

Dr inż. Tomasz Bergier

Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska

Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska

AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie

AUTOREFERAT DOTYCZĄCY OSIĄGNIĘĆ W PRACY NAUKOWO-BADAWCZEJ, DYDAKTYCZNEJ I ORGANIZACYJNEJ

1. Uzyskane tytuły i stopnie naukowe	2
2. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych.....	2
3. Wskazanie osiągnięcia naukowego	2
3.1. Tytuł osiągnięcia naukowego	2
3.2. Cykl publikacji	2
3.3. Omówienie celu naukowego	4
Wprowadzenie.....	4
Cel naukowy.....	5
3.4. Omówienie osiągniętych wyników	7
Badania wazonowe.....	7
Badania w skali póltechnicznej	12
Analiza statystyczna	20
3.5. Znaczenie i wykorzystanie wyników	22
Literatura	25
4. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych.....	27
4.1. Przed uzyskaniem stopnia doktora	27
4.2. Po uzyskaniu stopnia doktora.....	27
Zrównoważona gospodarka wodno-ściekowa.....	27
Dezynfekcja wody	30
Zrównoważony rozwój.....	33
5. Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego	36
6. Osiągnięcia dydaktyczne, popularyzatorskie i organizacyjne	38

1. Uzyskane tytuły i stopnie naukowe

- 1996** Magister inżynier inżynierii środowiska
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Specjalność: Ochrona Środowiska w Planowaniu i Zarządzaniu,
Tytuł pracy: Próba zastosowania systemu informacji geograficznej w zagadnieniach ochrony środowiska w planowaniu przestrzennym na przykładzie wykorzystania pakietu IDRISI w procesie wstępnej selekcji miejsc odpowiednich do lokalizacji składowisk odpadów.
- 2002** Doktor nauk technicznych, Dyscyplina: Inżynieria środowiska,
Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska,
Tytuł rozprawy: Analiza możliwości oczyszczania odcieków wysypiskowych na sztucznych mokradłach.

2. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 01.10.2002 do chwili obecnej** praca na stanowisku adiunkta
Akademia Górniczo-Hutnicza
im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska
Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska

3. Wskazanie osiągnięcia naukowego

3.1. Tytuł osiągnięcia naukowego

Jako osiągnięcie naukowe, wynikające z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 wraz z późn. zm.), wskazuję cykl dziewięciu publikacji powiązanych tematycznie zatytułowany: **Zastosowanie technologii hydrofitowej do rozwiązania problemu ścieków deszczowych zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi.**

3.2. Cykl publikacji

Osiągnięcie wskazane do oceny w postępowaniu habilitacyjnym to cykl dziewięciu artykułów, opublikowanych w latach 2008–2016, dotyczących oceny możliwości zastosowania technologii hydrofitowej do oczyszczania ścieków deszczowych z substancji ropopochodnych:

- ON1. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2008. Możliwość zastosowania turzycy brzegowej (*Carex riparia*) oraz wierzby energetycznej (*Salix viminalis*) do oczyszczania ścieków zawierających substancje ropopochodne. Szkoła Jakości Wody. Gospodarka wodna i ściekowa podstawą ochrony środowiska. Monografia nr 149 Politechniki Koszalińskiej, Koszalin, 159–166.
- ON2. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2009. BETX removal from motorway runoff on constructed wetlands. *Wiertnictwo, Nafta, Gaz* 26, 91–98.
- ON3. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2009. Aliphatic hydrocarbons C7–C30 removal from motorway runoff on constructed wetlands. *Polish Journal of Environmental Studies* 18 (2B), 74–79.
- ON4. BERGIER T., 2011. Effectiveness of oil derivatives removal from stormwater treated by the experimental constructed wetland beds in semi-technical scale. *Archiwum Ochrony Środowiska* 37 (4), 75–84.
- ON5. BERGIER T., 2011. Effectiveness of stormwater treatment by experimental constructed wetlands in semi-technical scale. *Polish Journal of Environmental Studies* 20 (4A), 17–21.
- ON6. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2012. Oil-derivatives removal efficiency by experimental constructed wetlands in semi-technical scale. *Polish Journal of Environmental Studies* 21 (5A), 26–30.
- ON7. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2014. Semi-technical scale studies on the constructed wetlands treatment of stormwater from a car service station. *Polish Journal of Environmental Studies* 23 (3A), 10–14.
- ON8. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2016. Semi-technical scale research on constructed wetland removal of aliphatic hydrocarbons C7-C40 from wastewater from a car service station. *Desalination and Water Treatment* 57 (3), 1534–1542.
- ON9. BERGIER T., Włodyka-Bergier A., 2016. Factors influencing the efficiency of oil-derivatives removal from stormwater with constructed wetlands. *Polish Journal of Environmental Studies* 25 (5A), 9–14.

Wyżej wymienione publikacje stanowią jednotematyczny cykl, były przygotowane na z góry ustalony temat i ukazywały się w sposób cykliczny. Jak wykazano to w dalszej części Autoreferatu, opisane w publikacjach wieloetapowe badania były od początku planowane jako szerszy program badawczy, na jasno sformułowany i wąsko zdefiniowany temat, rezultaty i wnioski z poszczególnych etapów były wykorzystywane do realizacji kolejnych eksperymentów i badań.

W każdym z artykułów, wchodzących w skład osiągnięcia naukowego, miałem wiodącą rolę w sformułowaniu problemu badawczego, przygotowaniu koncepcyjnym i praktycznym doświadczeń, a także w wykonaniu badań, opracowaniu i interpretacji wyników (zostało to szczegółowo opisane w Rozdziale I Załącznika 5). Oświadczenia współautorów odnośnie ich udziału we wspólnych pracach zostały zamieszczone w Załączniku 3 do Wniosku.

3.3. Omówienie celu naukowego

Wprowadzenie

Zrównoważone gospodarowanie wodami i ściekami deszczowymi stanowi jedno z najważniejszych wyzwań gospodarki komunalnej, zarówno w Polsce (Królikowska i Królikowski, 2012; Bergier, 2010), jak i na świecie (Vymazal i Kröpfelová, 2008; Göbel i in., 2007), zwłaszcza na terenach zurbanizowanych. Na skutek zabudowy następuje uszczelnianie powierzchni miasta, zmniejszenie powierzchni biologicznie czynnej. To wszystko powoduje znaczne zwiększenie udziału spływu powierzchniowego w lokalnym obiegu wody, kosztem zmniejszenia infiltracji wody do gruntu i jej parowania do atmosfery (Januchta-Szostak, 2012; Harper i in., 2002). Te negatywne zjawiska dodatkowo są wzmacniane przez zmiany klimatyczne, zwłaszcza zwiększenie sumy opadów i częstsze występowanie deszczy ulewnych. Obecnie dominującą formą zagospodarowania wód deszczowych jest odprowadzanie ich do kanalizacji komunalnej, co pogłębia te negatywne zjawiska. Woda jest błyskawicznie odprowadzana ze zlewni, a następnie odprowadzona do płynących wód powierzchniowych (za pośrednictwem oczyszczalni ścieków komunalnych czy też bezpośrednio). Przyczynia się to do większej wrażliwości miast na sytuacje ekstremalne (Wagner i in., 2013, Wagner i in., 2008), w tym występowania takich zjawisk, jak:

- lokalne podtopienia, mogące wystąpić przy opadach nawalnych i/lub długotrwałych;
- wzrost zagrożeń powodziowych, zarówno w mieście jak i na terenach położonych poniżej, poprzez przyspieszenie spływu powierzchniowego i zrzuty tych wód do wód płynących;
- susze i niedobory wody, które mogą się pogłębiać poprzez drastyczne zmniejszenie retencji wody w krajobrazie miejskim i jej infiltracji do gruntu.

Rozwiązanie te poza negatywnymi konsekwencjami zmian w obiegu hydrologicznym, jest również obciążone innymi wadami, z których najważniejsze to (Zalewski, 2002):

- problemy eksploatacyjne (np. te wynikające ze zmienności jakości i ilości ścieków dopływających na oczyszczalnię ścieków komunalnych, czy konieczność rozbudowy i zwiększania przekrojów kanalizacji miejskiej);
- presja środowiskowa, wynikająca z obecności zanieczyszczeń znajdujących się w wodach i ściekach deszczowych (wyplukiwanych z atmosfery, a zwłaszcza splukiwanych z powierzchni zlewni).

Opisane powyżej wyzwania związane z zagospodarowaniem wód deszczowych są jeszcze bardziej złożone w przypadku spływu powierzchniowego z dróg i parkingów (Liu i in., 2011). Ze względu na obecność w nich specyficznych zanieczyszczeń, w tym związków ropopochodnych, wymagają one oczyszczenia lub podczyszczenia przed skierowaniem do środowiska czy kanalizacji miejskiej. Potwierdzają to badania prowadzone na świecie (Fletcher i in., 2013; Göbel i in., 2007) i w Polsce (Mikos-Studnicka i Szydłowski, 2015; Helman-Grubba i Szulczewski, 2006; Ociepa 2011), w których notowano średnie stężenia związków ropopochodnych na poziomie kilkudziesięciu mg/dm^3 ; a maksymalne przewyższające nawet $100 \text{ mg}/\text{dm}^3$, przy wartości normatywnej $15 \text{ mg}/\text{dm}^3$, określonej przez 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. 2014 poz. 1800).

W wielu krajach na coraz szerszą skalę stosuje się osiągnięcia inżynierii ekologicznej w gospodarowaniu wodami deszczowymi (Terzakis i in., 2008; Shutes i in., 2004), w tym również do oczyszczania ścieków z infrastruktury drogowej (U.S. EPA, 2000; Scholz, 2016; Institute of Petroleum, 2002). Szczególnie obiecującą technologią są oczyszczalnie hydrofitowe, które mogłyby zapewniać oczyszczanie tego typu wód i ścieków w miejscu ich powstawania, pozwalając na minimalizację kosztów i ograniczając negatywne oddziaływania środowiskowe. Tym bardziej, że posiadają one szereg zalet, które przyczyniają się do wzrostu ich popularności, z których najważniejsze to duża odporność ekosystemów mokradłowych na zmienność ilości i jakości przepływających ścieków (Bergier, 2003), duża różnorodność i odporność mikroorganizmów bytujących w złożu hydrofitowym (Obarska-Pempkowiak i KołECKA, 2007); stosunkowo łatwe i niekosztowne utrzymanie; dodatkowe pozatechniczne korzyści (wzrost bioróżnorodności, estetyka). W kontekście miasta, bardzo ważny jest aspekt hydrologiczny – wody i ścieki deszczowe są zatrzymywane w zlewni, poprawia się lokalny mikroklimat i retencja, zwiększa się ewapotranspiracja (Bergier, 2010; Zalewski i in., 2003). Tak więc, oczyszczalnie hydrofitowe kompleksowo odpowiadają na wyzwania opisane w pierwszej części Wprowadzenia.

Cel naukowy

Pomimo rosnącej popularności zielonej infrastruktury w gospodarce wodami deszczowymi, w tym stosowania na coraz szerszą skalę oczyszczalni hydrofitowych w tym zakresie, nasza wiedza na ten temat jest ograniczona. Dominują opracowania koncepcyjne i popularyzatorskie, niewiele jest doniesień o charakterze eksperymentalnym i technicznym, które pozwoliłyby na efektywne projektowanie tego typu obiektów. Szczególnie możliwości hydrofitowego oczyszczania ścieków deszczowych zagrożonych obecnością związków ropopochodnych, a więc pochodzących z dróg, parkingów, serwisów i stacji obsługi pojazdów, stacji benzynowych i innych obiektów dystrybucji i magazynowania paliw płynnych nie są dobrze rozpoznane i opisane (Badin i in., 2008; Vymazal, 2011, Gao i Chen, 2008). Charakterystyczny jest fakt, że większość naszej wiedzy na temat dynamiki usuwania związków ropopochodnych przez złoża hydrofitowe pochodzi z badań nad oczyszczaniem ścieków rafineryjnych (Vymazal, 2014; Mustapha i in., 2015; Wu i in., 2015), które znacznie różnią się od ścieków deszczowych, a także pośrednio z doniesień literaturowych dotyczących ekologicznych skutków katastrof i wycieków ropy naftowej i produktów pochodnych (Gao i Chen, 2008; Liu i in., 2011). Ograniczenia w naszej wiedzy na temat efektywności procesów usuwania związków ropopochodnych przez złoża hydrofitowe, obejmują również dynamikę tych procesów, ich przebieg oraz mechanizmy je kontrolujące. Istnieją jednak opracowania teoretyczne wskazujące, że odparowanie oraz biologiczny i mikrobiologiczny rozkład są dominującymi mechanizmami usuwania związków ropopochodnych w złożach hydrofitowych, wspieranymi przez mechanizmy o mniejszym znaczeniu (np. reakcje fotochemiczne, sorpcję, sedymentację, strącanie i filtrację) (Wallace i in., 2000). Jednak znaczenie i udział tych mechanizmów może być różny dla różnych związków, w zależności od ich rozpuszczalności, budowy chemicznej i wielkości cząstek, a

także innych właściwości chemicznych i fizycznych, może się również zmieniać wraz z warunkami zewnętrznymi, szczególnie czynnikami meteorologicznymi i obciążeniem hydraulicznym.

Dlatego też, zasadniczym **celem naukowym** cyklu publikacji, będącym osiągnięciem naukowym wskazanym do oceny w postępowaniu habilitacyjnym, jest ocena możliwości zastosowania oczyszczalni hydrofitowych do skutecznego oczyszczania ścieków deszczowych zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi. Aby w pełni zrealizować ten cel, a także aby wykorzystać w pełni potencjał prowadzonych badań, wyznaczono również następujące pomocnicze cele naukowe.

1. Określenie rzeczywistego poziomu i zmienności stężeń związków ropopochodnych oraz pojedynczych węglowodorów alifatycznych w ściekach deszczowych z obiektów infrastruktury samochodowej (stacje benzynowe, warsztaty samochodowe).
2. Określenie efektywności usuwania sumy węglowodorów oraz pojedynczych węglowodorów alifatycznych przez oczyszczalnie hydrofitowe.
3. Określenie wpływu zasadniczych czynników kontrolujących efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych lekkich i ciężkich przez oczyszczalnie hydrofitowe.
4. Określenie możliwości zastosowania wybranych gatunków makrofitów w obiektach hydrofitowych oczyszczających ścieki deszczowe zawierające związki ropopochodne.

Dla realizacji opisanych powyżej celów naukowych, przeprowadzono wieloletnie badania, które można podzielić na trzy etapy:

1. Badania wazonowe – badania prowadzono na wazonowych oczyszczalniach hydrofitowych z wypełnieniem żwirowym przy wpływie warunków atmosferycznych, jednak pod zadaszeniem, aby uniknąć mieszania się ścieków z wodami opadowymi. Modele złóż stanowiły 20 litrowe pojemniki (wazony) z tworzywa sztucznego. Każdy z pojemników w dolnej części miał zamocowany odpowiednio zabezpieczony zawór kulkowy w celu umożliwienia pobrania ścieków z całej objętości wazonu. Badania prowadzono na ściekach modelowych, które stanowiła mieszanina wody i oleju napędowego. Badania prowadzono z wykorzystaniem różnych gatunków makrofitów: turzyca brzegowa *Carex riparia*; wierzba wiciowa *Salix viminalis*, nazywana popularnie wierzbą energetyczną; trzcina pospolita *Phragmites australis*. Dla porównania prowadzono równoległe doświadczenia na dwóch rodzajach złóż kontrolnych: 1) bez roślin, 2) z roślinami, ale zasilanych wodą (a nie ściekami modelowymi). W badaniach uzależniono efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych [ON1, ON3] oraz węglowodorów BETX [ON2] od czasu zatrzymania ścieków w złożu, początkowego stężenia zanieczyszczeń ropopochodnych oraz rodzaju zastosowanej roślinności.
2. Badania w skali półtechnicznej – badania prowadzone na pilotażowych oczyszczalniach hydrofitowych pracujących w skali półtechnicznej, z dopływem rzeczywistych ścieków zawierających substancje ropopochodne. Modelowe oczyszczalnie zostały zbudowane w dwóch lokalizacjach – w Balicach w zlewni stacji benzynowej (ok. 105 m², plac z dystrybutorami, parking utwardzony, droga dojazdowa) [ON4–ON6] oraz w Sosnowcu w zlewni warsztatu samochodowego (ok. 200 m², parking i droga dojazdowa) [ON7–ON8]. Na obydwu obiektach zastosowano

trzcinę pospolitą *Phragmites australis*. W badaniach określono efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych C7–C40 (sumy oraz pojedynczych związków) oraz innych parametrów zanieczyszczeń, m.in. pH, przewodność elektryczna właściwa, zawiesiny ogólne.

- Analiza statystyczna – na podstawie wyników uzyskanych z pomiarów na obiekcie w Sosnowcu (oczyszczalnia w skali półtechnicznej zlokalizowana w zlewni warsztatu samochodowego) określono jak efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych zależy od następujących czynników kontrolujących: natężenia przepływu ścieków przez złożę hydrofitowe, stężenia początkowego węglowodorów, temperatury ścieków oraz wieku oczyszczalni. Analizę prowadzono osobno dla węglowodorów lekkich (C7–C20) oraz ciężkich (C21–C40) oraz dla sezonu wegetacyjnego (25 marca–25 październik) i niewegetacyjnego [ON9].

3.4. Omówienie osiągniętych wyników

Badania wazonowe

Przeprowadzone badania wazonowe wykazały duży potencjał oczyszczalni hydrofitowych do usuwania węglowodorów ze ścieków. Pierwsza seria badań [ON1] przeprowadzona została w okresie od kwietnia do czerwca 2007 roku, na złożach żwirowych obsadzonych wierzbą (*Salix viminalis*) i turzycą brzegową (*Carex riparia*). W celu określenia wpływu roślin na efektywność usuwania związków ropopochodnych równoległe do badań w wazonach z roślinnością prowadzono badania w wazonach kontrolnych – bez roślin. Badanym parametrem była suma niepolarnych węglowodorów alifatycznych w modelowych ściekach przed i po oczyszczaniu. Pomiaru zawartości substancji ropopochodnych dokonano metodą spektroskopii w podczerwieni, więc nie mierzono pojedynczych węglowodorów alifatycznych. W tabeli 3.1 zestawiono wyniki uzyskanych badań.

Tabela 3.1. Stężenie węglowodorów w ściekach pierwszej serii badań wazonowych (na podstawie [ON1])

Rodzaj złoża	Stężenie węglowodorów w ściekach, mg/dm ³						
	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone po czasie zatrzymania:					
		I etap badań			II etap badań		
		0 h*	5 h	14 h	2,5 h	10,5 h	24 h
Złożę z turzycą	77,00	4,35	1,46	1,30	0,74	0,01	0,51
	384,00	8,74	3,34	3,01	1,68	1,67	1,56
	767,00	67,32	22,40	4,70	38,34	24,94	56,90
Złożę z wierzbą	77,00	2,82	0,66	0,22	0,75	1,04	2,10
	384,00	7,52	2,36	0,74	1,33	2,26	4,17
	767,00	8,84	2,74	1,20	10,75	8,38	18,47
Złożę bez roślin	77,00	9,35	0,71	0,25	0,92	0,38	0,28
	384,00	22,00	3,96	3,06	6,33	10,96	5,00
	767,00	24,16	17,75	8,61	30,49	35,03	35,87

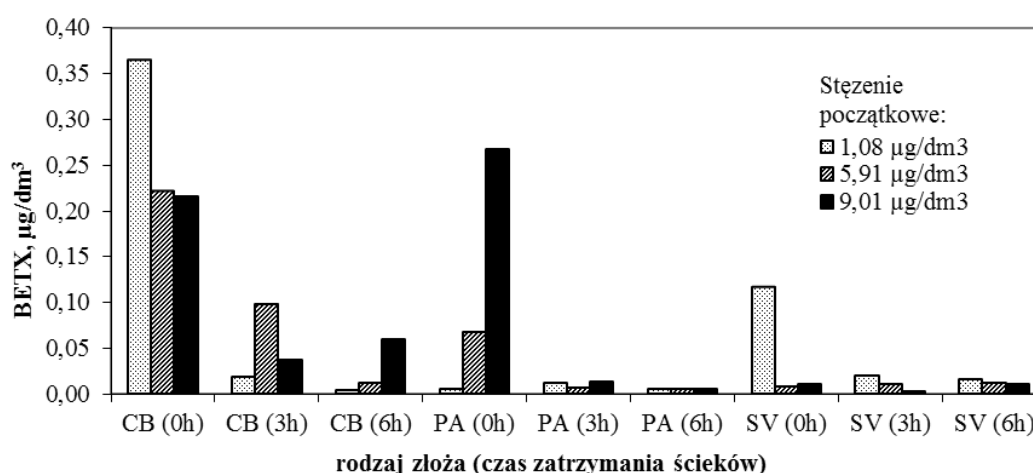
* czas zatrzymania 0 h oznacza, że ścieki były jedynie przepuszczone przez złożę

Węglowodory alifatyczne usuwane były ze ścieków przez oczyszczalnie hydrofitowe z bardzo wysoką efektywnością, mieszczącą się w zakresie 95–100%. Złoża z wierzbą (*Salix viminalis*) generalnie uzyskiwały lepszą efektywność oczyszczania ścieków niż złoża z turzycą brzegową (*Carex riparia*). Wykazano pozytywny udział roślin w procesie

oczyszczania ścieków zawierających substancje ropopochodne, gdyż efektywności złóż z roślinami generalnie były o kilka procent wyższe niż wazonów bez roślinności. Badania wykazały, że dłuższe zatrzymanie ścieków w złożu nie wpływa znacząco na zwiększenie efektywności usuwania węglowodorów alifatycznych ze ścieków. Najbardziej optymalnym pod tym względem okazał się czas zatrzymania 5 h. Zastosowane bardzo wysokie stężenia węglowodorów w ściekach surowych pozwoliły wyznaczyć granicę odporności zastosowanych roślin na zawartość tych związków w ściekach. Turzycza brzegowa (*Carex riparia*) okazała się całkowicie nieodporna na stężenia rzędu 767 mg/dm^3 węglowodorów alifatycznych, natomiast dobrze radziła sobie ze stężeniami 77 i 384 mg/dm^3 . Natomiast wierzba (*Salix viminalis*) wykazywała powolną negatywną reakcję na stałe podlewanie jej ściekami o stężeniach 384 i 767 mg/dm^3 . Podobnie jak turzycza bardzo dobrze znosiła najniższe stosowane stężenie węglowodorów w ściekach modelowych, wynoszące 77 mg/dm^3 .

W drugiej serii badań wazonowych, prowadzonych od marca do czerwca 2008 roku, zastosowano trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) i wierzbę (*Salix viminalis*). Podobnie jak w pierwszej serii badań, zastosowano ścieki modelowe o trzech różnych stężeniach substancji ropopochodnych (pochodzących z oleju napędowego). Jak opisano powyżej, w pierwszej serii badań wykazano dużą skuteczność usuwania węglowodorów już dla krótkich czasów zatrzymania, dlatego też w drugiej serii skupiono się właśnie na tym zakresie i przeprowadzono badania dla czasów: 0 h, 3 h i 6 h. W tej serii badań, ze względu na zastosowanie chromatografii gazowej do analizy związków ropopochodnych, pojawiła się możliwość analizowania zawartości pojedynczych węglowodorów: benzenu, toluenu, etylobenzenu, p,m,o-ksylenu [ON2] oraz pojedynczych węglowodorów alifatycznych od C7 do C30 (o parzystych liczbach węgla w cząsteczce) [ON3].

W tabeli 3.2 przedstawiono uzyskane wyniki zawartości pojedynczych węglowodorów z grupy BETX, zarówno w ściekach surowych, jak i oczyszczonych. Natomiast na rysunku 3.1 przedstawiono stężenia ich sum w ściekach oczyszczonych w złożu kontrolnym i złożach z roślinnością, dla różnych czasów zatrzymania i różnych początkowych stężeń sumy tych związków.



Rysunek 3.1. Stężenie sumy BETX w ściekach w drugiej serii badań wazonowych (na podstawie [ON2])
CB – złożo kontrolne (z ang. control bed); PA – złożo z trzciną (*Phragmites australis*);
SV – złożo z wierzbą (*Salix viminalis*)

Tabela 3.2. Stężenia związków z grupy BETX w ściekach surowych i oczyszczonych w drugiej serii badań wazonowych (na podstawie [ON2])

Stężenie początkowe, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	Stężenie węglowodorów z grupy BETX, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$								
	Złoże bez roślin			Złoże z trzcina			Złoże z wierzba		
	0h*	3h	6h	0h*	3h	6h	0h*	3h	6h
Benzen									
0,01	0,01	0,02	nd	nd	0,01	0,01	0,02	nd	0,02
0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	nd	0,01	0,01
0,03	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	nd	0,01	nd	0,01
Toluen									
0,10	0,11	nd	nd	nd	nd	nd	0,09	0,01	nd
0,57	0,01	0,05	nd	0,05	nd	nd	nd	nd	nd
1,07	0,04	0,02	0,01	0,04	nd	nd	nd	nd	nd
Etylobenzen									
0,16	0,06	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
0,97	0,06	0,01	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
1,50	nd	nd	nd	0,02	nd	nd	nd	nd	nd
p,m,o-ksylen									
0,81	0,19	nd	nd	nd	nd	nd	0,01	nd	nd
4,36	0,14	0,03	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
6,40	0,15	nd	0,04	0,20	nd	nd	nd	nd	nd

* czas zatrzymania 0 h oznacza, że ścieki były jedynie przepuszczone przez złoże, nd – nie wykryto ($<0,01 \mu\text{g}/\text{dm}^3$)

Wyniki badań wskazują na dużą efektywność usuwania BETX-ów na rozpatrywanych złożach. Najlepsze rezultaty otrzymano dla złoża z trzcina pospolitą, na którym zaobserwowano całkowite usunięcie toluenu, etylobenzenu i ksyleny niezależnie od ich stężenia początkowego, już po czasie zatrzymania równym 3 h. Efektywność usuwania tych węglowodorów zależała od ich rozpuszczalności w wodzie; związki o niższej rozpuszczalności były skuteczniej usuwane przez eksperymentalne złoże hydrofitowe. Benzen spośród wszystkich BETX-ów był usuwany ze ścieków najgorzej, jednak efektywność ta i tak była stosunkowo wysoka – przekraczała 80%. Eksperymenty potwierdziły również wyższą skuteczność usuwania BETX przez złoże obsadzone makrofitami w porównaniu do złoży kontrolnych (bez roślinności). Najlepsze rezultaty zaobserwowano dla złoża z trzcina pospolitą. Jedynie dla próbki ścieków, które bezpośrednio przepłynęły przez złoże (czas zatrzymania 0 h) złoże z wierzba osiągnęło wyższą skuteczność, dla pozostałych czasów BETX były lepiej usuwane przez złoże z trzcina.

W ramach drugiej serii badań wazonowych, w ściekach oznaczano również węglowodory alifatyczne. W tabeli 3.3 zestawiono wartości pojedynczych badanych węglowodorów alifatycznych C7–C30 w ściekach surowych oraz w ściekach oczyszczonych przez złoże kontrolne i złoże z roślinami, dla różnych czasów zatrzymania. Natomiast na rysunku 3.2 przedstawiono stężenia ich sumy.

Tabela 3.3. Stężenia związków z grupy węglowodorów alifatycznych w ściekach surowych i oczyszczonych w drugiej serii badań wazonowych (na podstawie [ON3])

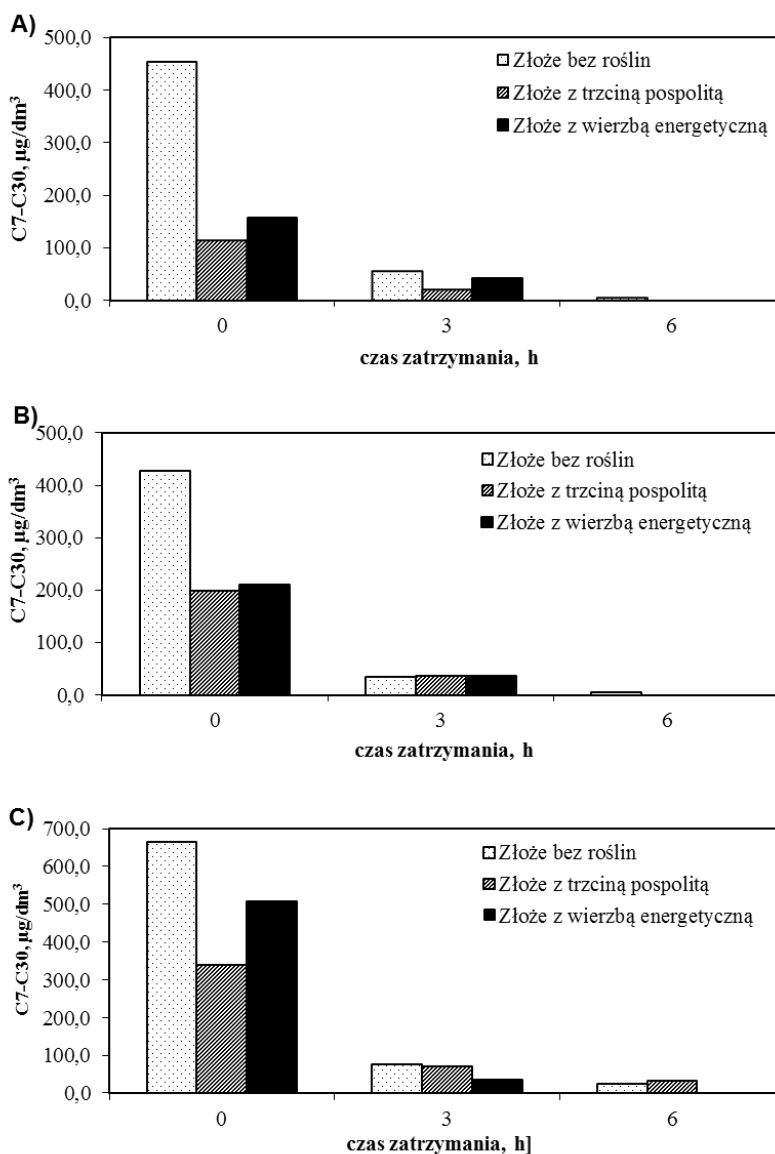
Złoże (czas zatrz.)	Stężenie węglowodorów alifatycznych, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$											
	C8	C10	C12	C14	C16	C18	C20	C22	C24	C26	C28	C30
Ściek surowy	19,2	130,5	474,0	374,7	367,8	374,8	387,8	327,4	179,5	43,4	4,2	nd
CB (0h)	7,3	3,9	18,7	36,5	38,6	38	38,5	30,1	13,05	3,55	nd	nd
PA (0h)	nd	nd	5,1	9,9	11,4	10,7	10,0	6,7	3,0	nd	nd	nd
SV (0h)	nd	nd	9,1	12,4	13,2	13,8	14,0	10,0	4,1	2,7	nd	nd
CB (3h)	5,7	4,4	2,4	3,3	2,9	2,9	3,05	2,9	nd	nd	nd	nd
PA (3h)	9,6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
SV (3h)	11,6	nd	nd	2,0	2,4	2,4	2,7	nd	nd	nd	nd	nd
CB (6h)	2,3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PA (6h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
SV (6h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ściek surowy	29,7	348,8	1203,2	953,2	954,5	953	999,7	715,1	360,1	71,6	7,7	1,7
CB (0h)	2,4	6,7	27,8	31,0	32,3	33,9	34,8	29,2	13,0	3,4	nd	nd
PA (0h)	17,4	2,5	9,1	12,4	13,2	13,8	14,0	10,0	4,2	2,7	nd	nd
SV (0h)	nd	3,2	8,4	16,8	19,5	18,9	18,3	13,7	6,2	nd	nd	nd
CB (3h)	5,85	nd	nd	3,3	2,9	2,9	2,7	nd	nd	nd	nd	nd
PA (3h)	14,1	nd	2,4	nd	nd	2,2	nd	nd	nd	nd	nd	nd
SV (3h)	11,6	nd	nd	nd	2,1	2,2	2,5	nd	nd	nd	nd	nd
CB (6h)	2,5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PA (6h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
SV (6h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ściek surowy	54,2	753,6	2195,3	1605,8	1578,5	1563,4	1679,4	1371,4	699,9	171,4	16,6	20,7
CB (0h)	3,5	9,2	30,6	54,6	54,4	53,8	56,55	45,2	19,8	4,2	nd	nd
PA (0h)	5,3	7,0	17,5	27,7	28,3	27,2	26,7	19,3	8,1	2,9	nd	nd
SV (0h)	nd	3,5	37,4	41,8	42,1	40,9	42,6	30,7	13,2	2,3	nd	nd
CB (3h)	10,85	nd	4,2	6,9	4,6	4,3	4,6	2,9	nd	nd	nd	nd
PA (3h)	20,4	nd	nd	2,8	3,3	3,5	3,6	2,2	nd	nd	nd	nd
SV (3h)	nd	nd	2,2	3	4,3	3,8	3,6	nd	nd	nd	nd	nd
CB (6h)	11,95	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PA (6h)	15,6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
SV (6h)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

CB – złoże kontrolne (z ang. control bed); PA – złoże z trzciną (*Phragmites australis*); SV – złoże z wierzbą (*Salix viminalis*); nd – nie wykryto ($<0,02 \mu\text{g}/\text{dm}^3$)

Alkany C28 i C30 nie zostały wykryte w próbkach ścieków oczyszczonych w żadnym z badanych przypadków. Wynika to prawdopodobnie ze skutecznego zatrzymywania związków o dużych cząsteczkach w złożu hydrofitowym. Poza tym stężenie tych węglowodorów było niskie również w ściekach surowych. Alkan C8, czyli o najniższej ilości atomów węgla spośród badanych węglowodorów, był usuwany z najniższą skutecznością (40–100%). Charakterystyczny jest fakt, że był usuwany skuteczniej przez złoże kontrolne niż przez złoże z roślinami (złoże z trzciną charakteryzowało się najniższą skutecznością usuwania tego węglowodoru). Ze względu na fakt, że ten węglowódor jest najbardziej lotny spośród badanych, prawdopodobnie parowanie jest głównym mechanizmem jego usuwania w złożu.

Trzcina pospolita ma rozbudowany system korzeniowy, co mogło być przyczyną, że węglowodór ten był odparowywany w mniejszym stopniu.

Dla czasu zatrzymania 0 h, w przypadku wszystkich badanych stężeń, alkany C10 do C26 były najlepiej usuwane przez złożo z trzcina, a najslabiej przez złożo kontrolne. Jednak generalnie skuteczność usuwania związków z tego zakresu należy ocenić jako wysoką, we wszystkich przypadkach wynosiła ona od 90% do 98%. Dla czasu zatrzymania 3 h, skuteczność usuwania tych węglowodorów była jeszcze wyższa i sięgała 99–100%, a dla 6h alkany C10 do C26 były usuwane całkowicie, to znaczy do stężeń poniżej limitu oznaczalności zastosowanej metody pomiarowej, wynoszącego $0,02 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ dla pojedynczego węglowodoru.



Rysunek 3.2. Stężenie sumy węglowodorów alifatycznych C7-C30 w ściekach oczyszczonych w drugiej serii badań wazonowych dla różnych stężeń węglowodorów w ściekach surowych: A) $5366,6 \mu\text{g}/\text{dm}^3$; B) $13196,6 \mu\text{g}/\text{dm}^3$; $23420,4 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (na podstawie [ON3])

We wszystkich przypadkach, czyli dla wszystkich badanych złóż, wartości czasów zatrzymania oraz stężeń początkowych, zaobserwowano bardzo wysokie skuteczności usuwania sumy węglowodorów C7–C30, mieściły się one w przedziale od 92% do 100%. Najwyższe stężenie tej sumy w ściekach oczyszczonych wynosiło 663,5 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ i zaobserwowano je dla złoża kontrolnego, dla najwyższej początkowej sumy węglowodorów (23420,4 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$) oraz czasu zatrzymania 0h. Nawet w tych niekorzystnych warunkach, uzyskane stężenie na wypływie jest znacznie niższe niż zdefiniowana przez polskie prawo wartość dopuszczalna dla ścieków wprowadzanych do środowiska lub do kanalizacji (15 mg/dm^3).

Spośród badanych złóż eksperymentalnych, najwyższe skuteczności usuwania badanych ropopochodnych zaobserwowano dla złoża z trzcina (98–100%), nieco niższe dla złoża z wierzbą (97–100%), a najniższe dla złoża kontrolnego (92–100%). Dla wszystkich badanych stężeń węglowodorów w surowych ściekach modelowych, skuteczność usuwania ropopochodnych rosła wraz ze wzrostem czasu zatrzymania ścieków w złożach eksperymentalnych; dla 0h skuteczność nie przekraczała 98%, dla 3h wynosiła 99–100%, dla 6h wszystkie złoża osiągnęły efektywność równą 100%, czyli nastąpiło usunięcie sumy węglowodorów poniżej poziomu oznaczalności.

Obserwując reakcje roślin na obecność związków ropopochodnych, we wszystkich eksperymentalnych wazonach z wierzbą zaobserwowano negatywne zmiany, z których najważniejsze to wolniejszy wzrost i pożółkłe liście. Trzcina była gatunkiem znacznie bardziej odpornym na obecność ropopochodnych w badanych (stosunkowo wysokich) stężeniach – nie zanotowano żadnych negatywnych zmian; a nawet zaobserwowano lepszy wzrost roślin w wazonach badawczych w porównaniu do wazonów kontrolnych, podlewanych wodą bez dodatku ropopochodnych.

Podsumowując wazonową fazę badań nad hydrofitowym oczyszczaniem ścieków deszczowych zawierających ropopochodne:

- zbadano około 150 próbek, w których oznaczono szeroką gamę związków ropopochodnych;
- wykazano bardzo wysoką skuteczność usuwania związków ropopochodnych przez badaną technologię;
- wykazano odporność trzciny pospolitej *Phragmites australis* na warunki eksperymentów, w tym wysokie stężenia związków ropopochodnych, potwierdzając tym samym jej potencjał do zastosowania w oczyszczalniach hydrofitowych;
- generalnie stwierdzono duży potencjał technologii hydrofitowej do oczyszczania ścieków deszczowych zanieczyszczonych ropopochodnymi.

Badania w skali półtechnicznej

Korzystając z obiecujących rezultatów opisanych powyżej badań wazonowych oraz doświadczenia zdobytego w trakcie ich prowadzenia, podjęto decyzję o rozpoczęciu badań w skali półtechnicznej, w celu zweryfikowania możliwości hydrofitowego oczyszczania ścieków deszczowych zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi w realnych warunkach. Badania te przeprowadzono na dwóch eksperymentalnych instalacjach hydrofitowych, o przepływie podpowierzchniowym poziomym i wypełnieniu żwirowym,

które były zasilane w sposób ciągły ściekami deszczowymi z odpowiednio: stacji benzynowej w Balicach i parkingu przy warsztacie samochodowym w Sosnowcu. Opierając się na wykazanej w badaniach wazonowych dużej odporności trzciny pospolitej *Phragmites australis* na obecność związków ropopochodnych, zastosowano ją do obsadzenia obu tych obiektów. Szczegółowy opis instalacji w Balicach znajduje się w publikacjach ON4–ON6, a w Sosnowcu w ON7 i ON8.

Najważniejszym z badanych w tych eksperymentach parametrów jakościowych było stężenie związków ropopochodnych w ściekach surowych, stanowiących odpływ powierzchniowy z opisanych powyżej zlewni studialnych, a także w ściekach oczyszczonych, które były pobierane po przepływie przez całą eksperymentalną instalację hydrofitową. Jako substancje reprezentujące zanieczyszczenia ropopochodne w ściekach deszczowych, oznaczano węglowodory alifatyczne z zakresu C7–C30, który w późniejszych etapach badań w skali półtechnicznej rozszerzono do C7–C40. Oznaczano zarówno stężenie ich sumy, jak stężenie pojedynczych węglowodorów. Poza związkami ropopochodnymi, badano również podstawowe parametry jakości ścieków (zawiesinę ogólną, przewodność elektryczną właściwą, odczyn pH, temperaturę ścieków, mikrobiologię), a także parametry towarzyszące (natężenie przepływu ścieków przez instalację eksperymentalną, temperaturę powietrza oraz intensywność opadu). Metodyka tych pomiarów, ich rezultaty wraz z dyskusją i wnioskami zostały opublikowane w artykułach, wchodzących w skład zgłaszanego osiągnięcia naukowego, w szczególności:

- ON4. Artykuł obejmuje serie pomiarowe zrealizowane w okresie 30.05–24.06.2010 w Balicach, dotyczy stężeń sum węglowodorów alifatycznych z zakresu C7–C30, pojedynczych węglowodorów z tego zakresu (o parzystej liczbie atomów węgla w cząsteczce), a także parametrów towarzyszących;
- ON5. Analogiczne serie pomiarowe jak w ON4, jednak poza stężeniami sum węglowodorów C7–C30, zaprezentowano dodatkowo wyniki oznaczeń mikrobiologicznych (bakterie mezofilne i psychrofilne), a także parametrów podstawowych (nie zaprezentowano natomiast stężeń pojedynczych węglowodorów alifatycznych).
- ON6. Serie pomiarowe zrealizowane w okresie 28.05–6.07.2011 w Balicach, zaprezentowano wyniki pomiarów stężeń sum węglowodorów alifatycznych z zakresu C7–C30, pojedynczych węglowodorów z tego zakresu (o parzystej liczbie atomów węgla w cząsteczce), a także parametrów podstawowych i towarzyszących.
- ON7. Artykuł obejmuje serie pomiarowe zrealizowane w okresie od marca do czerwca 2013 w Sosnowcu, zaprezentowano w nim stężenia sum węglowodorów alifatycznych C7–C30 i C7–C40, a także wszystkich pojedynczych węglowodorów z zakresu, jak również parametry podstawowe i towarzyszące.
- ON8. Artykuł obejmuje serie pomiarowe zrealizowane w okresie od września 2012 do lutego 2013 w Sosnowcu, zaprezentowano w nim identyczny zakres oznaczeń jak w ON7.

Pełne teksty wszystkich powyższych artykułów zostały dołączone do Wniosku w Załączniku 4, jednak na potrzeby Autoreferatu i postępowania habilitacyjnego, poniżej dokonano syntezy rezultatów tych badań, zaprezentowano je w podziale na instalacje w Balicach i w Sosnowcu.

Instalacja w Sosnowcu

Wyniki pomiarów wartości sumy węglowodorów alifatycznych w ściekach z eksperymentalnej instalacji hydrofitowej w Sosnowcu zaprezentowano w tabeli 3.4. Zestawiono tam wartości średnie, minimalne i maksymalne oraz mediany dla sumy węglowodorów C7–C40 i C7–C30, zarówno w ściekach surowych, jak oczyszczonych. Analogiczne zestaw wartości statystycznych przedstawiono również dla skuteczności usuwania tych dwóch wskaźników. W każdym przypadku podano też liczebność zbadanych próbek (n).

Tabela 3.4. Stężenia sum węglowodorów alifatycznych w ściekach z instalacji badawczej w Sosnowcu

	C7–C40, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	C7–C30, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$
ŚCIEKI SUROWE		
Średnia	1403,04	1285,02
Mediana	299,21	281,78
Minimum	15,88	13,39
Maksimum	17664,02	16811,46
n	46	46
ŚCIEKI OCZYSZCZONE		
Średnia	186,48	165,55
Mediana	141,95	131,91
Minimum	8,90	8,07
Maksimum	1183,64	1159,15
n	44	44
EFEKTYWNOŚĆ OCZYSZCZANIA		
Średnia	61%	60%
Mediana	60%	58%
Minimum	31%	26%
Maksimum	98%	98%
n	44	44

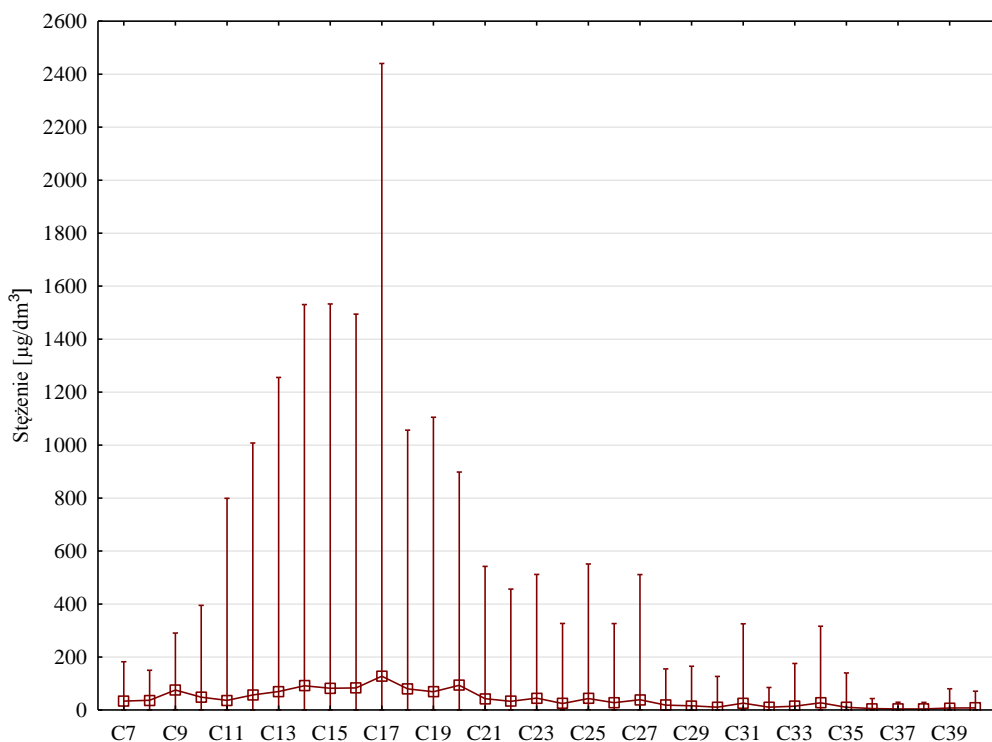
Jak można zaobserwować w tabeli 3.4, stężenia węglowodorów alifatycznych w ściekach surowych z badanej instalacji charakteryzowały się bardzo dużą zmiennością. W pojedynczych próbkach zaobserwowano również stosunkowo wysokie stężenia tych związków, a wartość maksymalna ($17,7 \text{ mg}/\text{dm}^3$ dla C7–C30 i $16,8 \text{ mg}/\text{dm}^3$ dla C7–C40), zaobserwowana 21 lutego 2013, przekraczała stężenie $15 \text{ mg}/\text{dm}^3$, czyli wartość dopuszczalną, definiowaną przez polskie prawo dla ścieków wprowadzanych zarówno do kanalizacji komunalnej, jak i do środowiska. Co stanowi kolejne potwierdzenie konieczności podczyszczania tego typu ścieków w miejscu ich powstawania.

Stężenia węglowodorów alifatycznych w ściekach oczyszczonych były znacznie niższe niż w ściekach surowych, charakteryzowały się także nieco mniejszą zmiennością. Co najbardziej istotne, wszystkie zmierzone wartości sumy węglowodorów były znacznie niższe od wartości dopuszczalnej opisanej w poprzednim akapicie. Pozytywną ocenę efektów

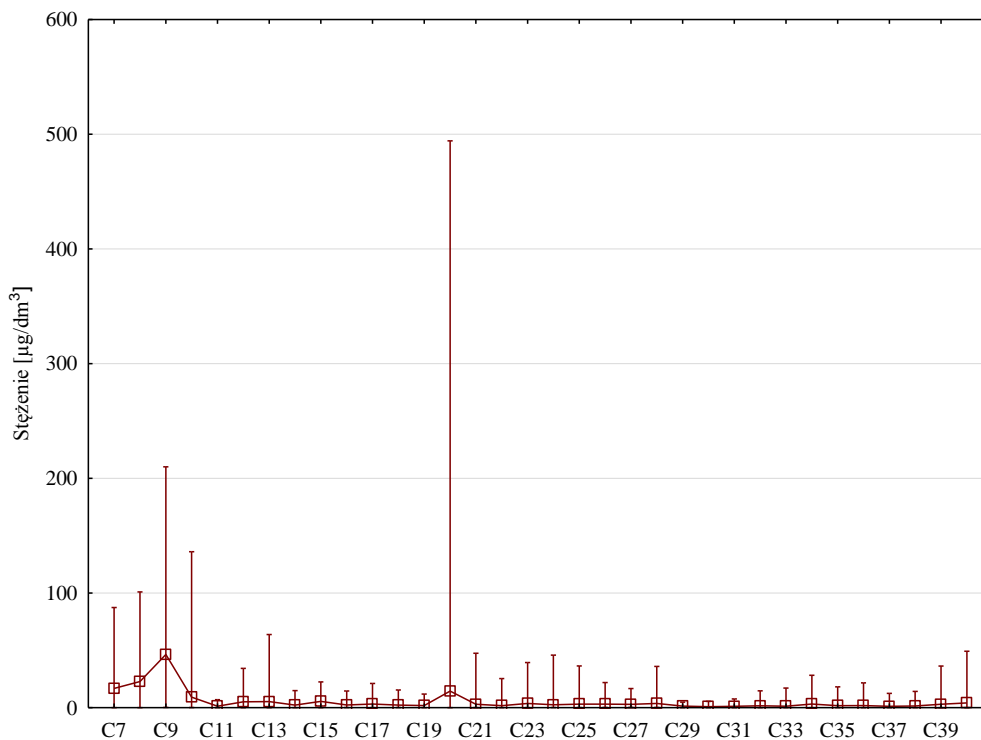
działania instalacji eksperymentalnej dopełnia stosunkowo wysoka skuteczność usuwania ropopochodnych, która wyniosła około 60% (dla kilku przypadków była większa od 90%).

Na rysunku 3.3 zaprezentowano stężenia pojedynczych węglowodorów alifatycznych z analizowanej grupy C7–C40 w ściekach surowych, na rysunku 3.4 – w ściekach oczyszczonych, a na rysunku 3.5 – skuteczność ich usuwania przez badaną hydrofitową instalację eksperymentalną. Na wszystkich tych rysunkach zamieszczono wartości średnie, minimalne i maksymalne prezentowanego parametru.

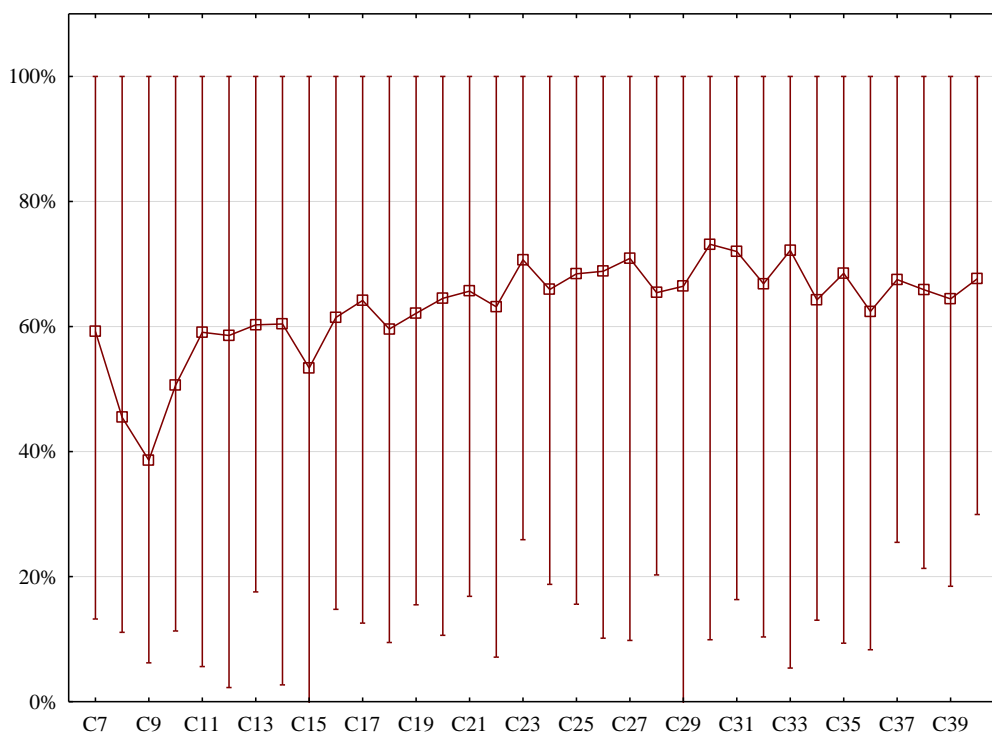
Porównanie wykresów na rysunkach 3.3 i 3.4 pozwala zaobserwować znaczne różnice w wartościach stężeń poszczególnych węglowodorów, co pokrywa się z obserwacjami dla stężeń sum węglowodorów omówionymi powyżej. Można również zaobserwować pewne różnice pomiędzy dystrybucją węglowodorów w ściekach surowych i oczyszczonych. Udział poszczególnych węglowodorów z badanego zakresu jest stosunkowo wyrównany w ściekach surowych. W zakresie od C7 do C17 można zaobserwować nieznaczne zwiększanie się udziału związków wraz ze wzrostem liczby atomów węgla w cząsteczce. Od C17 trend ten się odwraca – cięższe związki są obserwowane w coraz mniejszej ilości. Jednak ogólnie krzywa dystrybucji węglowodorów jest wyrównana, poza najcięższymi związkami (od C35), których zaobserwowano bardzo mało. W ściekach oczyszczonych (rys. 3.4) rozkład ten jest nieco inny, można zaobserwować tam dwa wyraźne maksima: pierwsze dla związków lekkich (zwłaszcza C7–C9), których jest zdecydowanie najwięcej, a drugie pojedyncze dla C20. Potwierdzeniem tego obrazu jest krzywa usuwania poszczególnych węglowodorów z badanego zakresu (rys. 3.5), która ma wyraźne minimum dla związków najlżejszych (zwłaszcza C8–C10). W pozostałym zakresie jest ona dość wyrównana, dla większości związków obserwuje się skuteczność na poziomie 60–70%.



Rysunek 3.3. Stężenia poszczególnych węglowodorów alifatycznych w ściekach surowych z instalacji eksperymentalnej w Sosnowcu, zaprezentowano wartości minimalne, maksymalne i średnie (n=46)



Rysunek 3.4. Stężenia poszczególnych węglowodorów alifatycznych w ściekach oczyszczonych z instalacji eksperymentalnej w Sosnowcu, zaprezentowano wartości minimalne, maksymalne i średnie (n=44)



Rysunek 3.5. Efektywność usuwania poszczególnych węglowodorów alifatycznych ze ścieków przez instalację eksperymentalną w Sosnowcu (n=44)

Instalacja w Balicach

Wyniki pomiarów wartości sumy węglowodorów alifatycznych w ściekach z instalacji eksperymentalnej w Balicach zaprezentowano w tabeli 3.5. Zestawiono tam wartości średnie, minimalne i maksymalne oraz mediany dla sumy węglowodorów C7–C40 i C7–C30, zarówno w ściekach surowych, jak i oczyszczonych, a także liczebność próbek (n). Analogiczne zestaw wartości statystycznych przedstawiono również dla skuteczności usuwania tych dwóch wskaźników.

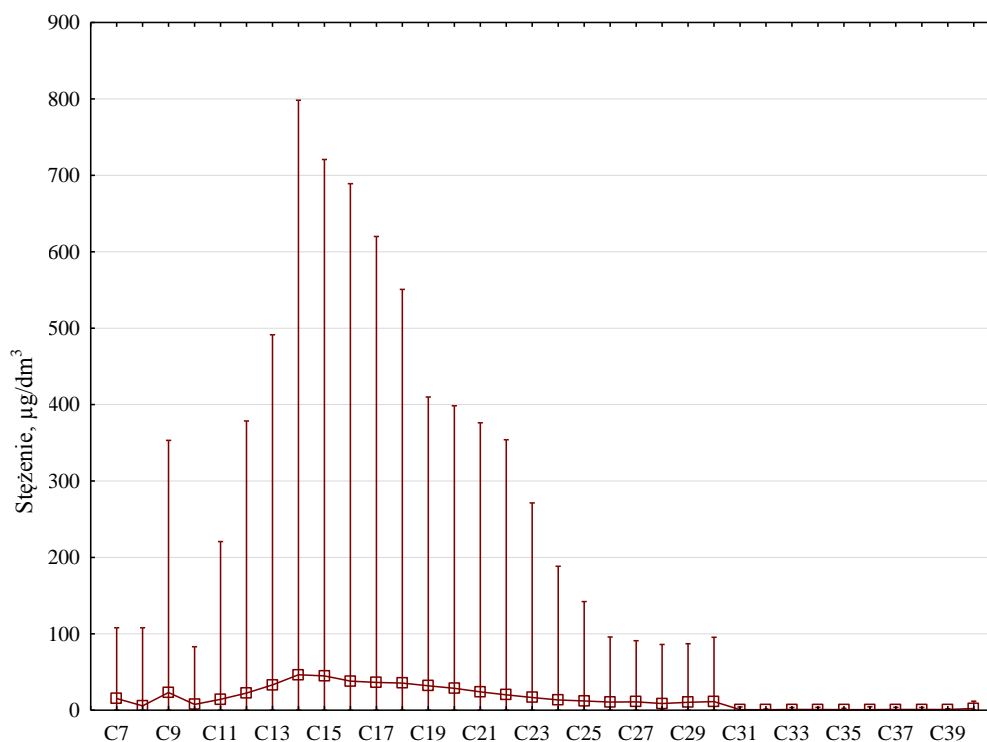
Tabela 3.5. Stężenia sum węglowodorów alifatycznych w ściekach z instalacji badawczej w Balicach

	C7–C40, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$	C7–C30, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$
ŚCIEKI SUROWE		
Średnia	530,52	522,32
Mediana	76,08	56,34
Minimum	6,51	6,32
Maksimum	6110,91	6110,91
n	40	48
ŚCIEKI OCZYSZCZONE		
Średnia	287,19	281,87
Mediana	24,74	19,61
Minimum	3,32	3,25
Maksimum	4978,41	4978,41
n	40	48
EFEKTYWNOŚĆ OCZYSZCZANIA		
Średnia	54%	54%
Mediana	55%	54%
Minimum	-13%	15%
Maksimum	94%	94%
n	40	48

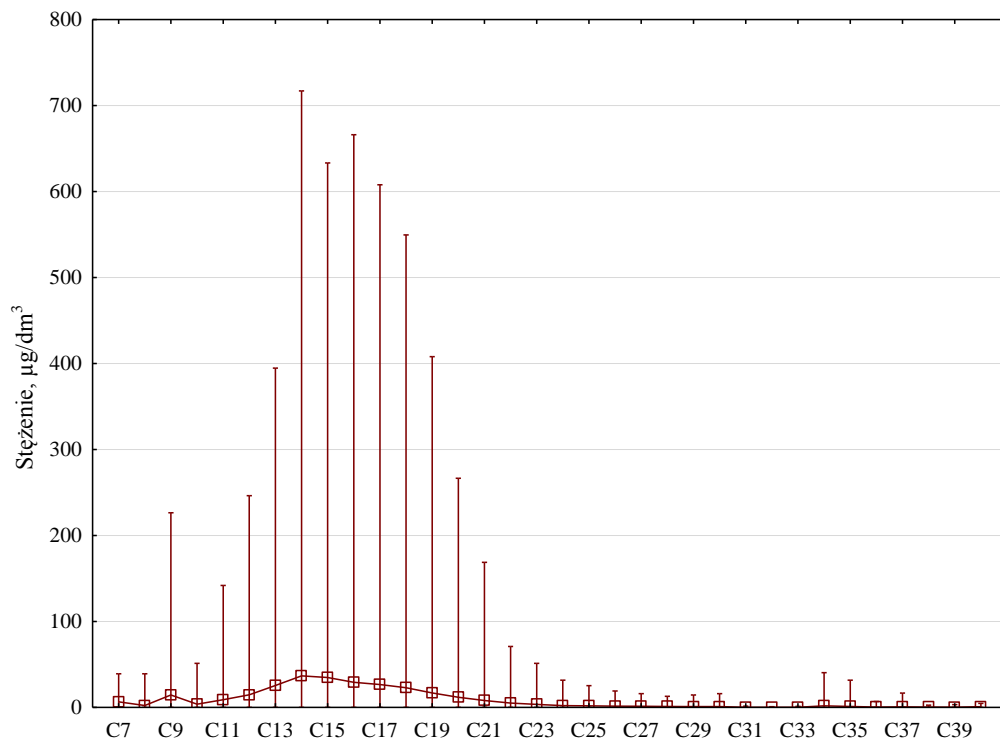
Jak wynika z rezultatów zamieszczonych w tabeli 3.3, stężenia węglowodorów alifatycznych w ściekach surowych z badanej instalacji charakteryzowały się stosunkowo dużą zmiennością. Generalnie zanieczyszczenie ścieków węglowodorami było niższe niż w instalacji w Sosnowcu – w żadnej próbce nie zaobserwowano przekroczenia poziomu $15 \text{ mg}/\text{dm}^3$, które jest wartością dopuszczalną definiowaną przez polskie prawo dla ścieków wprowadzanych zarówno do kanalizacji komunalnej, jak i do środowiska. Po ograniczeniu możliwości parkowania samochodów na parkingu, będącego częścią zlewni badawczej, obserwowane poziomy stężenie jeszcze bardziej się obniżyły. Mimo to, dla całego okresu prowadzenia obserwacji, stężenia węglowodorów alifatycznych w ściekach oczyszczonych były niższe niż w ściekach surowych. Średnia efektywność usuwania węglowodorów przez instalację w Balicach wynosiła 54% – nieznacznie mniej niż w przypadku instalacji w Sosnowcu, co należy tłumaczyć niższymi stężeniami ropopochodnych w ściekach surowych.

Na rysunku 3.6 zaprezentowano stężenia pojedynczych węglowodorów alifatycznych z analizowanej grupy C7–C40 w ściekach surowych, na rysunku 3.7 – w ściekach oczyszczonych, a na rysunku 3.8 – skuteczność ich usuwania przez badaną hydrofitową instalację eksperymentalną. Na wszystkich tych rysunkach zamieszczono wartości średnie, minimalne i maksymalne prezentowanego parametru.

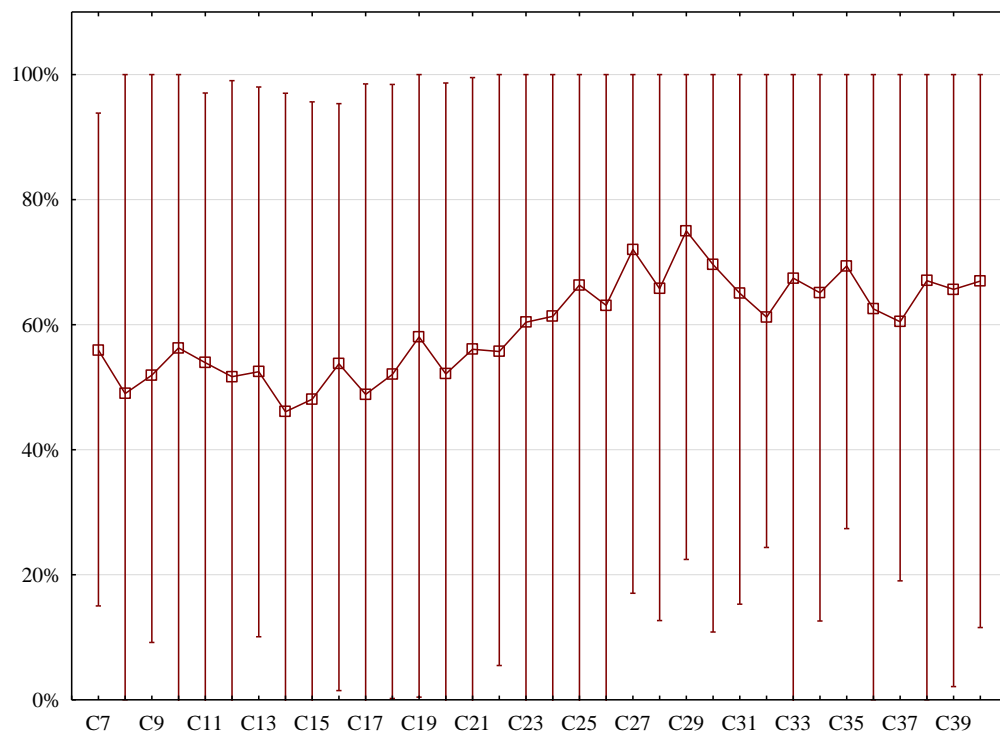
Porównanie wykresów z rysunków 3.6 i 3.7 pokazuje dość podobny udział poszczególnych węglowodorów w ściekach surowych i oczyszczonych. Dla obu rodzajów ścieków charakterystyczny jest niski udział węglowodorów najlżejszych (za wyjątkiem C9, dla którego można zaobserwować lokalne maksimum w obu grupach ścieków), a następnie niewielki, lecz stały wzrost stężenia węglowodorów wraz ze wzrostem liczby cząsteczek węgla z maksimum dla C14, od którego następuje powolny spadek udziału węglowodorów wraz ze wzrostem liczby atomów węgla. Najważniejsze różnice można zaobserwować dla węglowodorów najcięższych – w ściekach surowych zaobserwowano bardzo niskie stężenia węglowodorów C31 i cięższych, natomiast w ściekach oczyszczonych to minimum zaczyna się dużo wcześniej i dotyczy węglowodorów C22–C40. Potwierdzeniem tego obrazu jest krzywa usuwania poszczególnych węglowodorów z badanego zakresu (rys. 3.8), która ma generalnie wyrównany przebieg, jednak w zakresie C20–C40 obserwuje się wyższe średnie (powyżej 60%), gdy dla związków lżejszych efektywności są mniejsze i wynoszą około 50%.



Rysunek 3.6. Stężenia poszczególnych węglowodorów alifatycznych w ściekach surowych z instalacji eksperymentalnej w Balicach, zaprezentowano wartości minimalne, maksymalne i średnie (n=48, n=40 dla C31–C40)



Rysunek 3.7. Stężenia poszczególnych węglowodorów alifatycznych w ściekach oczyszczonych z instalacji eksperymentalnej w Balicach, zaprezentowano wartości minimalne, maksymalne i średnie (n=48, n=40 dla C31–C40)



Rysunek 3.8. Efektywność usuwania poszczególnych węglowodorów alifatycznych ze ścieków przez instalację eksperymentalną w Balicach (n=48, n=40 dla C31–C40)

Analiza statystyczna

Artykuł ON9 zawiera wyniki analiz statystycznych, które miały na celu określenie jak efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych zależy od następujących czynników kontrolujących: natężenie przepływu ścieków przez instalację hydrofitową; stężenie początkowe węglowodorów; temperatura ścieków; wiek oczyszczalni. Analizy przeprowadzono dla sumy węglowodorów C7–C40, a także w podziale na węglowodory lekkie C7–C20 i ciężkie C21–C40, wychodząc z założenia, że dominujące mechanizmy usuwania będą się różniły w zależności od wielkości cząstki węglowodorów (szerzej opisano to we Wprowadzeniu, Rozdział 3.3).

Ze względu na fakt, że aktywność roślin oraz mikroorganizmów mocno zależą od sezonowych zmian warunków meteorologicznych, wszystkie analizy statystyczne przeprowadzono oddzielnie dla okresu wegetacyjnego (25 marca do 25 października) i niewegetacyjnego. Do analiz wykorzystano wyniki uzyskane na obiekcie w Sosnowcu. Wyniki z Balic nie spełniły wstępnych wymagań formalnych analiz statystycznych, co najprawdopodobniej wynikało z nieprzewidzianych zjawisk losowych (eksploatacyjnych i meteorologicznych), które miały miejsce w czasie prowadzenia badań na tamtejszej instalacji. Analizy statystyczne były zrealizowane w trzech etapach:

1. Matryca korelacji pomiędzy zmienną zależną a pojedynczymi zmiennymi kontrolującymi – współczynnik Pearsona (r);
2. Model liniowy do obliczenia zmiennej zależnej na podstawie zmiennych kontrolujących – analiza regresji wielokrotnej (MLR);
3. Określenie procentowego udziału zmiennych kontrolujących w kształtowaniu zmiennej zależnej – metoda LMG (Lindeman, Merenda, Gold).

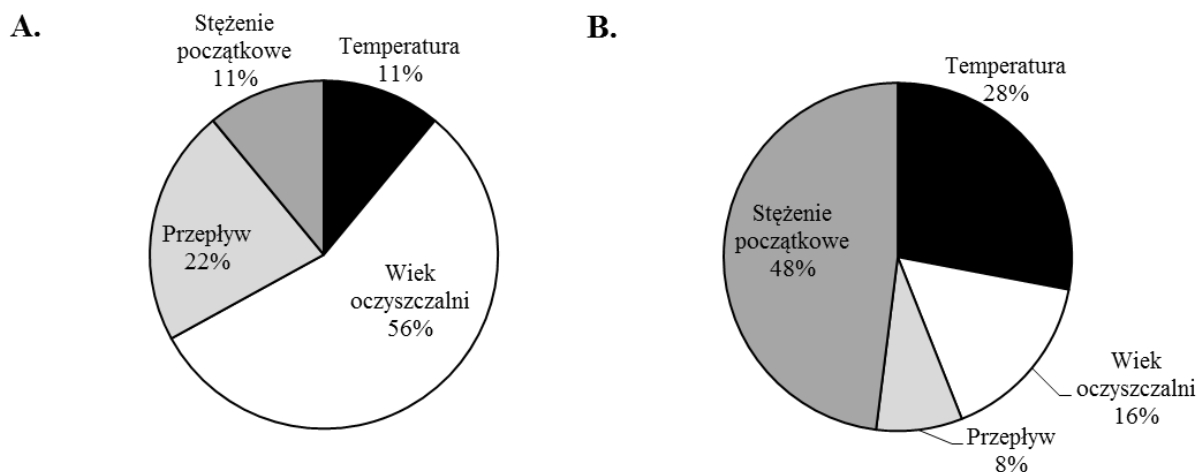
Do realizacji dwóch pierwszych etapów użyto pakietu Statistica (wer. 12.5), a trzeciego – oprogramowania Cran R (wer. 3.3.0). Szczegółowy opis metodyki analiz, a także ich wyników wraz z dyskusją opublikowano w ON9, poniżej zaprezentowano wyniki z etapu drugiego (tab. 3.6) oraz z trzeciego (rys. 3.9 i 3.10), wraz z syntetyczną dyskusją.

Zgodnie z wynikami analiz statystycznych dla sezonu wegetacyjnego, wiek oczyszczalni był czynnikiem, który miał największy wpływ na usuwanie zarówno lekkich, jak i ciężkich ropopochodnych. Decydował on w 56% o usuwaniu węglowodorów C7–C20 i aż w 81% o usuwaniu węglowodorów C21–C40. Kolejnym czynnikiem było natężenie przepływu ścieków – jego udział został określony na 22% dla lekkich węglowodorów i 13% dla ciężkich. Znaczenie pozostałych dwóch badanych czynników było niskie i w większości przypadków były one statystycznie nieistotne. Wyniki analiz dla okresu niewegetacyjnego wskazują na zupełnie inny rozkład istotności badanych czynników kontrolujących usuwanie ropopochodnych. Parametrem o największym statystycznym wpływie było stężenie początkowe węglowodorów, którego udział wynosił 48% dla węglowodorów C7–C20 i aż 74% dla C21–C40. W przypadku usuwania lekkich węglowodorów znaczący wpływ miała również temperatura ścieków.

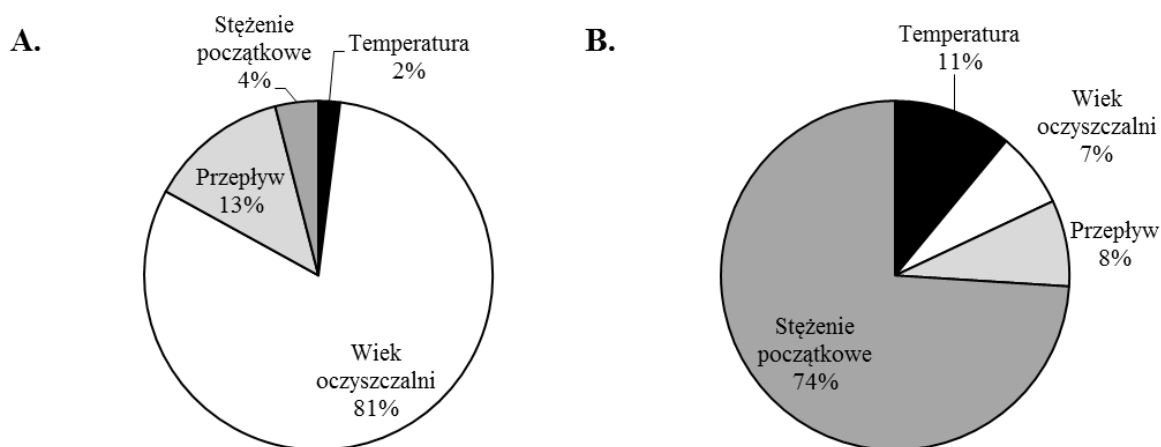
Tabela 3.6. Równania liniowe opisujące wpływ kluczowych czynników na efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych ze ścieków deszczowych za pomocą oczyszczalni hydrofitowych

	Efektywność usuwania = a + b · przepływ + c · wiek + d · temp. + e · stęż. pocz.					
	a	b	c	d	e	R ²
Okres wegetacyjny						
C7–C40	$4,273 \cdot 10^{-1}$	$-2,321 \cdot 10^{-4}$	$8,705 \cdot 10^{-5}$	$3,729 \cdot 10^{-3}$	$2,228 \cdot 10^{-3*}$	0,3001
C7–C20	$8,405 \cdot 10^{-3}$	$-4,592 \cdot 10^{-4*}$	$8,924 \cdot 10^{-4*}$	$-3,056 \cdot 10^{-3}$	$5,673 \cdot 10^{-4*}$	0,4838
C21–C40	-0,227	$-3,710 \cdot 10^{-4*}$	$1,128 \cdot 10^{-3*}$	$3,689 \cdot 10^{-3}$	$4,955 \cdot 10^{-4}$	0,5735
Okres niewegetacyjny						
C7–C40	1,585	$1,862 \cdot 10^{-3*}$	$-1,731 \cdot 10^{-3*}$	$-1,136 \cdot 10^{-1*}$	$6,822 \cdot 10^{-5*}$	0,6993
C7–C20	1,618	$1,182 \cdot 10^{-3*}$	$-1,936 \cdot 10^{-3*}$	$-4,296 \cdot 10^{-2}$	$2,544 \cdot 10^{-5*}$	0,7453
C21–C40	1,307	$1,175 \cdot 10^{-3*}$	$-1,536 \cdot 10^{-3*}$	$-5,540 \cdot 10^{-4}$	$4,055 \cdot 10^{-5*}$	0,7191

* p<0,05



Rysunek 3.9. Procentowy wpływ czynników kontrolujących na efektywność usuwania lekkich węglowodorów alifatycznych C7–C20 ze ścieków deszczowych przez eksperymentalną instalację hydrofitową w sezonie wegetacyjnym (A) i w sezonie niewegetacyjnym (B)



Rysunek 3.10. Procentowy wpływ czynników kontrolujących na efektywność usuwania ciężkich węglowodorów alifatycznych C21–C40 ze ścieków deszczowych przez eksperymentalną instalację hydrofitową w sezonie wegetacyjnym (A) i w sezonie niewegetacyjnym (B)

3.5. Znaczenie i ewentualne wykorzystanie wyników

Badania nad hydrofitowym oczyszczaniem ścieków deszczowych zanieczyszczonych ropopochodnymi, których rezultaty zostały opublikowane w cyklu publikacji omówionym powyżej, mają duże znaczenie zarówno naukowe, jak praktyczne. Z naukowego punktu widzenia stanowią poszerzenie naszej ograniczonej wiedzy na temat mechanizmów usuwania związków ropopochodnych, ich skuteczności, a także zakresu ich stosowania oraz warunków ich stabilnej pracy. Z utylitarnego punktu widzenia, pozwalają efektywniej i z większą pewnością projektować i realizować obiekty tego typu w praktyce, przyczyniając się tym samym do rozbudowania palety narzędzi i rozwiązań technicznych, użytecznych przy rozwiązywaniu problemów inżynierii wodnej i komunalnej. Ten pragmatyczny aspekt ma szczególną wagę w przypadku gospodarki wodami deszczowymi, która w Polsce i na świecie wciąż stanowi duże wyzwanie i wymaga szukania zrównoważonych rozwiązań technicznych (jak wykazano to we Wprowadzeniu, Rozdział 3.3). Dyskusję na temat naukowych i praktycznych korzyści płynących z omawianych badań, warto podzielić na następujące aspekty:

- skuteczność usuwania ropopochodnych,
- najważniejsze mechanizmy wpływające na oczyszczanie,
- charakterystyka jakościowa ścieków deszczowych,
- odporność systemów hydrofitowych.

Najważniejszym rezultatem opisywanych badań jest określenie efektywności oczyszczalni hydrofitowych w usuwaniu ropopochodnych dla badanego zakresu ich stężeń, który odpowiada występującym w praktyce i który jest charakterystyczny dla powszechnie występujących obiektów (stacje benzynowe i parkingi przy zakładach naprawy pojazdów). Badania obejmowały również inne, powszechnie występujące w ściekach deszczowych substancje. Na podstawie wyników tych badań można stwierdzić, że oczyszczalnie hydrofitowe stanowią technologię skutecznie oczyszczającą ścieki deszczowe, zapewniające bezpieczeństwo środowiskowe i techniczne. W połączeniu z innymi licznymi zaletami, opisanymi we Wprowadzeniu (Rozdz. 3.3), czyni je to atrakcyjnym rozwiązaniem, wartym rozważenia w przypadku tworzenia nowoczesnych systemów gospodarowania wodami deszczowymi.

W wyniku przeprowadzonych analiz statystycznych, stanowiących element opisywanego osiągnięcia naukowego, udało się również oszacować wpływ najważniejszych czynników eksploatacyjnych na pracę badanych hydrofitowych oczyszczalni ścieków deszczowych, a zwłaszcza na efektywność usuwania w nich związków ropopochodnych. Charakterystyczny jest fakt, że wiek oczyszczalni był czynnikiem, który miał największy wpływ na usuwanie zarówno lekkich, jak i ciężkich ropopochodnych. Decydował on w 56% o usuwaniu węglowodorów C7–C20 i aż w 81% o usuwaniu węglowodorów C21–C40 w okresie wegetacyjnym. Kolejnym czynnikiem było natężenie przepływu ścieków – jego udział został określony na 22% dla lekkich węglowodorów i 13% dla ciężkich. Znaczenie pozostałych dwóch badanych czynników było niskie i w większości przypadków były one statystycznie nieistotne. Wyniki analiz dla okresu niewegetacyjnego wskazują na zupełnie inny rozkład istotności badanych czynników kontrolujących usuwanie ropopochodnych. Parametrem o największym statystycznym wpływie było stężenie początkowe

węglowodorów, którego udział wynosił 48% dla węglowodorów C7–C20 i aż 74% dla C21–C40. W przypadku usuwania lekkich węglowodorów znaczący wpływ miała również temperatura ścieków.

Opisane powyżej statystyczne zależności pozwalają nieco lepiej rozumieć funkcjonowanie badanej technologii, w tym uściślić i zweryfikować teorie omówione we Wprowadzeniu (Rozdz. 3.3). Poza znaczeniem naukowym i poznawczym, mają one również dużą wartość praktyczną, mogą być wprost wykorzystane do projektowania i eksploatacji systemów hydrofitowych oczyszczających ścieki deszczowe zanieczyszczone związkami ropopochodnymi. Na przykład analiza wpływu wieku instalacji na skuteczność usuwania ropopochodnych w okresie wegetacyjnym wskazuje na kilka bardzo istotnych zjawisk. Po pierwsze, oczyszczalnie tego typu potrzebują stosunkowo długiego czasu na tzw. wpracowanie złoża, które pozwala na osiągnięcie pełnej sprawności (pomimo trzech lat badań proces ten wciąż się nie zakończył w badanych obiektach). Po drugie, większe znaczenie wieku instalacji w przypadku węglowodorów ciężkich jest dowodem na to, że w przypadku ich usuwania duże znaczenie mają procesy biochemiczne, które wprost zależą od dojrzałego ekosystemu mikrobiologicznego bytującego w złożu. Natomiast w przypadku związków lekkich większy jest udział innych mechanizmów, zwłaszcza parowania oraz adsorpcji na wypełnieniu mineralnym, co potwierdzają wysokie wskaźniki wpływu temperatury ścieków i natężenia ich przepływu przez złożo.

Ważnym efektem prowadzonych badań jest szczegółowe scharakteryzowanie stężeń związków ropopochodnych w spływie powierzchniowym z badanych obiektów, które stanowią przykłady powszechnie występujących czynników mogących kształtować jakość wód deszczowych ze zlewni zurbanizowanych. Tym samym opisywane badania przyczyniają się do lepszego rozpoznania zagrożeń środowiskowych, a ich unikalność polega na badaniu szerokiego zakresu węglowodorów alifatycznych, w stosunkowo długim czasie.

Rezultatem prezentowanych badań, który ma duże znaczenie naukowe, a szczególnie praktyczne, jest wykazanie wytrzymałości systemów hydrofitowych na badane warunki póltechniczne w stosunkowo długim horyzoncie czasowym. W tym zakresie szczególnie cenne jest wykazanie w badaniach odporności roślin oraz mikrobiologii złoża hydrofitowego na obecność związków ropopochodnych i innych zanieczyszczeń charakterystycznych dla badanych ścieków. Jednak równie ważna jest zaobserwowana odporność systemów hydrofitowych na dużą zmienność warunków hydrologicznych, charakterystyczną dla wszelkiego rodzaju ścieków deszczowych, w tym znaczne wahania natężenia przepływu przez złożo, a nawet okresowe braki dopływu. Obserwacje te mają kluczowe znaczenie dla projektantów i wykonawców, gdyż de facto stanowią potwierdzenie możliwości stosowania tego typu systemów w praktyce, poszerzając tym samym dotychczas dostępne opcje, wśród których dominują separatory (rozwiązanie kosztowne i uciążliwe w eksploatacji).

Rezultaty opisywanych badań otwierają tym samym zupełnie nową możliwość w planowaniu i realizacji zrównoważonego modelu gospodarki ściekami deszczowymi, zagrożonymi obecnością związków ropopochodnych. Jednak mają również znaczące implikacje praktyczne dla projektowania urządzeń infrastruktury zielonej do oczyszczania i retencjonowania innych rodzajów wód i ścieków deszczowych, które w normalnych warunkach eksploatacyjnych nie wykazują skażenia związkami ropopochodnymi. Na

większości terenów zurbanizowanych czy uprzemysłowionych, na skutek awarii, wypadków czy innych nieprzewidzianych zdarzeń, istnieje ryzyko, że w spływie powierzchniowym pojawią się związki ropopochodne. Znajomość reakcji poszczególnych gatunków roślin, jak i mikrobiologii złoża oczyszczalni hydrofitowej na badane stężenia związków ropopochodnych jest istotną informacją, której wykorzystanie przyczyni się do projektowania trwalszych, odporniejszych i bardziej wszechstronnych urządzeń.

Generalnie udało się osiągnąć cel naukowy zdefiniowany w Rozdz. 3.3, gdyż w rezultacie przeprowadzonych badań wykazano dużą użyteczność oczyszczalni hydrofitowych do skutecznego oczyszczania ścieków deszczowych zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi. Zaobserwowane w trakcie badań efektywności usuwania węglowodorów przez oczyszczalnie hydrofitowe należy ocenić jako wysokie, a ich pracę jako stabilną w czasie oraz mało wrażliwą na zmienne warunki (w tym klimatyczne i hydrologiczne). Udało się również oszacować wpływ szeregu czynników kontrolujących efektywność usuwania węglowodorów alifatycznych przez oczyszczalnie hydrofitowe. Udało się również, już na etapie badań wazonowych, wytypować trzcinę pospolitą *Phragmites australis* jako gatunek szczególnie przydatny do stosowania w obiektach hydrofitowych oczyszczających ścieki deszczowe zawierające związki ropopochodne. Co istotne, znalazło to również swoje pełne potwierdzenie w badaniach w skali półtechnicznej. Udało się również określić rzeczywiste poziomy i zmienności stężeń związków ropopochodnych w ściekach deszczowych z obiektów infrastruktury samochodowej (stacje benzynowe, warsztaty samochodowe).

Poza realizacją postawionych celów naukowych, warto podkreślić znaczenie naukowe i praktyczne omawianego osiągnięcia. Przeprowadzone badania mają unikalny charakter w skali światowej, przyczyniają się do poszerzenia naszej wiedzy na ten aktualny temat. Szczególnie cenne są obserwacje i wnioski ze stosunkowo długookresowych badań w skali półtechnicznej na rzeczywistych obiektach. Pozwalają one na wyciąganie istotnych wniosków i przenoszenie ich bezpośrednio do praktyki obiektów w skali technicznej, co z kolei umożliwia wzbogacenie praktyki projektowej i wykonawczej. Zresztą proces aplikacji wyników ma już obecnie miejsce, czego potwierdzeniem jest moja współpraca z miastami, w ramach której planowane i projektowane są obiekty gospodarki ściekami deszczowymi (np. ogrody deszczowe i inne urządzenia zielonej infrastruktury do zagospodarowania wód deszczowych, wytyczne i wnioski dotyczące konieczności i sposobów realizacji takich obiektów zawarte w opracowaniu strategicznym Kierunki Rozwoju i Zarządzania Terenami Zieleni w Krakowie), w tym również tymi skażonymi ropopochodnymi (np. ronda filtrujące, oczyszczające wody z dróg, ścieżek rowerowych i/lub ciągów pieszych, projektowane w Krakowie i innych miastach w Polsce). Co nie mniej ważne, wnioski z badań wykorzystywane są do wzbogacenia oferty dydaktycznej i przyczyniają się do kształcenia projektantów zielonej infrastruktury, lepiej rozumiejących i efektywnie stosujących rozwiązania inżynierii ekologicznej.

Literatura

- Badin A.-L., Faure P., Bedell J.-P., Delolme C., 2008. Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size. *Science of The Total Environment* 403 (1–3), 178–187.
- Bergier T., 2003. Mechanizmy usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach hydrobotanicznych. *Inżynieria Środowiska* 8, 237–249.
- Bergier, T., 2010. Municipal Management [w:] Kronenberg J., Bergier, T., Challenges of sustainable development in Poland. The Sendzimir Foundation, Krakow, 294–322.
- Fletcher T. D., Andrieu H., Hamel P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A State of the art. *Advances in Water Resources* 51, 261–279.
- Gao X., Chen S., 2008. Petroleum pollution in surface sediments of Daya Bay, South China, revealed by chemical fingerprinting of aliphatic and alicyclic hydrocarbons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 95–102.
- Göbel P., Dierkes C., Coldewey W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91, 26–42.
- Harper D.M., Zalewski M., Pacini N., 2002. *Ecohydrology: Processes, Models and Case Studies: An approach to the sustainable management of water resources*. Wallingford, Oxon.
- Helman-Grubba M., Szulczewski A., 2006. Skład i podczyszczanie miejskich ścieków opadowych a norma drogowa; efektywność wybranych rozwiązań technologicznych w świetle doświadczeń laboratoryjnych i eksploatacyjnych. *Odwodnienie dróg i ulic a ekologia – prawo, projektowanie Zesz. nauk.-tech, SliTK* 131.
- Institute of Petroleum, 2002. *Guidelines for Soil, Groundwater and Surface Water Protection and Vapour Emission Control at Petrol Filling Stations*, Institute of Petroleum, London.
- Januchta-Szostak A., 2012. Urban water ecosystem services, *Sustainable Development Applications* 3, 89–110.
- Królikowska J., Królikowski A., 2012. *Wody opadowe – odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie*. Wydawnictwo Saidel-Przywecki, Józefosław.
- Liu X., Wang Z., Zhang X., Wang J., Xu G., Cao Z., Zhong C., Su P., 2011. Degradation of diesel-originated pollutants in wetlands by *Scirpus triquetus* and microorganisms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 1967–1972.
- Mikos-Studnicka P., Szydłowski M., 2015. Analizy ilości i jakości odpływu wód deszczowych i roztopowych z kontrolowanej zlewni zurbanizowanej. *Technologia Wody* 1 (39), 52–59.
- Mustapha H.I., Van Bruggen J.J.A., Lens P.N.L., 2015. Vertical subsurface flow constructed wetlands for polishing secondary Kaduna refinery wastewater in Nigeria. *Ecological Engineering* 84, 588–595.
- Obarska-Pempkowiak H., KołECKA K., 2007. Experiences of *Salix viminalis* application to water and sewage treatment. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 7, 235–241.
- Ociepa E., 2011. Ocena zanieczyszczenia ścieków deszczowych trafiających do systemów kanalizacyjnych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 14 (4), 357–364.
- Scholz M., 2016. Chapter 20 – Constructed Wetlands [w:] *Wetlands for Water Pollution Control*. The University of Salford, Elsevier.

- Shutes R.B.E., Ellis J.B., Revitt D.M., Forshaw M. , Winter B., 2004. Urban and Highway Runoff Treatment by Constructed Wetlands [w:] Wong M.H., Wetlands Ecosystems in Asia – Function and Management, Elsevier.
- Terzakis S., Fountoulakis M.S., Georgaki I., Al-Bantakis D., Sabathianakis I., Karathanasis A.D., Kalogerakis N., Manios T., 2008. Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. *Chemosphere* 72, 141–149.
- U.S. EPA, 2000. A Handbook of Constructed Wetlands. Volume 5: Stormwater, U.S. EPA, Philadelphia.
- Vymazal J., 2011. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering* 37 (1), 54–63.
- Vymazal J., 2014. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering* 73, 724–751.
- Vymazal J., Kröpfelová, L., 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. *Environmental Pollution* 14, Springer, Dordrecht.
- Wagner I., Krauze K., Zalewski M., 2013. Blue aspects of green infrastructure. *Sustainable Development Applications* 4, 144–155.
- Wagner, I., Marshalek J., Breil P., 2008. Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice. Taylor and Francis, Balkema, Leiden.
- Wallace S., Parkin G., Cross C., 2000. Cold climate wetlands: Design and performance. International Water Association 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Nov. 11–16, Lake Buena Vista, Florida.
- Wu S., Wallace S., Brix H., Kusch P., Kirui W.K., Masi F., Dong R., 2015. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution* 201, 107–120.
- Zalewski M., 2002. Ecohydrology – the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. *Hydrological Sciences Journal* 47, 825–834.
- Zalewski M., Santiago-Fandino V., Neate J. 2003. Energy, water, plant interactions: “Green Feedback” as a mechanism for environmental management and control through the application of phytotechnology and ecohydrology, *Hydrological Processes* 17, 2753–2767.

4. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

4.1. Przed uzyskaniem stopnia doktora

Pracę naukowo-badawczą rozpocząłem wraz z podjęciem Studiów Doktoranckich na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie. Tematyka podjęta przeze mnie w ramach doktoratu dotyczyła hydrofitowego oczyszczania odcieków wysypiskowych ze składowisk odpadów komunalnych. Badaniami objęto stosunkowo dużą liczbę wskaźników zanieczyszczeń, co pozwoliło na zbadanie procesów usuwania zanieczyszczeń, zidentyfikowanie mocnych i słabych stron tej technologii, a na tej podstawie określenie dalszych kierunków badań. Badania były realizowane na instalacjach doświadczalnych zrealizowany na terenie trzech wysypisk odpadów komunalnych. Każda ze stacji składała się z trzech odrębnych, uszczelnionych korytek, z których dwa były obsadzone roślinnością (*Typha latifolia*, *Phragmites communis*), a trzecie pełniło rolę korytka porównawczego – bez roślinności. Zasadnicze badania polegały na poborze próbek odcieków przed i po przepływie przez hydrofitowe oczyszczalnie eksperymentalne. Oznaczono w nich szeroki zestaw wskaźników zanieczyszczeń i na tej podstawie dokonano oceny efektywności ich usuwania przez oczyszczalnie hydrofitowe. Wyniki badań przeprowadzone w tym okresie zostały opublikowane w 3 artykułach:

- Bergier T., Szilder Ł., Wójcik W., 2000. Matematyczny model interakcji mokradła z odciekami ze składowisk odpadów. *Inżynieria Środowiska* 5 (1), 185–197 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. A).
- Szilder Ł., Toś C., Wójcik W., Bergier T., 2000. Program komputerowy do symulacji przepływu masy i energii. *Inżynieria Środowiska* 5 (1), 199–209 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. B).
- Bergier T., Wójcik W., 2001. Bilans wodny dla zamkniętego składowiska odpadów. *Inżynieria Środowiska* 6 (2), 229–241 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. C).

4.2. Po uzyskaniu stopnia doktora

Po uzyskaniu tytułu naukowego doktora i zatrudnieniu na stanowisku adiunkta na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie moja działalność naukowa i publikacyjna skupiała się na trzech zasadniczych obszarach badawczych:

- zrównoważona gospodarka wodno-ściekowa,
- dezynfekcja wody,
- zrównoważony rozwój.

Zrównoważona gospodarka wodno-ściekowa

Najważniejszym obszarem mojej działalności naukowej były badania nad możliwościami wykorzystania osiągnięć inżynierii ekologicznej w gospodarce wodno-ściekowej. W szczególności zajmowałem się wykorzystaniem oczyszczalni hydrofitowych i innych rozwiązań zielonej infrastruktury do oczyszczania wody i ścieków różnego rodzaju.

Poza kontynuacją badań nad hydrofitowym oczyszczaniem odcieków wysypiskowych, które rozpocząłem jeszcze w ramach swojego doktoratu, w początkowym okresie swojego

zatrudnienia na stanowisku adiunkta intensywnie zajmowałem się zastosowaniem oczyszczalni hydrofitowych do oczyszczania ścieków komunalnych, szczególnie na obszarach o rozproszonej zabudowie. Poza badaniami naukowymi nad efektywnością takich systemów, ich funkcjonowaniem oraz odpornością na różne warunki, a także nad mechanizmami usuwania przez nie zanieczyszczeń, rozwijałem również wytyczne projektowe takich obiektów, zajmowałem się ich projektowaniem i realizacją, a także popularyzacją. W późniejszym okresie rozszerzyłem te zainteresowania na technologię hybrydową (hydrofitowo-biologiczną), która stanowi obiecujące uzupełnienie oczyszczalni hydrofitowych.

Bardzo ważnym obszarem mojego naukowego zainteresowania systemami hydrofitowymi było określenie możliwości i zakresu ich zastosowania do równoważenia gospodarki wodami deszczowymi, pochodzącymi z różnych źródeł i zlewni. W tym zakresie, szczególnie nacisk kładłem na oczyszczanie ścieków deszczowych, zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi, pochodzących z dróg, parkingów oraz innych urządzeń infrastruktury drogowej czy dystrybucji paliw. Tematyki tej dotyczył również kierowany przeze mnie projekt badawczy pt. Badania nad możliwościami oczyszczania ścieków deszczowych z dróg i parkingów za pomocą oczyszczalni hydrofitowych, zrealizowany w latach 2010–2013 (Zał. 5, Rozdział II.7, poz. 1). Moje wieloletnie badania nad tą tematyką zostały szczegółowo opisane w Rozdziale 3 tego Autoreferatu, jak również w Rozdziale I Załącznika 5.

Uczestniczyłem również w badaniach nad możliwościami zastosowania systemów hydrofitowych do dezynfekcji wody. Były one zrealizowane na modelowych złożach hydrofitowych o przepływie pionowym, a ich celem było przeanalizowanie efektywności usuwania mikroorganizmów psychrofilnych, mezofilnych oraz bakterii *Escherichia coli*. Badania prowadzone były na wodzie deszczowej pobranej ze spływu powierzchniowego z dachów obiektów znajdujących się na terenie Krakowa.

Rezultaty wszystkich opisanych powyżej badań i innych działań naukowych zostały opublikowane w następujących artykułach:

- Bergier T., 2003. Mechanizmy usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach hydrobotanicznych. *Inżynieria Środowiska* 8 (2), 237–249 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 1).
- Bergier T., Wójcik W., 2003. Usuwanie metali ciężkich i substancji ekstrahujących się eterem naftowym z odcieków wysypiskowych na oczyszczalniach hydrobotanicznych. *Inżynieria Środowiska* 8 (2), 173–186 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 2).
- Bergier T., Czech A., Czupryński P., Łopata A., Wachniew P., Wojtal J., 2004. Roślinne oczyszczalnie ścieków. Przewodnik dla gmin. Kraków: Natural Systems (ISBN 83-920509-0-8) (Załącznik 5, Rozdział II.2.2, poz. 1).
- Bergier T., Włodyka-Bergier A., 2009. Oczyszczanie ścieków zawierających ropopochodne na złożach hydrofitowych z wykorzystaniem makrofitów: *Phragmites australis* i *Salix viminalis*. [w:] Ozonek J., Pawłowska M. (red.). *Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej*. Tom I. PAN

Komitet Inżynierii Środowiska Monografia nr 58, Lublin, 17–26 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 1).

- Bergier T., Włodyka-Bergier A., 2012. Efektywność oczyszczania ścieków w przydomowej hybrydowej oczyszczalni hydrofitowo-biologicznej. *Woda, Środowisko, Obszary Wiejskie* 12(1), 25–36 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 7).
- Bergier T., Włodyka-Bergier A., 2013. Effectiveness of the household hybrid wastewater treatment plant in removing mesophilic, psychrophilic and *Escherichia coli* bacteria. [w:] Pawłowski A., Dudzińska M., Pawłowski L. (red.). *Environmental engineering IV*. Taylor & Francis Group, London, 521–526 (Załącznik 5, Rozdział II.1.2, poz. 2).
- Włodyka-Bergier A., Dziugiel M., Bergier T., 2010. The possibilities of using constructed wetlands to disinfect water. *Geomatics and Environmental Engineering* 4(3), 87–93 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 4).

W latach 2012–2015 byłem pomysłodawcą i głównym wykonawcą międzynarodowego projektu pt. Zrównoważone użytkowanie zlewni zbiorników wodnych SaLMaR (Sustainable Land and Water Management of Reservoir Catchments) (Załącznik 5, Rozdział II.7, poz. 3). Projekt był finansowany przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju (NCBiR), w ramach polsko-niemieckiej współpracy na rzecz zrównoważonego rozwoju. Realizowany był przez konsorcjum ośmiu instytucji z Polski i Niemiec i obejmował cztery zlewnie zbiorników wodnych w tych krajach. Jako AGH w Krakowie byliśmy odpowiedzialni za prace w zlewni Zbiornika Dobczyckiego. Zasadniczym celem projektu było stworzenie adaptacyjnego modelu zarządzania obszarami zlewni. W ramach projektu zrealizowano szereg działań, w których aktywnie uczestniczyłem, było to m.in. wdrożenie internetowego systemu GIS zbierających informacje o zlewni (RBIS), komputerowe modelowanie hydrologiczne i jakościowe zasobów wód powierzchniowych i podziemnych w obrębie zlewni, stworzenie zestawu wskaźników dotyczących zasobów wodnych oraz rozwoju społeczno-ekonomicznego, opracowanie strategii użytkowania zlewni z uwzględnieniem ww. wskaźników, a także modelowanie komputerowe i ocena różnych scenariuszy zmian w zlewni (w tym również zmian klimatu). W efekcie badań zrealizowanych w ramach projektu SaLMaR powstały publikacje:

- Drzewiecki W., BERGIER T., Flügel W., Fink M., Pfenning B., Bernat K., 2013. Krajowa infrastruktura informacji przestrzennej jako źródło danych dla systemu informacji o zlewni (RBIS). *Roczniki Geomatyki* 11 (1), 45–56 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 9).
- Wojtas E., Sawczak M., Bergier T., 2014. Zastosowanie pakietu Jena 2000 do wspomagania zarządzania zlewnią rzeczną [w:] Mazurkiewicz-Boroń G., Marczevska B. (red.), *Zagrożenia jakości wód powierzchniowych i metody działań ochronnych*. Lublin: Wydawnictwo KUL, 379–389 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 9).
- Wojtas E., Sawczak M., Bergier T., 2014. Zrównoważone zarządzanie zlewnią Zbiornika Dobczyckiego i górnej Raby [w:] Mazurkiewicz-Boroń G., Marczevska

B. (red.), Zagrożenia jakości wód powierzchniowych i metody działań ochronnych. Lublin: Wydawnictwo KUL, 365–377 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 10).

- Wojtas E., Sawczak M., Bergier T., 2014. Możliwości zastosowania modelowania hydrologicznego w ocenie wpływu zagospodarowania przestrzennego na retencję [w:] Maciejewska A. (red.), Współczesne uwarunkowania gospodarowania przestrzenią – szanse i zagrożenia dla zrównoważonego rozwoju: organizacja gospodarowania przestrzenią. Warszawa: Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, 261–272 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 13).

Projekt był również inspiracją dla dwóch prac doktorskich, których tematy stanowią rozwinięcie i uzupełnienie jego rezultatów, bazują również na zasobach wygenerowanych w jego trakcie. Pierwsza z tych prac pt. „Zastosowanie modelowania zmian użytkowania terenu i klimatu do wspomagania zintegrowanego zarządzania zlewniowego” jest realizowana przez mgr inż. Ewelinę Wojtas, a druga pt. „Zastosowanie modelowania komputerowego bilansu wody i substancji biogenych dla wspomagania decyzji w zakresie zrównoważonej gospodarki wodno-ściekowej w zlewni” przez mgr inż. Mateusza Sawczaka. Pełnię funkcję promotora pomocniczego obu tych prac doktorskich (Załącznik 5, Rozdział II.13).

Dezynfekcja wody

Większość badań związanych z dezynfekcją wody, w których brałem udział, skupiała się wokół tworzenia ubocznych produktów chlorowania wody. Badania obejmowały szeroką gamę halogenowych organicznych związków z grupy trihalogenometanów, kwasów halogenooctowych, halogenoacetonitryli, halogenoketonów, wodzian chloralu i chloropikrynę. Poza oznaczaniem produktów ubocznych, również tych niemonitorowanych rutynowo, udało się zidentyfikować czynniki wpływające na ilość powstających halogenowych związków w systemach dystrybucji wody. Wyniki tych badań przedstawiono w następujących publikacjach:

- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2011. The occurrence of haloacetic acids in Krakow water distribution system. *Archives of Environmental Protection* 37(3), 21–29 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 2).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Kot M., 2014. Potencjał tworzenia się lotnych halogenowych produktów ubocznych chlorowania w krakowskich sieciach wodociągowych „Raba” i „Bielany”. [w:] Dymaczewski Z., Jeż-Walkowiak J., Nowak M. (red.). *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych*, Poznań, 519–534 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 12).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2013. Sezonowe zmiany zawartości lotnych halogenowych organicznych ubocznych produktów chlorowania wody w sieci wodociągowej Krakowa. *Ochrona Środowiska* 35(4), 23–27 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 5).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Nowak-Bator M., 2014. The laboratory studies on trihalomethanes formation potential in Krakow water distribution systems. *Polish Journal of Environmental Studies* 23(3A), 137–142 (Załącznik 5, Rozdział II.2.4, poz. 4).

- Kot M., Włodyka-Bergier A., Bergier T., Gruszczyński S., 2014. Influence of a distance from a water treatment plant on the chlorination by-products occurrence in Krakow Bielany water distribution system. *Logistyka* 6, 13471–13476 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 10).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Kot M., 2014. Occurrence of volatile organic chlorination by-products in water distribution system in Krakow (Poland). *Desalination and Water Treatment* 52 (19–21), 3898–3907 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 7).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Kot M., 2015. Carbonaceous and nitrogenous halogenated disinfection by-products formation potential in drinking water. *Logistyka* 4, 9914–9921 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 11).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2015. Lotne organiczne produkty uboczne chlorowania w wodzie z krakowskich systemów dystrybucji. Wydawnictwa AGH, Kraków (ISBN 978-83-7464-745-8) (Załącznik 5, Rozdział II.2.2, poz. 4).

Zawartość i dynamika powstawania produktów ubocznych w systemach dystrybucji wody była także przedmiotem projektu badawczego NCN pt. „Potencjał tworzenia się lotnych halogenowych organicznych produktów chlorowania w systemach dystrybucji wody”, realizowanego w latach 2010-2012 (Załącznik 5, Rozdział II.7, poz. 2), którego byłem głównym wykonawcą.

Inny obszar badań związanych z produktami ubocznymi dezynfekcji dotyczył identyfikacji prekursorów tworzenia tych związków, wyniki tych badań przedstawiono w publikacjach:

- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2009. The influence of humic substances on the trihalomethanes (THMs) formation in chlorinated surface water. *Polish Journal of Environmental Studies* 18(2B), 64–68 (Załącznik 5, Rozdział II.2.4, poz. 1).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2011. The influence of organic matter quality on the potential of volatile organic water chlorination products formation. *Archives of Environmental Protection* 37(4), 25–35 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 3).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2011. Charakterystyka prekursorów lotnych ubocznych produktów chlorowania wody w sieci wodociągowej Krakowa. *Ochrona Środowiska* 33(3), 29–33 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 1).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Słoboda M., 2012. Identyfikacja prekursorów tworzenia się kwasów halogenooctowych w wodzie zasilającej krakowskie sieci wodociągowe „Raba” i „Bielany” [w:] Dymaczewski Z., Jeż-Walkowiak J. (red.). *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód*, T. 2. *Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Oddział Wielkopolski*, Poznań, 565–583 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 7).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2012. The influence of particle-size of natural organic matter on the volatile organic chlorination by-products formation in Kraków water distribution system. *Polish Journal of Environmental Studies* 21(5A), 444–449 (Załącznik 5, Rozdział II.2.4, poz. 3).

- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Łągiewka M., 2012. Wpływ wielkości cząstek materii organicznej na potencjał tworzenia się lotnych organicznych produktów chlorowania wody. [w:] Dymaczewski Z., Jeż-Walkowiak J. (red.). Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, T. 2. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Oddział Wielkopolski, Poznań, 547–564 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 6).
- Włodyka-Bergier A., Łągiewka M., Bergier T., 2013. The influence of natural organic matter particle size on the haloacetic acids formation potential [w:] Pawłowski A., Dudzińska M., Pawłowski L. (red.). Environmental engineering IV. Taylor & Francis Group, London, 89–95 (Załącznik 5, Rozdział II.1.2, poz. 3).

Zagadnienia poruszane w badaniach nad produktami ubocznymi dezynfekcji wody to także wpływ jednostkowych procesów uzdatniania wody na usuwanie samych produktów ubocznych, a także usuwania prekursorów organicznych i zmiany ich reaktywności z chlorem, które mogą przyczynić się do tworzenia ubocznych produktów dezynfekcji w systemach dystrybucji lub wodzie basenowej. Wyniki tych badań zaprezentowano w artykułach:

- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2009. Adsorption of trihalomethanes (THMs) on activated carbons. *Geomatics and Environmental Engineering* 3(1), 51–60 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 3).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2013. Wpływ dezynfekcji wody promieniami nadfioletowymi na potencjał tworzenia halogenowych produktów chlorowania w sieci wodociągowej. *Ochrona Środowiska* 35(3), 53–57 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 6).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2015. Wpływ zmiany sposobu dezynfekcji wody na zawartość produktów ubocznych w systemie dystrybucji „Raba” w Krakowie. *Ochrona Środowiska* 37(3), 20–23 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 9)
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Madej K., 2014. Wpływ stosowania dezynfekcji promieniami UV w sekwencji z chlorowaniem na jakość wody basenowej [w:] Dymaczewski Z., Jeż-Walkowiak J., Nowak M. (red.). Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań, 933–949 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 11).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2016. Impact of UV disinfection on the potential of model organic-nitrogen precursors to form chlorination by-products in swimming pool water. *Desalination and Water Treatment* 57(3), 1499–1507 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 11).

Uczestniczyłem również w badaniach realizowanych we współpracy z Politechniką Śląską, które dotyczyły wpływu procesu fotokatalizy oraz procesu MIEX na zmianę potencjału tworzenia ubocznych produktów dezynfekcji. Ich wyniki opisano w artykule:

- Włodyka-Bergier A., Rajca M., Bergier T., 2014. Removal of halogenated by-products precursors in photocatalysis process enhanced with membrane filtration. *Desalination and Water Treatment* 52 (19–21), 3698–3707 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 8).

W innych badaniach przeanalizowano wpływ stosowania chloru wytwarzanego elektrolitycznie na potencjał tworzenia trihalogenometanów w wodzie przeznaczonej do spożycia. Dezynfektant ten ze względu na zawartość silnych utleniaczy, takich jak ozon, dwutlenek chloru czy rodniki hydroksylowe może zmieniać reaktywność materii organicznej w stosunku do tworzenia się organicznych halogenowych produktów dezynfekcji wody. Wyniki przeprowadzonych badań przedstawiono w publikacjach:

- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2010. Trihalomethanes formation potential in water chlorinated with disinfectant produced in electrolyzers [w:] Pawłowski L., Dudzińska M., Pawłowski A. (red.). Environmental engineering III. Taylor & Francis Group, London, 543–548 (Załącznik 5, Rozdział II.1.2, poz. 1).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2011. Trihalomethanes formation during different types of water chlorination with sodium hypochlorite and chlorine produced in electrolyzers. Polish Journal of Environmental Studies 20 (4A), 335–339 (Załącznik 5, Rozdział II.2.4, poz. 2).

Poza problematyką tworzenia produktów ubocznych dezynfekcji, w ramach badań nad zagrożeniami związanymi z dezynfekcją wody, podjęto temat stabilności mikrobiologicznej wody, a zwłaszcza jej zmian pod wpływem zastosowania różnych metod dezynfekcji wody (promienie UV, chlor wytwarzany elektrolitycznie). W przeprowadzonych badaniach wykazano, że zastosowanie metod, które mogą wpływać na degradację materii organicznej do cząstek o mniejszych rozmiarach, może powodować pogorszenie stabilności mikrobiologicznej wody. Wyniki badań przedstawiono w publikacjach:

- Włodyka-Bergier A., Bergier T., 2015. Badania wpływu promieniowania nadfioletowego na stabilność mikrobiologiczną wody. Ochrona Środowiska 37(4), 47–50 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 10).
- Włodyka-Bergier A., Bergier T., Kowalewski Z., Grygar M., 2015. Influence of modernization of disinfection method on drinking water microbial stability in raba water distribution system in Krakow. Polish Journal of Environmental Studies 20(4A), 335–339 (Załącznik 5, Rozdział II.2.4, poz. 5).

Zrównoważony rozwój

Poza tematyką zrównoważonej gospodarki wodnej i dezynfekcji wody, moje zainteresowania naukowe dotyczą szeroko pojętego zrównoważonego rozwoju oraz edukacji na jego rzecz. W tym obszarze zajmowałem się między innymi możliwościami wprowadzenia zasad zrównoważonego rozwoju w biznesie oraz monitorowania tego procesu w Polsce. Najważniejsze publikacje z tego zakresu to:

- Kronenberg J., Bergier T., 2012. Sustainable development in a transition economy: business case studies from Poland. Journal of Cleaner Production 26, 18–27 (Załącznik 5, Rozdział II.1.1, poz. 4).
- Bergier T., Kronenberg J., Maliszewska K., 2010. Analiza dobrych przykładów wprowadzania zrównoważonego rozwoju w przedsiębiorstwach łącznie z edukacją studentów [w:] Poskrobko B. (red.), Edukacja dla zrównoważonego rozwoju.

Edukacja dla ładu ekonomicznego. Białystok–Wrocław: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, 393–405 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 3).

Działalem również na rzecz popularyzacji dobrych przykładów i praktyk wprowadzania zasad zrównoważonego rozwoju w różnych aspektach gospodarki i przemysłu w Polsce, a także w kontekście zarządzania miastem i rozwojem lokalnym, czego przykładem są następujące publikacje:

- Bergier T., 2011. Good practices of the integrated municipal management in Sweden. Sustainable Development Applications 2, 20–36 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 5).
- Bergier T., 2011. Dobre praktyki zintegrowanej gospodarki komunalnej w Szwecji. Zrównoważony Rozwój – Zastosowania 2, 21–37 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 6).

W ostatnich latach, tematem szczególnie istotnym, któremu poświęcałem wiele uwagi jest koncepcja usług ekosystemów błękitnych i zielonych, a w szczególności możliwości jej wykorzystania dla zrównoważonego rozwoju miast, w tym dla lepszego zarządzania przestrzenią miejską i poprawy gospodarki komunalnej. Publikacje z tego zakresu mojej działalności to:

- Kronenberg J., Bergier T., Maliszewska K., 2012. Overcoming barriers to the use of ecosystem services for sustainable development of cities in Poland. Ekonomia i Środowisko 2, 106–120 (Załącznik 5, Rozdział II.2.1, poz. 8).
- Kronenberg J., Bergier T., Maliszewska K., 2011. Usługi ekosystemów jako warunek zrównoważonego rozwoju miast – przyroda w mieście w działaniach Fundacji Sendzimira [w:] Kosmala, M. (red.), Miasta wracają nad wodę. Toruń: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, 279–285 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 5).
- Kronenberg J., Bergier T., Lisicki P., 2013. Usługi ekosystemów w praktyce a ogrody działkowe [w:] Kosmala M. (red.), Ogrody działkowe w miastach – bariera czy wartość? Toruń: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, 159–168 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 8).

Zajmowałem się również edukacją na rzecz zrównoważonego rozwoju, rozwijając i badając metody dydaktyczne, uczestnicząc w dyskusjach teoretycznych i praktycznych na ten temat, prowadząc również działalność szkoleniową i popularyzatorską w tym zakresie, zarówno w Polsce, jak i Europie. Publikacje dotyczące tego obszaru mojej działalności to:

- Bergier T., Damurski J., Maliszewska K., 2010. Edukacja dla zrównoważonej gospodarki wodnej przez angażowanie studentów w rozwiązywanie rzeczywistych problemów [w:] Bartniczak B., Zaremba-Warnke S. (red.), Edukacja dla zrównoważonego rozwoju. Edukacja dla ładu środowiskowego. Białystok–Wrocław: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, 187–199 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 2).
- Bergier T., Kronenberg J., Maliszewska K., 2010. Szkoła letnia „Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce” – dwanaście lat doświadczeń [w:] Borys T.,

Edukacja dla zrównoważonego rozwoju. Główne problemy. Białystok–Wrocław: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, 197–208 (Załącznik 5, Rozdział II.2.3, poz. 4).

- Haan G., Bergier T., 2013. Spotkanie młodzieży z przyszłością Edukacja na rzecz zrównoważonego rozwoju w polsko-niemieckiej wymianie młodzieży. Warszawa, Poczdam: Polsko-Niemiecka Współpraca Młodzieży.
- Haan G., Bergier T., 2013. Jugend begegnet Zukunft Bildung für nachhaltige Entwicklung im deutsch-polnischen Jugendaustausch. Potsdam, Warschau: Deutsch-Polnisches Jugendwerk.
- Haan G., Bergier T., 2013. Wskazówki z zakresu edukacji na rzecz zrównoważonego rozwoju w polsko-niemieckiej wymianie młodzieży. Warszawa, Poczdam: Polsko-Niemiecka Współpraca Młodzieży.
- Haan G., Bergier T., 2013. Handlungsempfehlungen zur Bildung für nachhaltige Entwicklung im deutschpolnischen Jugendaustausch. Potsdam, Warschau: Deutsch-Polnisches Jugendwerk.

Byłem pomysłodawcą, redaktorem naukowym oraz współautorem pierwszego polskiego podręcznika dotyczącego praktycznych aspektów zrównoważonego rozwoju, który został wydany po polsku i po angielsku:

- Kronenberg J., Bergier T. (red.), autorzy: Tomasz Bergier et al., 2010. Challenges of sustainable development in Poland. Krakow: Sendzimir Foundation (Załącznik 5, Rozdział II.2.2, poz. 2; Rozdział II.7, poz. 1).
- Kronenberg J., Bergier T. (red.), autorzy: Tomasz Bergier et al., 2010. Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce. Kraków: Fundacja Sendzimira (Załącznik 5, Rozdział II.2.2, poz. 3; Rozdział II.7, poz. 2).

Byłem również redaktorem naukowym monografii, wydanej w cyklu wydawniczym Zrównoważony rozwój – zastosowania, stanowiącym kontynuację i uzupełnienie powyższego podręcznika:

- Bergier T., Kronenberg J., Wagner I., 2014. Water in the city. Krakow: Sendzimir Foundation (Załącznik 5, Rozdział II.7, poz. 3).
- Bergier T., Kronenberg J., Wagner I., 2014. Woda w mieście. Kraków: Fundacja Sendzimira (Załącznik 5, Rozdział II.7, poz. 4).

5. Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego

Przed uzyskaniem stopnia doktora na mój dorobek składały się 4 publikacje, w tym 3 artykuły w czasopiśmie i 1 opublikowany referat konferencyjny. Od momentu uzyskania przeze mnie stopnia doktora w 2002 roku, w którym to roku rozpocząłem również pracę na stanowisku adiunkta na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie, mój dorobek naukowy znacząco się powiększył. W tym okresie opublikowałem łącznie 53 publikacje (a 62 uwzględniając również publikacje wchodzące w skład cyklu wskazywanego jako osiągnięcie naukowego), z czego 14 (16) publikacji znajduje się w bazie Journal Citation Reports (JCR). Spośród publikacji innych niż znajdujące się w bazie JCR, po doktoracie opublikowałem 11 (12) artykułów znajdujących się w wykazie MNiSW (lista B), byłem współautorem 3 monografii oraz 13 (14) rozdziałów w monografiach. Opublikowałem również 7 (12) artykułów w suplementach czasopism z bazy JCR, a także 5 referatów i streszczeń konferencyjnych. Byłem współtwórcą 1 patentu krajowego.

Dla publikacji z okresu od momentu uzyskaniu doktoratu do chwili obecnej sumaryczny Impact Factor wynosi 11,46 (13,07), indeks Hirscha wg bazy Web of Science – 3, natomiast wg Google Scholar – 6. Łączna liczba punktów wyliczona wg punktacji MNiSW zgodnej z rokiem wydania publikacji wynosi 368,5 (410,5). Moje publikacje były cytowane 22 razy wg bazy Web of Science i 230 razy wg bazy Google Scholar.

Do moich osiągnięć naukowych należy również zaliczyć kierowanie projektem badawczym pt. Badania nad możliwościami oczyszczania ścieków deszczowych z dróg i parkingów za pomocą oczyszczalni hydrofitowych, w latach 2010–2013, finansowanym przez Narodowe Centrum Nauki. Poza tym brałem udział jako główny wykonawca w 1 projekcie krajowym oraz w 1 projekcie międzynarodowym (Załącznik 5, II.6). Byłem również aktywnym twórcą opracowań naukowych, ekspertyz i innych opracowań dla gospodarki, przemysłu i instytucji samorządowych – w okresie po uzyskaniu doktoratu byłem autorem lub współautorem 16 takich opracowań (Załącznik 5, II.5).

Regularnie otrzymuję zaproszenia do recenzowania artykułów z zakresu inżynierii ekologicznej, jak również zrównoważonej gospodarki wodnej. W okresie po uzyskaniu stopnia doktora, zrecenzowałem 8 artykułów w czasopiśmie znajdujących się w bazie JCR, w tym Chemical Engineering Journal (1 recenzja), Journal of Cleaner Production (1), Water Science and Technology (6). W 2014 r. pełniłem również funkcję recenzenta programu Leader, prowadzonego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju.

Aktywnie angażuję się w działalność konferencyjną, co potwierdza moje uczestnictwo w 23 konferencjach międzynarodowych i krajowych, w kraju i zagranicą (Załącznik 5, II.9.1). Na wszystkich z nich wygłaszałem referaty i/lub prezentowałem postery, a na niektórych pełniłem dodatkowo funkcje w komitetach organizacyjnych, radach programowych czy prowadząc sesje tematyczne (Załącznik 5, II.9.2). Potwierdzeniem mojej wysokiej aktywności naukowej są również nagrody za działalność naukową (Załącznik 5, II.8), zaproszenia do zespołów eksperckich, zarówno w Polsce, jak i zagranicą (Załącznik 5, II.10), a także naukowe staże zagraniczne (Załącznik 5, II.11).

Szczegółowy opis mojego dorobku naukowego znajduje się w Załączniku 5 do Wniosku, zamieszczona poniżej tabela 5.1 stanowi jego syntetyczne zestawienie.

Tabela 5.1. Syntetyczne zestawienie dorobku naukowego dr inż. Tomasza Bergiera (stan na 30.09.2016)

Wykaz osiągnięć	Przed doktorem	Po doktoracie	Łącznie
Sumaryczna liczba publikacji	4	53 (62)*	57 (66)*
Suma punktów za publikacje wg wykazów MNiSW	–	368,5 (410,5)*	368,5 (410,5)*
Sumaryczny Impact Factor	–	11,46 (13,07)*	11,46 (13,07)*
Indeks Hirscha wg bazy Web of Science	–	3	3
Liczba cytowań wg bazy Web of Science	–	22	22
Publikacje znajdujące się w bazie Journal Citation Reports (JCR)	–	14 (16)*	14 (16)*
Artykuły w czasopiśmie innych niż znajdujące się w bazie JCR	3	11 (12)*	14 (15)*
Autorstwo monografii	–	3	3
Autorstwo rozdziału w monografii	–	13 (14)*	13 (14)*
Artykuły opublikowane w suplementach czasopism	–	7 (12)*	7 (12)*
Opublikowane streszczenia i referaty konferencyjne	1	5	6
Udzielone patenty krajowe	–	1	1
Autorstwo opracowań i ekspertyz	–	16	16
Kierowanie projektem badawczym	–	1	1
Udział w projektach badawczych krajowych	–	1	1
Udział w projektach europejskich	–	1	1
Udział w konferencjach krajowych lub międzynarodowych	1	23	24
Ilość osobiście wygłoszonych referatów	1	11	12
Nagrody za działalność naukową	–	6	6
Recenzowanie publikacji w czasopiśmie z bazy JCR	–	8	8
Opieka naukowa nad doktorantami w charakterze promotora pomocniczego	–	2	2

* Wartości podane w nawiasach uwzględniają również publikacje wchodzące w skład cyklu zgłaszanego jako osiągnięcie naukowe.

6. Osiągnięcia dydaktyczne, popularyzatorskie i organizacyjne

Szczegółowe zestawienie moich osiągnięć dydaktycznych i popularyzatorskich znajduje się w Rozdziale III Załącznika 5 do Wniosku. Poniżej przedstawiłem syntetyczny opis jedynie najważniejszych z moich działań w tym zakresie.

W ramach obowiązków dydaktycznych wynikających z pracy na stanowisku adiunkta w Katedrze Kształtowania i Ochrony Środowiska na Wydziale Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie opracowałem i realizuję szereg przedmiotów, przede wszystkim z zakresu szeroko rozumianej gospodarki wodnej. Poza opracowaniem klasycznych zajęć projektowych i obliczeniowych, konsekwentnie wprowadzam również tematykę komputerowego modelowania zasobów wodnych (m.in. ModFlow do modelowania ilościowego i jakościowego wód podziemnych, QUAL2 do modelowania jakości wód płynących, WaterGems do wspomagania zarządzania siecią wodociągową, J-2000/JAMS do zarządzania zlewnią, różnego rodzaju oprogramowanie GIS). Generalnie aktywnie działam na rzecz rozwijania oferty dydaktycznej Wydziału. Od momentu zatrudnienia opracowałem wiele nowych przedmiotów, w tym 8 samodzielnie i 10 zespołowo. Opracowałem również szereg kursów anglojęzycznych, zarówno dla studentów AGH jak i z zagranicy (ERASMUS i inne formy wymiany). Włączałem się również w opracowanie nowych specjalności, a także organizowanie i prowadzenie studiów podyplomowych.

Od początku pracy na stanowisku adiunkta czynnie uczestniczę w sprawowaniu opieki naukowej nad dyplomantami. Do chwili obecnej byłem promotorem 92 prac magisterskich i 107 projektów inżynierskich, byłem również recenzentem 44 prac magisterskich. Obecnie pełnię rolę promotora pomocniczego nad dwoma doktorantami.

Istotna jest również moja aktywność międzynarodowa w zakresie dydaktyki i popularyzacji nauki. Szczególnie ważna jest tutaj współpraca z BUP, Fundacją Sendzimira i innymi instytucjami wyższej edukacji z Europy i ze świata w zakresie edukacji na rzecz zrównoważonego rozwoju, zrównoważonej gospodarki wodnej i inżynierii ekologicznej. Wiele razy byłem zapraszany na wykłady gościnne oraz prowadzenie szkoleń i warsztatów (Załącznik 5, III.1).

Potwierdzeniem mojej ponadprzeciętnej aktywności dydaktycznej jest Medal Komisji Edukacji Narodowej przyznany mi w 2013 roku.

Również bardzo aktywnie działam na rzecz popularyzacji osiągnięć naukowych i przenoszenia ich do praktyki w kraju. Wielokrotnie angażowałem się jako wykładowca, instruktor, konsultant naukowy i/lub techniczny w wielu projektach edukacyjnych, popularyzatorskich i praktycznych (Załącznik 5, III.2 i III.3). Szczególnie dla mnie cenne i istotne są projekty popularyzujące stosowanie technologii hydrofitowej w gospodarce wodnej, szczególnie do oczyszczania ścieków bytowych, jak i zagospodarowania wód deszczowych. W tym zakresie prowadziłem bardzo wiele szkoleń dla studentów, absolwentów, profesjonalistów, w tym również projektantów, przedstawicieli władz samorządowych oraz pracowników urzędów miast i gmin. Poza szkoleniami, referatami i zapraszanyimi wykładami, byłem konsultantem, a nawet twórcą licznych filmów i innych materiałów dydaktycznych i popularyzatorskich z tego zakresu tematycznego.

Poza opisaną powyżej działalnością dydaktyczno-popularyzatorską, podejmuję również wiele wysiłków organizacyjnych na rzecz Katedry, Wydziału i Uczelni, a także

instytucji zewnętrznych. Byłem m.in. wieloletnim członkiem wydziałowej Komisji ds. egzaminu inżynierskiego, przedstawicielem grupy adiunktów w Radzie Wydziału (dwie kadencje), członkiem wydziałowego Kolegium Elektorów (dwie kadencje). Jestem również Koordynatorem Rektora AGH w Krakowie ds. Programu Uniwersytetu Bałtyckiego (The Baltic University Programme). Angażuję się także w działalność Rady ds. Gospodarki Wodno-Ściekowej przy Prezydencie Miasta Krakowa oraz w prace zespołu opracowującego dokument strategiczny „Kierunki Rozwoju i Zarządzania Terenami Zieleni w Krakowie na lata 2017–2030”, realizowany na zlecenie Urzędu Miasta Krakowa.

