w stosunku do azotu amonowego, generują lepsze warunki dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych. Korzystny wpływ nityfikacji na proces odmanganiania może polegać na zmniejszeniu stężenia azotu amonowego w filtrowanej wodzie. Nie potwierdzają tego jednak obserwacje wskazujące, że mangan usuwany był głównie w górnych warstwach złoża filtracyjnego, gdzie stężenie azotu amonowego było największe, niezależnie od przebiegu nityfikacji. Innym wytłumaczeniem korzystnego wpływu procesu nityfikacji na biologiczne wpracowywanie się filtrów do usuwania manganu, może być fakt, że rozwijające się w złożu filtracyjnym autotroficzne bakterie nityfikacyjne oraz ich metabolity, mogą stanowić niezbędne dla heterotroficznych bakterii manganowych źródło węgla organicznego.

Wyniki tych badań zostały zacytowane w podręczniku akademickim Kowal A.L., Świdorska-Bróż M. „Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia”, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007, s.425.

Znaczenia materiałów i warstw filtracyjnych w usuwaniu manganu z wód podziemnych w aktywnych złożach filtracyjnych oraz możliwość jednoczesnego usuwania żelaza i manganu w jednostopniowej filtracji

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacjach 4.2.1; 4.2.8]

Celem badań było.

- porównanie skuteczności usuwania manganu z wód z wykorzystaniem różnych materiałów filtracyjnych, w złożach jednowarstwowych i wielowarstwowych,
- określenie kolejności przebiegu procesów prowadzących do usuwania żelaza i manganu oraz lokalizacji usuwania tych składników wód w filtracyjnych złożach wielowarstwowych,

- określenie znaczenia poszczególnych warstw i materiałów filtracyjnych w usuwaniu żelaza oraz manganu,
- możliwość jednoczesnego usuwania żelaza i manganu z wody w jednostopniowej filtracji.

Badania przeprowadzono na ujęciach wód podziemnych „Sieradzka” w Gdyni oraz w Głobinie zaopatrującym w wodę miasto Słupsk, wykorzystując naturalną wodę podziemną, z utworów czwartorzędowych o podwyższonych stężeniach żelaza oraz manganu (Sieradzka 0,2 - 2,0 mgFe/l, 0,08 - 0,18 mg Mn/l, Głobino 0,06 - 0,60 mgFe/l, 0,04 - 0,22 mgMn/l). Badania trwały na tyle długo (2,5 oraz 4 miesiące) by możliwe było zaobserwowanie zmian właściwości zastosowanych złóż filtracyjnych, będących wynikiem odkładania się w nich związków, głównie żelaza i manganu. Badania wykonano w stosunkowo dużej skali, z wykorzystaniem urządzeń technicznych stosowanych w niewielkich, przemysłowych instalacjach do uzdatniania wody. Jako wypełnienia filtrów zastosowano różne złoża i materiały filtracyjne: jednowarstwowe z piasku kwarcowego, dwuwarstwowe z piasku kwarcowego i piroluzytu, dwuwarstwowe z piasku kwarcowego i Hydrolitu-Mn oraz trzywarstwowe z antracytu, piasku kwarcowego i piroluzytu.

Wykazano, że nie wszystkie badane aktywne złoża filtracyjne pozwalają usuwać mangan z wód podziemnych z wysoką skutecznością. Syntetyczny materiał filtracyjny Hydrolit-Mn, pokryty warstwą tlenków manganu, wymagał wpracowania, i przez pierwsze dwa miesiące filtracji praktycznie nie usuwał manganu. Dopiero po dwóch i pół miesiącach stężenie manganu w filtracie spadło do poziomu poniżej 0,05 mg/l. Dobre efekty usuwania manganu uzyskano natomiast stosując piroluzyt (naturalny minerał zawierający dwutlenek manganu). Od pierwszych dni filtracji, na obydwu ujęciach wody, mangan usuwany był z wysoką skutecznością a jego stężenia w odpływie z filtra w większości pomiarów były niższe od 0,05 mg/l. Obserwowano jednak znaczne zmiany skuteczności a stężenia manganu w odpływie z filtra okresowo były wyższe niż dopuszczalne dla wód do spożycia (0,05 mg/l). Badania wykazały, że złoża kwarcowe z naturalnie wytworzoną warstwą katalityczną, nie ustępowały złożom piroluzytowym skutecznością usuwania manganu. W złożach kwarcowych, po wpracowaniu uzyskiwano stabilną i bardzo wysoką, w zależności od ujęcia ponad 90% lub 80%, skuteczność usuwania manganu a jego stężenia w wodzie uzdatnionej, w zdecydowanej większości próbek nie przekraczały 0,02 mg/l. Jediną wadą złóż kwarcowych była konieczność wpracowania, które w przypadku filtracji wody z ujęcia „Sieradzka” trwało niemal miesiąc. Okres ten można jednak znacznie skrócić, stosując domieszkę wpracowanego, świeżo pobranego z filtrów odmanganiających złoża filtracyjnego. W badaniach na ujęciu Głobino, zaszczerpiiony w ten sposób filtr ze złożem kwarcowym wpracował się w czasie krótszym niż trzy tygodnie. Wszystkie przebadane złoża filtracyjne usuwały żelazo ze zbliżoną, wysoką efektywnością, którego stężenia w odpływie z filtrów nie przekraczały 0,05 mg/l (śr. 0,02).

Pod koniec badań na ujęciu Głobino, po około czteromiesięcznej filtracji, dwukrotnie wykonano pomiary efektów filtracji wzdłuż głębokości złóż filtracyjnych. Pomiary te wykazały, że przebieg usuwania żelaza i manganu był podobny na wszystkich przebadanych złożach filtracyjnych: kwarcowym, kwarcowo-piroluzytowym oraz antracytowo-kwarcowo-piroluzytowym. W każdym ze złóż stwierdzono wyraźną stratyfikację procesów: w pierwszej kolejności, w górnej części złóż, usuwane było żelazo a następnie, gdy stężenie żelaza spadało do ok. 0,05-0,1 mg/l, rozpoczynało się usuwanie manganu (od głębokości ok. 10-25 cm, a dla złoża z warstwą antracytu od ok. 35 cm). Charakterystyczne było, że we wszystkich badanych filtrach, jedno-, dwu- i trójwarstwowym, mangan usuwany był (do poziomu

obserwowanego w odpływie z filtra) w warstwie piasku kwarcowego, a obecna poniżej warstwa piroluzytu nie miała znaczenia. Najprawdopodobniej warstwa piroluzytu miała większe znaczenie w usuwaniu manganu w początkowym okresie filtracji, gdy warstwa piasku kwarcowego nie pokryła się jeszcze aktywnymi tlenkami manganu. W każdym ze złóż, stężenia żelaza i manganu zbliżone do notowanych na odpływie z filtrów, ustalały się już na głębokości ok. 40-50 cm od powierzchni złóż i w każdym przypadku ponad warstwą piroluzytu. W przypadku filtra wypełnionego złożem 3-warstwowym (antracytowo-kwarcowo-piroluzytowym), większa część żelaza była usuwana w warstwie antracytu, natomiast mangan zaczynał być usuwany dopiero w warstwie piasku kwarcowego.

Wpływ warunków ciśnieniowej filtracji na przebieg biologicznego usuwania azotu amonowego z wody w procesie nityfikacji

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacjach 4.2.2; 4.2.9; 4.2.10]

Celem badań było określenie wpływu warunków ciśnieniowej filtracji oraz okresowych gwałtownych zmian ciśnienia, na przebieg biologicznej nityfikacji azotu amonowego przy udziale bakterii nityfikacyjnych zasiedlających złoża filtracyjne.

Prace badawcze przeprowadzono w dwóch etapach. W pierwszym etapie wykonano badania w celu ustalenia wpływu podwyższonego i zmiennego ciśnienia na bakterie rozwijające się w wodzie wodociągowej, a następnie nad wpływem podwyższonego i zmiennego ciśnienia na przebieg procesów nityfikacji w złożu filtracyjnym. Prace realizowano w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych, a następnie w warunkach terenowych, w skali ułamkowo technicznej, lepiej odzwierciedlających warunki panujące w zakładach uzdatniania wody. Filtry, zarówno w badaniach laboratoryjnych jak i terenowych wypełniono złożem filtracyjnym pobranym z grawitacyjnych filtrów pospiesznych II stopnia z ZPW „Ząbrowo” k. Elbląga, w których proces nityfikacji przebiegał z wysoką skutecznością.

Wyniki wstępnych badań laboratoryjnych określające wpływ podwyższonego i zmiennego ciśnienia na bakterie rozwijające się w wodzie wodociągowej wskazywały, iż stałe ciśnienie rzędu 0,6 Mpa (w filtrach ciśnieniowych) nie miało istotnego wpływu na całkowitą liczbę bakterii w wodzie (w tym głównie bakterii heterotroficznych). Nie było statystycznie istotnej różnicy w całkowitej liczbie bakterii po 96 godzinach inkubacji w próbkach wody poddanych działaniu stałego ciśnienia 0,6 MPa w porównaniu z próbką kontrolną. Obrazy mikroskopowe próbki kontrolnej (otwartej) oraz próbki poddanej oddziaływaniu stałego wysokiego ciśnienia były zbliżone. Na obu dominowały skupiska złożone co najmniej z kilkunastu komórek bakterii a mniej licznie występowały pojedyncze komórki. Również, liczba jednostek tworzących kolonie (JKT), liczonych metodą hodowlaną w próbkach otwartych i w ciśnieniowych była porównywalna. Znaczący wpływ na liczbę bakterii w wodzie miały natomiast gwałtowne zmiany ciśnienia w zakresie od 0 do 0,6 MPa, które spowodowały 40% zmniejszenie całkowitej liczby bakterii w stosunku do próbki kontrolnej (liczonych metoda bezpośredniego liczenia przy zastosowaniu mikroskopu epifluorescencyjnego - DAPI). Ponadto zmienne ciśnienie spowodowało rozbitcie skupisk bakterii i uwolnienie z nich pojedynczych komórek (co było widoczne w obserwacjach mikroskopowych). W rezultacie notowano niemal dwukrotny obserwowany wzrost liczby JKT, liczonych metodą hodowlaną.

Zatem wyniki przeprowadzonych badań wykazały, iż stałe ciśnienie rzędu 0,6 MPa nie miało istotnego wpływu na całkowitą liczbę bakterii. Natomiast podwyższone ciśnienie (0,6 MPa) i częste jego zmiany spowodowały 40% zmniejszenie całkowitej liczby bakterii, co może wskazywać na uszkodzenia bardziej wrażliwych komórek oraz było przyczyną rozbijania skupisk bakterii i uwalniania z nich pojedynczych komórek.

W badaniach laboratoryjnych nad wpływem podwyższonego i zmiennego ciśnienia na przebieg procesów nityfikacji w złożu filtracyjnym, filtrując wodę naprzemiennie w warunkach ciśnieniowych i otwartych wykazano, iż procesy nityfikacji mogą sprawnie przebiegać przy ciśnieniu dochodzącym do 0,8 MPa. Wykazano również, iż zmiany ciśnienia, niezależnie od kierunku tych zmian, praktycznie nie powodowały zakłóceń w przebiegu nityfikacji. Procesy nityfikacji przebiegały z taką samą, wysoką skutecznością zarówno podczas filtracji otwartej jak i ciśnieniowej a stężenie azotu amonowego w filtracie utrzymywało się na bardzo niskim poziomie ok. 0,1 mg N-NH₄⁺/l (przy 0,8 – 1,0 mg N/l w wodzie surowej). Usuwaniu amoniaku z wody towarzyszył proporcjonalny wzrost stężenia azotanów(V) świadczący o przebiegu zarówno pierwszej jak i drugiej fazy nityfikacji.

Wyniki badań laboratoryjnych potwierdzono w badaniach przeprowadzonych w warunkach terenowych, podczas których procesy nityfikacji przebiegały z wysoką skutecznością przy ciśnieniu 0,4 MPa, jak również przy częstych i gwałtownych dekompresjach. Usuwanie amoniaku oraz zmiany stężeń azotanów (III) i azotanów (V) w filtrowanej wodzie przebiegały podobnie jak w prowadzonej równolegle filtracji grawitacyjnej. Zaobserwowano jednak, że po ponad dwukrotnym zwiększeniu stężenia azotu amonowego w wodzie surowej wszystkie filtry, zarówno ciśnieniowe jak i grawitacyjny, wymagały adaptacji do podwyższonego stężenia azotu amonowego (która nie była związana ze wzrostem ciśnienia, gdyż dotyczyła również filtra grawitacyjnego). Najszybciej, w czasie około jednego miesiąca, zaadaptował się filtr grawitacyjny. W przypadku filtrów ciśnieniowych proces ten trwał kilkanaście dni dłużej a w trakcie wpracowywania, efekty usuwania amoniaku na filtrach ciśnieniowych były gorsze niż na filtrze ciśnieniowym. Wskazuje to, że w przypadku filtrów ciśnieniowych, adaptacja biocenozy (wpracowywanie) do podwyższonego stężenia amoniaku w wodzie przebiega wolniej niż w przypadku filtracji grawitacyjnej. Najprawdopodobniej w warunkach podwyższonego ciśnienia następował wolniejszy wzrost biomasy bakterii nityfikacyjnych niż w warunkach otwartych. Wśród możliwych przyczyn wolniejszego wzrostu bakterii nityfikacyjnych w filtrach ciśnieniowych zasugerowano: konieczność adaptacji bakterii do podwyższonego ciśnienia, niższe nasycenie wody tlenem w filtrach ciśnieniowych, przy tym samym stężeniu tlenu rozpuszczonego w wodzie (w badaniach laboratoryjnych wykazano systematycznie, nieznacznie większe, średnio o 0,1 mgO₂/mg N-NH₄⁺, zużycie tlenu w filtracji otwartej). Przyczyną mogło być również bardziej intensywne wypłukiwanie bakterii nityfikacyjnych w czasie płukania filtrów ciśnieniowych (dekompresja filtrów ciśnieniowych przed ich płukaniem, powodowała rozpad skupisk bakterii nityfikacyjnych, w wyniku czego w trakcie płukania usuwana była ich większa liczba, niż w trakcie płukania filtra grawitacyjnego). Niektórzy badacze wskazują również, że mikroorganizmy znajdujące się w fazie wzrostu logarytmicznego są bardziej podatne na uszkodzenia będące wynikiem podwyższonego ciśnienia, niż komórki w fazie stacjonarnej. Po zaadoptowaniu filtrów proces nityfikacji, zarówno w filtrze grawitacyjnym jak i w filtrach ciśnieniowych przebiegał ze zbliżoną, wysoką ponad 80 % skutecznością.

Pewnym zaskoczeniem były obserwacje, że na filtrze ciśnieniowym poddawany częstym dekompresjom uzyskiwane były lepsze wyniki nityfikacji, niż na drugim filtrze ciśnieniowym, na którym panowało stałe ciśnienie. Może to wskazywać, że częste zmiany ciśnienia, powodują wzrost upakowania ziaren złoża filtracyjnego, co może przekładać się na

wzrost efektywności procesu nityfikacji. Nie można też wykluczyć, zmiany struktury błony biologicznej, spowodowanej częstymi zmianami ciśnienia, np. rozrywanie skupisk bakterii nityfikacyjnych lub błony biologicznej (co obserwowano w badaniach laboratoryjnych) umożliwiał lepszy dostęp do substratów bakterii położonych w głębszych warstwach błony biologicznej.

W badaniach laboratoryjnych zaobserwowano znaczne zużycie tlenu, w przeliczeniu na azot amonowy, które wynosiło od 4,38 do 7,32 mg O₂/mg N-NH₄⁺ (średnio 5,8 mgO₂/mg N-NH₄⁺). Było ono w większości pomiarów wyższe od stechiometrycznego zapotrzebowania na tlen w procesie nityfikacji (4,57 mgO₂/mg N-NH₄⁺), jak i od obserwowanego doświadczalnie, zarówno w moich wcześniejszych badaniach i w ustaleniach innych autorów (najczęściej mniejszego od wartości stechiometrycznych). W czasie największego zużycia tlenu, obserwowano niekorzystny wzrost stężenia azotanów(III) w odpływie z filtra dochodzący do 1,2 mgNO₂/l, (a zatem ponad dwukrotnie większego od dopuszczalnego dla wód przeznaczonych do spożycia). Tak wysokie zapotrzebowanie na tlen i pogorszenie efektów uzdatniania wskazywało na jego zużyciem na inne, niż nityfikacja procesy, najprawdopodobniej na biologiczny rozkład materii organicznej przez heterotrofy. Głównym, pierwotnym źródłem węgla organicznego niezbędnego dla intensywnego rozwoju bakterii heterotroficznych mogły być w tym przypadku produkty metabolizmu bakterii nityfikacyjnych oraz martwa ich biomasa. Narastaniu błony biologicznej sprzyjało zapewne zaniechanie płukania filtra podczas badań laboratoryjnych. Na biologiczny charakter procesów związanych ze zużyciem tlenu, w tym na utlenianie gromadzącej się materii organicznej, wskazywał zmienny, w odniesieniu do procesów nityfikacji, przebieg zapotrzebowania na tlen w czasie, który przypomina różne fazy wzrostu hodowli bakterii, zależne od nagromadzania i wyczerpywania się substancji pokarmowych.

Podobne zjawisko znacznie wyższego zużycia tlenu, nie dającego się wytłumaczyć stechiometrycznym zużyciem na proces nityfikacji, jak i składem filtrowanej wody, obserwowano na kilku stacjach uzdatniania wody w województwie pomorskim. Niekiedy notowano niemal dwukrotnie większe, niż stechiometryczne zużycie tlenu w procesie nityfikacji, a stężenie tlenu po filtrach obniżało się niejednokrotnie do wartości mniejszych od 1,0 mg O₂/l. Na tych obiektach, pomimo stosunkowo niewielkich stężeń amoniaku w filtrowanej wodzie (ok. 1 mg N-NH₄⁺) stwierdzano zahamowanie procesu nityfikacji i niewystarczające efekty usuwania amoniaku z wody.

Należy zatem uznać, że płukanie filtrów biologicznych, w których do uzdatniania wody wykorzystuje się procesy nityfikacji (pomimo iż może spowodować chwilowe zakłócenia w usuwaniu amoniaku), w dłuższej perspektywie jest procesem nie tylko korzystnym ale i niezbędnym dla ich prawidłowej pracy. Umożliwia bowiem usuwanie z filtrów nadmiernej błony biologicznej, w tym bakterii heterotroficznych konkurujących z bakteriami nityfikacyjnymi o tlen, substancje pokarmowe a także o korzystne położenie w błonie biologicznej. Jest to szczególnie istotne w przypadku filtracji II stopnia, gdzie najczęściej, ze względów hydraulicznych, można znacznie wydłużać długość cyklu filtracyjnego.

Usuwanie arsenu z wód podziemnych oraz możliwość jego współusuwania z manganem

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacjach 4.2.3; 4.2.4]

Arsen jest stosunkowo rzadko spotykany w ujmowanych wodach podziemnych. Przekroczenie dopuszczalnych stężeń tego pierwiastka stwierdzono w około 7 % ujmowanych wód w Polsce. Jednak ze względu na jego wysoką toksyczność, stężenie arsenu w wodach do spożycia jest bardzo rygorystycznie przestrzegane i najczęściej służby sanitarne nie wydają nawet tymczasowej zgody na wprowadzanie wód z ponadnormatywnymi stężeniami arsenu do sieci wodociągowych. Jednocześnie większość wód podziemnych w naszym kraju zawiera ponadnormatywne stężenia żelaza i manganu, zatem w sytuacji gdy stwierdza się w wodzie obecność arsenu, konieczność usuwania razem z tym pierwiastkiem również żelaza i manganu jest bardzo prawdopodobna. Połączenie tych procesów mogło okazać się jednak trudne lub nawet niemożliwe do uzyskania, ponieważ w literaturze wskazuje się, że niezależnie od metody, arsen skutecznie może być usuwany przy niskim pH wody, optymalnie między 4,0 a 6,0, podczas gdy mangan, nawet przy zastosowaniu aktywnych złożeń katalitycznych wymaga pH powyżej 6,5 a często i powyżej 7,0.

Koagulacja/współstrącanie arsenu jonami żelaza jest znaną metodą usuwania związków arsenu zarówno z wody podziemnej, jak i powierzchniowej. W metodzie tej do wody dozowane są związki żelaza(III), najczęściej FeCl_3 lub $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, a następnie woda poddawana jest filtracji. Podobnie jak w innych metodach usuwania arsenu i w tym przypadku wielu autorów podkreśla, że stopień usunięcia arsenu z zastosowaniem danej dawki żelaza rośnie wraz ze zmniejszaniem pH wody. Największą skuteczność usuwania arsenu uzyskuje się przy $\text{pH}=4\div 6$, w którym wodorotlenek żelaza(III) tworzy koloidy naładowane dodatnio, co sprzyja adsorpcji anionów arsenu na powierzchni kłaczków. Sama metoda gwarantuje jednoczesne usunięcie z wody oprócz arsenu również żelaza, jednak w przypadku konieczności obniżenia pH wody, może uniemożliwić jednoczesne (w tych samych urządzeniach) usunięcie manganu.

Celem badań było udowodnienie tezy, że jest możliwe jednoczesne usuwanie arsenu i manganu z wody podziemnej.

Badania przeprowadzono z wykorzystaniem naturalnej wody podziemnej, ujmowanej z utworów czwartorzędowych na terenach Pojezierza Kaszubskiego w województwie pomorskim, w której stężenia arsenu wynosiły 33 – 46 $\mu\text{g/l}$. Ponadto woda charakteryzowała się ponadnormatywnymi stężeniami manganu (0,67 – 0,87 mg/l) oraz żelaza (0,152 – 0,297 mg/l). Odczyn wody był lekko alkaliczny (pH 7,74). Ze względu na obecność w ujmowanej wodzie – oprócz związków arsenu – również ponadnormatywnych stężeń żelaza i manganu przyjęto, że odpowiednią metodą usuwania jonów arsenu będzie koagulacja związkami żelaza oraz filtracja. Porównano skuteczność filtracji tradycyjnej (przez złoża granulowane) z filtracją membranową. Badania polegały na dawkowaniu do wody siarczanu żelaza (III) (koagulantu żelazowego PIX 112), a następnie jej napowietrzaniu oraz filtracji w układzie ciśnieniowym. Do wypełnienia filtra zastosowano dwuwarstwowe – kwarcowo-piroluzytowe – złoża filtracyjne o wysokości 1,20 m (piasek kwarcowy - 0,80 m oraz piroluzyt - 0,40 m). Zastosowanie warstwy piroluzytu było podyktowane koniecznością usunięcia z wody ponadnormatywnych stężeń manganu. Do filtracji membranowej zastosowano rurowe membrany mikrofiltracyjne (typu XP 201/04/SIN, wykonane z PVDF, o granicznej rozdzielczości (cut off) 400 kDa, produkcji ITT Membranes). Całkowita powierzchnia membrany wynosiła 0,80 m^2 .

Napowietrzanie i filtracja przez złożę kwarcowo-piroluzytowe (bez dozowania koagulantu) pozwoliło na zmniejszenie ilości związków arsenu o niemal 40 % a jego stężenie w filtracie wynosiło 21 $\mu\text{gAs/l}$. Ponadto, zgodnie z oczekiwaniami, niemal całkowicie usuwane były żelazo i mangan, których zawartość po filtracji zmniejszyła się do wartości śladowych. Stosunkowo dobry efekt usuwania arsenu można przypisać współstrącaniu z żelazem naturalnie występującym w ujmowanej wodzie, jego adsorpcji na wcześniej zdeponowanych związkach żelaza w złożu filtracyjnym oraz adsorpcji jonów arsenianowych przez warstwę piroluzytu (głównym składnikiem piroluzytu jest dwutlenek manganu mający właściwości adsorpcyjne w stosunku do arsenianów). Również usuwanie jonów manganu z filtrowanej wody należy przypisać obecnej w złożu filtracyjnym warstwie piroluzytu, który usuwa mangan w procesach katalityczno-soprcyjnych. Dawkowanie do ujmowanej wody siarczanu żelaza (III), poprzedzające napowietrzanie i filtrację, zdecydowanie poprawiło skuteczność usuwania jonów arsenu i pozwoliło ograniczyć jego stężenie do wartości mniejszej niż dopuszczalna w wodzie przeznaczonej do spożycia. Już przy dawce nieznacznie przekraczającej 2,0 mgFe/l skuteczność procesu wynosiła 78% a stężenie arsenu w filtracie zmalało do 7,6 $\mu\text{gAs/l}$. Dalsze zwiększanie dawki koagulantu (do 9,7 mgFe/l) skutkowało już tylko niewielką poprawą skuteczności usuwania jonów arsenu, do 5,1 $\mu\text{gAs/l}$ przy najwyższej zastosowanej dawce koagulantu. Stężenie związków żelaza w filtracie zwiększało się w miarę wzrostu dawki koagulantu, jednak w całym zakresie stosowanych dawek utrzymywało się poniżej wartości dopuszczalnej. Oznacza to, że w procesie filtracji z wody usuwana była większość związków żelaza zarówno dozowanego, jak i naturalnie występującego w ujmowanej wodzie. Jeszcze lepsze efekty uzyskano w usuwaniu manganu, którego stężenie po filtracji stale utrzymywało się na bardzo niskim poziomie, znacznie poniżej wartości dopuszczalnej (choć obserwowano stopniowy wzrost stężenia manganu w filtracie proporcjonalny do dawki koagulantu). Pogarszanie się efektów usuwania manganu było najprawdopodobniej efektem obniżania się pH wody oraz wzrostem stężenia manganu w wodzie przed filtracją wraz ze wzrostem dawki koagulantu.

Stosując mikrofiltrację bez koagulacji uzyskano znaczne obniżenie stężenia arsenu o ok. 55-67%, z poziomu 33 - 40 $\mu\text{gAs/l}$ w wodzie surowej do 13 - 14,8 $\mu\text{gAs/l}$ w permeacie. Ponadto poprawie uległy również wszystkie analizowane właściwości wody, łącznie z manganem, dla którego współczynnik retencji wynosił od 36 do 47%. Uzyskiwany wysoki stopień retencji arsenu dla samej mikrofiltracji jest trudny do wytłumaczenia, gdyż wielkości porów membrany mikrofiltracyjnej są znacznie większe od wielkości rozpuszczonych cząsteczek związków arsenu. Możliwe, że efekt wysokiej retencji arsenu był sumą efektów: zatrzymaniem cząstek stałych lub koloidalnych arsenu oraz współstrącania związkami żelaza naturalnie występujących w uzdatnianej wodzie. Po wprowadzeniu dozowania do wody siarczanu żelaza (III), poprzedzającego mikrofiltrację, skuteczność usuwania arsenu wzrosła do 76% a jego stężenie obniżyło się poniżej wartości dopuszczalnej dla wód do spożycia już przy dawce 2,1 mgFe/l . Podobnie jak w przypadku koagulacji powierzchniowej dalszy wzrost dawki koagulantu (do 18,8 mgFe/l) skutkowało już tylko nieznaczną poprawą usuwania arsenu, którego najniższe stężenie 5,3 $\mu\text{gAs/l}$ uzyskano dla dawki 9,7 mgFe/l (retencja 86%). Stężenie żelaza w permeacie w całym zakresie stosowanych dawek koagulantu utrzymywało się na poziomach śladowych, niższych niż przy filtracji tradycyjnej. Inaczej zachowywał się mangan, którego stężenie w permeacie rosło proporcjonalnie do dawki koagulantu a przy dawce powyżej 2,0 mgFe/l stężenie manganu w permeacie było już wyższe od jego stężenia w wodzie surowej (źródłem manganu poza ujmowaną wodą, był również roztwór koagulantu). Utrata efektywności usuwania manganu podczas dozowania koagulantu mogła być spowodowana obniżeniem pH wody wraz ze wzrostem dawki koagulantu, które obniżyło się dla najwyższej dawki do 7,12 (z 7,74 w wodzie surowej).

Porównując w równoległe prowadzonych badaniach skuteczność usuwania jonów arsenu z wody w układzie zintegrowanym koagulacja/mikrofiltracja była zbliżona do uzyskanej w procesie koagulacji powierzchniowej. Obydwa procesy pozwalały obniżyć stężenie arsenu do poziomu zgodnego z wymogami dla wód przeznaczonych do spożycia już przy stosunkowo niskich dawkach koagulantu nieznacznie przekraczających 2,0 mgFe/l, bez konieczności dodatkowej chemicznej modyfikacji składu wody, w szczególności przy naturalnym, lekko zasadowym pH wody. Stężenie arsenu było mniejsze po koagulacji i filtracji powierzchniowej. Natomiast po filtracji membranowej niższe były stężenia żelaza. Ponadto na korzyść koagulacji powierzchniowej przemawia możliwość usunięcia manganu dzięki zastosowaniu w złożu filtracyjnym warstwy piroluzytu, podczas gdy po koagulacji i mikrofiltracji mangan nie był usuwany.

Na podstawie przeprowadzonych badań, w 2013 r. wybudowano niewielką stację oczyszczania wody o maksymalnej wydajności 1,5 m³/h. Zgodnie ze wstępnym założeniem zastosowano typowy ciąg technologiczny i urządzenia stosowane do odżelaziania i odmanganiania wody podziemnej (napowietrzanie i filtracja przez złoża antracytowo-kwarcowo-piroluzytowe), uzupełniony o dawkowanie koagulantu żelazowego. Stacja ta stale jest pod nadzorem Autora a jej eksploatacja stanowiła kolejny etap badań. Doświadczenia uzyskane w pełnej skali technicznej nie tylko potwierdziły wyniki uzyskane w badaniach pilotażowych, ale były jeszcze lepsze. Przez cały czas eksploatacji, stosując dawki koagulantu początkowo w zakresie 2,2÷2,5 mgFe/l, a następnie obniżone do 1,6÷2,0 mgFe/l, stężenie arsenu w wodzie oczyszczonej wynosiło 2,1÷6,4 µgAs/l, a skuteczność jego usuwania najczęściej przekraczała 90%. Uzyskano również wysoką skuteczność usuwania związków żelaza i manganu, których stężenia w wodzie oczyszczonej utrzymywały się znacznie poniżej wartości dopuszczalnych. Oprócz dużej efektywności usuwania arsenu ważna była również, utrzymująca się przez cały czas, wysoka efektywność usuwania manganu. Istniała bowiem obawa, że przy dłuższej filtracji wody o dużych stężeniach żelaza, może dojść do utraty katalitycznych właściwości warstwy piroluzytu, na skutek odkładania się na powierzchni jego ziaren związków żelaza.

Wyniki badań udowodniły postawioną tezę, że jest możliwe jednoczesne usuwanie arsenu i manganu z wody podziemnej, stosując koagulację solami żelaza przy pH>7 i filtrację tradycyjną przez złoża wielowarstwowe, z warstwą złoża katalitycznego.

Wielkość cząstek wodorotlenku żelaza(III) powstających w procesie koagulacji/współstrącania arsenu koagulantami żelazowymi

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacji 4.2.5]

Po procesie koagulacji wytworzoną zawiesinę należy usunąć z wody. W tradycyjnych układach jest to filtracja pospieszna, często poprzedzona sedymentacją a w układach hybrydowych filtracja membranowa. W przypadku ultrafiltracji i mikrofiltracji dominującym mechanizmem separacji cząstek obecnych w wodzie jest mechanizm sitowy. W takim przypadku separacja substancji polega na fizycznym odsiewaniu, a sprawność procesu zależy od porowatości membrany i wymiaru usuwanych cząstek. W celu osiągnięcia satysfakcjonującej skuteczności procesu separacji, konieczne jest spełnienie warunku, aby wymiar cząstek usuwanych z wody był większy od wymiaru porów membrany. Ponadto obecność w wodzie cząstek o wymiarach porównywalnych z wymiarami porów membrany może prowadzić do nieodwracalnego blokowania membran. Proces ten jest jednym z

głównych czynników ograniczających zastosowanie technik membranowych w praktyce. W takim przypadku znajomość wielkości cząstek powstających w procesie koagulacji/flokulacji powinno być jednym z podstawowych kryteriów doboru techniki separacji (np. rodzaj i wielkość porów membrany) oraz doboru czasu flokulacji. W literaturze przedmiotu, wśród zalet układów zintegrowanych koagulacji z filtracją membranową najczęściej podkreśla się, że proces ten nie wymaga fazy flokulacji oraz że dla uzyskania wysokiej skuteczności procesu wystarczą kłaczkii o rozmiarach 2-10 μm , co można uzyskać w fazie szybkiego mieszania do 20 s.

Celem badań było ustalenie wielkości cząstek powstających w procesie koagulacji oraz udowodnienie tezy, iż w przypadku koagulacji zintegrowanej z filtracją membranową lub konwencjonalną czas flokulacji (powolnego mieszania) może mieć istotne znaczenie na skuteczność procesu.

Pomiary dotyczyły sytuacji, gdy koagulanty żelazowe dozowane są do wody w celu usuwania metali ciężkich, np. arsenu, a oczyszczana woda zawiera tylko niewielkie ilości substancji koloidalnych. Wówczas powstające cząstki pokoagulacyjne zbudowane są niemal wyłącznie z wodorotlenku żelaza(III). Proces flokulacji przeprowadzono z wykorzystaniem wody wodociągowej, do której dozowano koagulant żelazowy PIX 112 (ten sam, który stosowano w badaniach nad usuwaniem arsenu) w dawkach 2,0; 4,0; 7,0 oraz 10,0 mg Fe/l. Proces przeprowadzany był w temperaturze 8,5-9,5°C odzwierciedlającej warunki uzdatniania wód podziemnych. Mieszanie szybkie trwało 30 s a mieszanie powolne (17 obr/min) trwało 40 minut. Pomiary wielkości cząstek powstających w procesie flokulacji wykonywano "on-line" wykorzystując laserowy analizator dyfrakcyjny Mastersizer, Hydro 2000MU firmy Malvern Instruments Ltd. W celu wykonywania pomiarów w czasie powolnego mieszania konieczne było zmodyfikowanie stanowiska badawczego i rezygnacja ze zintegrowanego z analizatorem układu mieszającego, który powodował rozbijanie powstających kłaczek.

Otrzymane wyniki badań wskazywały, że podstawowym czynnikiem decydującym o przebiegu procesu flokulacji oraz rozmiarach powstających kłaczek wodorotlenku żelaza(III) była dawka koagulantu (a co za tym idzie stężenie początkowe żelaza(III)). Szybkość z jaką kłaczkii powiększały swoje rozmiary zwiększała się w miarę zwiększania dawki koagulantu. Już w pierwszych sekundach od dozowania koagulantu, w roztworze pojawiały się najmniejsze cząstki o wymiarach od 0,02 do 0,5 μm (zależnie od dawki) świadczące o przejściu żelaza w formę nierozpuszczoną (wodorotlenek żelaza(III)). W kolejnych 17-33 sekundach, dla wszystkich stosowanych dawek koagulantu, w wodzie zaczęły formować się kłaczkii o wymiarach $> 1 \mu\text{m}$, przy czym w roztworze nadal pozostawały cząstki mniejsze. Następnie następował stały wzrost wielkości kłaczek, do rozmiarów około 250-260 μm (wymiar średni - d_{50}) (niezależnie od dawki koagulantu). Proces osiągał wówczas stan ustalony, podczas którego rozpad kłaczek zrównywał się z ich aglomeracją. Prędkość zwiększania się wymiarów kłaczek oraz czas po którym kłaczkii osiągały maksymalne rozmiary był zależny od dawki siarczanu żelaza(III). Wraz ze zwiększaniem dawki koagulantu kłaczkii szybciej powiększały swoje wymiary i szybciej osiągały maksymalne rozmiary. Dla zastosowanych dawek (od 2,0 do 10,0 mgFe/l) czas ten wynosił od 15 do ponad 40 minut. Dla dawki 4,0 mg Fe/l czas ten wynosił około 30 minut, a dla dawki 10 mg Fe/l około 15 minut. Jedynie dla dawki 2,0 mg Fe/l, pomimo ponad 40 minutowego mieszania, kłaczkii nie osiągnęły maksymalnych rozmiarów i nadal obserwowano ich wzrost.

Pomiary wielkości cząstek przeprowadzone z zastosowaniem granulometru laserowego mogą być zatem pomocne dla optymalizacji procesu flokulacji i projektowania komór

reakcji/powolnego mieszania. Podczas wykonywania badań ustalono, że im większa jest dawka koagulantu, tym krótszy powinien być czas zatrzymania w tego typu urządzeniach. Dla zastosowanych dawek siarczanu żelaza(III) czas ten wynosił od 15 do ponad 40 minut.

Z punktu widzenia separacji cząstek pokoagulacyjnych, zarówno w procesach filtracji konwencjonalnej jak i membranowej, najbardziej istotne są nie tyle duże cząstki jak obecność oraz ilość tych najmniejszych. Uzyskane wyniki wykazały, że podczas flokulacji, niezależnie od powstawania większych aglomeratów, w wodzie przez dłuższy czas mogły pozostawać również najdrobniejsze cząstki. Odpowiadały one wielkością cząstkom powstającym w pierwszych sekundach po dozowaniu koagulantu (o rozmiarach mniejszych od $1,0 \mu\text{m}$ a nierzadko mniejszych od $0,1 \mu\text{m}$). Proces ten trwał od kilkudziesięciu sekund do kilku minut i był zależny od dawki koagulantu. Im mniejsza była dawka, tym dłuższy był czas utrzymywania się najmniejszych cząstek. Dla wyższych dawek, $7,0$ i 10 mgFe/l , cząstki o wymiarach mniejszych od $1,0 \mu\text{m}$ utrzymywały się nie dłużej niż przez $1,0$ minutę. Natomiast dla $2,0 \text{ mgFe/l}$ cząstki o wymiarach mniejszych od $1,0 \mu\text{m}$ zanikały dopiero po około $7,0$ minutach. Wprawdzie procentowy udział najdrobniejszych cząstek nie był duży ($1-10\%$ masy wszystkich cząstek), to obecność tego typu cząstek może prowadzić do nieodwracalnego blokowania membran zarówno mikrofiltracyjnych, jak i membran ultrafiltracyjnych o największych średnicach porów.

Przeprowadzone badania potwierdziły tezę, że przy stosowaniu filtracji konwencjonalnej jak i membranowej (MF lub UF), czas flokulacji może mieć istotne znaczenie dla uzyskiwanych efektów zatrzymywania cząstek pokoagulacyjnych i dla małych dawek koagulantów czas powolnego mieszania nie powinien być krótszy niż kilka ($6-7$) minut.

Najważniejsze osiągnięcia wynikające z przeprowadzonych badań

- Mikroorganizmy zasiedlające złoża filtracyjne, przede wszystkim bakterie utleniające mangan, mają zasadnicze znaczenie w procesie wpracowywania kwarcowych złóż odmanganiających (tj. formowania się aktywnych powłok tlenków manganu na powierzchni ziaren złóż filtracyjnych). Jednocześnie brak odpowiedniej mikroflory, lub brak możliwości jej rozwoju, może być przyczyną nie wpracowania się złóż filtracyjnych do usuwania manganu.
- Pełną efektywność usuwania manganu z wód podziemnych uzyskiwano w chwili, gdy zawartość ditlenku manganu w złożu filtracyjnym wynosiła średnio $1,42 \text{ mg/g}$ złoża, a jego zawartość wagowo stanowiła około $0,14\%$ ogólnej masy złoża. Naturalnie wytworzona warstwa tlenków manganu ma znacznie rozbudowaną strukturę i porowatość.
- Podwyższone stężenia azotu amonowego (do około $1,0-1,5 \text{ mgNH}_3/\text{l}$) nie wpływają hamująco na proces wpracowywania złoża filtracyjnego do usuwania manganu. Złoże wpracowywało się jednocześnie w obu procesach: biologiczno-katalitycznego odmanganiania i biologicznej nityfikacji azotu amonowego. Może to wskazywać na współdziałanie procesów odmanganiania i nityfikacji.
- Stosując aktywne złoża filtracyjne wykonane z naturalnych minerałów manganowych (piroluzyt) można uzyskać wysokie efektywności usuwania manganu. Najbardziej istotną zaletą tych złóż filtracyjnych jest brak konieczności wpracowywania. Jednak nie

wszystkie aktywne złoża filtracyjne pozwalają usuwać mangan z wód podziemnych z wysoka skutecznością.

- Złoża kwarcowe z naturalnie wytworzoną warstwą katalityczną, nie ustępują skutecznością w usuwaniu manganu złożom piroluzytowym. Jediną wadą złóż kwarcowych jest konieczność kilkutygodniowego wpracowania. Okres ten można jednak znacznie skrócić, stosując kilkuprocentową domieszkę wpracowanego złoża filtracyjnego, świeżo pobranego z filtrów odmanganiających.
- Wodę podziemną z przekroczeniami dopuszczalnych stężeń żelaza i manganu można oczyszczać stosując napowietrzanie i jednostopniową filtrację. Wykazano wyraźną stratyfikację procesów: w pierwszej kolejności, w górnej części złóż, usuwane jest żelazo a następnie, gdy stężenie żelaza obniża się do ok. 0,05-0,1 mg/l, usuwany jest mangan.
- Obecność w złożu filtracyjnym warstwy piroluzytu, nie musi oznaczać, że mangan jest usuwany w tej warstwie. W złożach wpracowanych mangan usuwany był (do poziomu obserwowanego w odpływie z filtra) w warstwie piasku kwarcowego. Obecność poniżej warstwa piroluzytu nie miała w tym przypadku znaczenia. Warstwa piroluzytu miała znaczenie w usuwaniu manganu jedynie w początkowym okresie filtracji, gdy warstwa piasku kwarcowego nie pokryła się jeszcze aktywnymi tlenkami manganu.
- Wykazano, że procesy nityfikacji mogą efektywnie przebiegać przy ciśnieniu dochodzącym do 0,8 MPa. Wskazano również, że zmiany ciśnienia, niezależnie od kierunku tych zmian, praktycznie nie powodują zakłóceń w przebiegu nityfikacji.
- W filtrach ciśnieniowych, adaptacja biocenozy (wpracowywanie) do podwyższonego stężenia azotu amonowego w filtrowanej wodzie przebiega wolniej niż w przypadku filtracji grawitacyjnej (podwyższone ciśnienie powodowało wolniejszy wzrost bakterii nityfikacyjnych w porównaniu z filtracją grawitacyjną).
- Płukanie filtrów biologicznych, w których do uzdatniania wody wykorzystuje się procesy nityfikacji, pomimo chwilowych zakłóceń w usuwaniu azotu amonowego, w dłuższej perspektywie jest procesem niezbędnym dla ich prawidłowej eksploatacji. Umożliwia bowiem usuwanie z filtrów nadmiernej błony biologicznej, w tym bakterii heterotroficznych konkurujących z bakteriami nityfikacyjnymi o tlen, substancje pokarmowe a także o korzystne położenie w błonie biologicznej. Jest to szczególnie istotne w przypadku filtracji II stopnia, gdzie najczęściej, ze względów hydraulicznych, można znacznie wydłużyć długość cyklu filtracyjnego.
- Wykazano możliwość uzyskania wysokiej skuteczności usuwania arsenu za pomocą koagulacji siarczanem żelaza(III) oraz filtracji tradycyjnej lub mikrofiltracji, stosując stosunkowo niskie dawki koagulantu i bez konieczności dodatkowej chemicznej modyfikacji składu wody (w szczególności przy naturalnym, lekko zasadowym pH wody).
- Możliwe jest jednoczesne usuwanie arsenu i manganu z wody podziemnej stosując koagulację solami żelaza przy $\text{pH} > 7$ i filtrację tradycyjną przez złożę wielowarstwowe, z warstwą złoża katalitycznego.
- Pomiary wielkości cząstek przeprowadzone z zastosowaniem granulometru laserowego mogą być pomocne dla optymalizacji procesu flokulacji i projektowania komór reakcji/powolnego mieszania. Ustalono, że większa dawka koagulantu skraca czas zatrzymania w tych urządzeniach.

- Podstawowym czynnikiem decydującym o przebiegu procesu flokulacji oraz rozmiarach powstających kłaczków wodorotlenku żelaza(III) jest dawka koagulantu. Szybkość z jaką kłaczkowi powiększają swoje rozmiary zwiększa się w miarę zwiększania dawki koagulantu.
- Podczas flokulacji (niezależnie od powstawania większych aglomeratów), w wodzie przez dłuższy czas pozostają również najdrobniejsze cząstki, odpowiadające wielkością cząstek powstających w pierwszych sekundach po dozowaniu koagulantu (o rozmiarach mniejszych od 1,0 μm a nawet mniejszych od 0,1 μm). Proces ten trwa od kilkudziesięciu sekund do kilku minut i jest zależny od dawki koagulantu. Im mniejsza jest dawka, tym dłuższy jest czas utrzymywania się najmniejszych cząstek.
- Przy stosowaniu filtracji konwencjonalnej jak i membranowej (MF lub UF), czas flokulacji może mieć istotny wpływ na efektywności zatrzymywania cząstek pokoagulacyjnych. W szczególności dla małych dawek koagulantów czas powolnego mieszania nie powinien być krótszy niż kilka (6-7) minut.

Możliwość wykorzystania wyników

Wiedza uzyskana w dzięki zaprezentowanym wynikom badań własnych może być wykorzystywana w projektowaniu oraz eksploatacji zakładów produkcji wody, w których oczyszczane są wody podziemne o podwyższonych stężeniach manganu, amoniaku i arsenu.

Rozpoznanie charakteru procesu wpracowywania filtrów do usuwania manganu, a przede wszystkim wiedza, iż jest to, lub może być to proces biologiczny, ma znaczenie w eksploatacji filtrów. Przede wszystkim należy unikać w okresie wpracowywania złóż filtracyjnych wszelkich działań mogących zahamować rozwój bakterii utleniających mangan. W szczególności nie można wprowadzać do filtrów wody zawierającej substancje o działaniu bakteriobójczym, jak np. środki stosowane do dezynfekcji wody, czy nadmanganian potasu, który jest często stosowany przy usuwaniu manganu. Dotyczy to zarówno wody filtrowanej jak i stosowanej do płukania filtrów. Można również skrócić czas biologicznego wpracowywania filtrów stosując kilku-procentową zaszczepkę świeżego złoża filtracyjnego pobranego z filtrów odmanganiających.

Projektując zakłady produkcji wody, w których amoniak ma być usuwany w procesie nityfikacji, można stosować urządzenia ciśnieniowe na równi z otwartymi. Wybór rodzaju urządzeń, powinien być podyktowany innymi parametrami uzdatnianej wody (np. zasadowością, czy obecnością wolnego ditlenku węgla). W przypadku filtrów II stopnia, w których przebiega proces nityfikacji, płukanie powinno być przeprowadzane częściej niż to wynika ze względów hydraulicznych. Znaczne wydłużanie cyku filtracyjnego, może prowadzić do nadmiernego rozwoju błony biologicznej, w tym bakterii heterotroficznych, co może zakłócić prawidłowy przebieg procesów nityfikacji.

W przypadku wód podziemnych, w których oprócz manganu występuje również żelazo lub amoniak (do około 1,0-1,5 mgNH_3/l), możliwe jest oczyszczanie tych wód w jednostopniowej filtracji. Można również usuwać w jednostopniowej filtracji mangan i arsen, dozując do wody surowej koagulant żelazowy i stosując standardowe urządzenia do oczyszczania wód podziemnych (aeratory i filtry). Oznacza to znaczne uproszczenie ciągów technologicznych oraz zmniejszenie kosztów inwestycyjnych.

Pomiary wielkości cząstek przeprowadzone z zastosowaniem granulometru laserowego mogą być wykorzystywane w projektowaniu komór reakcji/powolnego mieszania. Wykazano, że przy stosowaniu filtracji konwencjonalnej jak i membranowej, czas flokulacji może mieć istotny wpływ na efektywności zatrzymywania cząstek pokoagulacyjnych. Dla małych dawek koagulantów czas powolnego mieszania nie powinien być krótszy niż kilka minut, gdyż w tym czasie w wodzie nadal utrzymują się cząstki o wymiarach mniejszych od 1,0 a nawet 0,1 μm .

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

a) Przed uzyskaniem stopnia doktora

W roku 1984 rozpocząłem studia na Politechnice Gdańskiej na Wydziale Hydrotechniki (obecnie Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska). W 1990 pod opieką doc. Stanisława Bachanka obroniłem pracę magisterską pt. „Projekt technologiczny oczyszczalni ścieków przemysłowych z Zakładów Technicznej Obsługi Rolnictwa”.

Pracę na Wydziale Hydrotechniki (obecnie Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska) w Katedrze Technologii Wody i Ścieków rozpocząłem jako asystent w roku 1989, jeszcze przed ukończeniem studiów. W 1991 roku odbyłem pięciomiesięczne szkolenie wojskowe podchorążych rezerwy w Wyższej Szkole Oficerskiej Inżynierii Wojskowej we Wrocławiu. W roku 1992 na Politechnice Gdańskiej ukończyłem dwusemestralne Podyplomowe Studium Kształcenia i Doskonalenia Pedagogicznego Nauczycieli Akademickich. Następnie w latach 1992-1993 odbyłem Polsko-Duńskie Podyplomowe Studium Ochrony Środowiska nt. „Wastewater Treatment in Constructed Wetlands”. W latach 1993-1994 na Wydziale Zarządzania i Ekonomii Politechniki Gdańskiej odbyłem Studium Podyplomowe „Zarządzanie firmą w warunkach rynkowych”.

Moje pierwsze prace badawcze po zatrudnieniu w uczelni dotyczyły biologicznego usuwania związków fosforu ze ścieków biologicznie oczyszczonych. Pod kierunkiem profesor Ireny Kulik-Kuziemskiej przeprowadziłem badania nad zastosowaniem glonów do usuwania wysokich stężeń fosforanów ze ścieków komunalnych, po procesach biologicznego oczyszczania [opracowania E.47, M.52]. Badałem wpływ czasu retencji, temperatury (w zakresie od 4,5 do 25°C) i natężenia światła (30-8000 lx) na efekt usuwania fosforu. Badano również różne sposoby oddzielania zawieszanej biomasy glonów od oczyszczonych ścieków. Wyniki badań wykazały, że zastosowanie glonów pozwala na usunięcie fosforu ze ścieków oczyszczonych do stężenia poniżej 1,0 mg PO₄/l. Jednak w warunkach klimatu jaki panuje w naszym kraju, efekty takie można uzyskać jedynie w okresie letnim. W pozostałym okresie efekty byłyby znacznie gorsze a w okresie zimowym niemal żadne. Głównym czynnikiem mającym wpływ na gorsze efekty w okresie jesienno-zimowym było zbyt niskie nasłonecznienie i krótszy czas dostępu naturalnego światła słonecznego, mniejsze znaczenie miała niższa temperatura ścieków. Problemem było również oddzielenie biomasy glonów od oczyszczonych ścieków. Zastosowanie w tym celu sedymentacji było nieefektywne.

Dosyć szybko moje zainteresowania skierowały się w stronę oczyszczania wód podziemnych. Około roku 1993 włączyłem się w badania prowadzone przez profesor Krystynę Olańczuk-Neyman oraz docenta Jerzego Prejznera, dotyczące usuwania manganu i azotu amonowego z wód podziemnych. Zagadnienia te stały się również przedmiotem mojej pracy doktorskiej, pt. „Rola procesów fizyko-chemicznych i biologicznych w eliminacji manganu i azotu amonowego z wód podziemnych”, którą wykonałem pod opieką profesor Krystyny Olańczuk-Neyman i którą obroniłem 21 stycznia 2000 roku. Celem mojej pracy doktorskiej było określenie charakteru przebiegających procesów oraz znaczenia procesów biologicznych i fizyczno-chemicznych zachodzących podczas usuwania manganu i azotu amonowego z wód podziemnych w II stopniu filtracji na wpracowanych złożach piaskowych. Dokonałem przeglądu piśmiennictwa dotyczącego tych zagadnień oraz przeprowadziłem badania własne w skali laboratoryjnej, modelowej oraz w pełnej skali technicznej. We wszystkich pracach eksperymentalnych wykorzystywałem naturalną wodę podziemną po I stopniu filtracji o znacznej zawartości manganu i azotu amonowego.

Badania wykazały przydatność wpracowanego piasku kwarcowego do usuwania wysokich stężeń manganu i azotu amonowego z wód podziemnych. W II stopniu filtracji uzyskano bardzo dobre efekty eliminacji manganu i azotu amonowego, a stężenia obu składników praktycznie nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla wód do picia i na potrzeby gospodarcze, przy bardzo wysokich stężeniach tych składników w wodzie podawanej na filtry (manganu od 0,2 do 0,9 mgMn/l i azotu amonowego od 0,2 do 1,9 mgN-NH₄⁺/l).

Ustalono, że usuwanie manganu na wpracowanych złożach piaskowych przebiegało na drodze fizyczno-chemicznej (sorpcji i katalitycznym utlenianiu przy udziale MnO₂). Natomiast nie stwierdzono bezpośredniego udziału bakterii utleniających mangan zasiedlających złoża (przy czym nie można wykluczyć możliwości przebiegu biologicznych procesów usuwania tego składnika). Nie można również wykluczyć istotnej roli tych bakterii w okresie wpracowywania świeżych złożów piaskowych, w procesie formowania się katalitycznej warstwy tlenków manganu. O fizyczno-chemicznym charakterze procesów prowadzących do usuwania manganu na wpracowanych złożach piaskowych świadczyły:

- nie zmienione, wysokie efekty eliminacji manganu po zahamowaniu aktywności bakterii zasiedlających złoża,
- nie zmienione, wysokie efekty usuwania manganu przy okresowych niskich stężeniach tlenu rozpuszczonego w wodzie (nawet przy 0,5 mg O₂/l) – można uznać, że w tym czasie usuwanie manganu następowało głównie na drodze sorpcji oraz katalitycznego utleniania,
- pogorszenie się efektów usuwania manganu po dłuższej (około 4 dniowej) filtracji wody z niskim stężeniem tlenu (poniżej 2 mg O₂/l), a więc utratą właściwości sorpcyjno-katalitycznych złoża - co wskazuje, że utlenianie Mn(III) do Mn(IV) odbywało się przy udziale tlenu rozpuszczonego w wodzie.

Usuwanie azotu amonowego odbywało się na drodze biologicznej oraz fizyczno-chemicznej, głównie nityfikacji I i II fazy oraz sorpcji/wymiany jonowej azotu amonowego. Procesy te przebiegały jednocześnie, a udział poszczególnych procesów w usuwaniu azotu amonowego podczas filtracji był zmienny i zależał od składu filtrowanej wody (przede wszystkim stężenia tlenu i azotu amonowego). Przy niskich stężeniach tlenu dominowały procesy sorpcji/wymiany jonowej azotu amonowego, których udział malał na rzecz procesów nityfikacji w miarę wzrostu stężenia tlenu. Proces nityfikacji był wrażliwy na zmiany stężenia azotu amonowego w filtrowanej wodzie, co objawiało się okresowym zahamowaniem produkcji azotynów (III) i (V). Wynikało to najprawdopodobniej z konieczności adaptacji biocenozy do nowych warunków. Okres adaptacji wywołany zmianą stężenia azotu amonowego trwał od kilkunastu godzin do kilkunastu dni.

Należy dodać, że uzyskane wyniki badań zostały wykorzystane w przeprowadzonej w latach 1996 – 1998, modernizacji stacji uzdatniania wody „Letniki” o wydajności ok. 15 000 m³/dobę, produkującej wodę dla Centralnego Wodociągu Żuławskiego. Modernizacja polegała na zastąpieniu dotychczasowej filtracji jednostopniowej filtracją dwustopniową. Wykorzystano przy tym istniejące na stacji urządzenia, w szczególności filtry i pompy. Dzięki modernizacji woda oczyszczona w pełni odpowiada aktualnym wymaganiom wody przeznaczonej do spożycia. Stacja w takim układzie działa do dnia dzisiejszego, przy czym w bieżącym roku (2017) rozpocznie się budowa nowej stacji uzdatniania, gdzie zastosowana zostanie technologia zgodna z opracowaną przy moim współudziale technologią.

b) Po uzyskaniu stopnia doktora

Moje zainteresowania badawcze po uzyskaniu stopnia doktora można zakwalifikować do trzech podstawowych obszarów:

- dezynfekcja i doczyszczanie komunalnych ścieków biologicznie oczyszczonych.
- Stabilność biologiczna i chemiczna wody wprowadzanej do sieci wodociągowej.
- Zastosowanie niskociśnieniowych procesów membranowych w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków.

Dezynfekcja i doczyszczanie komunalnych ścieków biologicznie oczyszczonych

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacjach A.1, E.6, E.7, E.11, E.18]

W oczyszczaniu ścieków komunalnych coraz większą uwagę zwraca się na zagrożenie mikrobiologiczne stwarzane przez oczyszczone ścieki odprowadzane do środowiska. W świetle danych z piśmiennictwa komunalne oczyszczalnie ścieków można zaliczyć do poważnych emitorów do środowiska zanieczyszczeń mikrobiologicznych, w tym chorobotwórczych dla człowieka wirusów, bakterii i pierwotniaków. Surowe ścieki komunalne zawierają bardzo liczne mikroorganizmy patogenne, oportunistyczne, a także antybiotyko-oporne, w tym wielo-lekooporne, głównie pochodzenia jelitowego. Pomimo bardzo wysokiej, przekraczającej 99% redukcji liczby bakterii w ściekach w procesie oczyszczania, odpływy z oczyszczalni ścieków nadal zawierają od 10^4 do $10^6/100$ ml, wskaźnikowych bakterii coli typu kałowego.

W latach 2007 – 2010 byłem współwykonawcą projektu finansowego z funduszy Unijnych EEA Grants E007/P01/2007/01/85 „New methods of emission reduction of selected pollutants and application of by-products from sewage treatment plants” (Nowe metody redukcji emisji zanieczyszczeń i wykorzystania produktów ubocznych oczyszczalni ścieków). W projekcie tym byłem odpowiedzialny za wykonanie stanowisk badawczych i przeprowadzenie badań, głównie nad zastosowaniem procesów membranowych i promieniowania ultrafioletowego, do dezynfekcji i doczyszczania oczyszczonych ścieków komunalnych z oczyszczalni ścieków „Wschód” w Gdańsku oraz „Dębogórze” w Gdyni. Badania te, głównie z zakresu zastosowania promieni UV do dezynfekcji ścieków, kontynuowałem również z kolejnych lat. W rezultacie powstały liczne prace naukowe, których byłem współautorem, opublikowane w czasopiśmie naukowych oraz prezentowane na międzynarodowych i krajowych konferencjach naukowych. Byłem również współautorem książki „Dezynfekcja Ścieków” pod redakcją Krystyny Olańczuk-Neyman i Bernarda Quanta, wydanej w Wydawnictwie „Seidel-Przywecki” w 2015 roku.

Badania nad zastosowaniem niskociśnieniowych procesów membranowych - ultrafiltracji oraz mikrofiltracji - w dezynfekcji oczyszczonych ścieków komunalnych przeprowadzono z udziałem ścieków oczyszczonych z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków „Wschód” w Gdańsku oraz „Dębogórze” w Gdyni. Filtrację membranową prowadzono przy zastosowaniu membran rurowych o całkowitej powierzchni $0,80$ m². W badaniach zastosowano, produkowane seryjnie membrany ultrafiltracyjne typu FP 200, wykonane z PVDF, o separacji 200 kDa, oraz membrany mikrofiltracyjne typu XP 201/04/SIN, wykonane z PVDF, o separacji 400 kDa produkcji ITT Membranes. Moduł

membranowy zasilany był ściekami oczyszczonymi w sposób ciągły, przy czym stosowano zarówno przepływ jednokierunkowy (dead-end) jak i krzyżowy (cross-flow). Filtrację membranową wykonywano przy ciśnieniu transmembranowym 0,3 i 0,5 MPa. W wybranych seriach badań oczyszczone ścieki, przed wprowadzeniem do układu membranowego, dodatkowo filtrowano przez konwencjonalny filtr wypełniony żwirem kwarcowym.

Na podstawie uzyskanych wyników badań wykazano, że zarówno ultrafiltracja jak i mikrofiltracja są skuteczną metodą dezynfekcji komunalnych ścieków oczyszczonych. Liczba bakterii wskaźnikowych obniżała się o 3-5 rzędów wielkości, a w permeacie liczba bakterii grupy coli typu kałowego nie przekraczała 20 JTK/dm³ przy UF oraz 200 JTK/l przy MF a liczba paciorkowców kałowych nie przekraczały odpowiednio 5 JTK/l i 10 JTK/l. Efekty takie uzyskiwane były niezależnie od liczebności bakterii w oczyszczonych ściekach przed filtracją membranową, które wynosiły dla bakterii grupy coli typu kałowego od 1.0×10^5 do 3.0×10^5 JTK/l, a liczba paciorkowców kałowych od 8.9×10^4 do 4.8×10^5 JTK/l. Usuwaniu bakterii wskaźnikowych w ściekach oczyszczonych w wyniku procesów mikrofiltracji i ultrafiltracji towarzyszyły znaczące zmiany ich jakości fizyczno-chemicznej. Najlepsze efekty uzyskiwano dla: mętności i fosforu ogólnego, które w znaczącej większości pomiarów usuwane były ze ścieków oczyszczonych niemal całkowicie. Mętność permeatu, niezależnie od mętności ścieków doprowadzanych do układu (w zakresie od 1,77 do 5,35 NTU) oraz od sposobu i parametrów prowadzenia ultrafiltracji, nie przekraczała 0,02 NTU. Współczynnik retencji fosforu ogólnego podczas ultrafiltracji wynosił średnio 95% a jego stężenie w permeacie nie przekraczało 0,13 mgP/l (przy czym w ponad 2/3 pomiarów było niższe od 0,01 mgP/l). Podczas mikrofiltracji uzyskano nieco gorsze efekty usuwania fosforu, jednak nadal były one bardzo wysokie – współczynnik retencji wynosił średnio 49,4% a stężenie fosforu ogólnego w permeacie w zdecydowanej większości próbek nie przekraczało 0,2 mgP/l przy czym w niemal połowie pomiarów było niższe od 0,1 mgP/l. W odniesieniu do wartości ChZT, którego współczynnik retencji wynosił średnio 38,9% dla ultrafiltracji i 17,2% dla mikrofiltracji a wartość ChZT permeatu nie przekraczała 32 mgO₂/l (przy 33,9-60,2 mgO₂/l w ściekach doprowadzanych do układu). W przypadku BZT₅ charakterystyczna była bardzo duża zmienność skuteczności usuwania w procesie ultrafiltracji, która zawierała się w zakresie od 0 do 92,9%, średnio 47,3%. Azot ogólny usuwany był w niewielkim stopniu, średnio współczynnik retencji wynosił zaledwie 7,3% dla UF i 10,3% dla MF przy czym w połowie próbek nie był usuwany.

Poprzedzenie filtracji membranowej filtracją konwencjonalną, na filtrze ze złożem żwirowym, pomimo iż wyraźnie poprawiało jakość ścieków doprowadzanych do układu membranowego (nadawy), nie wpłynęło na poprawę jakości permeatu. Nie stwierdzono zależności między jakością permeatu a długością cyklu filtracyjnego (w zakresie od 150 do 360 minut) oraz ciśnienia. Dla dłuższych cykli filtracyjnych, stosując mikrofiltrację w przypadku bakterii wskaźnikowych, barwy i absorbancji UV obserwowano jednak wyraźne pogorszenie się efektów pod koniec cyklu filtracyjnego. Skład i stężenie poszczególnych składników permeatu (za wyjątkiem azotu ogólnego) nie zależały od jakości ścieków oczyszczonych doprowadzanych do układu. Brak takiej zależności obserwowano przede wszystkim w przypadku tych składników, które usuwane były w procesie ultrafiltracji zarówno z wysoką jak i średnią skutecznością (zawiesina ogólna, mętność, fosfor ogólny, ChZT, BZT₅). Wyjątkiem był azot ogólny, którego stężenie w permeacie zwiększało się w miarę wzrostu jego stężenia w ściekach doprowadzanych do układu. Wskazuje to, że o jakości permeatu i o stopniu usunięcia poszczególnych składników ścieków, decydowała przede wszystkim forma ich występowania w ściekach. Zaobserwowano, że składniki, których

stężenie korelowało ze stężeniem zawiesiny w odpływie z oczyszczalni, były lepiej usuwane ze ścieków w procesie ultrafiltracji, niż składniki, gdzie takiej korelacji nie stwierdzono.

Przeprowadzono również badania w skali ułamkowo technicznej nad dezynfekcją ścieków oczyszczonych przy pomocy promieniowania UV. Badania te, podobnie jak w przypadku zastosowania filtracji membranowej, przeprowadzono z udziałem oczyszczonych ścieków z oczyszczalni ścieków „Wschód” w Gdańsku oraz „Dębogórze” w Gdyni. W badaniach zastosowano urządzenie wyposażone w promiennik niskociśnieniowy o mocy 33 W, emitujący promieniowanie w zakresie długości fali 254 nm. Badania przeprowadzono przy zmiennej dawce promieniowania w zakresie od ok. 5 do blisko 100 mJ/cm². Dezynfekcji poddawano ścieki biologicznie oczyszczone pobrane bezpośrednio po osadnikach wtórnych oczyszczalni, jak i ścieki po dodatkowym doczyszczaniu w filtrach piasku kwarcowych. Na podstawie uzyskanych wyników wykazano bardzo wysoką skuteczność dezynfekcji ścieków z zastosowaniem promieni UV. Redukcja liczby bakterii dochodziła do 4 rzędów wielkości. Zaobserwowano, że bakterie z grupy coli typu kałowego były bardziej wrażliwe na promieniowanie UV niż paciorkowce kałowe. Aby obniżyć liczbę bakterii coli typu kałowego do wartości poniżej 1000 JTK/100ml, potrzebna była dawka promieniowania UV <10 mJ/cm². Natomiast aby uzyskać podobny efekt dla paciorkowców kałowych dawka powinna być dwukrotnie większa. Zastosowanie wstępnego doczyszczania ścieków przy pomocy filtracji pozwoliło na uzyskanie tych samych efektów dezynfekcji przy dawce promieniowania niższej o od 20 do 50%. Obniżenie liczby bakterii coli typu kałowego do poziomu poniżej 1000 JKT/100ml uzyskiwano już dla dawki rzędu 5 mJ/cm².

W latach 2014 – 2015 przeprowadzono badania w oczyszczalni ścieków w Jastrzębiej Górze, gdzie zainstalowano pierwsze w Polsce urządzenie do dezynfekcji oczyszczonych ścieków przy pomocy promieni UV działające w pełnej skali technicznej. Wyniki tych badań zostały zaprezentowane podczas Kongresu Inżynierii Środowiska w Lublinie w 2016 roku. Aktualnie maksymalny przepływ ścieków w oczyszczalni wynosi 5170 m³/d. Urządzenie UV do dezynfekcji ścieków oczyszczonych składające się z 12 promienników niskociśnieniowych, o całkowitej mocy 6,0 kW, zostało zamontowane w specjalnym krytym kanelu po osadnikach końcowych. Urządzenie miało możliwość regulacji mocy w zakresie od 31 do 100%, wartości nominalnej. Nominalna dawka promieniowania UV, dla której dobrano urządzenie wynosi 11 mJ/cm². Jednak w okresie jesienno-zimowo-wiosennym, podczas najmniejszego przepływu ścieków, dawka promieni UV była wyższa, przy czym w większości pomiarów nie przekraczała 22 mJ/cm². Transmitancja ścieków oczyszczonych (będąca podstawowym parametrem jakościowym z punktu widzenia zastosowania dezynfekcji promieniami UV), wynosiła od 49 do 62,5%. Zaobserwowano wyraźną zależność transmitancji od przepływu ścieków. Przyjęta dawka promieniowania wynosząca 11 mJ/cm² zapewnia obniżenie liczby bakterii mezofilnych na poziomie powyżej 80% (80 – 95%). Średnia efektywność usuwania bakterii (wyliczona na podstawie średniej liczby bakterii przed i po dezynfekcji dla całego okresu badań) wynosiła dla bakterii mezofilnych 93,6%. Zauważono wyraźny wpływ przepływu ścieków na skuteczność dezynfekcji, przy czym wraz ze wzrostem wielkości przepływów notowano spadek skuteczności dezynfekcji. Dla najniższych przepływów poniżej 100 m³/h skuteczność dezynfekcji w większości pomiarów była wyższa od 95-97% (a niejednokrotnie przekraczała 99%). Podczas gdy dla najwyższych przepływów, powyżej 240 m³/h, skuteczność dezynfekcji nie przekraczała 90% a w większości pomiarów kształtowała się w zakresie 80-85%.

Stabilność biologiczna i chemiczna wody wprowadzanej do sieci wodociągowej

[Zagadnienia te zostały omówione w publikacjach A.2, E.4, E.9, E.21, E.23, E.33]

Podstawowym zadaniem systemów zaopatrzenia w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi, poza spełnieniem wymagań ilościowych i jakościowych, jest zminimalizowanie ryzyka pogorszenia się jej jakości w sieci wodociągowej. Technologia oczyszczania wód powinna zapewnić (jeszcze w obrębie SUW), kontrolowany przebieg możliwie wszystkich procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych, które mogą przebiegać w uzdatnionej wodzie. Stworzenie warunków do przebiegu tych procesów w sieci wodociągowej pozbawia możliwości wpływu na ich przebieg, a powstające produkty gromadzą się w przewodach w postaci osadów mineralnych i biofilmu, względnie przedostają się wraz z wodą do odbiorców.

W roku 2004 poddano analizie 79 losowo wybranych (z około 740 tego typu obiektów) wiejskich wodociągów publicznych województwa pomorskiego. Zdecydowana większość poddanych analizie wodociągów (ok. 90%) zaopatrywała do 1500 mieszkańców a produkcja wody nie przekraczała 350 m³/dobę. Jedynie w ok. 17% wodociągów woda, w całym badanym okresie, w pełni spełniała wymagania jakościowe wody przeznaczonej do spożycia. W pozostałych wodociągach notowano stałe, bądź okresowe przekroczenia od 1 do nawet 6 parametrów jednocześnie (przy czym w większości przypadków przekroczenia dotyczyły nie więcej niż 3 parametrów jednocześnie). Najczęściej przekraczaniem parametrami były żelazo, mangan oraz mętność. Problemy z tymi parametrami miało około ¾ wodociągów. Stosunkowo często notowano również przekroczenie dopuszczalnych stężeń amoniaku, utleniałości oraz barwy (problemy z tymi wskaźnikami dotyczyły odpowiednio około 31%, 28% oraz 16% wodociągów). W około 15% wodociągów obserwowano okresowe przekroczenia parametrów bakteriologicznych, w tym również bakterii z grupy coli. Tak częste i znaczące przekroczenia wartości dopuszczalnych podstawowych parametrów jakościowych wody można tłumaczyć tym, że badania obejmowały lata 2000 – 2004, czyli okres bezpośrednio po wprowadzeniu w 2000 r. znacznie zaostrzonych wymagań dla wody do spożycia, którym nie natychmiast trudno było sprostać.

Przeprowadzono również badania wpływu stosowanej technologii oczyszczania wody na stabilność mikrobiologiczną oraz chemiczną wód podziemnych wprowadzanych do sieci wodociągowej. Badania przeprowadzono w Gdańsku, Gdyni, Kwidzynie i Malborku i dotyczyły zarówno wód nie poddawanych dezynfekcji przed wprowadzeniem do sieci wodociągowej, jak również dezynfekowanych. W przypadku wód podziemnych, które charakteryzowały się dobrą jakością mikrobiologiczną nie stosowano dezynfekcji końcowej. Ujmowane wody podziemne zawierały podwyższone stężenia żelaza i manganu a do ich uzdatniania zastosowano technologię wykorzystującą napowietrzanie i filtrację ciśnieniową na wpracowanych złożach z piasku kwarcowego. Pomimo nie stosowania dezynfekcji, w systemie wodociągowym nie obserwowano przekroczeń wartości dopuszczalnej liczby bakterii heterotroficznych, a ich liczba tylko nieznacznie wzrastała w miarę oddalania się od stacji uzdatniania.

Badania dotyczące jakości mikrobiologicznej wód podziemnych poddawanych dezynfekcji końcowej przeprowadzono dla dwóch stacji uzdatniania i sieci wodociągowej w Kwidzynie. Ujmowane wody podziemne zasilające obie stacje uzdatniania zawierały ponadnormatywne stężenia żelaza, manganu a na jednej z nich również azotu amonowego. W pierwszej stacji technologia uzdatniania stosowano tradycyjny układ napowietrzania i jednostopniowej filtracji otwartej. W drugim obiekcie zastosowano napowietrzanie w

otwartych reaktorach wypełnionych kształtkami z tworzywa sztucznego (Kaldnes) zasiedlonych błoną biologiczną oraz dwustopniowej filtracji w otwartych filtrach typu DynaSand. W obu stacjach woda uzdatniona była dezynfekowana przy użyciu ClO_2 . W obu stacjach uzdatniania w wodzie po uzdatnieniu obserwowano wzrost liczby bakterii heterotroficznych oraz denitryfikacyjnych. Pomimo stosowania dezynfekcji następował również wzrost ogólnej liczby bakterii w sieci wodociągowej (w miarę oddalania się od obiektów).

Przeprowadzono również badania wpływu mieszania wody pochodzącej z dwóch różnych piętér wodonośnych (woda oczyszczona z utworów czwartorzędowych oraz woda z utworów kredowych) na jej stabilność chemiczną i biologiczną. Woda czwartorzędowa była oczyszczana z zastosowaniem napowietrzania i dwustopniowej filtracji. W filtrach I stopnia (złoża antracytowo-piaskowe) usuwana była większość domieszek, głównie związki żelaza i azot amonowy (w procesie nitryfikacji) oraz większość manganu. Na filtrach II stopnia (złoża piaskowo-piroluzytowe, uaktywnione w czasie płukania podchlorynem sodu) usuwany był jedynie pozostały mangan. Uzdatniona woda w pełni odpowiadała wymaganiom stawianym wodzie przeznaczonej do spożycia (przy czym charakteryzowała się wysoką twardością). Woda podziemna, ujmowana z utworów kredowych, charakteryzowała się małą twardością węglanową, stężenie związków żelaza było zbliżone do wartości dopuszczalnej, a azotu amonowego w niewielkim stopniu ją przekraczało. Ponadto zaobserwowano znaczne przekroczenia dopuszczalnego stężenia fluorków (do 3,0 mgF/l) oraz boru (do 1,5 mgB/l). Wodę z utworów czwartorzędowych i kredowych mieszano w stosunku 2:1 (dobranym tak, aby po zmieszaniu zawartość wszystkich składników wody spełniała warunki stawiane wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi).

Opracowano własną metodykę badań, która umożliwiała porównanie zdolności badanych wód do wytrącania osadów. W tym celu mierzono absorbancję promieni nadfioletowych oraz światła widzialnego przechodzących przez warstwę osadów odkładających się na wewnętrznych ściankach probówek, przez które nieprzerwanie przez ponad trzy miesiące, przepływała badana woda. Uznano, że wielkość absorbancji oraz jej zmiana w czasie będzie pośrednim wskaźnikiem ilości osadzających się osadów.

Na podstawie uzyskanych wyników badań wykazano, że zarówno woda czwartorzędowa po procesach oczyszczania jak i nieoczyszczana woda kredowa cechowały się wysoką stabilnością chemiczną i mikrobiologiczną. Pochłanianie światła przez osady na ściankach probówki, zarówno w zakresie nadfioletu (300÷310 nm), jak i światła widzialnego (385÷395 nm), przez cały czas badań utrzymywało się na bardzo niskim poziomie. Świadczy o niewielkiej ilości osadów gromadzących się na wewnętrznych ściankach probówek. Wymieszanie oczyszczonej wody czwartorzędowej z wodą kredową skutkowało znacznym zmniejszeniem stabilności wody, prowadzącym do tworzenia warstwy osadu. Pochłanianie światła przez osady gromadzące się na ściankach probówki, przez którą przepływała woda zmieszana, wzrastało zdecydowanie szybciej niż w przypadku wody czwartorzędowej i kredowej (zarówno w zakresie nadfioletu, jak i światła widzialnego). Ponadto po około 80 dobach badań zaobserwowano wyraźne przyspieszenie wzrostu absorbancji, co mogło wskazywać na przyspieszenie przyrostu osadów. Zmieniła się również charakterystyka widma, co mogło świadczyć o zmianie składu jak i struktury osadów. Najprawdopodobniej wcześniej osadzały się głównie związki mineralne tworzące bardziej jednorodną i zwartą strukturę osadu, np. na skutek zaburzenia równowagi węglanowo-wapniowej, jako wynik zmieszania wód o różnym składzie fizyczno-chemicznym. Później, prawdopodobnie na szkielecie mineralnym, zaczęła się tworzyć błona biologiczna o bardziej zróżnicowanej grubości i gąbczastej strukturze, powodująca zróżnicowanie wyników absorbancji.

Przyspieszenie przyrostu osadów można również tłumaczyć katalitycznym oddziaływaniem odłożonych wcześniej związków mineralnych, np. żelaza lub manganu. Gwałtowny wzrost intensywności odkładania się osadów, obserwowany od 80 doby badań, niezależnie od charakteru procesu (biologiczny czy chemiczny – katalityczny) wskazuje na pojawienie się interakcji pomiędzy składnikami wody a warstwą osadu (co znacznie przyspiesza proces powstawania osadów). Przyspieszony wzrost liczby mikroorganizmów w wodzie zmieszanej potwierdziły analizy mikrobiologiczne. Po siedmiu dobach inkubacji w temperaturze 10°C, zbliżonej do typowej dla wód podziemnych, we wszystkich badanych próbkach stwierdzono wyraźny wzrost całkowitej liczby bakterii, przy czym największy (ponad 3-krotny) wzrost liczby bakterii odnotowano w wodzie mieszanej. Najprawdopodobniej przyczyną największego wzrostu liczby bakterii w wodzie mieszanej była poprawa warunków pokarmowych dla flory bakteryjnej pochodzącej z różnych wód, a w szczególności wzbogacenie ubogiego środowiska wody kredowej w materię organiczną pochodzącą z wody czwartorzędowej, a także dostarczenie brakujących związków biogennych (głównie azotu amonowego) bakteriom obecnym w oczyszczonej wodzie czwartorzędowej.

Przeprowadzone badania wykazały, że procesy uzdatniania zastosowane w badanych stacjach uzdatniania wód podziemnych skutecznie zabezpieczają stabilność biologiczną wód rozprowadzanych w niezbyt rozległych sieciach wodociągowych. Natomiast mieszanie wody pochodzącej z różnych warstw wodonośnych (nawet w sytuacjach, gdy każda z nich jest wysokiej jakości oraz stabilna biologicznie i chemicznie), może spowodować zakłócenie stabilności wody zmieszanej. Co skutkuje pogorszeniem jakości wody, wytrącanie osadów, powstawanie biofilmu oraz wtórny rozwój mikroorganizmów w sieci wodociągowej. Ponadto odkładający się osad na ściankach przewodów wodociągowych, oddziałując ze składnikami wody, może znacznie przyspieszyć proces powstawania osadów.

Zastosowanie niskociśnieniowych procesów membranowych w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków

Zastosowanie technik membranowych nie stanowi całkowicie odrębnego zagadnienia badawczego i wiąże się z omówionymi wcześniej osiągnięciami naukowymi, jednak stanowi dla mnie istotną część moich zainteresowań badawczych. Technikami membranowymi zainteresowałem się w roku 2001, kiedy wziąłem udział w Szkole Membranowej, „Membrany i Techniki Membranowe w Inżynierii Środowiska”, zorganizowanej przez Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Politechniki Śląskiej. Od roku 2010 systematycznie biorę udział w Konferencjach Naukowych „Membrany i Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska” również organizowanych przez Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Politechniki Śląskiej. Podczas Konferencji wygłosiłem sześć referatów związanych z technikami membranowymi [L.1, L.3, L.5, L.7, L.8, L.10]. W szczególności interesują mnie niskociśnieniowe procesy membranowe stosowane samodzielnie w dezynfekcji i doczyszczaniu oczyszczonych ścieków oraz w układach zintegrowanych z konwencjonalną koagulacją w oczyszczaniu wód powierzchniowych. Opublikowałem dziewięć artykułów poświęconych technikom membranowym [B.3, B.5, E.3, E.5, E.6, E.7, E.12, E.31]. Zagadnienia te referowałem również na trzech seminariach zorganizowanych przez Firmę Kemipol z Polic.

Oprócz badań omówionych powyżej nad zastosowaniem mikrofiltracji oraz ultrafiltracji w dezynfekcji i doczyszczaniu komunalnych ścieków po biologicznym oczyszczaniu oraz omówionym w osiągnięciu naukowym (zastosowaniem ultrafiltracji w

usuwanie arsenu z wód podziemnych), wykonałem również badania nad zastosowaniem mikrofiltracji zintegrowanej z koagulacją do oczyszczania barwnych wód podziemnych. Badania te, przeprowadzone w skali ułamkowo technicznej z wykorzystaniem naturalnej wody podziemnej o podwyższonej barwie (47 – 49 mgPt/l) oraz ponadnormatywnych stężeniach żelaza i manganu, wykazały, że uzdatnianie tego typu wód w układzie zintegrowanym - koagulacja solami żelaza(III) z mikrofiltracją, pozwalała obniżyć zarówno barwę jak i usunąć żelazo. Zmniejszenie barwy niemal o połowę uzyskiwano przy dawce koagulantu wynoszącej 3,7 mgFe/l, a wzrost dawki powodował dalsze wzrost stopnia obniżenia barwy maksymalnie do 77 %, stosując wysoką dawkę koagulantu wynoszącą 16,5 mgFe/l. Obniżeniu barwy towarzyszył, choć w mniejszym stopniu, spadek absorbancji UV oraz utleniałości. Proces był jednak nieskuteczny w przypadku manganu, którego stężenie w permeacie pozostawało bez zmian. Ustalono również, że wstępne napowietrzanie wody surowej miało istotny, korzystny wpływ na przebieg procesu. Podczas gdy dla wody napowietrzanej uzyskano efektywne obniżenie barwy i żelaza, to dla wody nienapowietrzanej efekty obniżenia barwy były wyraźnie gorsze a stężenie żelaza po procesie wzrastało proporcjonalnie do dawki koagulantu, co powodowało również wzrost barwy uzdatnianej wody.

6. Informacja o działalności dydaktycznej, organizacyjnej, współpracy naukowej i popularyzacji nauki

Zajęcia dydaktyczne na Wydziale Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej w Katedrze Technologii Wody i Ścieków prowadzę nieprzerwanie od roku 1990 do chwili obecnej. Początkowo, do roku 2000 jako asystent prowadziłem ćwiczenia laboratoryjne, ćwiczenia audytoryjne i ćwiczenia projektowe a od roku 2000 również wykłady, na studiach stacjonarnych i niestacjonarnych, z przedmiotów:

- technologia wody (w zakresie przedmiotu technologia wody i ścieków) – wykład i ćwiczenia laboratoryjne,
- stacje uzdatniania wody - wykład, ćwiczenia projektowe, ćwiczenia audytoryjne,
- urządzenia do uzdatniania wody - wykład, ćwiczenia projektowe, ćwiczenia audytoryjne,
- chemia ogólna - ćwiczenia audytoryjne i ćwiczenia laboratoryjne,

Od roku 2002 byłem opiekunem około 40 prac magisterskich dyplomowych i inżynierskich oraz recenzentem około 40 prac dyplomowych. W latach 2001-2006 byłem opiekunem roku na studiach dziennych na kierunku inżynierii środowiska. Jestem również promotorem pomocniczym w przewodzie doktorskim mgr inż. Karoliny Fitobór pt. „Oczyszczanie wód opadowych w aspekcie ich gospodarczego wykorzystania”. W latach 2002 – 2005 byłem Pełnomocnikiem Dziekana w komisji ds. Systemu Punktowego. W tym samym czasie byłem również Przedstawicielem Wydziału w Komisji Dyscyplinarnej dla Studentów w latach 2002-2005 a w latach 2008-2012 byłem Rzecznikiem dyscyplinarnym ds. Studentów Politechniki Gdańskiej.

W latach 2006-2008 prowadziłem również wykłady i ćwiczenia na studiach inżynierskich niestacjonarnych z przedmiotu „uzdatnianie wody” w Wyższej Szkole

Środowiska w Bydgoszczy. Na uczelni tej byłem również opiekunem czterech inżynierskich prac dyplomowych.

We współpracy z Gdańską Fundacją Wody, w latach 2003 i 2005 byłem współorganizatorem dwóch seminariów szkoleniowych nt. „Optymalizacja procesu usuwania żelaza, manganu i azotu amonowego z wód podziemnych - teoria i badania technologiczne” oraz „Uzdatnianie wód podziemnych, fizyczno chemiczne i biologiczne metody usuwania żelaza, manganu i azotu amonowego”. Brałem również udział w kilku innych seminariach szkoleniowych organizowanych przez tą Fundację. Do działalności popularyzatorskiej zaliczam również mój udział w czterech seminariach zorganizowanych przez Firmę Kemipol, na których wygłaszałem referaty związane z moją działalnością naukową, głównie dotyczące zastosowaniem koagulantów w uzdatnianiu wód podziemnych.

W czasie mojej pracy zawodowej niejednokrotnie miałem okazję wykorzystywać swoją wiedzę w praktyce, sporządzając opinie i ekspertyzy oraz uczestnicząc w zespołach eksperckich w realizowanych projektach gospodarczych związanych modernizacją i rozbudową infrastruktury wodociągowej w naszym kraju, w szczególności przy budowach lub modernizacjach stacji uzdatniania wody. Dawało mi to z jednej strony okazję zastosować nabytą wiedzę teoretyczną w praktyce, jak również pozwalała mi zdobyć nowe doświadczenia praktyczne, które stale wykorzystuję w pracy dydaktycznej, eksperckiej i naukowej. W pracy tej niejednokrotnie wykorzystywałem również wyniki moich własnych badań naukowych, dotyczących oczyszczania wód podziemnych. Do najważniejszych projektów, w których uczestniczyłem należy udział w latach 2008 – 2011, w Gdańskim projekcie wodno-ściekowym, realizowanym przez Gdańską Infrastrukturę Wodociągowo-Kanalizacyjną, w którym uczestniczyłem jako konsultant i doradca technologiczny w modernizacji i budowie sześciu stacji uzdatniania wody w Gdańsku (SUW: „Osowa”, „Pręgowo”, „Zaspa Wodna”, „Dolina Radości”, „Lipce” i „Zakoniczyn”). Wcześniej, w roku 2005 opiniowałem koncepcje modernizacji tych obiektów. W latach 2010-2013 uczestniczyłem w projekcie „Kompleksowe rozwiązanie gospodarki wodno-ściekowej dla Miasta Wałcza”, gdzie byłem autorem koncepcji modernizacji oraz autorem części technologicznej Programu Funkcjonalno Użytkowego modernizacji SUW „Podgórna”. Następnie pełniłem funkcję eksperta i konsultanta w realizacji tej inwestycji do oddania nowego obiektu do użytku w 2013 roku. Pełniłem również funkcje konsultanta/eksperta ds. technologii w budowie basenu dla Gimnazjum Gminnego w Kosakowie (w latach 2012-2015) oraz w latach 2014-2016, pełniłem funkcję konsultanta/eksperta kluczowego, specjalisty ds. technologii SUW w budowie nowej Stacji Uzdatniania Wody nr 1 w Mińsku Mazowieckim. We wszystkich tych projektach do moich zadań należało m.in. opiniowanie dokumentacji technologicznej wszystkich faz projektowych takich jak projekty wstępne, budowlane, wykonawcze, udział w naradach przy udziale Wykonawcy i Zamawiającego, weryfikacja protokołów konieczności i protokołów z negocjacji, weryfikacja wniosków materiałowych oraz udział w odbiorach końcowych. W wielu przypadkach mój udział nie polegał wyłącznie na opiniowaniu projektów, czy dokumentów, ale również na kreatywnym udziale w rozwiązywaniu problemów technicznych i technologicznych oraz proponowaniu innych rozwiązań, które niejednokrotnie były wykorzystywane i wdrażane. Ponadto jestem autorem lub współautorem ponad dwudziestu opinii i ekspertyz technicznych dotyczących w większości stacji uzdatniania wody w naszym kraju. Sporządziłem również, w 2015 roku, opinię w charakterze biegłego sądowego dla Sądu Okręgowy w Poznaniu (Ośrodek Zamiejscowy w Lesznie, XII Wydział Cywilny w Lesznie).

Za swoją działalność w 2000 roku zostałem uhonorowany przez Prezydenta Rzeczypospolitej Brązowym Krzyżem Zasługi. Trzykrotnie otrzymałem zespołową a raz

indywidualną Nagrodę Rektora Politechniki Gdańskiej za szczególne osiągnięcia w działalności naukowej oraz za działalność organizacyjną. W roku 2015 otrzymałem szczególnie dla mnie cenne wyróżnienie - Statuetkę Wdzięczności "Roman" – przyznaną przez Fundacja Burego Misia im. Bogdana Jańskiego.

