

Dr inż. Agnieszka Zofia Bus

Katedra Kształtowania Środowiska

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

AUTOREFERAT

zawierający cykl publikacji powiązanych tematycznie oraz pozostałe osiągnięcia
naukowe, dydaktyczne i organizacyjne

Warszawa, 12/04/2019

Spis treści:

1. Dane osobowe.....	3
2. Uzyskane tytuły zawodowe i stopnie naukowe	3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych.....	3
4. Wskazanie osiągnięcia naukowego wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dn. 14 marca 2003 r. 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).....	4
a) Tytuł osiągnięcia naukowego	4
b) Wykaz prac składających się na jednotematyczny cykl publikacji	4
c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z ich wykorzystaniem	6
4.1 Wprowadzenie do tematyki badawczej	6
4.2 Omówienie celów naukowych oraz osiągniętych wyników prac wchodzących w skład osiągnięcia naukowego.....	11
4.3 Najważniejsze osiągnięcia wynikające z przeprowadzonych badań	21
4.4 Możliwości aplikacyjne wyników badań.....	21
4.5 Referencje	22
5. Omówienie pozostałych osiągnięć	28
5.1 Główne kierunki działalności naukowej.....	28
5.2 Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego.....	31
5.3 Działalność dydaktyczna i organizacyjna.....	32

1. Dane osobowe

Agnieszka Zofia Bus

2. Uzyskane tytuły zawodowe i stopnie naukowe

- 17 marca 2006 r. - uzyskanie tytułu zawodowego **inżyniera na kierunku zarządzanie i inżynieria produkcji** na Politechnice Radomskiej im. Kazimierza Pułaskiego w Radomiu (obecna nazwa: Uniwersytet Technologiczno-Humanistyczny im. Kazimierza Pułaskiego w Radomiu). Tytuł pracy inżynierskiej: „Produkcja, dystrybucja i system znakowania substancji niebezpiecznych w świetle przepisów prawa”. Promotor: dr inż. Lidia Jesionek.
- 11 lipca 2008 r. - uzyskanie tytułu zawodowego **magistra na kierunku ochrona środowiska**. Międzywydziałowe Studium Ochrony Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego (SGGW) w Warszawie. Tytuł pracy magisterskiej: „Wpływ zbiornika Domaniów na walory przyrodniczo-krajobrazowe terenów przyległych”. Promotor: prof. dr hab. inż. Józef Mosiej.
- 29 maja 2013 r. - uzyskanie stopnia naukowego **doktora nauk rolniczych w zakresie ochrony i kształtowania środowiska**. Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego (SGGW) w Warszawie. Tytuł rozprawy doktorskiej: „Usuwanie fosforanów z wód powierzchniowych za pomocą wybranych materiałów reaktywnych”. Promotor: prof. dr hab. inż. Józef Mosiej. Praca zrealizowana w ramach **dziennych studiów doktoranckich** na Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska SGGW w Warszawie w dyscyplinie ochrona i kształtowanie środowiska, w specjalności kształtowanie środowiska obszarów niezurbanizowanych.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 01.11.2012 – 30.09.2013 – samodzielny technolog w Katedrze Kształtowania Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.
- 01.10.2013 – 14.02.2018 – asystent w Zakładzie Inżynierii Ekologicznej i Rekultywacji Środowiska, Katedra Kształtowania Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

- 15.02.2018 – obecnie – adiunkt w Zakładzie Inżynierii Ekologicznej i Rekultywacji Środowiska, Katedra Kształtowania Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

4. Wskazanie osiągnięcia naukowego wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dn. 14 marca 2003 r. 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 naukowego

Jako osiągnięcie będące podstawą do złożenia wniosku o wszczęcie postępowania habilitacyjnego wskazuję jednotematyczny cykl publikacji zatytułowany:

Materiały reaktywne jako sposób ograniczenia zanieczyszczenia środowiska fosforanami

b) Wykaz prac składających się na jednotematyczny cykl publikacji

Osiągnięcie naukowe stanowiące podstawę do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego udokumentowane jest cyklem 6 jednotematycznych publikacji naukowych o łącznej sumie punktów MNiSW– 114 i sumarycznym IF wg bazy Journal Citation Reports (JCR) – 5,457.

[B1] BUS A., KARZMARCZYK A., 2017: Supporting constructed wetlands in P removal efficiency from surface water. *Water Science and Technology* 75 (11): 2554-2561. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.134>. IF₂₀₁₇ 1,247; 20 pkt.

[B2] BUS A., 2016: Ocena możliwości wykorzystania betonu komórkowego jako materiału reaktywnego do usuwania fosforu z roztworów wodnych. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 03/2: 949-958 <http://dx.medra.org/10.14597/infraeco.2016.3.2.069> IF 0,000; 10 pkt.

- [B3] BUS A., KARCZMARCZYK A., 2015:** Kinetic and sorption equilibrium studies on phosphorus removal from natural swimming ponds by selected reactive materials. *Fresenius Environmental Bulletin* 24, 9: 2736-2741 **IF₂₀₁₅ 0,372; 15 pkt.**
- [B4] BUS A., KARCZMARCZYK A., BARYŁA A., 2019:** Permeable reactive barriers for preventing water bodies from P-polluted agricultural runoff - column experiment. *Water*, 11 (3), 432. <https://doi.org/10.3390/w11030432> **IF₂₀₁₇ 2,069; 30 pkt.**
- [B5] BUS A., 2017:** Assessment of sorption properties and kinetic reaction of phosphorus reactive material to limit diffuse pollution. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW. Land Reclamation* 49 (3): 143-152. <https://doi.org/10.1515/ssgw-2017-0012> **IF 0,000; 14 pkt.**
- [B6] BUS A., KARCZMARCZYK A., BARYŁA A., 2019:** Calcined eggshell as a P reactive media filter – batch tests and column sorption experiment. *Water, Air & Soil Pollution*, 230: 20. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4068-7> **IF₂₀₁₇ 1,769; 25 pkt.**

Tabela 1. Zestawienie publikacji wraz z punktacją według roku publikacji, IF oraz udziałem habilitantki

Pozycja	Rok publikacji	Liczba punktów	Udział habilitantki [%]	Liczba punktów z uwzględnieniem udziału	IF wg roku publikacji
B1	2017	20	70	14	1,247
B2	2016	10	100	10	0,000
B3	2015	15	50	7,5	0,372
B4	2019	30	70	21	2,069
B5	2017	14	100	14	0,000
B6	2019	25	70	17,5	1,769
Łącznie	-	114	72	88	5,457

Indywidualny wkład habilitantki w powstanie powyższych prac naukowych jest wiodący, co wykazano w załączniku 3. Oświadczenia współautorów prac wraz z określeniem indywidualnego wkładu w ich powstanie stanowi załącznik 4. Kopie prac wchodzących w skład jednotematycznego cyklu publikacji zostały zestawione w załączniku 5.

Żadna z przedstawionych powyżej prac **[B1-B6]** nie była częścią osiągnięcia stanowiącego podstawę innego postępowania habilitacyjnego.

c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z ich wykorzystaniem

4.1 Wprowadzenie do tematyki badawczej

Istotnym problem środowiskowym w Polsce jest stan jakości wód. Spośród 1672 jednolitych części wód powierzchniowych ocenianych w latach 2011 – 2015, zaledwie 11% charakteryzowało się dobrym stanem jakości wód, pozostałe 89% zostało sklasyfikowane jako wody o złym stanie jakości (IMGW 2016). Niski stan jakości wód powierzchniowych prowadzi do wymierania bardziej wrażliwych gatunków roślin i zwierząt, co wpływa negatywnie na jakość ekosystemów i może doprowadzić do ich degradacji, a w konsekwencji do ograniczenia w użytkowaniu gospodarczym i społecznym. Głównym procesem zagrażającym jakości wód powierzchniowych jest eutrofizacja, która według ustawy Prawo wodne (Dz.U. 2017, poz. 1566) definiowana jest jako wzbogacanie wód biogenami, w szczególności związkami azotu lub fosforu, powodującymi przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia roślinnego, w wyniku którego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód. Proces eutrofizacji wód najczęściej dotyczył wód stojących tj. jezior lub zbiorników zaporowych (Lamper i Sommer, 1996). Obecnie problem ten dotyka również wody o niewielkim przepływie (małe cieki i rowy melioracyjne), a także Morze Bałtyckie. Fosfor został także wymieniony w załączniku VIII Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/WE) jako jedna z najbardziej zanieczyszczających substancji wód powierzchniowych.

Pomimo, iż jednym z celów ustawy Prawo wodne jest osiągnięcie dobrego stanu wód i zapobieganie oraz ograniczenie procesu eutrofizacji, brak jest wyznaczonych jednoznacznych wartości granicznych, powyżej których środowisko wodne podatne jest na eutrofizację. Określone w prawie polskim dopuszczalne stężenia fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego dla dobrego i bardzo dobrego stanu wód (Dz.U. z 2016 r., poz. 1187) odnoszą się do typów wód powierzchniowych (Dz.U. z 2011 r. nr 258, poz. 1549, rozporządzenie nie zostało zastąpione innym aktem prawnym). Wody, w których stężenie fosforu ogólnego przewyższa wartość $0,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ uznaje się za szczególnie zagrożone eutrofizacją (Dillon 1974; OECD 1982; Morse i in. 1993, US EPA 2000; FLL 2017). W przypadku fosforanów określenie wartości granicznej nie jest tak jednoznaczne i rekomendowane są wartości od 0,020 (BB-27, 1997) do $0,035 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (OECD 1982), a nawet 0,065 (Dz.U. z 2016, poz.,

1187). Przy stężeniu fosforu $0,01 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ prawdopodobieństwo wystąpienia eutrofizacji jest znikome (Morse i in. 1993).

Ze względu na bezpośrednie i praktycznie całościowe położenie Polski w zlewni Morza Bałtyckiego (99,7%), zanieczyszczenia emitowane z obszaru Polski oddziałują również negatywnie na stan jakości wody Morza Bałtyckiego. Według danych HELCOM (2018a), 97% powierzchni Morza Bałtyckiego jest dotknięta eutrofizacją, a 12% charakteryzuje się najniższym stanem ekologicznym. Największy i zarazem dominujący udział w zanieczyszczeniu Morza Bałtyckiego mają ładunki fosforu transportowane rzekami (94,8%), pozostałe 5,2% stanowią zrzuty bezpośrednie (HELCOM 2018a). W zanieczyszczeniu wód Morza Bałtyckiego największy udział stanowią zanieczyszczenia rozproszone (35,7%), naturalne tło (32,9%) oraz punktowe źródła zanieczyszczeń (23,5%). Najmniejszy udział mają zanieczyszczenia transgraniczne (8%) (HELCOM 2018b).

W przypadku Polski ładunki fosforu transportowane rzekami stanowią 99,4%, a zrzuty bezpośrednie zaledwie 0,6% (HELCOM 2018a). Średni ładunek fosforu emitowany ze zlewni Odry waha się w przedziale od 14,1 do 30,6 $\text{kgP} \cdot \text{km}^{-2}$, co odpowiada stężeniu $0,176 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$. W przypadku Wisły ładunki fosforu wahają się od 8,4 do 138 $\text{kgP} \cdot \text{km}^{-2}$, odpowiadając stężeniu $0,262 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$ (HELCOM 2018c). Rozpatrując udział poszczególnych źródeł zanieczyszczeń ładunków fosforu transportowanego rzekami z obszaru Polski, największe znaczenie mają punktowe źródła zanieczyszczeń (42,1%). Na drugim miejscu plasują się zanieczyszczenia emitowane z rolnictwa (33,9%) (HELCOM 2018a). Do roku 2021 ładunek wprowadzany do Morza Bałtyckiego z obszaru Polski powinien zostać zredukowany i wynosić 4,4 Mg, co odpowiada stężeniu $0,072 \text{ mgP} \cdot \text{dm}^{-3}$ wnoszonego wraz z wodami rzecznyymi do Morza Bałtyckiego (IMGW 2014).

W przypadku antropogenicznego zanieczyszczenia wód fosforem, punktowe źródła zanieczyszczeń identyfikowane są jako zrzuty oczyszczonych lub niedostatecznie oczyszczonych ścieków komunalnych i przemysłowych. Szeroko rozumiana działalność rolnicza oraz depozycja atmosferyczna identyfikowana jest z powstawaniem obszarowych zanieczyszczeń. Ładunki fosforu emitowane z rozproszonej zabudowy mieszkaniowej i rozproszonej kanalizacji deszczowej identyfikowane są jako zanieczyszczenia rozproszone (RZGW 2014). Niekiedy obszarowe i rozproszone zanieczyszczenia uznawane są jako tożsame (2000/60/WE). Ze względu na obszar powstawania zanieczyszczeń oraz trudności w ich identyfikacji i oszacowaniu, dużo trudniejsze do ograniczenia niż zanieczyszczenia

punktowe, są zanieczyszczenia obszarowe i rozproszone. W tym przypadku nie mają zastosowania technologie „końca rury” ze względu na znaczne rozprzestrzenienie terytorialne i jednostkowe zrzuty relatywnie niewielkich ładunków zanieczyszczeń.

Ratyfikacja przez Polskę Dyrektywy Rady 91/271/EWG dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych oraz wynikająca z niej realizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK) (2003) wraz z kolejnymi aktualizacjami (2005, 2009, 2010, 2015, 2017) pozytywnie przyczyniła się do ograniczenia punktowych zrzutów zanieczyszczeń w aglomeracjach o RLM > 2000. Uporządkowanie gospodarki wodno – ściekowej realizowane było poprzez oddawanie do eksploatacji nowych oczyszczalni, modernizowanie istniejących oraz rozbudowę sieci wodociągowo-kanalizacyjnej. W wyniku realizacji KPOŚK, odsetek ludności miast i wsi podłączonej do sieci kanalizacyjnej wzrósł z 84 i 18 w roku 2004 (GUS 2005) odpowiednio do 95 i 42 w roku 2017 (GUS 2017). Założenia Dyrektywy 91/271/EWG dotyczyły m.in. zapewnienia 75% redukcji fosforu w stosunku do ładunku dopływającego do oczyszczalni. W wyniku realizacji KPOŚK w latach 2005 – 2015, efekt ekologiczny dla fosforu wyniósł 85% (Kłós 2016).

Ładunek fosforu pochodzący z opadów atmosferycznych może wahać się w granicach od 0,3 do 0,7 kg·ha⁻¹ (Sapek 2010). W skali świata może on wynosić nawet 1,39 mln Mg P rocznie, z czego szacuje się że około 5% stanowi pył zawieszony, a 15% stanowią rozpuszczone formy fosforu pochodzące ze źródeł antropogenicznych (Sapek 2014). Ilość fosforu zależy także od antropogenicznego stopnia przekształcenia terenu. Największe ładunki fosforu emitowane są na obszarach miejskich (0,31 kg P·ha⁻¹·r⁻¹), nieco mniejsze na terenach wiejskich (0,27 kg P·ha⁻¹·r⁻¹), a najmniejsze na obszarach leśnych (0,114 kg P·ha⁻¹·r⁻¹) (Sapek i Sapek 2011).

Znaczący udział w kształtowaniu jakości wód powierzchniowych ma rolnictwo. Obszary użytkowane rolniczo stanowią 60% powierzchni Polski (GUS 2016). Głównymi źródłami fosforu są spływy powierzchniowe z terenów użytkowanych rolniczo (nawozy naturalne i mineralne, erozja wietrzna i wodna, intensywna hodowla zwierząt) oraz niedostatecznie uporządkowana gospodarka ściekowa. Szacuje się, że w przypadku takiego użytkowania gruntów, odpływy fosforu do wód powierzchniowych rzędu 1 kgP·(ha·rok)⁻¹ są powszechne. Wyższy odpływ (powyżej 2 kgP·(ha·rok)⁻¹) obserwuje się w przypadku wyczerpania pojemności sorpcyjnej gleby (McDowell i in. 2007). Średni ładunek fosforu zmywanego rocznie z gruntów ornych w Polsce szacuje się na 0,4 kg·ha⁻¹ (Ulén i in. 2013). W wyniku

prowadzonej działalności rolniczej, globalna liczba przypadków eutrofizacji notowana w latach 2008 – 2011 w ekosystemach morskich wzrosła o 87%, a do 2050 roku liczba jezior z deficytami tlenu w wodzie może wzrosnąć nawet o 20% (EEA 2015). Szacuje się, że w ciągu ostatnich 20 lat z terytorium Europy odpłynął wód przybrzeżnych ładunek fosforu rzędu 0,2-0,3 Tg P·rok⁻¹ (Grizzetti i in. 2012).

Na obszarach użytkowanych rolniczo powstają także zanieczyszczenia rozproszone, które są bezpośrednio utożsamiane z działalnością bytową ludzi. W 2017 r. 11,5 mln osób w Polsce nie było podłączonych do zbiorczych systemów odbierania zanieczyszczeń bytowych (GUS 2017, GUS 2018), a jednostkowy ładunek fosforu emitowany w produktach metabolizmu ludzkiego wynosi około 1,6 – 1,8 gP·(M·d)⁻¹ (Wind 2007).

O istocie problemu zanieczyszczenia wód, przeciwdziałania zanieczyszczeniom oraz ograniczeniu ładunku fosforu wprowadzanego do środowiska wodnego świadczą liczne akty prawne zarówno o zasięgu krajowym, jak i międzynarodowym. Regulacje odnoszące się do jakości wód powierzchniowych to głównie Ramowa Dyrektywa Wodna (2000/60/WE), zaimplementowana do prawa polskiego poprzez Ustawę Prawo Wodne (Dz. U. 2017 poz. 1566) wraz z rozporządzeniem wykonawczym (Dz.U. 2016 poz. 1187) bezpośrednio określającym dopuszczalne wartości stężeń fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego dla bardzo dobrego i dobrego stanu chemicznego wód.

Kwestie dotyczące wprowadzania ścieków do środowiska na szczeblu unijnym reguluje Dyrektywa dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG), której postanowienia realizowane są za pomocą KPOŚK (wraz z kolejnymi aktualizacjami). Kwestie najwyższych dopuszczalnych stężeń fosforu ogólnego lub minimalnego stopnia redukcji w oczyszczonych ściekach odprowadzanych do wód lub do ziemi reguluje rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2014 poz. 1800).

Ochrona wód Morza Bałtyckiego realizowana jest Konwencją o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego (Dz.U. 2000 nr 28 poz. 346). Jest ona kontynuacją działań podjętych przez pierwszą Konwencję z 1974 r., której zadaniem była ochrona środowiska morskiego. Przeciwdziałanie zanieczyszczeniom i ochrona ekosystemów morskich jest celem Dyrektywy 2008/56/WE, która zakłada osiągnięcie dobrego stanu wód

morskich UE do 2020 r. Zapobieganie eutrofizacji wód Morza Bałtyckiego i ograniczenie dopływu związków biogennych jest również celem działań Unii Europejskiej dla regionu Morza Bałtyckiego (COM/2009/248). Dokumentem wykonawczym dotyczącym redukcji emisji związków powodujących eutrofizację (związków azotu i fosforu) do Morza Bałtyckiego jest Bałtycki Plan Działania (2007), którego głównym celem jest osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód Morza Bałtyckiego do 2021 r.

Problem ograniczenia zanieczyszczenia wód związkami fosforu podejmowany jest pośrednio również w Dyrektywie (91/676/EWG) dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. Celem tej Dyrektywy jest promowanie zarówno zrównoważonej gospodarki nawozowej, jak i zrównoważonego rolnictwa poprzez zbiór zasad dobrej praktyki rolniczej. W sposób szczegółowy kwestie dotyczące regulacji obrotu i usuwania oraz przeciwdziałania zanieczyszczeniom powodowanym przez fosfor obejmuje komunikat konsultacyjny w sprawie zrównoważonego stosowania fosforu (COM/2013/517).

Jednym ze sposobów ograniczenia ładunku fosforu przedostającego się do środowiska są materiały reaktywne. Są to materiały posiadające zdolność do selektywnego usuwania określonych substancji na drodze adsorpcji lub strącania (Cucarella i Renman 2009). Materiały reaktywne stosowane do usuwania fosforu ze środowiska wodnego powinny w swoim składzie zawierać wapń, magnez, żelazo lub glin (Klimeski i in. 2012, Vohla i in. 2011). W przypadku materiałów zawierających wapń i magnez usuwanie fosforu zachodzi poprzez proces strącania, a w przypadku żelaza i glinu poprzez proces adsorpcji (Penn i Bowen 2018). Potencjalne materiały reaktywne oprócz odpowiedniego składu chemicznego powinny spełniać szereg innych kryteriów tj. powinny być łatwo dostępne, nietoksyczne dla środowiska, dostępne lokalnie w celu redukcji kosztów transportu oraz powinny dawać możliwość ponownego użycia po wyczerpaniu ich zdolności sorpcyjnych bez ryzyka zanieczyszczenia wód i gleby (Ballantine i Tanner 2010). Nie każdy materiał jest w stanie spełnić wszystkie z wymienionych wymogów, jednakże ważne jest aby spełnił ich jak najwięcej.

Ze względu na pochodzenie materiały reaktywne możemy podzielić na: naturalne i antropogeniczne. Te drugie dzielą się zaś na materiały stosowane do usuwania fosforu i specjalnie do tego wytworzone oraz na odpady i materiały budowlane (Westholm Johansson 2006), które ze względu na swój skład chemiczny posiadają zdolności sorpcyjne względem fosforu.

Spektrum zastosowań materiałów reaktywnych ciągle się zwiększa wraz z coraz wyższymi wymogami dotyczącymi jakości wód i ścieków odprowadzanych do środowiska, wprowadzaniu nowych technologii emitujących fosfor do środowiska oraz dokładniejszej identyfikacji ich źródeł. Materiały reaktywne stosowane są jako medium filtracyjne do usuwania fosforu ze ścieków (Søvik i Kløve 2005, Renman i Renman 2010, Kholoma i in. 2016, Józwiakowski i in. 2017), jako dodatkowy, wspomagający element sorpcji w oczyszczalniach hydrobotanicznych stosowanych zarówno do usuwania fosforu z wód powierzchniowych (Ballantine i Tanner 2010), jak i ścieków (Drizo i in. 1999, Heal i in. 2005, Korkusuz i in. 2005, Zibiene i in. 2015). Materiały reaktywne mają również zastosowanie do usuwania fosforu z małych cieków, rowów melioracyjnych i zbiorników wodnych (Penn i in. 2012, Penn i Bowen 2018), mogą być stosowane w postaci studni filtracyjnych (Ulén i in. 2013), dozowników (Uusitalo i in. 2015), rowów filtracyjnych (Bastiene i in. 2015) i barier filtracyjnych (Kirkkala i in. 2012, Izydorczyk i in. 2013). Mogą być także wykorzystywane do usuwania zanieczyszczeń w stawach (Fondu i in. 2015). Wraz z identyfikacją źródeł fosforu zlokalizowanych na obszarach miejskich, zaczęto również wdrażać technologie służące ograniczeniu ładunku fosforu tj. warstwy drenażowe na zielonych dachach (Teemusk i Mander 2007), filtry do oczyszczania wód opadowych (Jones i in. 2015, Sønderup i in. 2015) i wód kąpielowych (Fondu i in. 2015).

4.2 Omówienie celów naukowych oraz osiągniętych wyników prac wchodzących w skład osiągnięcia naukowego

Zagadnienie ograniczenia zanieczyszczenia środowiska wodnego fosforanami jest tematem złożonym i wieloaspektowym ze względu na obszar powstawania zanieczyszczeń oraz różnorodność ich pochodzenie. Poruszana tematyka badań stanowi z jednej strony kontynuację zagadnień poruszanych w rozprawie doktorskiej, a zarazem rozszerzenie tematu o nowe zagadnienia dotyczące metod wspomagania filtracji biologicznej poprzez zastosowanie materiałów reaktywnych w obiektach hydrofitowych i strefach filtracyjnych, ograniczania ładunków fosforanów pochodzących ze spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych oraz ścieków bytowych.

Na podstawie prowadzonych badań dotyczących metod implementacji materiałów reaktywnych do ograniczenia ładunku fosforu wprowadzanego do środowiska wodnego z obszarowych i rozproszonych źródeł zanieczyszczeń, sformułowałam następujące cele badawcze:

1. **Ocena skuteczności metod ograniczania zanieczyszczenia środowiska wodnego fosforanami na obszarach użytkowanych rolniczo za pomocą filtrów i barier reaktywnych**
2. **Ocena zdolności sorpcyjnych nowego, alternatywnego materiału reaktywnego i warunków jego stosowania do usuwania fosforanów ze ścieków**

Cel 1. Ocena skuteczności metod ograniczania zanieczyszczenia środowiska wodnego fosforanami na obszarach użytkowanych rolniczo za pomocą filtrów i barier reaktywnych

Wody powierzchniowe na obszarach użytkowanych rolniczo narażone są na szereg presji, negatywnie oddziałujących na ich jakość. Małe zbiorniki wodne, drobne ciekły i rowy melioracyjne stanowią z jednej strony wartościowy przyrodniczo element krajobrazu wiejskiego, z drugiej strony są odbiornikiem wszelkich zanieczyszczeń wyemitowanych z obszarów użytkowanych rolniczo. Szacuje się, że większość zbiorników wodnych stanowią niewielkie obiekty, o powierzchni od 0,1 – 1,0 ha (Downing i in. 2006).

W pracy [B1] przedstawiono zastosowanie zawieszonych filtrów reaktywnych [II.B; załącznik 3] jako **element wspierający sorpcję fosforu na obiektach hydrofitowych**. Mechanizmy usuwania fosforu w przypadku systemów hydrofitowych obejmują zarówno procesy biologiczne (pobieranie fosforu przez roślinność i bakterie) jak i chemiczne (adsorpcja i strącanie) (Crites i in. 2006; Ballantine i Tanner 2010). Jednak we wszystkich rodzajach systemów hydrofitowych stopień usuwania fosforu jest niski, a wypełnienie złoża podczas długotrwałych obserwacji najczęściej stanowi dodatkowe źródło fosforu (Vymazal 2010).

W doświadczeniu [B1], materiałem reaktywnym zastosowanym do usuwania fosforanów jest beton komórkowy (*Autoclaved Aerated Concrete*, AAC), który uprzednio został skruszony do frakcji 2 – 5 mm. Dominujący udział w składzie betonu komórkowego ma tobermoryt, który odpowiada wysokiej zawartości tlenu wapnia w składzie materiału [tabela 1; B1]. Beton komórkowy charakteryzuje się stałym składem dzięki produkcji przemysłowej. Sorpcję materiału reaktywnego względem fosforanów otrzymano przeprowadzając doświadczenie z zawieszonymi filtrami reaktywnymi [metoda objęta ochroną patentową; II.B.1; załącznik 3], o stosunku masy materiału do roztworu: 1 g : 1 dm⁻³; 5 g : 1 dm⁻³ i 10 g : 1 dm⁻³. Zastosowane stężenie fosforu odpowiada wartością notowanym w zanieczyszczonych wodach

powierzchniowych ($2,972 \text{ mgP-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3} \pm 0,120$) [II.A.2, II.A.9; załącznik 3]. W wyniku przeprowadzonego doświadczenia otrzymano redukcję fosforanów wynoszącą: 88,0; 99,8 i 99,9% odpowiednio dla: $1 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$; $5 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$ i $10 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$. Usunięty ładunek fosforanów wynosił odpowiednio: 29,95; 29,10 i 25,26 mg P-PO₄, co odpowiada sorpcji jednostkowej: 2,53; 0,58 i 0,30 mg P-PO₄·g⁻¹ dla $1 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$; $5 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$ i $10 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$ [rysunek 3; B1].

Na podstawie zależności zaproponowanej przez Obarską – Pempkowiak i in. (2010), która jest oparta na modelu usuwania fosforu w systemach hydrofitowych Kadleca i Knighta (Brix i in. 2000), obliczono powierzchnię systemu hydrofitowego, która byłaby w stanie zapewnić stężenie fosforu w wodzie na odpływie z systemu na poziomie **0,01 mg·dm⁻³**. Symulację przeprowadzono dla silnie zanieczyszczonych fosforanami wód powierzchniowych [II.A.9, załącznik 3]. Stężenie fosforanów przyjęte do obliczeń wynosiło $0,730 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Powierzchnia systemu hydrofitowego, który byłby w stanie zapewnić stężenie fosforu na poziomie $0,01 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, wynosi 6,25 ha. W celu zmniejszenia powierzchni systemu hydrofitowego przy jednoczesnym zapewnieniu odpowiedniego stężenia fosforu, zaproponowałam zastosowanie zawieszonych filtrów reaktywnych. W tym celu, na podstawie równania (3) [B1], dla stężeń fosforu w zakresie od 0,01 do $0,730 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, **opracowałam zależność pomiędzy masą betonu komórkowego, a powierzchnią systemu hydrofitowego obniżającą stężenie fosforu do $0,01 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$** [rysunek 4, B1]. Masa materiału reaktywnego została obliczona na podstawie wyników sorpcji otrzymanych dla doświadczenia z zawieszonymi filtrami reaktywnymi o stosunku masy do objętości roztworu $1 \text{ g} : 1 \text{ dm}^{-3}$. Ten wariant masowy został wybrany ze względu na wysoką sorpcję jednostkową ($2,53 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$) oraz najniższą masę materiału niezbędną do zastosowania. Na podstawie **opracowanego nomogramu [rysunek 4, B1]**, można ustalić, że system hydrofitowy o powierzchni 3,0 ha powinien być wspomagany przez 5 Mg betonu komórkowego w postaci filtrów zawieszonych w celu osiągnięcia stężenia fosforu wynoszącego $0,01 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. W przypadku systemów hydrofitowych, zawieszone filtry reaktywne mogą być stosowane bezpośrednio w korycie cieką (w przypadku mniejszych cieków i rowów melioracyjnych) lub poza korytem cieką, jako by-pass (w przypadku większych cieków w celu spowolnienia przepływu i wydłużenia czasu kontaktu materiału reaktywnego z wodą). Kurtyny filtracyjne składające się z filtrów zawieszonych mogą być również stosowane pod pomostami lub innymi elementami komunikacyjnymi w przypadku większych obiektów lub oparte bezpośrednio na brzegach w przypadku mniejszych obiektów. Opracowana **metoda doboru**

masy materiału reaktywnego i powierzchni systemu hydrofitowego, może być stosowana również dla innych materiałów reaktywnych i stężeń wejściowych fosforu w wodach powierzchniowych.

Aby skorzystać z zaproponowanego nomogramu należy oszacować pojemność sorpcyjną materiału reaktywnego. Można ją określić za pomocą krótkotrwałych testów kontaktowych, modelując otrzymane wyniki za pomocą równań izoterm np. izotermi Langmuira (Cucarella i Renman 2009), poprzez wysycenie materiału reaktywnego w testach kolumnowych (Penn i Bowen 2018) lub poprzez szacowanie ich zdolności sorpcyjnych za pomocą równań kinetyki reakcji chemicznych (Bus i Karczmarczyk 2018). W pracy [B1] pojemność sorpcyjna betonu komórkowego została oszacowana na podstawie doświadczenia z zawieszonymi filtrami reaktywnymi trwającego 30 dni. W pracy [B2] maksymalną pojemność sorpcyjną materiału oszacowano za pomocą krótkotrwałych testów kontaktowych oraz szybkości procesu usuwania fosforanów z roztworu. Maksymalna pojemność sorpcyjna betonu komórkowego obliczona za pomocą równania izotermi Langmuira wynosi $16,87 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$ [rysunek 3, B2] przy stosunku masy materiału reaktywnego do objętości $1 \text{ g}:0,1 \text{ dm}^{-3}$. Najbardziej efektywne usuwanie fosforanów z roztworu zachodzi podczas pierwszych 60 min. i wynosi ono 82% względem stężenia początkowego $4,540 \text{ mgP-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, [rysunek 2, B2]. Zakładając dane wejściowe do wymiarowania systemu hydrofitowego jak w pracy [B1], przy powierzchni systemu wynoszącej 3 ha, masa betonu komórkowego obniżająca stężenie fosforanów do wartości $0,01 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ według oszacowanej na podstawie izotermi Langmuira pojemności sorpcyjnej [B2] wynosiłaby około 0,8 Mg. Jednakże należy pamiętać o tym, że doświadczenia prowadzone z czystym roztworze fosforu mogą wpływać pozytywnie na wartość pojemności sorpcyjnej materiałów. Buriánek i in. (2015) w doświadczeniu z betonem komórkowym i wodą powierzchniową pochodzącą z Wełtawy odnotowali spadek sorpcji o około 2-3%.

Do ograniczenia zanieczyszczenia fosforanami małych zbiorników wodnych mogą być również stosowane **filtry skrzyniowe** wypełnione materiałem reaktywnym, które stanowią dodatkowe wsparcie dla metod biologicznych. Taka technologia stosowana jest w przypadku tzw. stawów kąpielowych (ang. *swimming pond*) (FLL 2017). Tego typu zbiorniki składają się z dwóch stref: wodnej (rekreacyjnej) i regeneracyjnej, gdzie zachodzą zarówno biologiczne, jak i chemiczne procesy oczyszczania wody (Fondu i in. 2015). W pracy [B3] przeanalizowałam siedem różnych materiałów reaktywnych [tabela 1, B3], które potencjalnie mogą stanowić wypełnienie filtra służącego do usuwania fosforanów z wód małych

zbiorników wodnych. W przypadku takich zastosowań materiałów reaktywnych, celem jest wsparcie efektywności filtracji biologicznej (Kircher 2007). Istotnym czynnikiem wpływającym na stopień usuwania fosforanów jest czas zatrzymania oczyszczanej wody w filtrze (Vohla i in. 2011). Zakładając, że objętość wody w zbiorniku powinna zostać przefiltrowana przez strefę oczyszczania wypełnioną materiałem reaktywnym w ciągu doby, to czas zatrzymania wody na filtrze dla badanych materiałów wynosi około 100 min [B3]. Dzięki zastosowaniu materiałów reaktywnych do wspomagania biologicznych procesów oczyszczania wody, strefa wody otwartej może zostać zwiększona kosztem strefy oczyszczania nawet do 60% całkowitej powierzchni zbiornika [B3].

Sposobem ograniczenia ładunku fosforu przedostającego się do wód wraz ze spływem powierzchniowym i podpowierzchniowym mogą być bariery reaktywne umiejscowione na drodze potencjalnego spływu zanieczyszczeń do wód (Izydorczyk i in. 2015). W pracach [B4] i [B5] testowałam cztery różne materiały reaktywne (zeolit, Polonit[®], beton komórkowy (*Autoclaved Aerated Concrete, AAC*) i wapień) o frakcji 1-2 mm oraz Polonit[®] (frakcja 2-5 mm) jako potencjalne wypełnienie bariery reaktywnej. Skład tlenkowy oraz właściwości fizyczne testowanych materiałów przedstawiono w **tabelach 2 i 3 [B4]** oraz **tabeli 2 [B5]**. W pracy [B4] zdolności sorpcyjne materiałów reaktywnych testowałam w doświadczeniu kolumnowym wypełnionym 10 cm warstwą gliny piaszczystej podścieloną 2 cm warstwą reaktywną [**rysunek 2, B4**]. Dodatkowo, zastosowano kolumnę referencyjną wypełnioną samą glebą. Kolumny nawadniane były wodą wodociągową w celu symulacji opadów przez 90 dni. Większość badań, w których szacowano właściwości sorpcyjne materiałów reaktywnych przeprowadzono z syntetycznym roztworem fosforanów (Miller i in. 2011, Lin i in. 2011). Uzyskane w ten sposób wyniki informują, czy dany materiał jest reaktywny względem fosforanów i w jakim stopniu. Innowacyjnością tego badania jest ocena właściwości sorpcyjnych testowanych materiałów reaktywnych w eksperymencie kolumnowym, gdzie odcieki z silnie zanieczyszczonej gleby imitowały zanieczyszczony odpływ podpowierzchniowy. Zrealizowane doświadczenie jest próbą wypełnienia luki między krótkookresowymi testami kontaktowymi z sztucznym roztworem fosforanów (Miller i in. 2011, Lin i in. 2011), a pełnowymiarowymi wdrożeniami barier w terenie (Izydorczyk i in. 2015, Kirkkala i in. 2012).

Średnie stężenie fosforanów odpływające z kolumny referencyjnej podczas trwania doświadczenia wynosiło $4,561 \pm 0,682 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Wyniki uzyskane dla poszczególnych barier wykazały, że testowane materiały reaktywne są skuteczne w redukcji fosforanów

[rysunek 3a; B4]. Średnie stężenia w odciekach z kolumn dla zeolitu, Polonitu[®], betonu komórkowego i wapnia wnosły odpowiednio 0,658, 0,044, 0,081 i 2,409 mgP-PO₄·dm⁻³, co odpowiada procentowej redukcji wynoszącej: 86, 99, 98 i 47. Otrzymane wyniki z eksperymentu kolumnowego pokazują, że zastosowanie barier reaktywnych wypełnionych Polonite[®] i betonem komórkowym zabezpieczyło środowisko przed dopływem fosforanów ($p < 0,05$) [rysunek 4a, B4].

Ładunek fosforanów, który odpłynął z kolumny referencyjnej w wyniku przeprowadzonego doświadczenia wyniósł 6,939 mg. W wyniku zastosowania poszczególnych barier reaktywnych ładunek ten został zredukowany o 88, 99, 98 i 65% odpowiednio przez zeolit, Polonit[®], beton komórkowy i wapienie. Sorpcja jednostkowa dla analizowanych materiałów wynosiła odpowiednio dla: betonu komórkowego (0,05 mgP-PO₄·g⁻¹ s.m.) > Polonite[®] (0,03 mgP-PO₄·g⁻¹ s.m.) > zeolitu (0,02 mgP-PO₄·g⁻¹ s.m.) > wapienia (0,01 mgP-PO₄·g⁻¹ s.m.).

Na podstawie ładunku odpływającego z kolumny referencyjnej (mg P-PO₄) oraz powierzchni kolumny (165 cm²), szacowany odpływający ładunek fosforanów został wyliczony (kg P-PO₄·ha⁻¹). Przeliczając zatrzymane przez bariery reaktywne ładunki fosforanów (mg P-PO₄) oraz objętość bariery (330 cm³), obliczono pojemność retencyjną względem fosforanów dla 1 m³ bariery (kg P-PO₄·m⁻³). Następnie oszacowano pojemność retencyjną P-PO₄ bariery w odniesieniu do powierzchni zlewni (m³·ha⁻¹), dzieląc odpływający ładunek (kg P-PO₄·ha⁻¹) przez pojemność retencyjną względem fosforanów dla 1 m³ bariery (kg P-PO₄·m⁻³).

Szacowany odpływający ładunek fosforanów z wierzchniej warstwy gleby dla analizowanego przypadku wynosi 3,78 kgP-PO₄·ha⁻¹. Jest to wartość znacząco wyższa niż średni roczny ładunek fosforu odpływający z gruntów ornych w Polsce, który jest szacowany na 0,4 kg·ha⁻¹ (Ulén i in. 2013). W przypadku Europy, odpływ fosforu z rolnictwa do wód śródlądowych przekraczał 0,1 kg·ha⁻¹ rocznie, a na najbardziej narażonych obszarach osiągał 1,0 kg·(ha·rok)⁻¹ (EEA 2010).

Obliczona pojemność retencyjna względem fosforanów dla 1 m³ bariery wynosi: 0,018, 0,021, 0,020 i 0,015 kg P-PO₄·m⁻³ odpowiednio dla zeolitu, Polonitu[®], betonu komórkowego i wapienia. Na podstawie przeprowadzonych badań, szacunkowa objętość bariery dla poszczególnych materiałów reaktywnych wynosi: 215, 184, 193 i 258 m³ na 1 ha zlewni dla zeolitu, Polonitu[®], betonu komórkowego i wapienia. Odnosząc się do uzyskanych wyników i zakładając roczny odpływ fosforanów z obszarów intensywnie użytkowanych rolniczo na

poziomie $1 \text{ kgP-PO}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$, objętość bariery reaktywnej wyniosłaby: 56, 48, 50 i $67 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ zlewni odpowiednio dla zeolitu, Polonitu[®], betonu komórkowego i wapienia.

Zdolności sorpcyjne Polonitu[®] zostały potwierdzone także w pracy [B5] w przypadku krótkich testów kontaktowych. Otrzymana wartość sorpcji dla czasu kontaktu wynoszącego 30 min., który jest zalecany jako minimalny czas kontaktu w przypadku barier reaktywnych (Ekstrand i in. 2011), wynosiła 0,030, 0,168 i 0,305 $\text{mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ dla stężeń początkowych 0,998; 5,213 i 10,965 $\text{mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Jednakże w przypadku analizowanego materiału 30 min. czas kontaktu jest zbyt krótki do osiągnięcia stanu równowagi. Do czynników wpływających na sorpcję, oprócz właściwości sorpcyjnych materiałów reaktywnych, zaliczyć możemy także masę materiału reaktywnego wypełniającego barierę, właściwości fizyczne materiału tj. porowatość, frakcja, współczynnik filtracji (Blowes i in. 2000). Zastosowanie drobniejszej frakcji materiału, jak miało to miejsce w pracy [B4] jest uzasadnione poprzez poprawę właściwości sorpcyjnych materiałów reaktywnych. Praca [B5] potwierdza także wcześniejsze obserwacje, że stopień usuwania fosforanów przez materiały reaktywne zależy od stężenia początkowego P-PO_4 w roztworze (Vohla i in. 2011).

Bariera reaktywna powinna być umiejscowiona na drodze potencjalnego spływu podpowierzchniowego i powierzchniowego, w celu ochrony wrażliwych ekosystemów wodnych przed degradacją. Z tego powodu wymiary bariery są trudne do jednoznacznego oszacowania i powinny być dobierane indywidualnie. Bariery reaktywne powinny być stosowane w przypadku zlewni, z których emitowane są największe ilości zanieczyszczeń lub jako bariery ochronne np. dla zbiorników wodnych przeznaczonych do zaopatrzenia w wodę (Izydorczyk i in. 2013). Obszar zlewni powinien być ograniczony tylko do zlewni bezpośrednio emitujących zanieczyszczenia biogenne do wód. Wybór miejsca na barierę powinien być poprzedzony monitoringiem jakości wód, identyfikacją źródeł zanieczyszczeń, przygotowaniem map zagrożeń, a także wytypowaniem najbardziej wrażliwych ekosystemów i obszarów, które należy chronić.

Cel 2. Ocena zdolności sorpcyjnych nowego, alternatywnego materiału reaktywnego i warunków jego stosowania do usuwania fosforanów ze ścieków

Gospodarka wodna i ściekowa na obszarach niezurbanizowanych ciągle stanowi duży problem, o czym świadczy brak zrównoważenia pomiędzy długością sieci wodociągowej i kanalizacyjnej w Polsce. 41% ludności wsi podłączona jest do zbiorczych systemów kanalizacyjnych (GUS 2017). Pozostała część korzysta ze zbiorników bezodpływowych lub indywidualnych systemów zagospodarowywania ścieków bytowych, których skuteczność usuwania fosforu rzadko przewyższa 40% (Kholoma i in. 2016).

Nowym podejściem do redukcji zanieczyszczeń z wód i ścieków jest **wykorzystanie odpadów i produktów ubocznych oraz pozostałości poprodukcyjnych**. Skorupki jaj kurzych są odpadem dostępnym na całym świecie, który może być użyty jako potencjalny materiał reaktywny do usuwania fosforu. Roczna światowa produkcja skorupki z jaj kurzych szacowana jest na 8,13 mln ton (Carvalho i in. 2011, The Statistics Portal, 2018). Zaletą skorupki jest także ich względnie stała zawartość CaCO_3 , która waha się pomiędzy 94 a 97% (Carvalho i in. 2011, Mezenner i Bensmaili 2009). Zwiększenie zdolności sorpcyjnych skorupki jaj można osiągnąć za pomocą procesu kalcynacji. Obróbka termiczna materiału w temperaturze 900-1200°C powoduje rozkład CaCO_3 do CaO (Pluta i in. 2017), który łatwiej wiąże fosfor. Do tej pory badania właściwości sorpcyjnych wyprażonych skorupki jaj kurzych względem fosforu prowadzone były tylko w postaci krótkookresowych testów kontaktowych (Carvalho i in. 2011, Mezenner i Bensmaili 2009), brak jest natomiast przykładów zastosowania tego materiału np. w testach kolumnowych lub innych formach filtracyjnych.

W prowadzonych badaniach wykorzystałam **materiał powstały poprzez wyprażenie skorupki jaj kurzych w temperaturze 900°C**, który charakteryzował się dominującą zawartością CaO [tabela 1, B6]. Do badań wykorzystano frakcję pylistą materiału. Zdolności sorpcyjne proponowanego materiału reaktywnego zostały określone na podstawie krótkotrwałych testów kontaktowych oraz za pomocą doświadczenia kolumnowego [rysunek 1, B6]. Maksymalna pojemność sorpcyjna dla wyprażonych w temperaturze 900°C skorupki jaj kurzych wynosi 72,87 mg $\text{P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ i klasyfikuje badany materiał do materiałów reaktywnych o bardzo wysokich zdolnościach sorpcyjnych (Cucarella i Renman 2009). Udział skorupki jaj w doświadczeniu kolumnowym wynosił odpowiednio dla kolumny: C1 –

1,0% s.m.; C2 – 2,5% s.m. i C3 – 5,0% s.m. i był dodatkiem do piasku, który stanowił podstawę wypełnienia kolumn w celu uniknięcia kolmatacji [**tabela 2, B6**].

W trakcie trwania doświadczenia (95 dni) w przypadku kolumny referencyjnej (C0) obserwowano wypłukiwanie się fosforanów z piasku. Wyższe stężenia występowały na początku doświadczenia ($1,875 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$) i zmniejszały się wraz z czasem jego trwania ($0,547 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$). W przypadku kolumn z dodatkiem wyprażonych skorupki, zaobserwowano wpływ zastosowanego materiału reaktywnego na wysokość stężenia fosforanów w odpływie z kolumn. Wartości ekstremalne stężeń notowane dla poszczególnych kolumn wynosiły: $0,005 - 0,788 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$, $0,005 - 0,718 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ i $0,005 - 0,140 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ odpowiednio dla kolumn C1, C2 i C3 [**rysunek 3, B6**]. Wpływ zastosowanej masy wyprażonych skorupki znacząco wpływa na przewodność elektrolityczną (EC), sumę substancji rozpuszczonych (TDS) i odczyn (pH) odcieku. Jest to dobrze widoczne w przypadku kolumny C3 z 5% dodatkiem wyprażonych skorupki, dla której współczynniki korelacji Pearsona są znaczące ($p < 0,05$) [**tabele 6-8, B6**].

Całkowity ładunek fosforanów usunięty podczas doświadczenia wynosił: 3,931; 4,267; 4,277 i 4,573 mg P-PO₄ odpowiednio dla kolumn C0, C1, C2, i C3 co odpowiada wysokiej skuteczności w redukcji fosforanów na poziomie 98,33 (C1); 98,68 (C2) i 99,76% (C3) [**rysunek 5, B6**]. Sorpcja jednostkowa fosforanów otrzymana poprzez przeliczenie ładunków całkowitych wynosiła odpowiednio: 10,668; 4,277 i 2,286 mg P-PO₄ · g⁻¹ dla kolumn C1, C2 i C3.

Obserwowane silnie zasadowe pH w pierwszych dniach eksperymentu (13,15 – 13,20) [**rysunek 3, B6**] jest wynikiem wysokiej zawartości wapnia w stosowanym materiale [**tabela 1, B6**]. Baza wypełniająca kolumny (piasek), oprócz zapobiegania kolmatacji złoża (ze względu na użytą w doświadczeniu frakcję pylastą materiału) ma również za zadanie być wypełnieniem „wspomagającym”, dzięki któremu można zredukować masę wyprażonych skorupki jaj, a także wpłynąć na neutralizację silnie zasadowych odcieków z filtrów [**rysunek 2 i 3, B6**].

Zalecane obciążenie hydrauliczne złoża (HLR) dla przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym wynosi od 30 do 40 $\text{dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (EPA/625/R-00/008). W przeprowadzonym doświadczeniu, obciążenie hydrauliczne było 5 – 7 razy wyższe niż zalecane i średnio wynosiło $203 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Przy zastosowaniu rekomendowanych wartości

HRL, doświadczenie zostałyby przewymiarowane i np. trudno byłoby uzyskać moment przejścia dla poszczególnych kolumn [rysunek 4, B6].

Można się spodziewać, że obniżenie HLR do zalecanej wartości, zwiększy sorpcję uzyskaną podczas doświadczenia. Potwierdzają to wcześniejsze badania (Vijayaraghavan i in. 2005, Adam i in. 2005). Niższa wartość HRL pozytywnie wpłynie na sorpcję poprzez wydłużenie czasu kontaktu materiału reaktywnego z roztworem, dłuższy czas wymagany do uzyskania pełnego nasycenia oraz okresowe przesuszenie filtra przy niewielkim przepływie. Niewielki dodatek wyprażonych skorupki jaj (od 1 do 5% s.m.) wydaje się być wystarczający ze względu na zapewnienie odpowiedniego stopnia redukcji fosforanów (> 93%), jak i ewentualne trudności w pozyskiwaniu materiału na skalę przemysłową. W momencie zakończenia doświadczenia, stężenie wyjściowe fosforanów wynosiło 0,387, 0,281, and 0,063 mg dm³ odpowiednio dla kolumn C1, C2 i C3. Jest to ciągle niższa wartość niż wymagane stężenie fosforu na odpływie z przydomowej oczyszczalni ścieków nawet na terenach aglomeracji: 2,0 mg dm³ dla RLM > 10000 i 1,0 mg dm³ dla RLM > 100000 (Dz.U./2014/1800). Notowane stężenia spełniają również wymogi stosowane dla przydomowych oczyszczalni ścieków w Szwecji dla RLM < 25: 3,0 i 1,0 mg dm³, odpowiednio przy odprowadzaniu ścieków do wód powierzchniowych i wód uznanych za bardzo wrażliwe (Vidal et al. 2018) oraz 1,0 mg dm³ dla przydomowych oczyszczalni ścieków w Norwegii (Heistad et al. 2006), Dani (Brix i Arias, 2005) i Finlandii (Tuhkanen i in. 2006).

Wyprażone skorupki jaj mogą być zastosowane jako element wspomagający oczyszczanie ścieków z fosforanów w systemach z drenażem rozsączającym. W przypadku instalacji składającej się z 3 ciągów o wymiarach (dł. x sz. x gł.): 20 x 0,50 x 0,10 m, objętość filtru składającego się z mieszaniny piasku z materiałem reaktywnym stanowi 3 m³. Biorąc pod uwagę gęstość objętościową piasku zastosowanego w doświadczeniu [B6] i procentowy udział masowy materiału reaktywnego (1,0; 2,5 i 5,0%), masa skorupki jaj wyniesie odpowiednio: 49, 122 i 244 kg. Rozpatrując sorpcję jednostkową i wysokie obciążenie hydrauliczne złoża, **1,0% dodatek wyprażonych skorupki jaj kurzych** jest wystarczający.

4.3 Najważniejsze osiągnięcia wynikające z przeprowadzonych badań

Do najważniejszych osiągnięć otrzymanych w wyniku realizacji badań zaliczam:

- Opracowanie nomogramu służącego do ustalania zależności między masą materiału reaktywnego i powierzchnią systemu hydrofitowego, przy założeniu obniżenia fosforanów w wodach powierzchniowych do poziomu $0,01 \text{ mg P-PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.
- Wykazanie, że materiały reaktywne mogą być skutecznie stosowane pod postacią barier reaktywnych do redukcji fosforanów ze spływów podpowierzchniowych i powierzchniowych z obszarów rolniczych.
- Opracowanie zależności służącej do wymiarowania bariery reaktywnej na podstawie ładunku fosforanów odpływających z powierzchni zlewni i pojemności retencyjnej bariery względem fosforanów.
- Wykazanie, że nowy, alternatywny materiał reaktywny wytworzony z odpadów skorupki jaj kurzych skutecznie usuwa fosforany ze ścieków w krótkookresowych testach kontaktowych ($\geq 99\%$) oraz badaniach kolumnowych ($\geq 97\%$).
- Wykazanie, że odpowiednio dobrane proporcje pomiędzy materiałem reaktywnym (skorupkami jaj kurzych), a wypełnieniem złoża (piaskiem) mogą znacząco ograniczyć odpływ fosforanów z lokalnych lub przydomowych systemów oczyszczania ścieków. 1% dodatek wyprażonych skorupki jaj kurzych jest wystarczający do usuwania fosforanów w przydomowych systemach oczyszczania ścieków z drenażem rozsączającym.

4.4 Możliwości aplikacyjne wyników badań

Możliwości zastosowania materiałów reaktywnych do ograniczania zanieczyszczenia środowiska fosforanami są duże. Opracowany nomogram jest uniwersalną metodą służącą do poprawy jakości wody w odniesieniu do fosforu. Zwymiarowany system hydrofitowy jest wspierany przez materiały reaktywne, zastosowane pod postacią np. filtrów zawieszonych lub skrzyniowych. Opracowana zależność może być implementowana dla dowolnych obiektów (małych zbiorników lub cieków wodnych, istniejących systemów hydrofitowych). Podstawiając wartości charakteryzujące obiekt tj. prędkość przepływu wody przez obiekt, stężenie fosforu oraz oszacowaną sorpcję materiału reaktywnego względem fosforu, otrzymujemy zależność pomiędzy powierzchnią obiektu hydrofitowego, a masą proponowanego materiału reaktywnego. Zaletą przedstawionego nomogramu jest możliwość

zarówno zwiększania lub zmniejszania powierzchni systemu hydrofitowego ze względu na dostępność terenu, lub masy materiału reaktywnego. Tego typu rozwiązania mogą być stosowane zarówno na obszarach zurbanizowanych i niezurbanizowanych.

Materiały reaktywne stosowane w barierach reaktywnych powinny być umiejscowione na drogach potencjalnego spływu powierzchniowego i podpowierzchniowego na terenach użytkowanych rolniczo. Tego typu rozwiązania stają się coraz bardziej popularne i służą do ochrony wrażliwych ekosystemów wodnych przed degradacją spowodowaną dopływem nadmiernych ilości związków fosforu. Opracowana metoda wymiarowania barier reaktywnych w odniesieniu do analizowanej zlewni pozwala oszacować objętość materiału reaktywnego niezbędną do zabezpieczenia środowiska wodnego i glebowego przed nadmiernym dopływem fosforanów. Zaletą zaproponowanej metody wyznaczania objętości barier reaktywnych bezpośrednio w odniesieniu do rozpatrywanej zlewni.

Materiały reaktywne mogą być również stosowane jako ostatni stopień oczyszczania ścieków w przydomowych i lokalnych systemach oczyszczania ścieków. Zaproponowany materiał reaktywny powstały z skorupki jaj kurzych, może stanowić dodatek do filtru wypełnionego piaskiem. Ma to z jednej strony na celu zabezpieczenie filtru przed kolmatacją (pylasta frakcja materiału), oraz neutralizację silnie zasadowego odczynu materiału. Materiał reaktywny może być stosowany jako warstwa filtracyjna w systemach z drenażem rozsączającym lub jako gotowy filtr skrzyniowy przeznaczony bezpośrednio do zastosowania na tego typu obiektach. Należy zwrócić uwagę na fakt, że nie istnieją odpowiednie wymogi prawne skierowane do indywidualnych właścicieli instalacji wymagające stosowania filtrów służących ograniczeniu odpływu fosforanów do środowiska, jednakże wraz ze zastarzeniem wymogów prawnych i wzrostem świadomości ekologicznej właścicieli instalacji, tego typu rozwiązania staną się bardziej popularne i pożądane.

4.5 Referencje

Adam K., Krogstad T., Suliman F.R., Jenssen P.D., 2005. Phosphorous sorption by Filtralite P—small scale box experiment. *Journal of Environmental Science and Health*, 40(6 – 7), 1239-1250

Bałtycki Plan Działania HELCOM z dnia 5 listopada 2007 roku. <http://www.bsap.pl/>

Ballantine D.J., Tanner C.C., 2010. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 53(1), 71-95

Bastiene N., Gasiunas V., 2015. Comparative evaluation of ditch filters with phosphorus sorbing calcium based filter materials, Red. Raupeliene, A., 7th International Scientific Conference on Rural

Development - Towards the Transfer of Knowledge, Innovations and Social Progress Location, Litwa, 19–20.11.2015

BB-27 1997, New Hampshire Department of Environmental Services. Layman's Guide for Measuring Lake's Trophic State; New Hampshire Department of Environmental Services: Concord, NH, USA

Blowes D.W., Ptacek C.J., Benner S.G., McRae C.W., Bennett, T.A., Puls R. W., 2000. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 45(1-2), 123-137

Brix H., Kadlec R.H., Knight R.L., Vymazal J., Cooper P., Haberler R., 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control: Process, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London, UK

Buriánek, P., Skalický, M., Grünwald, A. 2015. Phosphates adsorption from water by recycled concrete. *GeoScience Engineering* 60 (4), 1–8

Bus A., Karczmarczyk A., 2018. Kinetic studies on removing phosphate from synthetic solution and river water by reactive material in a form of suspended reactive filters. *Desalination and Water Treatment* 136: 237-244

Heal K.V., Dobbie K.E., Bozika E., McHaffie H., Simpson A.E., Smith K.A., 2005. Enhancing phosphorus removal in constructed wetlands with ochre from mine drainage treatment. *Water Science and Technology*, 51(9), 275-282

Brix H., Arias C.A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25, 491-500

Carvalho J., Araujo J., Castro, F., 2011. Alternative low-cost adsorbent for water and wastewater decontamination derived from eggshell waste: an overview. *Waste and Biomass Valorization*, 2(2), 157-167

COM/2009/248. Strategia Unii Europejskiej dla regionu Morza Bałtyckiego SEC(2009) 712/2.

COM/2013/517 Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów Komunikat konsultacyjny w sprawie zrównoważonego stosowania fosforu

Crites R.W., Middlebrooks J., Reed S.C., 2006 *Natural Wastewater Treatment Systems*. Taylor & Francis Group, CRC Press, Boca Raton, FL.

Cucarella V., Renman, G., 2009. Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments—a comparative study. *Journal of Environmental Quality*, 38(2), 381-392

Dillon P.J., 1974. The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research, Canada for Inland Waters Environment, Canada

Drizo A., Frost C.A., Grace J., Smith K.A., 1999. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research*, 33, 3595—3602

Dz.U. 2000 nr 28 poz. 346. Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzona w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r.

Dz.U. z 2011 r. nr 258, poz. 1549. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (rozporządzenie nieobowiązujące)

Dz.U. 2014 poz. 1800. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego

Dz.U. 2016 poz. 1187. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych

Dz. U. 2017 poz. 1566. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne

Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej

Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych

Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego

Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (Dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej)

EEA, 2010. The European environment – state and outlook 2010: synthesis. European Environment Agency, Copenhagen

EEA, 2015, European environment — state and outlook 2015: Assessment of global megatrends, European Environment Agency, Copenhagen

EPA/625/R-00/008. (2002). Onsite wastewater treatment systems manual. U.S. Environmental Protection Agency

Ekstrand S., Persson T., Bergström R. 2011. Dikesfi lter och dikesdammar. IVL rapport B2001. <http://www.ivl.se/download/18.50a499dd132037d524e80008040/1321440587360/B2001.pdf>

FLL 2017, Richtlinien für Planung, Bau und Instandhaltung von privaten Schwimm- und Badeteichen

Fondu L., De Bo I., Van Hulle S.W.H., 2015. Phosphate adsorption capacity testing of natural and industrial substrates in view of application in swimming and fish pond water treatment systems. *Desalination and Water Treatment*, 54(9), 2461-2467

GUS 2005. Ochrona Środowiska 2005. www.stat.gov.pl

GUS 2016. Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2016. www.stat.gov.pl

GUS 2017. Ochrona Środowiska 2017. www.stat.gov.pl

GUS 2018. Rocznik Demograficzny 2017. www.stat.gov.pl

- Grizzetti B., Bouraoui F., Aloe A., 2012. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18(2), 769-782
- Heistad A., Paruch A.M., Vråle L., Adam K., Jenssen P.D., 2006. A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 28(4), 374- 379.
- HELCOM, 2018a. Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 153*
- HELCOM 2018b: State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings 155*
- HELCOM, 2018c. Input of nutrients by the seven biggest rivers in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 161*
- IMGW 2016. Przetwarzanie danych państwowego monitoringu Środowiska w zakresie wód powierzchniowych i opracowanie oceny stanu jednolitych części wód Rzecznych w układzie dorzeczy w latach 2013 – 2015
- IMGW 2014. Ocena możliwości i warunków osiągnięcia celów redukcyjnych HELCOM dla azotu i fosforu www.wwf.pl
- Izydorzyc K., Frątczak W., Drobniewska A., Cichowicz E., Michalska-Hejduk D., Gross R., Zalewski, M. 2013. A biogeochemical barrier to enhance a buffer zone for reducing diffuse phosphorus pollution—preliminary results. *Ecology & Hydrobiology*, 13(2), 104-112
- Izydorzyc K., Michalska-Hejduk D., Frątczak W., Bednarek A., Łapińska M., Jarosiewicz P., Kosińska A., Zalewski M., 2015. Strefy buforowe i biotechnologie ekohydrologiczne w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych. ERCE PAN www.ecorob.pl
- Jones J., Chang N.B., Wanielista M.P., 2015. Reliability analysis of nutrient removal from stormwater runoff with green sorption media under varying influent conditions. *Science of the Total Environment*, 502, 434-447
- Jóźwiakowski K., Gajewska M., Pytka A., Marzec M., Gizińska-Górna M., Jucherski A., Walczowski A., Nastawny M., Kamińska A., Baran S., 2016. Influence of the particle size carbonate-siliceous rock on the efficiency of phosphorus removal from domestic wastewater. *Ecological Engineering* 98, 290-296
- Kholoma E., Renman G., Renman A., 2016. Phosphorus removal from wastewater by field-scale fortified filter beds during a one-year study. *Environmental Technology*, 37(23), 2953-2963
- Kircher W., 2007. Marginal Wetland Planting for Oligotrophic Swimming Ponds. W: Klaipeda Business and Technical College, International Scientific – Practical Conference 19-20.04.2007, Lithuania
- Kirkkala T., Ventelä A.-M., Tarvainen M., 2012. Fosfilt filters in an agricultural catchment: a long-term field-scale. *Agricultural and Food Science*, 21(3), 237-246
- Klimeski A., Chardon W.J., Uusitalo R., Turtola E., 2012. Potential and limitations of phosphate retention media in water protection: A process-based review of laboratory and field-scale tests. *Agricultural and Food Science*, 21(3), 206-223

Kłós L., 2016. Rzeczowo-ekologiczne efekty realizacji krajowego programu oczyszczania ścieków komunalnych. *Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego We Wrocławiu*, 418, 145 – 155

Korkusuz E.A., Beklioğlu M., Demirer G.N., 2005. Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. *Ecological Engineering* 24, 187-200

Krajowy Plan Oczyszczania Ścieków Komunalnych (wraz z aktualizacjami), Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003

Lamper W., Sommer U., 1996 *Ekologia wód śródlądowych*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa

Lin J., Zhan Y., Zhu Z., 2011. Evaluation of sediment capping with active barrier systems (ABS) using calcite/zeolite mixtures to simultaneously manage phosphorus and ammonium release. *Science of the Total Environment*, 409, 638–646

McDowell R.W., Sharpley, A.N., Bourke, W., 2008. Treatment of drainage water with industrial by-products to prevent phosphorus loss from tile-drained land. *Journal of Environmental Quality*, 37(4), 1575-1582

Mezener N.Y., Bensmaili A., 2009. Kinetics and thermodynamic study of phosphate adsorption on iron hydroxide eggshell waste. *Chemical Engineering Journal*, 147(2–3), 87–96

Miller M.L., Bhadha J.H., O'Connor G.A., Jawitz J.W., Mitchell J., 2011. Aluminum water treatment residuals as permeable reactive barrier sorbents to reduce phosphorus losses. *Chemosphere* 83, 978-983

Morse G.K., Lester J.N., Perry R., 1993. *The economic and environmental impact of phosphorus removal from wastewater in the European Community*, Selper Publications, London

Obarska-Pempkowiak H., Gajewska, M., Wojciechowska, E., 2010. *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków*. Wydawnictwo PWN, Warszawa.

OECD 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. Paris. Vollenweider, R.; Kereks, J. *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*; OECD: Paris, France

Pluta K., Malina D., Sobczak-Kupiec A. 2017. Skorupy jaj kurzych jako surowiec do produkcji fosforanów wapnia. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, I(2), 359-369

Penn C.J., Bowen J.M., 2018. *Design and Construction of Phosphorus Removal Structures for Improving Water Quality*, Springer International Publishing: Gewerbestrasse, Switzerland

Penn C.J., McGrath J.M., Rounds E., Fox G., Heeren D., 2012. Trapping phosphorus in runoff with a phosphorus removal structure. *Journal of Environmental Quality*, 41(3), 672-679

Renman A., Renman G., 2010. Long-term phosphate removal by the calcium-silicate material Polonite in wastewater filtration systems. *Chemosphere*, 79(6), 659-664

RZGW 2014. *Opracowanie programu redukcji fosforu dla obszaru działania RZGW Gliwice, Zabrze* <https://nfosigw.gov.pl/download/gfx/nfosigw/pl/nfoekspertyzy/858/200/1/2013-891.pdf>.

- Sapek A., 2010. Rolnictwa polskie i ochrona jakości wody, zwłaszcza wody Bałtyku. *Woda-Środowisko - Obszary Wiejskie*, 10(1), 175-200
- Sapek A., Sapek B., 2011. Fosfor w opadzie atmosferycznym. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 50, 122- 133
- Sapek B., 2014. Nagromadzanie i uwalnianie fosforu w glebach – źródła, procesy, przyczyny. *Woda-Środowisko - Obszary Wiejskie*, 1(45), 77-100
- Sønderup M.J., Egemose S., Bochdam M., Flindt M.R., 2015. Treatment efficiency of a wet detention pond combined with filters of crushed concrete and sand: a Danish full-scale study of stormwater. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(12), 758
- Søvik A.K., Kløve B., 2005. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 25, 168-182
- Teemusk A., Mander Ü., 2007. Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events. *Ecological Engineering*, 30(3), 271-277
- Tuhkanen H.J., Mels A., Beadbaart O., 2006. Assessment of decentralized wastewater management systems in Finland. 2nd International Dry Toilet Conference, Tampere, Finland
- Ulén B., Pietrzak S., Tonderski K. (red.) 2013. Samoocena gospodarstw w zakresie zarządzania składnikami nawozowymi i oceny warunków środowiskowych. Falenty. Wydawnictwo ITP.
- UNEP, 2014, Assessing global land use: Balancing consumption with sustainable supply — Summary for policy makers, Report of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel. United Nations Environment Programme
- US EPA, 2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs. Office of Water EPA
- Uusitalo R., Närvänen A., Kaseva A., Launto-Tiuttu A., Heikkinen J., Joki-Heiskala P., Rasa K., Salo T., 2015. Conversion of dissolved phosphorus in runoff by ferric sulfate to a form less available to algae: Field performance and cost assessment. *Ambio*, 44(2), 286-296
- Wind T., 2007. The role of detergents in the phosphate-balance of European surface water. Official Publication of the European Water Association (EWA), E-Water
- Westholm Johansson J., 2006. Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment?. *Water Research*, 40(1), 23-36
- The Statistics Portal, 2018. Global egg production from 1990 to 2017. www.statista.com
- Wzorek Z., 2008. Odzysk związków fosforu z termicznie przetworzonych odpadów i ich zastosowanie jako substytutu naturalnych surowców fosforowych. Monografia, Wydaw. Politechniki Krakowskiej im. Tadeusza Kościuszki, Kraków
- Vidal B., Hedström A., Herrmann I., 2018. Phosphorus reduction in filters for on-site wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 210-217
- Vijayaraghavan K., Jegan J., Palanivelu K., Velan M., 2005. Removal and recovery of copper from aqueous solution by eggshell in a packed column. *Minerals Engineering*, 18(5), 545-547

Vohla C., Kõiv M., Bavor H.J., Chazarenc F., Mander Ü., 2011. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70-89

Vymazal, J. 2010. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2, 530–549.

Zibiene G., Dapkiene M., Kazakeviciene J., Radzevicius A., 2015. Phosphorus removal in a vertical flow constructed wetland using dolomite powder and chippings as filter media. *Journal of Water Security*, 1(1), 46-52

5. Omówienie pozostałych osiągnięć

5.1 Główne kierunki działalności naukowej

W swojej pracy naukowej zajmuję się zagadnieniami związanymi z zastosowaniem inżynierii ekologicznej w ochronie wód przed zanieczyszczeniami. Poszukuję, opracowuję i wdrażam nowe metody służące do ochrony zasobów wodnych, w szczególności te dotyczące zastosowania materiałów reaktywnych do usuwania związków fosforu z wód powierzchniowych, będących pod silnym wpływem antropopresji.

Podjęmowana tematyka badawcza koncentruje się wokół zagadnień dotyczących:

- 5.1.1 Ocena stanu jakości wód powierzchniowych
- 5.1.2 Wykorzystanie wskaźników zrównoważonego rozwoju do oceny stanu jakości wód powierzchniowych
- 5.1.3 Wykorzystanie materiałów reaktywnych w konstrukcji zielonych dachów

5.1.1 Ocena stanu jakości wód powierzchniowych

Od momentu rozpoczęcia studiów doktoranckich w Katedrze Kształtowania Środowiska bliskie były mi zagadnienia związane ze stanem jakości wód powierzchniowych i ich ochroną przed dalszym zanieczyszczeniem. Tematyką wpływu zbiorników wodnych na środowisko zajmowałam się już podczas realizacji pracy magisterskiej, która dotyczyła zbiornika zaporowego Domaniów.

Kontynuuję badania rozpoczęte przed uzyskaniem stopnia doktora dotyczące monitoringu jakości wód powierzchniowych. W swoich badaniach skupiłam się głównie na rzece Cetyni i zlokalizowanym na niej kompleksie zbiorników wodnych Niewiadoma, który składa się ze zbiornika wstępnego Kupientyn (oddany do użytku w 2004 r.) oraz zbiornika głównego Niewiadoma (oddany do użytku w 2013 r.). Celem wybudowania zbiornika wstępnego Kupientyn była poprawa jakości wód rzeki Cetyni i ochrona przed nadmiernym

zanieczyszczeniem zbiornika głównego Niewiadoma, w szczególności związkami fosforu. Badania na rzece i zbiorniku wstępnym Kupientyn rozpoczęłam w roku 2009. Od roku 2013 prowadzę badania jakości wód na zbiorniku głównym Niewiadoma. Badania na wszystkich wyżej wymienionych obiektach są kontynuowane. W swoich badaniach analizowałam wpływ zbiornika wstępnego Kupientyn na jakość wód rzeki Cetyni powyżej niego [**II.D.1.4; II.K.1.2; załącznik 3**] oraz wpływ na zbiornik główny Niewiadoma [**II.A.2; II.A.9; załącznik 3**]. Realizowane badania posłużyły do przygotowania doniesień konferencyjnych [**II.K.2.2; II.K.2.19; załącznik 3**]. Z prowadzonych badań wynika, że zbiornik wstępny Kupientyn nie chroni dostatecznie zbiornika głównego Niewiadoma przed zanieczyszczeniami głównie związkami fosforu ze względu na zastosowany rodzaj przelewu [**II.A.2; załącznik 3**]. Ponadto, na podstawie realizowanych badań mogę stwierdzić, że wody rzeki Cetyni są silnie zanieczyszczone fosforanami i w okresie prowadzonych badań, ich dopuszczalna wartość dla dobrego stanu chemicznego wód była przekroczona nawet kilkakrotnie [**II.A.2; II.A.9; załącznik 3**].

5.1.2 Wykorzystanie wskaźników zrównoważonego rozwoju do oceny stanu jakości wód powierzchniowych

W swoich badaniach zajmowałam się również zastosowaniem wskaźników zrównoważonego rozwoju do określenia wpływu czynników zewnętrznych oddziałujących na jakość wód powierzchniowych. W pracach [**II.D.1.7; II.D.1.9; załącznik 3**] i wystąpieniach konferencyjnych [**II.K.1.4; II.K.1.5; załącznik 3**] wykorzystywane były zarówno lokalne wskaźniki zrównoważonego rozwoju ładu społecznego, środowiskowego i ekonomicznego. Na ich podstawie przeprowadzono trzelementową analizę przyczynowo-skutkową (presja (*pressure*) – stan (*state*) – reakcja (*response*)) mającą na celu określenie wpływu zlewni oraz gospodarki wodnej i ściekowej na stan jakości wód powierzchniowych. Do określenia wpływu czynników zewnętrznych na jakość wód małych zbiorników wodnych przeprowadzono analizę pięcioelementową: czynniki sprawcze (*driving forces*) – presja (*pressure*) – stan/wpływ (*state/impact*) – reakcja (*response*), która została przedstawiona w publikacji [**II.D.2.1; załącznik 3**]. Zagadnienia dotyczące wskaźników zrównoważonego rozwoju wykorzystuję podczas prowadzonych zajęć dydaktycznych [**III.I.II.1a; III.I.III.1a; załącznik 3**] i realizowanych prac dyplomowych [**III.J.1.1; III.J.1.3; załącznik 3**].

5.1.3 Wykorzystanie materiałów reaktywnych w zielonych dachach

W swojej pracy naukowo-badawczej zajmuję się również zagadnieniami dotyczącymi ograniczania ładunku fosforu emitowanego na obszarach zurbanizowanych. Z obszarów miast odprowadzany jest znaczący ładunek fosforanów, który pochodzi m.in. z opadów atmosferycznych, odchodów dzikich i domowych zwierząt, a w szczególności ptaactwa wodnego oraz rozkładających się części roślin. Dodatkowym źródłem fosforanów na obszarach zurbanizowanych mogą być wody opadowe pochodzące z zielonych dachów. Zielone dachy ze względu na pełnione przez siebie funkcje środowiskowe są ogólnie uznawane metodą odtwarzania powierzchni biologicznie czynnej w miastach. Ze względu na swoje walory wizualne coraz częściej stają się elementem poprawy wyglądu przestrzeni miejskiej. Rodzaj substratu, który stanowi podłoże biologiczne dla roślin, stosowany na zielonym dachu może stanowić dodatkowe źródło fosforanów odprowadzanych do kanalizacji deszczowej.

Wstępne wyniki badań dotyczące zanieczyszczenia ścieków opadowych z zielonych dachów fosforanami przedstawione są w pracy [II.D.1.10; II.K.1.7; załącznik 3] realizowanej w warunkach laboratoryjnych. Uzyskane wyniki zostały potwierdzone zarówno w kolejnych badaniach laboratoryjnych mających na celu oszacowanie ładunków fosforanów odciekających z analizowanych substratów jak i w realizowanych badaniach polowych [II.A.7; załącznik 3]. Sposobem na ograniczenie odpływającego ładunku fosforanów z substratów dachów zielonych jest zastosowanie materiałów reaktywnych. Podścielanie substratu reaktywną względem fosforu warstwą materiału o miąższości 2 cm skutecznie wpływa na redukcję ładunków fosforanów. W pracach [II.A.1; II.A.3; załącznik 3] analizowano wpływ dwóch różnych materiałów reaktywnych wraz z określeniem ich skuteczności względem usuwania fosforanów odciekających z substratów.

Na terenach miast, materiały reaktywne znajdują również zastosowanie do utrzymywania odpowiedniej jakości wody w małych, płytkich zbiornikach wodnych, które z jednej strony stanowią element estetyczny, a z drugiej pełnią funkcje retencyjne. Duże wymagania odnośnie jakości takiej wody, zasilanej np. opadem atmosferycznym lub też np. odciekami z zielonych dachów, powodują że materiały reaktywne znajdują zastosowanie także w takich systemach [II.D.2.6; załącznik 3].

5.2 Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego

Jestem autorką i współautorką **36** publikacji naukowych (w uwzględnieniu jednotematycznego cyklu publikacji), w tym: **13** prac opublikowanych jest w czasopismach z listy A MNiSW (wszystkie opublikowane po uzyskaniu stopnia doktora), **4** publikacje indeksowane są w bazie Web of Science oraz **14** publikacji w czasopismach z listy B MNiSW. Jestem także autorką i współautorką **5** publikacji w recenzowanych monografiach i materiałach konferencyjnych oraz **1** artykułu popularnonaukowego. Jestem współtwórcą wraz z dr hab. inż. Agnieszką Karczmarczyk **patentu** pt. „Filtr do usuwania zanieczyszczeń, zwłaszcza z małych cieków i zbiorników wodnych” (udział procentowy: 50% dr hab. inż. Agnieszka Karczmarczyk i 50% dr inż. Agnieszka Bus) [**II.B.1; załącznik 3**]. Brałam także udział w opracowaniu **1** ekspertyzy.

Prace naukowe, których jestem autorką i współautorką były cytowane zarówno w czasopismach z bazy Web of Science oraz w czasopismach o zasięgu krajowym. Liczba cytowań moich prac według bazy Web of Science wynosi **50** (bez autocytowań **27**), **indeks Hirscha** (h-indeks) wynosi **4**. Łączna **liczba punktów** wg listy MNiSW zgodnie z rokiem opublikowania wynosi **501**. Szczegółowe zestawienie wszystkich prac według oceny punktowej odpowiadającej latom publikacji znajduje się w tabeli 2 [**II.D.2; załącznik 3**]. Sumaryczny **Impact Factor** według listy JCR wynosi **20,864**.

Jestem autorką i współautorką **34** wystąpień zrealizowanych w formie referatów lub posterów w ramach **13** konferencji międzynarodowych (Słowacja, Szwecja, Niemcy, Litwa) i **11** konferencji krajowych.

Brałam udział w realizacji jednego projektu międzynarodowego realizowanego przez Royal Institute of Technology (KTH) i finansowanego przez Swedish Institute (SI) [**II.I.1; załącznik 3**] i jednego krajowego finansowanego przez NCBR [**II.I.5; załącznik 3**]. Dwukrotnie uzyskałam finansowanie na realizację zadania badawczego w ramach wewnętrznego trybu konkursowego dla młodego pracownika nauki [**II.I.2; II.I. 4; załącznik 3**], współpracuję także z przedsiębiorstwami [**II.I.3; III.F; załącznik 3**].

W latach 2011 – 2013 czterokrotnie odbyłam staże naukowe w Royal Institute of Technology (KTH) w Szwecji, których opiekunem naukowym był prof. Gunno Renman. Łączny okres odbytych staży przekracza trzy miesiące [**III.L; załącznik 3**].

Na zaproszenie redakcji czasopism międzynarodowych wykonałam 24 recenzje artykułów naukowych [III.P; załącznik 3].

Za działalność naukową czterokrotnie zostałam wyróżniona zespołową nagrodą naukową Rektora Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie: II (w 2015 r.) i III stopnia (2016, 2017 i 2018 r.) [III.J; załącznik 3].

Tabela 2. Wybrane wskaźniki bibliometryczne habilitantki

Wskaźnik bibliometryczny	Wartość
Sumaryczny IF wg roku publikacji	20,864
Łączna suma punktów MNiSW	501
W tym przed uzyskaniem stopnia doktora	36
Jednotematyczny cykl publikacji	114
Suma punktów po uzyskaniu stopnia doktora z wyłączeniem cyklu publikacji	341
Liczba cytowań publikacji wg bazy Web of Science	50
Liczba cytowań publikacji wg bazy Web of Science bez autocytowań	27
Indeks Hirscha wg bazy Web of Science	4

5.3 Działalność dydaktyczna i organizacyjna

Prowadzę zajęcia dydaktyczne na kierunkach: Inżynieria Środowiska, Ochrona Środowiska, Budownictwo (Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska), Gospodarka Przestrzenna (Wydział Leśny), Inżynieria Ekologiczna (Wydział Rolnictwa i Biologii) oraz Technologie Energii Odnawialnych (Wydział Inżynierii Produkcji) [III.I; załącznik 3]. Jestem promotorką 9 prac dyplomowych, w tym 5 prac magisterskich i 4 prac inżynierskich oraz recenzentką 22 prac inżynierskich [III.J.1-3; załącznik 3].

W latach 2010-2013 byłam członkiem Okręgowej i Centralnej Komisji do przeprowadzania eliminacji pisemnych i praktycznych w bloku tematycznym Ochrona i Inżynieria Środowiska Olimpiady Wiedzy i Umiejętności Rolniczych. Byłam również przedstawicielką Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska w komisji konkursowej Przeglądu Dorobku Kół Naukowych SGGW w sekcji Kształtowanie Przestrzeni Środowiskowej i Antropogenicznej [III.N; załącznik 3].

W kadencji 2016-2020 zostałam powołana na członka Zespołu ds. praktyk w ramach Komisji ds. Dydaktyki na Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska.

Organizowałam i współorganizowałam także pięć seminariów i warsztatów naukowych krajowych i międzynarodowych m.in. w ramach projektów [III.C; załącznik 3].