

dr inż. Katarzyna Budzińska

AUTOREFERAT

UNIWERSYTET TECHNOLOGICZNO- PRZYRODNICZY
IM JANA I JĘDRZEJA ŚNIADECKICH W BYDGOSZCZY
WYDZIAŁ HODOWLI I BIOLOGII ZWIERZĄT
KATEDRA BIOLOGII I ŚRODOWISKA ZWIERZĄT
ZAKŁAD HIGIENY ZWIERZĄT I MIKROBIOLOGII ŚRODOWISKA

Bydgoszcz, 2018

SPIS TREŚCI

1. Dane personalne:	3
2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe	3
3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	3
4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311).....	2
a) Tytuł osiągnięcia naukowego.....	2
b) Wykaz publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego:.....	2
c) Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania	3
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych	18
6. Działalność dydaktyczna.....	32
7. Działalność organizacyjna.....	33
8. Współpraca z instytucjami, organizacjami i stowarzyszeniami.....	34
9. Dodatkowe informacje o działalności naukowej	35

1. Dane personalne: Katarzyna Budzińska

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe

- **magister inżynier:** kierunek Zootechnika. Akademia Techniczno-Rolnicza im J.J. Śniadeckich w Bydgoszczy, Wydział Zootechniczny. Temat pracy magisterskiej: *„Ekonomika i organizacja produkcji brojlerów kurzych w fermach spółdzielczych (w wybranych gospodarstwach)”*. Promotor dr Anna Wailandt.
Data uzyskania: 8.07.1987.
- **doktor nauk rolniczych** w dyscyplinie Zootechnika. Akademia Techniczno-Rolnicza im J.J. Śniadeckich w Bydgoszczy, Wydział Zootechniczny. Tytuł dysertacji *„Ocena sanitarno-higieniczna osadów surowych i odkazanych wapnem z wybranych oczyszczalni ścieków.”* Data uzyskania: 19 kwiecień 1999 rok.
Promotor: prof. dr hab. Julian Piotr Kluczek - ATR Bydgoszcz.
Recenzenci: prof. dr hab. Eligiusz Rokicki - SGGW Warszawa.
prof. dr hab. Leon Saba - AR Lublin.
- **dyplom ukończenia studiów doktoranckich** w dyscyplinie Zootechnika. Akademia Techniczno-Rolnicza im J.J. Śniadeckich w Bydgoszczy.
Data ukończenia: 06.05.2000.
- **świadcstwo ukończenia Studium Przygotowania Pedagogicznego.** Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Bydgoszczy. Data ukończenia 06.05.1995.

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- **Pracownik inżyniersko-techniczny** - Katedra Higieny Zwierząt i Środowiska Wiejskiego, Wydział Zootechniczny Akademia Techniczno-Rolnicza im J.J. Śniadeckich w Bydgoszczy. Termin zatrudnienia od 01.12.1995 do 28.02.1997.
- **Asystent** - Katedra Higieny Zwierząt i Środowiska Wiejskiego, Wydział Zootechniczny, Akademia Techniczno-Rolnicza im J.J. Śniadeckich w Bydgoszczy. Termin zatrudnienia od 01.03.1997 do 30.09.1999.
- **Adiunkt** - Zakład Higieny Zwierząt i Mikrobiologii Środowiska, Katedra Biologii i Środowiska Zwierząt, Wydział Hodowli i Biologii Zwierząt, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy im Jana i Jędrzeja Śniadeckich w Bydgoszczy. Termin zatrudnienia od 1.10.1999 – do chwili obecnej.

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

Osiągnięciem naukowym wynikającym z art. 16. ust. ustawy o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki jest cykl 7 publikacji powiązanych tematycznie.

a) Tytuł osiągnięcia naukowego: „Sanitarno-higieniczne aspekty oczyszczania ścieków i higienizacji osadów ściekowych”.

b) Wykaz publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego:

1. Budzińska K., Wroński G., Szejniuk B. 2012: Survival time of bacteria *Listeria monocytogenes* in water environment and sewage. Polish Journal of Environmental Studies, 21, 31-37. **(IA1)***

IF = 0,462; pkt MNiSW = 15

2. Traczykowski A., Budzińska K., Jurek A., Szejniuk B., Berleć K., Małolepszy P. 2013: Wpływ wapnowania osadów ściekowych na inaktywację jaj *Ascaris suum*. Przemysł Chemiczny, 92, 7, 1285-1288. **(IA2)**

IF= 0,367; pkt MNiSW = 15

3. Budzińska K., Szejniuk B., Traczykowski A., Jurek A., Michalska M., Berleć K. 2014: Effectiveness of removing microbiological pollutions from wastewater with activated sludge method. Environment Protection Engineering, 40, 4, 53-68. **(IA3)**

IF = 0,652; pkt MNiSW = 15

4. Budzińska K., Traczykowski A., Szejniuk B., Jurek A., Pasela R., Berleć K., Michalska M. 2015: Higienizacja osadów ściekowych z wykorzystaniem wapna palonego i hydratyzowanego. Przemysł Chemiczny, 94, 4, 1000-1004.

IF = 0,399; pkt MNiSW = 15 **(IA4)**

5. Budzińska K., Szejniuk B., Jurek A. 2016: Inactivation of *Ascaris suum* eggs during the process of sewage sludge composting in piles. Rocznik Ochrona Środowiska - Annual Set The Environment Protection, 18, 258-272. **(IA5)**

IF = 0,705; pkt MNiSW = 15

6. Budzińska K, Dziedziak K, Szejniuk B, Traczykowski A, Michalska M, Berleć K., Pasela R. 2016: Wpływ ditlenku chloru i nadtlenu wodoru na eliminację *Salmonella* Enteritidis w ściekach z przemysłu owocowo-warzywnego. Przemysł Chemiczny, 94, 7, 1000-1004. **(IA6)**

IF = 0,385; pkt MNiSW = 15

7. Budzińska K., Pawlicka N., Szejniuk B., Traczykowski A., Michalska M., Berleć K., Kupczyński R. 2017: Wpływ ditlenku chloru i nadtlenu wodoru na eliminację *Listeria monocytogenes* w ściekach z przemysłu owocowo-warzywnego. Przemysł Chemiczny, 96, 2, 453-457. **(IA7)**

IF= 0,385; pkt MNiSW = 15

Podsumowanie dorobku naukowego włączonego do osiągnięcia naukowego:

Liczba punktów za publikacje włączone do osiągnięcia naukowego zgodnie z punktacją obowiązującą w roku opublikowania wynosi: **105.**

Wartość współczynnika *Impact Factor* (IF) obowiązującego w roku wydania publikacji, za publikacje włączone do osiągnięcia naukowego stanowi: **3,355.**

Oświadczenie współautorów prac zaliczonych do osiągnięcia naukowego zawiera załącznik 6.

***Numeracja prac zgodna z załącznikiem 4.**

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

1. Wprowadzenie i cel badań

W ściekach występują liczne mikroorganizmy saprofityczne, potencjalnie chorobotwórcze, a także patogenne. Do najczęściej identyfikowanych bakterii chorobotwórczych występujących w ściekach należą: *Salmonella* spp., *Shigella* spp, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*, *Proteus vulgaris* oraz *Listeria monocytogenes* [10, 14, 16, 19, 20, 27, 39]. Oczyszczanie ścieków na drodze mechaniczno-biologicznej nie zawsze jest skutecznym sposobem usunięcia zanieczyszczeń mikrobiologicznych, które mogą być przyczyną skażenia środowiska naturalnego. Koivunen i wsp. [25] donoszą, że oczyszczanie ścieków pozwala na zmniejszenie liczby mikroorganizmów wskaźnikowych o 2-3 rzędy wielkości. Z kolei Walczak i Donderski [52] stwierdzili, że można osiągnąć eliminację fekalnych bakterii grupy coli na poziomie 97,28%, paciorkowców kałowych o 85,97%, natomiast bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* o 96,18%. W wyniku niewłaściwej pracy oczyszczalni do wód powierzchniowych, gleby i powietrza mogą dostawać się chorobotwórcze mikroorganizmy oraz jaja pasożytów. Transmisja patogenów odbywa się przez ścieki odprowadzane do wód lub wykorzystywane w rolnictwie jako nawóz oraz niewłaściwe stosowanie osadów ściekowych [12, 35, 31, 47, 51].

Drobnoustroje chorobotwórcze mogą przeżyć poza ustrojem żywiciela przez pewien czas, dlatego ich obecność w ściekach i osadach ściekowych stanowi zagrożenie sanitarne. W niesprzyjających warunkach środowiska, bez względu na to, czy powodują je czynniki biotyczne czy abiotyczne, wiele bakterii patogennych dzięki wstrzymaniu wzrostu i syntezy ściany komórkowej, a także dzięki spowolnieniu przemian metabolicznych, uzyskuje możliwość przetrwania w tych warunkach i uaktywnienia się w bardziej korzystnym środowisku. Według niektórych autorów [15, 50] u bakterii w niesprzyjających warunkach środowiskowych (między innymi w stresie głodowym), może występować zjawisko VBNC (viable but nonculturable). Istnieje pogląd, iż stan ten to genetycznie zaprogramowana odpowiedź bakterii na stropy środowiskowe, umożliwiająca im przetrwanie bardzo trudnych warunków [7]. Mimo pewnych rozbieżności dotyczących traktowania zjawiska VBNC przez różnych badaczy pewne jest, iż bakterie znajdujące się w tym stanie w środowisku wodnym są ewidentnym zagrożeniem, ponieważ zachowują swoją wirulencję a w wielu przypadkach jej stopień może być większy niż u bakterii nie będących w stanie uśpienia [45]. Potwierdzeniem tej tezy jest długi czas przeżywania bakterii z rodzaju *Salmonella* w środowisku wodnym nawet do 7 miesięcy [41].

Z punktu widzenia epidemiologicznego, ścieki odprowadzane bezpośrednio do środowiska wodnego bez dodatkowej obróbki mogą przyczynić się do jego zanieczyszczenia i tym samym skutkować poważnymi konsekwencjami zdrowotnymi u ludzi i zwierząt. Najczęściej izolowane ze środowiska wodnego bakterie chorobotwórcze są patogenami pochodzenia jelitowego, które mogą dostawać się do wody wraz z kałem zwierząt, a także ściekami bytowo-gospodarczymi [5, 32, 44]. W specyficznych warunkach nawet małe lub bardzo małe ilości odprowadzanych ścieków mogą stanowić zagrożenie dla obszarów podlegających szczególnej ochronie. Pomimo faktu, że ścieki komunalne zawierają duże ilości mikroorganizmów chorobotwórczych, zmniejszenie ich populacji nigdy nie było priorytetem oczyszczalni ścieków. Według wielu autorów [19, 51] niezbędne jest więc prowadzenie badań określających efektywność eliminacji ze ścieków mikroorganizmów patogennych wykorzystując w tym celu bakterie wskaźnikowe.

Przyjmuje się, że najwłaściwszym sposobem zabezpieczenia środowiska wodnego przed skażeniem mikrobiologicznym jest dezynfekcja ścieków. W praktyce technologicznej stosuje się dwie grupy metod dezynfekcji ścieków oczyszczonych: chemiczne, polegające na

chlorowaniu, ozonowaniu, stosowaniu kwasu nadoctowego lub nadmanganowego oraz fizyczne, polegające na stosowaniu promieniowania UV bądź metod membranowych. Wszystkie te metody posiadają szereg zalet i wad związanych z konkretnymi warunkami realizacji, głównie z ich kosztocłonnością [1, 29, 34, 36, 42, 49].

Istotnym problemem oczyszczania ścieków jest wytwarzanie dużej ilości osadów ściekowych, które należy we właściwy sposób zagospodarować lub unieszkodliwić. Powstające w procesach biologicznego oczyszczania ścieków osady charakteryzują się znaczną zawartością materii organicznej, makro- i mikroskładników, co sprawia że coraz częściej są wykorzystywane w nawożeniu terenów rolniczych i leśnych oraz rekultywacji terenów zielonych [18, 24]. Stosowanie osadów ściekowych w charakterze nawozu przynosi wiele wymiernych korzyści, takich jak: poprawę struktury gleby, zdolności sorpcyjnych oraz wzbogacających glebę w istotne dla roślin składniki odżywcze [28]. Wykorzystanie osadów na cele nawozowe ma istotne znaczenie w Polsce, zwłaszcza w rejonach gdzie dominują w użytkowaniu rolniczym gleby lekkie i ubogie w warstwę próchnicy [24]. Jednak oprócz wielu korzystnych aspektów charakteryzujących osady ściekowe przemawiające za ich rolniczym zagospodarowaniem, istnieją również znaczące ograniczenia. Głównym zagrożeniem dla środowiska, wynikającym ze stosowania osadów, jest obecność w ich składzie ponadnormatywnych ilości metali ciężkich oraz chorobotwórczych drobnoustrojów i jaj pasożytów jelitowych. Przy ocenie sanitarnego stanu osadów ściekowych należy mieć na uwadze okres przeżywalności mikroorganizmów w określonych warunkach środowiskowych, jak również tempo obumierania ich komórek. Na czas przeżywalności drobnoustrojów chorobotwórczych poza ustrojem żywiciela wpływa wiele czynników, m.in.: temperatura, nasłonecznienie, odczyn oraz wilgotność [3, 6]. W Polsce zgodnie z obowiązującymi wymaganiami jako wskaźniki stanu sanitarnego osadów przyjmuje się pałeczki z rodzaju *Salmonella* i jaja pasożytów. Wykazano, że bakterie *Salmonella* występują w osadach surowych i przefermentowanych na poziomie od 42 do 100% badanych próbek [2, 25]. Skażenie bakteriologiczne osadów ściekowych pałeczkami *Salmonella* przed stabilizacją potwierdziło wielu autorów [4, 17, 33]. Liczba tych bakterii w surowych osadach ściekowych pochodzących z różnych oczyszczalni kształtuje się najczęściej na poziomie od 10^1 do 10^4 jtk/g [8]. Osady ściekowe zawierają również jaja helmintów, przy czym dominują jaja *Ascaris* spp., w mniejszej ilości występują jaja *Toxocara* spp. i *Trichuris* spp. [38, 53]. Jaja *Ascaris*, *Trichuris* i *Toxocara* zostały uznane, jako wskaźniki oceny stanu higienicznego osadów ściekowych i nawozów organicznych ze względu na wybitnie szkodliwe oddziaływanie na zdrowie człowieka oraz długą przeżywalność w środowisku. Jaja tych nicieni są bardziej odporne na różne metody higienizacji niż inne endopasożyty [46, 53]. Zdaniem Amina [3] wysoki potencjał rozrodczy *Ascaris* (200000 jaj/dobę), prawdopodobnie przyczynił się do uzyskania znacznej liczby jaj w wysuszonym osadzie (do 48 jaj/10 g s.m.). Podobnie Kaźmierczuk [26] zwraca uwagę na dużą liczbę żywych jaj glisty *Ascaris* spp. Na ogólną liczbę 54 zbadanych próbek osadów tylko w 6,8% nie stwierdzono obecności żywych jaj tego pasożyta. W większości pozostałych próbek stwierdzono różne ich liczby od 130 do 1968 jaj w 1kg s.m. osadu. Wyniki badań Kaniuczak i wsp. [23] także wskazują na podwyższony stopień zagrożenia sanitarnego badanych osadów ściekowych. Bezpośredni wpływ na tę sytuację miała obecność zapłodnionych i niezapłodnionych jaj pasożytów, należących do rodzaju *Ascaris lumbricoides* i *Trichuris trichiura*, których liczba w jednym kilogramie osadu zagęszczonego wynosiła odpowiednio: 136 i 120. W przypadku 67% próbek odwodnionego osadu po prasie stwierdzono obecność zapłodnionych jaj *Ascaris* i *Toxocara*, których liczba zawierała się średnio między 60 a 80 sztuk/kg s.m. Stwierdzono, że próbki osadów ściekowych w 84% były zanieczyszczone jajami z rodzaju *Ascaris*, *Trichuris* i *Toxocara* [53].

Długa żywotność większości drobnoustrojów chorobotwórczych stanowi istotny problem przy zagospodarowaniu przyrodniczym osadów ściekowych, a w szczególności przy

ich rolniczym wykorzystaniu, gdzie organizmy te są w stanie przeżyć w glebie lub na roślinach miesiące, a nawet lata [15]. Z tego powodu przed zagospodarowaniem w środowisku przyrodniczym konieczne jest poddanie osadów ściekowych procesowi higienizacji [22, 25, 30]. Proces kompostowania osadów wpływa destrukcyjnie na patogene mikroorganizmy. Mechanizm ten nie jest do końca poznany, prawdopodobnie jest to kompleksowa interakcja czynników fizycznych, chemicznych i biologicznych [21, 37, 51]. Szczególną rolę przypisuje się antagonistycznemu oddziaływaniu autochtonicznych drobnoustrojów będących rodzimą mikroflorą środowiska. Niewątpliwie ważnym czynnikiem jest wysoka temperatura niszcząca podstawowe funkcje życiowe mikroorganizmów chorobotwórczych. W związku z tym drobnoustroje patogene podlegają w różnym stopniu procesowi ciągłej eliminacji, przy czym dynamika tego procesu może być bardzo zróżnicowana [9, 23]. Wyniki licznych badań dotyczących stanu parazytologicznego kompostów wytworzonych na bazie osadów ściekowych i innych odpadów komunalnych są dość rozbieżne. Gaspard i wsp. [18] wykazali, że proces kompostowania nie przyczynia się do całkowitej inaktywacji jaj nicieni. Analiza kompostu, pomimo że wykazała nieznaczną liczbę jaj w próbce, to jednak 25% z nich były nadal żywe, zdolne do inwazji. Papajová i wsp. [38] oraz Reimers [43] donoszą, że po skończonym procesie kompostowania różnych odpadów organicznych aż 60% próbek zawierało żywe jaja *Ascaris* spp., *Trichuris* spp., *Toxocara* spp. i *Hymenolepsis* spp. Po 150 dniach kompostowania większość jaj *Ascaris suum* zachowywała swoją żywotność (63,47 %). Z kolei Zdybel i wsp. [53] w 38% próbek kompostów stwierdzili obecność jaj pasożytów jelitowych, przy czym inwazyjne formy wyizolowano z 8% próbek. Najczęściej identyfikowano jaja glist z rodzaju *Ascaris* (23%), *Trichuris* (15%) i *Toxocara* (8%). Gantzer i wsp. oraz Pecson i wsp. [16;40] twierdzą, że podczas degradacji biologicznej, w warunkach tlenowych, wiele czynników może wpływać na stopień inaktywacji jaj pasożytów przewodu pokarmowego, przy czym temperatura jest czynnikiem dominującym. W celu uzyskania ustabilizowanego oraz bezpiecznego pod względem sanitarnym nawozu przeznaczonego do stosowania w rolnictwie, w przyzmacach musi wzrosnąć temperatura do około 70°C, co warunkuje eliminację patogennych drobnoustrojów z kompostowanego materiału [13].

Do sanityzacji osadów wykorzystuje się także wapnowanie. Jest to proces, w którym czynnikiem odkażającym może być wapno palone (CaO), bądź wapno gaszone Ca(OH)₂. Higienizację w pierwszym przypadku zapewnia wysoka temperatura i dodatkowo silnie alkaliczny odczyn, natomiast w drugim, mocno zasadowy odczyn oraz amoniak działający wybitnie biobójczo na mikroorganizmy [11, 40]. Wapnem stabilizuje się osady surowe (wstępne i wtórne), jak również ustabilizowane w procesach fermentacji lub tlenowej stabilizacji. Odpowiednie mieszanie osadu z wapnem (CaO) we właściwych proporcjach skutkuje podwyższeniem wartości pH oraz ogrzewaniem osadu. W świetle powyższych danych literaturowych niezwykle istotne jest prowadzenie ukierunkowanych badań nad zanieczyszczeniem mikrobiologicznym i parazytologicznym ścieków i osadów ściekowych.

Cel badań

Problemy związane z właściwym oczyszczaniem ścieków oraz racjonalnym zagospodarowaniem osadów ściekowych były inspiracją do podjęcia moich badań, których celem była analiza i ocena efektywności usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze ścieków oraz higienizacja osadów ściekowych. Badaniom poddano ścieki bytowo-gospodarcze, z przemysłu mięsnego oraz przetwórstwa owoców i warzyw, a także komunalne osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni zlokalizowanych na obszarach wiejskich o niskim wskaźniku Równoważnej Liczby Mieszkańców (RLM). Ścieki i osady pochodzące z takich obiektów charakteryzują się niską zawartością metali ciężkich, która nie przekracza wartości normatywnych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z 2014

(Dz.U.2014.poz.1800) oraz z 2015 (Dz.U.2015.poz.257). Takie ścieki i osady ściekowe charakteryzują się znaczną zawartością materii organicznej, makro- i mikroskładników, co sprawia że mogą być wykorzystywane w rolnictwie oraz do rekultywacji terenów na cele rolne, terenów zdegradowanych, a także do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu. W Polsce dla małych i średnich oczyszczalni ścieków rolnicze wykorzystanie osadów jest najbardziej korzystne, zwłaszcza w rejonach gdzie dominują w użytkowaniu rolniczym gleby lekkie i ubogie w warstwę próchnicy. Jednak istotnym problemem jest zanieczyszczenie mikrobiologiczne i parazytologiczne ścieków i osadów ściekowych oraz długi czas przeżywalności bakterii patogennych i jaj helmintów w określonych warunkach środowiskowych, jak również tempo obumierania ich komórek. Przeprowadzenie odpowiednich zabiegów dezynfekcji ścieków oraz higienizacji osadów ściekowych umożliwi ich wykorzystanie do celów nawozowych. Podjęte przeze mnie badania miały na celu również zwrócenie uwagi na potrzebę określenia precyzyjnych kryteriów oceny sanitarnej ścieków i osadów ściekowych pozwalających na bezpieczne ich odprowadzanie do środowiska lub wykorzystanie w rolnictwie jako nawóz.

Głównymi celami naukowymi podjętych badań, których wyniki zostały przedstawione w ramach cyklu powiązanych tematycznie publikacji było:

- ustalenie efektywności usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze ścieków oczyszczanych metodą osadu czynnego ((IA3)),
- określenie czasu przeżywalności bakterii *Listeria monocytogenes* i *Salmonella* Enteritidis w ściekach pochodzących z zakładów mięsnych i przetwórstwa owocowo-warzywnego (IA1; IA6; IA7),
- ustalenie skuteczności dezynfekcji ścieków z zastosowaniem ditlenku chloru i nadtlenu wodoru ((IA6; IA7),
- określenie optymalnych warunków higienizacji osadów ściekowych wapnem palonym i hydratyzowanym (IA2; IA4),
- ustalenie efektywności higienizacji osadów ściekowych w procesie kompostowania (IA5).

2. Omówienie i podsumowanie wyników badań

2.1. Efektywność usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze ścieków metodą osadu czynnego

Oczyszczanie ścieków odgrywa istotną rolę w ochronie przyrody tj. gleb, wód powierzchniowych i podziemnych, a także atmosfery. Podczas usuwania zanieczyszczeń fizykochemicznych ze ścieków następuje również obniżenie liczby mikroorganizmów chorobotwórczych, przy czym efektywność ich eliminacji zależy od wielu czynników; między innymi od zastosowanej technologii ich oczyszczania. Wyniki moich badań dotyczących skuteczności oczyszczania ścieków komunalnych metodą osadu czynnego przedstawiłam w **pracy IA3**. W moich badaniach do mikrobiologicznej oceny ścieków wykorzystałam metodę pośrednią, w której jako wskaźniki sanitarne przyjąłam bakterie *Escherichia coli*, paciorkowce kałowe, pałeczki z rodzaju *Salmonella*, a także drobnoustroje należące do rodziny *Enterobacteriaceae*. Analizie poddano próbki ścieków surowych, po etapie oczyszczania mechanicznego, biologicznego oraz oczyszczonych odprowadzanych do rzeki. Badania mikrobiologiczne prowadzono zgodnie z procedurami określonymi w Polskich Normach dla poszczególnych grup drobnoustrojów. Końcową identyfikację poszczególnych wskaźników sanitarnych potwierdzano przy wykorzystaniu biochemicznych metod API. Przeprowadzone przeze mnie badania dowiodły, że najliczniejszą grupą mikroorganizmów występujących w ściekach surowych były bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, których liczbę w okresie jesienno-zimowym odnotowano na poziomie średnio $1,0 \times 10^6$ jtk/ml, natomiast w okresie wiosenno-letnim liczba tych drobnoustrojów była niższa i wynosiła $8,5 \times 10^5$ jtk/ml. Pałeczki *E.coli* oznaczono w szerokim zakresie na poziomie

od $4,5 \times 10^4$ jtk/ml (okres jesienno-zimowy) do $4,0 \times 10^6$ jtk/ml (okres wiosenno-letni). Spośród oznaczanych w ściekach bakterii, paciorkowce kałowe występowały mniej licznie, ponieważ średnia ich liczba w całym okresie badań kształtowała się na poziomie $1,7 \times 10^4$ jtk/ml. Mikrobiologiczna analiza wykazała znaczne zanieczyszczenie bakteriologiczne ścieków bakteriami *E.coli*, paciorkowcami kałowymi oraz bakteriami z rodziny *Enterobacteriaceae*. Istotne było stwierdzenie, że w 71% próbek ścieków surowych wykrywano obecność bakterii z rodzaju *Salmonella*. Etap mechanicznego oczyszczania ścieków spowodował nieznaczną eliminację badanych mikroorganizmów, przy czym liczba drobnoustrojów należących do rodziny *Enterobacteriaceae* obniżyła się o 0,92 log jtk/ml, z kolei pałeczki *E. coli* o 0,58 log jtk/ml. Podobną tendencję zaobserwowano w przypadku paciorkowców kałowych. Wykazano również, że mechaniczne oczyszczanie ścieków skutkowało obniżeniem liczby pałeczek *Salmonella* o 0,32 log jtk/ml. Kolejny etap oczyszczania ścieków w reaktorach biologicznych z osadem czynnym przyczynił się do wysokiej redukcji liczebności bakterii wskaźnikowych wynoszącej od 94,27% (*Salmonella*) do 99,62% (*Enterobacteriaceae*). Wyniki przeprowadzonych badań dowiodły, że pomimo wysokiego procentu eliminacji badanych wskaźników sanitarnych, liczba pozostałych jeszcze w ściekach oczyszczonych mikroorganizmów była nadal wysoka. Należy podkreślić, że w ściekach oczyszczonych wykrywano obecność pałeczek *Salmonella* w 43% pobranych próbek odprowadzanych do rzeki. Ważnym aspektem w transmisji pałeczek *Salmonella* jest ich oporność na niekorzystne czynniki środowiska naturalnego oraz zdolność do przeżywania przez długi okres czasu w różnych niszach ekologicznych. Badanie te mają szczególne znaczenie również z epidemiologicznego i epizootycznego punktu widzenia, ponieważ drobnoustroje chorobotwórcze, które dostają się do środowiska wraz z niedostatecznie oczyszczonymi ściekami stwarzają ryzyko występowania chorób u ludzi i zwierząt. W związku z powyższym zaproponowałam poszerzenie dotychczasowych wskaźników oceny skuteczności oczyszczania ścieków o parametry mikrobiologiczne przed odprowadzaniem ścieków do środowiska. Przeprowadzone przeze mnie badania wskazują na konieczność oznaczania w ściekach oczyszczonych dodatkowo następujących bakterii wskaźnikowych: *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, pałeczek z rodzaju *Salmonella* oraz ogólną liczbę bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*.

2.2. Przeżywalność bakterii *Listeria monocytogenes* i *Salmonella* Enteritidis w ściekach i środowisku wodnym

Drobnoustroje chorobotwórcze poza ustrojem żywiciela mogą przeżyć przez pewien okres czasu, dlatego ich obecność w ściekach, w wodach powierzchniowych i osadach ściekowych stanowi poważne zagrożenie sanitarne. Jednym z patogenów występujących w ściekach jest *Listeria monocytogenes*, która odznacza się zdolnością do namnażania i wzrostu w niekorzystnych warunkach w stosunku do innych drobnoustrojów. Przeprowadzone przeze mnie badania miały na celu ustalenie wpływu temperatury na czas przeżycia i tempo eliminacji bakterii *Listeria monocytogenes* w ściekach pochodzących z zakładów przemysłu mięsnego oraz w próbkach wody powierzchniowej, do której odprowadzano ścieki po procesach oczyszczania (IA1). Należy podkreślić, że w Polsce nie prowadzono jeszcze badań związanych z przeżywalnością tych bakterii w ściekach, dlatego uważam, że moje badania posiadają charakter nowatorski. Analizy mikrobiologiczne prowadziłam horyzontalną metodą wykrywania obecności i oznaczania liczby *Listeria monocytogenes* [PN-EN ISO 11290-1:1999/2000]. Przy identyfikacji tych bakterii wykonano również test na katalazę, określono typ hemolizy oraz ustalono podstawowe cechy biochemiczne systemem API Listeria. Uzyskane wyniki wykazały, że w temperaturze 4°C liczba bakterii *Listeria* w ściekach wynosiła w badaniu początkowym $9,5 \times 10^8$ jtk/ml i zmniejszyła się do wartości $4,8 \times 10^6$ jtk/ml w 20 dniu eksperymentu, po czym na przestrzeni kolejnych dni badań obserwowano stopniową eliminację tych mikroorganizmów o jedną jednostkę logarytmiczną. W ostatnim dniu doświadczenia (100 dzień) izolowano komórki bakteryjne na poziomie $4,8 \times 10^2$ jtk/ml. W

ściekach o temperaturze 20°C obserwowano zdecydowanie szybsze tempo eliminacji *Listeria monocytogenes*, ponieważ już w 50 dniu badań stwierdzono wyraźne obniżenie liczby tych bakterii ($2,5 \times 10^1$ jtk/ml) w stosunku do liczby początkowej ($2,5 \times 10^8$ jtk/ml). W 60 dniu eksperymentu nie izolowano już badanych drobnoustrojów. Tempo eliminacji bakterii *Listeria monocytogenes* w temperaturze 4°C wynosiło 0,06 log jtk na dzień, natomiast maksymalny czas przeżycia wyliczono na 141 dni. W temperaturze 20°C dzienne tempo obumierania komórek bakteryjnych było o 0,08 log wyższe w porównaniu do temperatury 4°C i przyjmowało wartość 0,14 log jtk, a maksymalny czas przeżycia drobnoustrojów w tych warunkach wynosił 61 dni. Z powyższych rezultatów wynika, że temperatura ścieków determinowała dynamikę inaktywacji testowanych mikroorganizmów. Znaczny odsetek *Listeria* w ściekach może warunkować jej obecność w środowisku wodnym, dlatego podjęłam kolejne badania, które miały na celu ustalenie czasu przeżycia tych bakterii w wodzie rzecznej, do której odprowadzane były przedmiotowe ścieki. Wyniki moich badań wykazały, że bakterie *Listeria monocytogenes* przeżywały znacznie dłużej w środowisku wodnym w temperaturze 4°C w porównaniu z temperaturą 20°C. Dzielne tempo eliminacji tych bakterii wynosiło w wodzie w temperaturze 4°C 0,07 log jtk, natomiast w temperaturze 20°C było wyższe i przyjmowało wartość 0,19 log jtk. Na tej podstawie można sądzić, że temperatura 4°C działa stabilizująco na pałeczki *Listeria monocytogenes*. Niewątpliwie wyjaśnienia przyczyn tego zjawiska należy szukać w psychrotroficznej naturze oznaczanych bakterii. Adaptacja pałeczek listerii do warunków niskich temperatur powoduje u nich spowolnienie wszelkich procesów życiowych. W następstwie tego zjawiska listerie wykazują wyższą oporność, między innymi na brak substancji odżywczych, co może pozwalać im na dłuższe przeżycie w środowisku wodnym. Ustalony na podstawie równania regresji teoretyczny maksymalny czas przeżycia pałeczek listerii w wodzie w temperaturze 4°C wynosił 120 dni, natomiast w 20°C był zdecydowanie krótszy i wyniósł 47 dni.

Bakterie *Listeria monocytogenes* są szeroko rozprzestrzenione w środowisku, mogą występować w powietrzu, glebie, żywności, ściekach, wodzie, są również wykrywane w owocach i warzywach, dlatego podczas obróbki technologicznej mogą przedostawać się do ścieków poprodukcyjnych. W związku z faktem potencjalnej kontaminacji ścieków owocowo-warzywnych przez te patogeny przeprowadziłam badania dotyczące ustalenia czasu przeżywalności pałeczek *Listeria monocytogenes* w tym środowisku (IA7). Przeprowadzone badania również wykazały znaczący wpływ temperatury na czas przeżycia bakterii *Listeria monocytogenes* w ściekach z przemysłu owocowo-warzywnego. Ustalono, że w ściekach w temperaturze 20°C, na podstawie równań regresji, tempo eliminacji tych bakterii wynosiło 0,32 log jtk/dzień, natomiast obliczony teoretyczny czas ich przeżycia wynosił 27 dni. Tempo eliminacji *Listeria monocytogenes* w ściekach w temperaturze 4°C przyjmowało wartość 0,02 log jtk/dzień. Ustalono na podstawie przebiegu prostej regresji, że zdecydowanie dłużej przeżywały bakterie w temperaturze 4°C, a teoretyczny ich czas przeżycia wyniósł 370 dni.

W ściekach komunalnych, jak i pochodzących z przemysłu spożywczego często występują bakterie z rodzaju *Salmonella*. Wprowadzanie pałeczek *Salmonella* wraz ze ściekami do środowiska może nieść za sobą poważne konsekwencje epidemiologiczne. Takie działanie prowadzi do skażenia środowiska, zwłaszcza wód powierzchniowych, co w konsekwencji stanowi bezpośrednie lub pośrednie źródło zakażenia ludzi. Ważnym aspektem w transmisji pałeczek *Salmonella* w środowisku jest ich oporność na niekorzystne czynniki środowiska naturalnego oraz zdolność do przetrwania w różnych niszach ekologicznych przez dłuższy czas. W przypadku przemysłu spożywczego jednym ze źródeł rozprzestrzeniania się tych bakterii w środowisku są ścieki z branży owocowo-warzywniej, dlatego przeprowadziłam badania, których celem było ustalenie czasu przeżywalności szczepów wzorcowych *Salmonella* Enteritidis w ściekach z przemysłu owocowo-warzywnego w temperaturze 4 i 20°C (IA6). Analizy mikrobiologiczne prowadzono horyzontalną metodą wykrywania

Salmonella spp. zgodnie z normą PN-EN ISO 6579:2003. Dodatkowo prowadzono badania serologiczne oraz biochemiczne metodą API 20E. W trakcie przeprowadzonego eksperymentu zaobserwowano stopniową eliminację komórek *Salmonella* w ściekach, przy czym tempo ich inaktywacji było również wyraźnie uzależnione od temperatury ścieków. Przeprowadzone po 7 dniach eksperymentu analizy mikrobiologiczne wykazały eliminację tych drobnoustrojów w ściekach w temperaturze 20°C o ponad 5,5 jednostek logarytmicznych. Obliczone z równania regresji dzienne tempo eliminacji bakterii wzorcowych w ściekach w temperaturze 20°C wynosiło 0,51 log jtk/ml, natomiast maksymalny czas przeżycia pałeczek *Salmonella* Enteritidis w tych warunkach temperaturowych wynosił 15 dni. W ściekach w temperaturze 4°C eliminacja bakterii przebiegała znacznie wolniej, ponieważ po 7 dniach liczba komórek *Salmonella* Enteritidis obniżyła się o 0,8 log jtk/ml. Poziom inaktywacji tych bakterii przekraczający 5 jednostek logarytmicznych stwierdzono dopiero w 35 dniu doświadczenia. Z równań regresji wynika, że dzienne tempo ich eliminacji przyjmowało wartość 0,047 log jtk/ml, natomiast czas przeżycia *Salmonella* Enteritidis w ściekach w niższej temperaturze wynosił 160 dni.

Uzyskane wyniki dowiodły, że bakterie *Listeria monocytogenes* oraz *Salmonella* Enteritidis mogą występować w ściekach pochodzących z przemysłu spożywczego przez długi czas, zwłaszcza w niskich temperaturach. Dodatkowo wyniki moich badań wskazały na bardzo istotny fakt dłuższego przeżywania bakterii *Listeria monocytogenes* w porównaniu do pałeczek *Salmonella*, niezależnie od rodzaju ścieków oraz temperatury. Wykorzystywanie więc jako wskaźnika bakterii z rodzaju *Salmonella* przy ocenie sanitarno-higienicznej ścieków i wód jest niewystarczające z punktu widzenia transmisji patogenów do środowiska, dlatego w mojej opinii niezbędne jest prowadzenie stałego monitoringu oczyszczonych ścieków pochodzących z przemysłu rolno-spożywczego.

2.3. Ustalenie skuteczności dezynfekcji ścieków z zastosowaniem ditlenku chloru i nadtlenu wodoru

W związku faktem znacznego zanieczyszczenia mikrobiologicznego ścieków z przemysłu spożywczego konieczne jest prowadzenie dezynfekcji ścieków przed odprowadzeniem ich do odbiorników wodnych w celu zapobiegania transmisji mikroorganizmów patogennych do środowiska naturalnego.

Ze względu na szkodliwe działanie produktów ubocznych, które mogą powstawać w trakcie dezynfekcji, testowałam alternatywne preparaty odkażające. W przeprowadzonych przeze mnie badaniach do dezynfekcji ścieków pochodzących z przetwórstwa owocowo-warzywnego wykorzystałam ditlenek chloru i nadtlenek wodoru. Celem badań było ustalenie optymalnych dawek tych środków odkażających umożliwiających inaktywację bakterii *Listeria monocytogenes* z analizowanych ścieków (IA7). Do poszczególnych próbek inokulowanych tymi bakteriami ścieków aplikowano dawki ditlenku chloru w zakresie od 0,3 do 6,0 g/dm³, natomiast drugi z zastosowanych środków dezynfekcyjnych, którym był nadtlenek wodoru, dozowano do ścieków w dawkach od 0,83 do 6,64 g/dm³. Wyniki moich badań dowiodły, że ditlenek chloru wpłynął znacząco na eliminację bakterii *Listeria monocytogenes* ze ścieków pochodzących z przemysłu owocowo-warzywnego. Reagent ten wprowadzony do ścieków w stężeniu 6,0 g/dm³ przyczynił się do eliminacji bakterii o 6 jednostek logarytmicznych. Obliczona z równania regresji dawka letalna wynosiła 7,59 g/dm³. Z kolei wykorzystanie nadtlenu wodoru do dezynfekcji ścieków w dawce 0,32 g/dm³ przyczyniło się do obniżenia liczby komórek *Listeria monocytogenes* o 3 jednostki logarytmiczne, natomiast eliminacja tych bakterii o ponad 5 jednostek logarytmicznych nastąpiła po wprowadzaniu dawki 6,64 g/dm³. Istotny z sanitarnego punktu widzenia jest fakt,

że w ściekach pozostały jednak nadal żywe komórki *Listeria monocytogenes* na poziomie $4,5 \times 10^2$ jtk/ml. W związku z tym przeprowadzono analizy prognostyczne, które wykazały, że dawka nadtlenu wodoru gwarantująca całkowitą inaktywację tych bakterii ze ścieków wynosi $8,98 \text{ g/dm}^3$.

W związku z faktem, że nie zawsze metody mechaniczne oraz biologiczne oczyszczania ścieków pozwalają na uzyskanie 100% eliminacji drobnoustrojów chorobotwórczych, zaleca się stosować dodatkową obróbkę dezynfekcyjną. Proces ten można przeprowadzić różnymi środkami, które powinny być dostosowane do rodzaju ścieków oraz ich zanieczyszczenia mikrobiologicznego. Problematyka ta wydała mi się bardzo istotna, dlatego przeprowadziłam badania, których celem była ocena skuteczności eliminacji ze ścieków z przemysłu owocowo-warzywnego bakterii *Salmonella* Enteritidis. Do dezynfekcji ścieków wykorzystałam, podobnie jak w przypadku *Listeria monocytogenes*, ditlenek chloru i nadtlenek wodoru (IA6). Do ścieków aplikowano ditlenek chloru w dawkach od 0,2 do $3,0 \text{ g ClO}_2/\text{dm}^3$, natomiast nadtlenek wodoru dozowano w ilości od 0,33 do $1,67 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{dm}^3$. Oznaczanie bakterii *Salmonella* przeprowadzono metodą podaną w pracy 2.7. W początkowym etapie doświadczenia liczba bakterii *Salmonella* Enteritidis w inokulowanych ściekach wynosiła $4,5 \times 10^6$ jtk/ml. Zastosowanie dawki ClO_2 $0,2 \text{ g/dm}^3$ skutkowało obniżeniem liczby tych bakterii do poziomu $1,5 \times 10^5$ jtk/ml. Zaaplikowanie do ścieków ClO_2 w większych stężeniach 0,3 i $0,4 \text{ g/dm}^3$ przyczyniło się do obniżenia liczby bakterii wskaźnikowych do poziomu 10^4 jtk/ml. Zwiększenie dawki ditlenku chloru do 2 g/dm^3 pozwoliło na eliminację bakterii *Salmonella* o 4,67 jednostek logarytmicznych, natomiast obliczony procent redukcji bakterii dla tego stężenia był równy 99,99%. Ustalone tempo zmniejszenia się liczby komórek *Salmonella* Enteritidis w ściekach po zastosowaniu ditlenku chloru wynosiło 1,79 log jtk/g ClO_2 . Minimalną dawkę ditlenku chloru, która pozwoliła na całkowite wyeliminowanie ze ścieków szczepów *Salmonella* ustalono na poziomie $2,99 \text{ g/dm}^3$. W przypadku dezynfekcji ścieków nadtlakiem wodoru liczba pałeczek *Salmonella* w inokulowanych ściekach była na poziomie $2,5 \times 10^7$ jtk/ml ($7,4 \text{ log jtk/ml}$). Po zastosowaniu najniższego stężenia H_2O_2 odnotowano nieznaczny spadek liczby tych bakterii o 0,42 jednostki logarytmicznej. Zaaplikowana dawka $0,66 \text{ g/dm}^3$ spowodowała eliminację bakterii w ściekach o 2 cykle logarytmiczne. Eliminację komórek *Salmonella* na poziomie 99,99% stwierdzono po zastosowaniu nadtlenu wodoru w dawce 1 g/dm^3 . Analizy prognostyczne dowiodły, że w celu całkowitej inaktywacji bakterii ze ścieków należy zastosować stężenie H_2O_2 na poziomie $1,65 \text{ g/dm}^3$.

Z przeprowadzonych przeze mnie badań wynika, że odpowiednio przeprowadzona dezynfekcja ścieków jest niezmiernie istotna ze względu na zapobiegnię przedostaniu się drobnoustrojów chorobotwórczych do środowiska, w tym przede wszystkim do wody i gleby, a nawet żywności. W celu eliminacji potencjalnych zagrożeń mikrobiologicznych na końcowym etapie doczyszczania ścieków pochodzących z przemysłu spożywczego w mojej opinii właściwe jest wykorzystanie do ich dezynfekcji ditlenku chloru lub nadtlenu wodoru.

2.4. Określenie optymalnych warunków higienizacji osadów ściekowych wapnem palonym i hydratyzowanym

Istotnym problemem związanym z oczyszczaniem ścieków jest wytwarzanie dużej ilości osadów ściekowych, które należy we właściwy sposób zagospodarować. Wykorzystanie osadów ściekowych, traktowane jeszcze do niedawna jako zadanie drugorzędne w stosunku do oczyszczania ścieków, szybko nabiera znaczenia równorzędnego. Zmiana sytuacji podyktowana jest głównie zmianą podejścia do osadów w państwach Unii Europejskiej, co z kolei zobowiązuje do podobnego działania kraje członkowskie. Istnieje kilka różnych metod postępowania z tego typu odpadami, w praktyce jednak dla małych i średnich oczyszczalni ścieków oraz znajdujących się na terenach wiejskich rolnicze zagospodarowanie osadów

okazuje się najbardziej korzystne. Istotnym i bardzo ważnym problemem z punktu widzenia sanitarno-higienicznego jest występowanie bakterii, wśród których obok niegroźnych form saprofitycznych znajdują się gatunki chorobotwórcze, które są poważnym zagrożeniem dla zdrowia ludzi i zwierząt. Długi okres przeżywalności drobnoustrojów w osadach ściekowych stanowi problem przy ich rolniczym wykorzystaniu, dlatego przed zagospodarowaniem w środowisku przyrodniczym konieczne jest poddanie ich procesowi higienizacji. Skłoniło mnie to do podjęcia badań nad oceną skuteczności higienizacji osadów ściekowych poprzez określenie eliminacji bakterii *Salmonella* Enteritidis po zastosowaniu zróżnicowanych dawek wapna palonego i hydratyzowanego (IA4). Pierwszy etap badań polegał na namnożeniu szczepów *Salmonella* Enteritidis oraz inokulacji tymi bakteriami odwodnionych osadów ściekowych. Po 1 godzinie określono liczbę tych bakterii w 1g inokulowanego osadu. W II etapie doświadczenia do zaszczepionych osadów aplikowano następujące dawki CaO: 150, 200, 220, 250 g/kg s.m. oraz Ca(OH)₂ w ilości 100, 150, 300, 350 g/kg s.m. Tempo inaktywacji bakterii określano po 1h, 24h, 48h i 96h od zastosowania związków wapnia. Procesowi wapnowania towarzyszy wiele zmian w obrębie właściwości fizykochemicznych osadów, między innymi dotyczy to wzrostu wartości pH, temperatury oraz zawartości suchej masy. Wszystkie te czynniki w istotny sposób przyczyniają się do zmiany środowiska życia drobnoustrojów, co w konsekwencji prowadzi do obniżenia ich liczebności. Przed zaaplikowaniem związków wapnia osady ściekowe cechowały się odczynem pH na poziomie 6,32. W przeprowadzonym doświadczeniu obserwowano zmiany wartości pH higienizowanych osadów ściekowych przy różnych dawkach CaO i Ca(OH)₂. Najwyższą wartość pH na poziomie 11,07 osadów ściekowych stwierdzono po zastosowaniu 250 g/kg s.m. już po 1h oddziaływania. Wydłużanie czasu kontaktu w przypadku tego reagenta nieznacznie wpłynęło na obniżenie pH do wartości 11,04 (96h). Po zastosowaniu Ca(OH)₂ w dawce najniższej nastąpił wzrost pH do poziomu 9,67, natomiast najwyższa dawka spowodowała podwyższenie tego parametru o 4,62. Po inokulacji masy osadowej bakterie *Salmonella* Enteritidis występowały na poziomie $2,5 \cdot 10^8$ jtk/g. Zastosowanie CaO w ilości 150 g/kg s.m. po 1h oddziaływania spowodowało zmniejszenie liczby drobnoustrojów o 4 jednostki logarytmiczne. Najniższa zaaplikowana do osadów ściekowych dawka wapna palonego nie przyczyniła się do skutecznej higienizacji nawet po 96h, ponieważ pałeczki *Salmonella* występowały nadal w liczbie $1,5 \cdot 10^2$ jtk/g. Podobnie CaO w ilości 200 g/kg s.m. nie umożliwiło 100% eliminacji bakterii wskaźnikowych. Wprowadzenie do osadów wapna palonego w ilości 220 g/kg s.m. okazało się skuteczne w eliminacji pałeczek *Salmonella* po 48 godzinnym czasie kontaktu. Wykazano, że zaaplikowanie CaO w ilości 250 g/kg s.m. przyczyniło się do wzrostu wartości pH do poziomu 11,07, co spowodowało, że już po 1 godzinie oddziaływania nie stwierdzono w osadach obecności bakterii *Salmonella* Enteritidis. Wykorzystanie do higienizacji większych dawek wapna palonego przyczyniało się do natychmiastowej eliminacji z masy osadowej drobnoustrojów patogennych, proces ten jednak powoduje zmiany w składzie chemicznym osadów. W osadach ściekowych po dodaniu CaO następuje spadek zawartości azotu ogólnego i substancji organicznej, co obniża ich wartość nawozową. Ponadto zastosowanie do higienizacji osadów ściekowych mniejszych dawek może skutkować ponownym ich zainfekowaniem. Obliczona na podstawie równań regresji najmniejsza dawka CaO, która umożliwia pełną eliminację pałeczek *Salmonella* z osadów ściekowych wynosi 230 g/kg s.m. po 48 godzinnym czasie oddziaływania. Natomiast CaO w ilości 331 g/kg s.m. po 1 godzinie kontaktu zapewnia całkowity efekt biobójczy w stosunku do tych bakterii. W badaniach aplikowanie do osadów najniższych dawek Ca(OH)₂ (100 i 150 g/kg s.m.) nie pozwoliło na całkowitą eliminację bakterii *Salmonella* Enteritidis, nawet po najdłuższym 96 godzinnym okresie oddziaływania. Zastosowanie wodorotlenku wapnia w ilości 300 g/kg s.m. przyczyniło się do inaktywacji tych bakterii po 1h kontaktu o 2 jednostki logarytmiczne. Z kolei po 24 godzinach stwierdzono obniżenie ich liczby o 4 jednostki

logarytmiczne, natomiast po 48 godzinach nastąpiło dalsze obumieranie komórek *Salmonella*. Całkowitą eliminację tych drobnoustrojów stwierdzono po 96 godzinnym działaniu Ca(OH)_2 . Najwyższa dozowana w doświadczeniu dawka Ca(OH)_2 w ilości 350 g/kg s.m. była skuteczna w inaktywacji szczepów wzorcowych już po 1 godzinie oddziaływania tego związku. Z równań regresji wynika, że zwiększanie stężenia środka o 1 jednostkę przyczynia się do eliminacji *Salmonella* Enteritidis z osadów w tempie wynoszącym 0,02 log jtk/g. Przeprowadzona analiza regresji wykazała, że w przypadku wodorotlenku wapnia obliczona teoretyczna dawka Ca(OH)_2 pozwalająca na 100% inaktywację tych bakterii po 1 godzinnym czasie kontaktu była na poziomie 444 g/kg s.m., natomiast 96 godzinne działanie tego związku było biobójcze w stosunku do wszystkich komórek *Salmonella* Enteritidis w dawce 308 g/kg s.m. *Przy użyciu CaO, do ustabilizowania i efektywnego odkażenia osadu dochodzi już po kilkunastu czy kilkudziesięciu godzinach trwania wapnowania. Wykazano, że przypadku stosowania Ca(OH)_2 stopień higienizacji porównywalny z poziomem osiągniętym przy zastosowaniu CaO otrzymywany jest dopiero po kilkudziesięciu dniach.*

Wyniki przeprowadzonych przeze mnie badań wskazują, że zastosowanie do higienizacji wapna palonego i hydratyzowanego zapewnia skuteczną eliminację bakterii *Salmonella* Enteritidis w osadach ściekowych. Wykazałam, że inaktywacja bakterii wskaźnikowych uzależniona była od dawki CaO i Ca(OH)_2 warunkującej wzrost poziomu pH oraz czasu działania tych reagentów. W przypadku wapna palonego ustaliłam, że najbardziej racjonalna dawka warunkująca całkowitą eliminację bakterii *Salmonella* wynosiła 220 g/kg s.m. po 24-godzinnym czasie kontaktu. W celu zastosowania podobnych efektów higienizacyjnych wapno hydratyzowane należy zastosować w dawce 300 g/kg s.m. po 48-godzinnym czasie kontaktu.

Występowanie pasożytów jelitowych w osadach ściekowych przyczyniło się do zintensyfikowania badań mających na celu ocenę ryzyka związanego z rolniczym ich wykorzystaniem. W związku z powyższym podjęłam badania, które miały na celu uzyskanie osadów ściekowych bezpiecznych pod względem parazytologicznym. W przeprowadzonych badaniach określono skuteczność eliminacji jaj *Ascaris suum* w procesie wapnowania osadów ściekowych, które ze względu na swoje właściwości nawozowe mogłyby być wykorzystane do nawożenia gleb lub do rekultywacji gruntów ((IA2). W badaniach stwierdzono żywotność jaj *Ascaris suum* w osadach ściekowych nie poddanych wapnowaniu w zakresie od 73 do 78,5%. W celu higienizacji osadów ściekowych zastosowano wapno palone i hydratyzowane w dawkach 20 i 26%. Zastosowana dawka CaO w ilości 20% w ciągu pierwszego tygodnia wapnowania doprowadziła do inaktywacji jaj tych pasożytów do poziomu 30%. Sprawdzając żywotność w ciągu kolejnych tygodni okazało się, że dawka ta jest niewystarczająca do osiągnięcia efektywnego stopnia higienizacji. Zwiększenie CaO do poziomu 26% już w trakcie pierwszego tygodnia eksperymentu doprowadziło do osiągnięcia wysokiego, efektywnego stopnia eliminacji jaj pasożytów. Wykazano, że żywotność jaj osiągnęła poziom 0,5%, natomiast po 49 dniach trwania badań osad stał się bezpieczny z sanitarnego punktu widzenia. Zastosowanie w doświadczeniu do sanitacji osadów 20% Ca(OH)_2 skutkowało spadkiem odsetka żywych jaj *Ascaris* do 50% po 7 dniach eksperymentu. Przeprowadzone testy na żywotność jaj wykazały ich inaktywację na zbyt niskim poziomie, aby można było określić użytą dawkę wapna jako efektywną higienizacyjnie. Wyższa z zastosowanych dawek wapna hydratyzowanego (26%) po pierwszym tygodniu wapnowania skutkowała obniżeniem żywotności jaj do 53,50%. W ciągu kolejnych dni inwazyjność jaj sukcesywnie malała, uzyskując po trzech tygodniach poziom poniżej 10%, natomiast po 42 dniach 0,5%. Inaktywacja jaj pasożytów jelitowych w osadach ściekowych była ściśle związana ze znacznym wzrostem zasadowości środowiska. Zastosowanie dawki 20% CaO doprowadziło do podniesienia wartości pH osadu do 11,64, przy czym przez cały czas trwania badań parametr ten utrzymywał się na poziomie powyżej 11. Osiągnięcie takiej wartości pH okazało

się niewystarczające z punktu widzenia eliminacji żywych jaj *Ascaris*. Dozowanie do osadów ściekowych wyższej dawki wapna palonego spowodowało podniesienie pH do poziomu 12,21, co okazało się wartością wystarczającą do otrzymania zadawalającego stopnia higienizacji. W badaniach własnych wykazano, że zastosowanie $\text{Ca}(\text{OH})_2$ w dawce 20% spowodowało wzrost wartości pH osadu do 11,23, który przez dwa kolejne tygodnie wapnowania utrzymywał się na zbliżonym poziomie. Z kolei zastosowanie wyższej dawki wapna hydratyzowanego (26%) w ciągu pierwszego tygodnia wapnowania wyraźnie wpłynęło na alkalizację osadu, ponieważ wartość pH wynosiła 12,03. Przeprowadzone badania dowiodły, że pH poniżej 12 nie przyczyniło się do skutecznej eliminacji żywych jaj *Ascaris*. Stwierdzono, że zastosowane do *eliminacji w osadach jaj pożyków jelitowych* wapno palone przynosi oczekiwane efekty higienizacyjne już po kilkunastu godzinach trwania eksperymentu. Wykazano, że w przypadku stosowania $\text{Ca}(\text{OH})_2$ porównywalna inaktywacja jaj *Ascaris suum* została osiągnięta dopiero po pięciu tygodniach prowadzenia doświadczenia.

Podsumowując wyniki przeprowadzonych badań można stwierdzić, że eliminacja jaj pasożytów *Ascaris suum* w osadach ściekowych uzależniona była od rodzaju i dawki wapna, wartości pH higienizowanej masy oraz czasu wapnowania. Wysoka wartość pH osiągana w trakcie wapnowania maksymalnymi dawkami wapna - 12,21 dla CaO oraz 12,03 dla $\text{Ca}(\text{OH})_2$ przyczyniła się do uzyskania efektywnego stopnia higienizacji i uzyskania produktu, który może zostać wykorzystany rolniczo. Wykazano, że wapno palone jest lepszym czynnikiem higienizacyjnym niż wapno gaszone, że względu na szybsze osiągnięcie efektywnego stopnia eliminacji żywych jaj pasożytów jelitowych oraz dłuższe utrzymanie wysoko alkalicznego odczynu. Istotnym elementem przeprowadzonych przez mnie badań było wykonanie testu na żywotność jaj *Ascaris*, co zdecydowanie wpływało na wiarygodność uzyskanych wyników, ponieważ w wielu przypadkach na podstawie pojedynczych obserwacji mikroskopowych nie można jednoznacznie stwierdzić, czy wyizolowane jaja są żywe czy martwe. Istnieją sytuacje, że nawet zdeformowane jaja uznane jako martwe, w korzystnych warunkach środowiskowych rozwijają się i stają się inwazyjne, stwarzając zagrożenie sanitarne.

5. Ocena efektywności higienizacji osadów ściekowych w procesie kompostowania

Nieprawidłowa higienizacja biomasy osadów skutkuje przedostawaniem się do środowiska dużej ilości jaj pasożytów przewodu pokarmowego, stanowiących poważne zagrożenia dla ludzi i zwierząt. W aspekcie biobezpieczeństwa środowiska bardzo istotne jest prowadzenie monitoringu procesu kompostowania również w aspekcie parazytologicznym. W z powyższym podjęłam badania, których celem było określenie skuteczności inaktywacji jaj pasożytów *Ascaris suum* w procesie kompostowania osadów ściekowych (IA5). W doświadczeniu wykorzystano osady ściekowe pochodzące z mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków. Do kompostowania zastosowano oprócz osadów słomę i wapno hydratyzowane w stosunku 1: 0,7: 0,1. Z tak przygotowanego materiału na terenie oczyszczalni ścieków usypano pryzmę o przekroju poprzecznym trapezu o wymiarach: podstawa dolna 2,5 m, podstawa górna 1,5 m, wysokość 1,3 m i długość 5 m. Pryzmę przetrucano w 1 i 2 tygodniu codziennie, w trzecim dwukrotnie, natomiast w 4, 5 i 6 przetrucanie odbywało się raz na tydzień. Następnie kompost dojrzewał przez kolejne 10 tygodni. W celu określenia wpływu procesu kompostowania na inaktywację jaj pasożytów *Ascaris suum* w trzech poziomach pryzmy na wysokości: góra- 90 cm, środek- 60 cm; dół- 30 cm, umieszczono nośniki zawierające po 1 ml zawiesiny jaj *Ascaris suum*. Przygotowane w ten sposób próbki z jajami *Ascaris suum* wprowadzano do kompostowanego materiału i pobierano do oceny żywotności w 11, 28, 37, 42, 51 i 64 dniu kompostowania z poszczególnych części pryzmy. Obliczenia prowadzono dla 200 jaj z każdej próbki a następnie poszukiwano jaj w fazach rozwoju embrionalnego lub z larwą. W początkowym

okresie doświadczenia temperatura kompostowanej biomasy była niska i przez pierwsze 2 tygodnie nie przekroczyła 20°C, w związku z tym eliminacja jaj pasożytów przebiegała bardzo powoli. Na początku doświadczenia odsetek żywych jaj w kompostowanym materiale kształtował się na zbliżonym poziomie we wszystkich częściach przyzmy w zakresie od 87 do 89%. Po 10 dniach kompostowania nadal odnotowano występowanie licznych inwazyjnych jaj *Ascaris*, zarówno w górnej (82,6%), środkowej (85,5%), jak i dolnej części przyzmy (86,6%). Znaczący wzrost inaktywacji jaj pasożytów jelitowych odnotowano po 28 dniach kompostowania, wówczas odsetek inwazyjnych jaj wynosił średnio 32,8%. Kolejne 11 dni kompostowania wpływało destrukcyjnie na jaja tych pasożytów, w okresie tym stwierdzono prawie 50% eliminację jaj w części środkowej i górnej przyzmy. Wolniejszym tempem zamieralności cechowały się jaja umieszczone w nośnikach w dolnej warstwie przyzmy. Gwałtowny spadek liczby inwazyjnych jaj odnotowano po 42 dniach doświadczenia, w tym okresie średnio dla całej przyzmy stwierdzono inaktywację jaj na poziomie 80%. W 51 dniu kompostowania pojedyncze inwazyjne jaja obserwowano jedynie w próbkach pobranych z dolnej części przyzmy (2,4%). W 64 dniu doświadczenia w kompostowanych osadach ściekowych nie stwierdzono obecności żywych jaj pasożytów. Przełomowym etapem w doświadczeniu własnym było uzyskanie fazy termofilnej w przyzmy kompostowej, którą stwierdzono od 35 dnia trwania eksperymentu, gdzie temperatura przekroczyła 45°C. W warstwie górnej i środkowej przyzmy kompostowej temperatura utrzymywała się na wysokim poziomie powyżej 55°C przez okres 10 dni. Pomimo iż w dolnej części przyzmy temperatury były najniższe, gdyż w fazie termofilnej osiągały wartość od 48°C do 60°C, to jednak umożliwiły pełną inaktywację jaj *Ascaris* w czasie o około dwa tygodnie dłuższym niż w przypadku części górnej i środkowej. Najwyższe temperatury w kompostowanym materiale odnotowano w 42 dniu doświadczenia w górnej części przyzmy na poziomie 74°C, w środkowej 71°C oraz dolnej 60°C. Skutkowało to intensywnym zamieraniem jaj *Ascaris suum*. Z obliczeń statystycznych wynika, że inaktywacja jaj najszybciej przebiegała w środkowej i górnej części przyzmy, w których dzienne tempo eliminacji żywych jaj wynosiło odpowiednio: 1,88 i 1,83%, najwolniej natomiast inaktywacja jaj *Ascaris* przebiegała w warstwie dolnej przyzmy (1,64%). Teoretyczny maksymalny czas przeżywania jaj obliczony z równań regresji wynosił 54 dni w górnej i środkowej części przyzmy oraz 61 dni w jej dolnej warstwie. Ten etap przeprowadzonych przeze mnie badań wskazuje jednoznacznie, że inaktywacja jaj nicieni uzależniona jest od czasu i temperatury kompostowanego materiału. Wykazałam, że wysoka temperatura generowana w fazie termofilnej warunkuje całkowitą eliminację jaj pasożytów we wszystkich warstwach przyzmy kompostowej oraz umożliwiła uzyskanie bezpiecznego pod względem sanitarnym kompostu. Osiągnięte wyniki badań mają szczególne znaczenie ze względu na fakt, iż doświadczenie przeprowadzono na terenie oczyszczalni ścieków w skali rzeczywistej.

Najważniejsze wnioski wynikające z uzyskanych wyników:

1. Przeprowadzone badania dowiodły występowania w ściekach surowych licznych bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, *Escherichia coli* oraz paciorkowców kałowych, wykazano również obecność bakterii z rodzaju *Salmonella* w 71% pobranych próbek.
2. Udowodniono, że oczyszczanie ścieków metodami mechaniczno-biologicznymi nie zapewnia skutecznej eliminacji bakterii chorobotwórczych, co wskazuje na konieczność prowadzenia stałej kontroli przebiegu procesów usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze ścieków.
3. Zaproponowano poszerzenie dotychczasowych wskaźników oceny skuteczności oczyszczania ścieków o parametry mikrobiologiczne przed odprowadzaniem ścieków

do środowiska. W tym celu zaproponowano oznaczanie w ściekach oczyszczonych następujących bakterii wskaźnikowych: *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, pałeczek z rodzaju *Salmonella* oraz ogólną liczbę bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*.

4. Wyniki badań dotyczące zachowania się bakterii *Listeria monocytogenes* w ściekach z przemysłu mięsnego wskazały, że czas ich przeżywalności determinowany był głównie temperaturą. W ściekach w temperaturze 20°C przeżywalność *L.monocytogenes* określono na 62 dni, natomiast w 4°C wynosiła 141 dni.
5. Przeprowadzone badania dowiodły, że wodzie do której odprowadzano ścieki z przemysłu mięsnego bakterie *Listeria monocytogenes* w temperaturze 20°C przeżywały przez 47 dni, natomiast w 4°C czas był ten był zdecydowanie dłuższy i wyniósł 120 dni. Potwierdzono, że bakterie te cechują się wysoką opornością na niekorzystne czynniki środowiskowe i wykazują zdolność do przetrwania przez długi czas w środowisku wody i ścieków, co ma istotne znaczenie w aspekcie zagrożenia sanitarnego.
6. Wykazano, że skuteczną eliminację bakterii chorobotwórczych ze ścieków zapewniają odpowiednio przeprowadzone procesy dezynfekcji z wykorzystaniem nadtlenu wodoru i ditlenku chloru w odpowiednio dobranych dawkach i czasie kontaktu, co gwarantuje eliminację ze ścieków z przemysłu owocowo-warzywnego bakterii *Listeria monocytogenes* i *Salmonella* Enteritidis.
7. Udowodniono, że wprowadzanie do osadów ściekowych wapna palonego lub hydratyzowanego umożliwia prawidłową ich higienizację przy odpowiednio dobranych parametrach procesu. Przeprowadzone analizy dowiodły, że zastosowanie CaO i Ca(OH)₂ umożliwia wyeliminowanie z biomasy osadowej bakterii *Salmonella* Enteritidis i jaj pasożytów *Ascaris suum*. Metoda higienizacji osadów ściekowych poddanych wapnowaniu jest szczególnie wartościowa w warunkach polskich z uwagi na fakt, że większość gleb cechuje się dużym zakwaszeniem.
8. Wyniki badań wskazują, że uzyskanie fazy termofilnej w procesie kompostowania osadów ściekowych pozwala na inaktywację jaj *Ascaris suum*. Wyniki badań związanych z kompostowaniem osadów ściekowych wskazały na dużą skuteczność higienizacyjną i możliwość uzyskania bezpiecznego pod względem sanitarno-higienicznym produktu końcowego, który może być wykorzystany w celach nawozowych i do rekultywacji gruntów.

Literatura

1. Abadias M., Usall J., Oliveira M., Alegre I., Viñas I. 2008: Efficacy of neutral electrolyzed water (NEW) for reducing microbial contamination on minimally-processed vegetables. *International Journal of Food Microbiology*, 123, 151-158.
2. Aitken M.D., Sobsey M.D., Blauth K.E., Shehee M., Crunk P.L., Walters G.W. 2005: Inactivation of *Ascaris suum* and Poliovirus in biosolids under thermophilic anaerobic digestion conditions. *Environmental Science & Technology*, 39, 5804-5809.
3. Amin O. M. 1988: Pathogenic microorganisms and helminths in sewage products. Arabian Gulf, country of Bahrain. *Am. J. Public Health*. 78, 3, 314-315.
4. Arrus K.M., Holley R.A., Ominski K.H., Tenuta M., Blank G. 2006: Influence of temperature on *Salmonella* survival in hog manure slurry and seasonal temperature profiles in farm manure storage reservoirs. *Livestock Science*. 102, 226-236.
5. Arvanitidou, M., Papa, A., Constantinidis, T.C., Danielides, V., Katsouyannopoulos, V. 1997: The occurrence of *Listeria* spp. and *Salmonella* spp. in surface waters. *Microbiological Research*, 152, 4, 395-397.
6. Berggren, I., Albiñ, A., Johansson, M. 2004: The effect of the temperature on the survival of pathogenic bacteria and *Ascaris suum* in stored sewage sludge. In: Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. vol 2. Scientific paper RAMIRAN Conference, Murcia, Spain 6-9,10, 53-56.

7. Besnard, V., Federighi, M., Declercq, E., Jugiau, F., Cappelier, J.M. 2002: Environmental and physico-chemical factors induce VBNC state in *Listeria monocytogenes*. *Veterinary Research*. 33, 4, 359-370.
8. Budzińska K., Jurek A., Michalska M., Berleć K., Szejniuk B. 2009: Dynamika zmian mikroflory bakteryjnej w składowanych osadach ściekowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*. 11, cz.2, 1155-1164.
9. Budzińska K., Jurek A., Michalska M., Berleć K. 2005: Wpływ temperatury na przeżywalność pałeczek *Salmonella* w osadach ściekowych. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 506; 103-109.
10. Butarewicz A., Kowaluk-Krupa A., Matejczyk M., Rosochacki S., 2003: Zagrożenia związane z występowaniem wirusów w wodzie, ściekach i osadach ściekowych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, Inżynieria Środowiska*. 16, 88-93.
11. Capizzi-Banas S., Deloge M., Remy M., Schwartzbrod J. 2004: Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination *Ascaris* eggs as model. *Water Research*. 38, 3251-3258.
12. Chojecka A., Jakimiak B., Podgórska M., Röhm-Rodowald E. 2009: Znaczenie oczyszczania biologicznego w kontroli stanu sanitarno- epidemiologicznego środowiska. *Przegląd Epidemiologiczny*. 63, 451-455.
13. Christensen K.K., Carlsbaek M., Kron E. 2002: Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. *Journal of Applied Microbiology*, 92, 1143-1158.
14. Czeszejko K., Bogusławska-Wąs, E., Dąbrowski W., Kaban, S., Umański, R. 2003: Prevalence of *Listeria monocytogenes* in municipal and industrial sewage. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities Environmental Development*. 6, 1-8.
15. Colwell R.R. 2000: Viable but nonculturable bacteria: a survival strategy. *Journal of Infection and Chemotherapy*. 6, 121-125
16. Gantzer C., Gaspard P., Galvez L., Huyard A., Dumouthier N., Schwartzbrod J. 2001: Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*. 35, 16, 3763-3770.
17. Garcia R., Baelum J., Fredslund L., Santorum P., Jacobsen C.S. 2010: Influence of temperature and predation on survival of *Salmonella enterica* serovar typhimurium and expression of *invA* in soil and manure-amended soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 76, 5025-5031.
18. Gaspard P.G., Wiart J., Schwartzbrod J. 1995: Urban sludge reuse in agriculture: waste treatment and parasitological risk. *Bioresource Technology*. 52, 37-40.
19. George I., Crop P., Servais P. 2002: Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research*. 36, 2607-2617.
20. Geuenich H., Muller, H., Schrettenbrunner A., Seeliger H. 1985: The occurrence of different *Listeria* species in municipal waste water. *Zentralblatt fur Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene*. 181, 6, 563-565.
21. Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A. 2001: Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*. 80, 217-225.
22. Hansen C.H., Vogel B.F., Gram L. 2006: Prevalence and survival of *Listeria monocytogenes* in Danish aquatic and fish-processing environments. *Journal of Food Protection*. 69, 9, 2113-2122.
23. Kaniuczak J., Hajduk E., Zamorska J., Ilek M. 2009: Charakterystyka osadów ściekowych pod względem przydatności do przyrodniczego wykorzystania. *Zeszyty Naukowe Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego w Rzeszowie*. 11, 89 -94.
24. Kłapeć T., Cholewa A. 2012: Zagrożenia dla zdrowia związane ze stosowaniem nawozów organicznych i organiczno-mineralnych. *Medycyna Ogólna i Nauki o Zdrowiu*. 18, 2, 131-136.
25. Koivunen J., Siitonen A., Aeinonen-Tanski H. 2003: Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Research*. 37, 690.
26. Kaźmierczuk M., Kalisz L. 2010: Bakterie hemolizujące proponowanym wskaźnikiem skuteczności higienizacji wapnem komunalnych osadów ściekowych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 42, 183-190.
27. Kosarewicz O., Firlus J., Uniejewska G. 1999: Removal of pathogenic microorganisms in municipal sewage treatment plants. *Gaz Woda i Technika Sanitarna*, 73, 8, 292-297.
28. Krzywy E., Wołoszyk Cz., Iżewska A., Krzywy-Gawrońska E. 2008: Ocena składu chemicznego i wartości nawozowej komunalnych osadów ściekowych i kompostów z ich udziałem. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 533, 239-247.
29. Ksibi M. 2006: Chemical oxidation with hydrogen peroxide for domestic wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*. 119, 161-165.
30. Kulikowska D., Moszczyńska M. 2010: Kompostowanie osadów ściekowych - charakterystyka procesu oraz analiza jakości kompostu. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*. 11, 36-39.
31. Lalke-Porczyk E., Swiontek Brzezinska M., Donderski W. 2010: Rola oczyszczalni hydrobotanicznych w oczyszczaniu ścieków z terenów wiejskich. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. 10, 3, 3, 119-127.

32. Lyautey E., Lapen D.R., Wilkes G., McCleary K., Pagotto F., Tyler K., Hartmann A., Piveteau P., Rieu A., Robertson W.J., Medeiros D.T., Edge T.A., Gannon V., Topp, E. 2007: Distribution and characteristics of *Listeria monocytogenes* isolates from surface waters of the South Nation River Watershed, Ontario, Canada. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 5401-5410.
33. Melloul A.A., Hassani L., Rafouk L. 2001: *Salmonella* contamination of vegetables irrigated with untreated wastewater. *The World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 17, 207-209.
34. Michałkiewicz M., Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Sozański M.M. 2011: Dezynfekcja ścieków. *Inżynieria Ekologiczna*. 24, 38-51.
35. Olańczuk-Neyman K., Geneja M., Quant B., Dembińska M., Kruczałak K., Kulbat E., Kulik-Kuziemska I., Mikołajski S., Gielert M. 2003: Microbiological and biological aspects of the wastewater treatment plant "Wschód" in Gdańsk, PJOES. 12, 6, 747-757.
36. Ölmez H., Kretzschmar U. 2009: Potential alternative disinfection methods for organic fresh-cut industry for minimizing water consumption and environmental impact. *Food Science and Technology*. 42, 686-693.
37. Paluszak Z., Ligocka A., Olszewska H. 2003: Inaktywacja jaj *Ascaris suum* w kompostowanych osadach ściekowych. *Medycyna Weterynaryjna*. 59, 2, 154-156.
38. Papajová I., Szabová E., Juriš P., Oláhová K. 2005: Asanation of the environment contaminated with enteronematode eggs. *Folia Veterinaria*. 49, 3, 40-42.
39. Paszkiewicz W. 2004: Pałeczki *Salmonella* w ściekach z zakładów przemysłu mięsnego. *Medycyna Weterynaryjna*. 60, 2, 147-149.
40. Pecson B.M., Nelson K.L. 2005: Inactivation of *Ascaris suum* eggs by ammonia. *Environmental Science & Technology*. 39, 7909-7914.
41. Plym-Forshell, L. 1995: Survival of salmonellas and *Ascaris suum* eggs in a thermophile biogas plant. *Acta Veterinaria Scandinavica*. 36, 1, 79-85.
42. Quant B., Bray R., Olańczuk-Neyman K., Jankowska K., Kulbat E., Łuczkiwicz A., Sokołowska A., Fudala S. 2009: Badania nad dezynfekcją ścieków oczyszczonych odprowadzanych do wód powierzchniowych. III Ogólnopolski Kongres Inżynierii Środowiska. Politechnika Lubelska. 19-28.
43. Reimers R.S., McDonell D.B., Little M.D., Bowman D.D., Englande A. J., Henriques W.D. 1986: Effectiveness of wastewater sludge treatment processes to inactivate parasites. *Water Science & Technology*. 18, 387-404.
44. Romdhana M.H., Lecomte D., Ladevie B., Ladevie B., Sablayrolles C. 2009: Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge. *Process Safety and Environmental Protection*. 87, 377-386.
45. Rowan N.J., 2004: Viable but non-culturable forms of food and waterborne bacteria: Quo vadis? *Trends Food Science and Technology*. 15, 462-467.
46. Szejniuk, B., Żak, S. 2004: Wpływ nadtlenu wodoru na inaktywację jaj *Ascaris suum*. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Zootechnika*, 505, 241-247.
47. Szumilas T., Michalska M., Bartoszewicz M. 2001: Charakterystyka bakteryjnego zanieczyszczenia ścieków komunalnych z dużej aglomeracji miejskiej i ocena stopnia redukcji tego zanieczyszczenia w procesie biologicznego oczyszczania ścieków. *Roczniki PZH*. 52, 2, 155-165.
48. Taiwo L.B., Oso B.A. 2004: Influence of composting techniques on microbial succession, temperature and pH in a composting municipal solid waste. *African Journal of Biotechnology*. 3, 4, 239-243.
49. Tofant A., Vučemilo M., Pavičić Ž., Milić D. 2006: The hydrogen peroxide, as a potentially useful slurry disinfectant. *Livestock Science*. 102, 243-247.
50. Trevors J.T. 2011: Viable but non-culturable (VBNC) bacteria: Gene expression in planktonic and biofilm cells. *Journal of Microbiological Methods*. 86, 2, 266-273.
51. Tyagi V. K., Kazmi A. A., Chopra A. K. 2008: Removal of fecal indicators and pathogens in a waste stabilization pond system treating municipal wastewater in India. *Water Environment Research*. 80, 11, 2111-2117.
52. Walczak M., Donderski W. 2007: Elimination of indicators (TC, FC, FS) and *Enterobacteriaceae* family bacteria during the sewage treatment process. *Polish Journal of Natural Sciences*. 22, 2, 294-304.
53. Zdybel J., Karamon, J., Cencek T. 2009: Występowanie jaj nicieni pasożytniczych z rodzaju *Ascaris*, *Trichuris* i *Toxocara* w nawozach organicznych i organiczno-mineralnych oraz osadach ściekowych. *Życie Weterynaryjne*. 84, 12, 992-996.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Główne kierunki mojej dotychczasowej działalności naukowej można ująć w następujące obszary tematyczne:

1. Mikrobiologiczna ocena ścieków oraz skuteczność ich oczyszczania i dezynfekcji;
2. Zanieczyszczenie bakteriologiczne, mikologiczne i parazytologiczne osadów ściekowych i ich higienizacja;
3. Mikrobiologiczne zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego związane z oczyszczaniem ścieków i składowaniem odpadów;
4. Przeżywalność bakterii chorobotwórczych i wskaźnikowych w środowisku;
5. Aspekty sanitarno-higieniczne produkcji zwierzęcej.

5.1. Mikrobiologiczna ocena ścieków oraz skuteczność ich oczyszczania i dezynfekcji

W ramach problematyki dotyczącej ścieków pochodzących z przemysłu mięsnego (**IIB5**; **IIB9**; **IIB16**) uczestniczyłam w badaniach, w których przeprowadzono ich szczegółową analizę bakteriologiczną. W ściekach oznaczono skład ilościowy i gatunkowy bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, paciorkowców oraz gronkowców. Badania dowiodły, że ścieki z zakładów mięsnych charakteryzują się znacznym zanieczyszczeniem mikrobiologicznym. Bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* występowały na poziomie od 10^5 do 10^7 jtk/ml, gronkowce od 10^4 do 10^5 jtk/ml, a paciorkowce od 10^3 do 10^5 jtk/ml. Najczęściej identyfikowanymi gatunkami były: *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., *Citrobacter freundii*, *Streptococcus faecalis*, *S.faecium*, *Staphylococcus lentus*, *S.xylosum*, *S.aureus* *S.sciuri*. Uzyskane wyniki wskazują, że odprowadzanie ścieków z zakładów mięsnych do cieków wodnych bez ich odkażania stanowi zagrożenie epidemiologiczne. Kolejnym aspektem badań z tego obszaru była ocena mikologiczna ścieków pochodzących z zakładów utylizacji odpadów pochodzenia zwierzęcego (**IIB18**). Ogólna liczba grzybów w ściekach surowych mieściła się w zakresie od 10^2 do 10^5 kolonii w 1 ml. Kolejne etapy oczyszczania ścieków działały mało skutecznie na eliminację oznaczanych mikroorganizmów. Do dominujących gatunków należały *Aspergillus niger*, *A.fumigatus*, *A.flavus*, *Acremonium strictum*, *Penicillium notatum*, *P.chryzogenum* i *P.meleagrinum*. Należy podkreślić, że niektóre z wyizolowanych gatunków grzybów należą do potencjalnie toksynotwórczych, co wskazuje na konieczność prowadzenia odpowiedniej dezynfekcji ścieków pochodzących z zakładów utylizacyjnych.

Na terenach, gdzie z powodów technicznych lub ekonomicznych nie ma możliwości podłączenia gospodarstw do zbiorczej sieci kanalizacyjnej, rozwiązaniem alternatywnym jest budowa przydomowych oczyszczalni ścieków. W związku z powyższym podjęłam badania, których celem była ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze ścieków bytowych z zastosowaniem drenażu rozsączającego (**IIB28**; **IIB30**). Próbkę pobierano z czterech przydomowych oczyszczalni ścieków w celu oznaczenia liczby bakterii *Escherichia coli*, paciorkowców kałowych i pałeczek *Salmonella*. Procesy zachodzące w osadniku gnilnym w niewielkim stopniu przyczyniły się do eliminacji bakterii wskaźnikowych, natomiast drenaż rozsączający zapewnił ponad 99% redukcję tych drobnoustrojów. Stwierdzenie obecności w ściekach oczyszczonych bakterii *E.coli* i paciorkowców kałowych może wskazywać na obecność w nich bakterii patogennych i stwarzać ryzyko skażenia środowiska. Z kolei badania fizykochemiczne dowiodły, że w ściekach odprowadzanych do gruntu oznaczono ponadnormatywny poziom zawiesin ogólnych, związków azotu i fosforu. Wykazano, że zauważalnym i istotnym problemem oczyszczania ścieków z zastosowaniem drenażu rozsączającego są trudności z kontrolą skuteczności usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych i fizykochemicznych. Wskazane

byłoby uzupełnienie tej technologii w dodatkowe urządzenia, np. studzienki kontrolne i filtry doczyszczające.

W technologii oczyszczania ścieków istotne jest właściwe usuwanie zanieczyszczeń na etapie biologicznym. Wśród wielu metod biologicznego oczyszczania można wymienić stawy biologiczne, w których zachodzi proces samooczyszczania na skutek przemian fizycznych i biochemicznych odbywających się przy udziale mikroorganizmów. Wyniki badań, w których uczestniczyłam związane z eliminacją drobnoustrojów chorobotwórczych oczyszczanych w technologii wykorzystującej stawy stabilizacyjne przedstawiono w pracy **IIA6**. Analizom poddano 7-krotnie próbki ścieków w okresie wiosenno-letnim i jesienno-zimowym oceniając skuteczność eliminacji bakterii wskaźnikowych na 5-ciu etapach oczyszczania. Badania wykazały, że oczyszczanie ścieków z zastosowaniem stawów biologicznych przyczyniło się do eliminacji mikroorganizmów wskaźnikowych na poziomie powyżej 99%, jednak liczba pozostałych bakterii wskazuje na możliwość występowania drobnoustrojów chorobotwórczych w ściekach odprowadzanych do wód powierzchniowych. Szczególnie niepokojący był fakt występowania w ściekach oczyszczonych pałeczek z rodzaju *Salmonella* (10% próbek ścieków), co stwarza potencjalne ryzyko skażenia środowiska naturalnego.

W próbkach ścieków pochodzących ze stawów stabilizacyjnych dokonano oceny biocenozy, stanowiącej podstawę kontroli procesu oczyszczania (**IIB37**). Przeprowadzone badania wykazały, że organizmy uważane za wskaźniki dobrego oczyszczania ścieków to: *Vorticella convallaria*, *Arcella* spp., *Epistylis plicatilis*, *Euglypha* spp., *Euplotes affinis*, *Paranema* spp. Natomiast dominacja organizmów, takich jak: *Paramecium caudatum*, *Vorticella microstoma*, *Opercularia microdiscum* oraz *Bodo saltans* świadczyło o spadku efektywności oczyszczania. Mikroskopowe badania biocenozy powinny stanowić podstawową kontrolę oczyszczania ścieków, gdyż dopiero one dostarczają informacji o efektywności tego procesu. Umożliwiają tym samym szybką ingerencję człowieka w przypadku wystąpienia jakichkolwiek problemów związanych z oczyszczaniem ścieków.

Małe biologiczne oczyszczalnie ścieków, których technologia oparta jest na obrotowych złożach biologicznych, znajdują zastosowanie między innymi w sezonowych ośrodkach wczasowych (**IIB27**). Badania własne z tego zakresu wskazały, że problemem jest nieskuteczne usuwanie zanieczyszczeń mikrobiologicznych, co stwarza zagrożenie sanitarne w związku z występowaniem w próbkach odprowadzanych do wód powierzchniowych bakterii patogennych.

W związku z częstym występowaniem mikroorganizmów chorobotwórczych w ściekach po klasycznych mechaniczno-biologicznych etapach oczyszczania podjęto badania mające na celu określenie skuteczności dezynfekcji ścieków pochodzących z przemysłu celulozowego ditlenkiem chloru i nadtlutkiem wodoru (**IIA15**). W pierwszym doświadczeniu do inokulowanych pałeczkami *Salmonella* Enteritidis ścieków dodano ClO_2 w dawkach: 200, 260, 300 i 320- mg/dm^3 , natomiast w drugim eksperymencie aplikowano nadtlutnek wodoru w ilości: 0,83, 1,67 i 2,66 g/dm^3 . Badania wykazały, że zarówno ditlenek chloru, jak i nadtlutnek wodoru umożliwiają przeprowadzenie właściwego odkażania ścieków, przy czym tempo eliminacji bakterii *Salmonella* wynosiło 0,04 log jtk/mg ClO_2 oraz 3,11 log jtk/g H_2O_2 . Przeprowadzone doświadczenie pozwoliło na ustalenie optymalnych dawek zastosowanych dezynfektantów. Stężenie ClO_2 na poziomie 320 mg/dm^3 po 72-godzinnym czasie kontaktu oraz 2660 mg/dm^3 H_2O_2 po 24 godzinach oddziaływania przyczyniło się do całkowitej inaktywacji pałeczek *Salmonella* ze ścieków.

Reasumując, należy stwierdzić, że w ściekach po procesie mechanicznego i biologicznego oczyszczania nadal mogą być obecne drobnoustroje chorobotwórcze, w tym bakterie z rodzaju *Salmonella*. W związku z tym konieczne jest prowadzenie monitorowania stanu sanitarnego ścieków odprowadzanych do odbiorników wodnych lub gleby.

Zastosowane środki dezynfekcyjne muszą być odpowiednio dobrane do rodzaju oczyszczanych ścieków, jak i do stopnia ich mikrobiologicznego zanieczyszczenia.

Kolejnym nurtem badań, w których uczestniczyłam były zagadnienia związane z nadmiernym rozwojem bakterii nitkowatych w osadzie czynnym, co skutkuje w praktyce pojawianiem się problemów eksploatacyjnych w procesie oczyszczania ścieków. Badania z tego zakresu prowadzono w kilku etapach, oceniając skład gatunkowy i ilościowy mikroorganizmów nitkowatych. Po ustaleniu gatunku dominującego oraz morfotypów podporządkowanych bakterii nitkowatych oraz stopnia ich proliferacji, dozowano do osadu czynnego w pięciu różnych dawkach reagenty chemiczne (chlerek glinu, nadtlenek wodoru, siarczan żelaza, kwas nadoctowy, chlerek żelaza, chlerek poliglinu, ditlenek chloru i podchloryn sodu). W pracy **IIA13** wykazano, że osad czynny poddany badaniom charakteryzował się niekorzystnymi właściwościami sedymentacyjnymi powodowanymi głównie nadmierną proliferacją, w której dominował gatunek *Microthix parvicella*. Wykazano, że stosowanie chlorku glinu daje korzystne efekty związane z eliminacją bakterii nitkowatych, gdyż związek ten ogranicza ich liczebność i nie powoduje obniżenia ilości oraz różnorodności organizmów wchodzących w skład biocenozy osadu czynnego. Przeprowadzone badania dowodzą, że nadtlenek wodoru przyczynił się do zubożenia biocenozy osadu, nie stanowiąc przy tym czynnika limitującego proliferację bakterii nitkowatych. Warunkiem skutecznej eliminacji mikroorganizmów utrudniających proces oczyszczania ścieków jest ich właściwa identyfikacja. Kolejną publikacją z tego zakresu była praca **IIA18**, której celem było ustalenie wpływu chlorku żelaza, chlorku poliglinu, ditlenku chloru i podchlorynu sodu na skład ilościowy i gatunkowy bakterii nitkowatych oraz pozostałe elementy biocenozy osadu czynnego. Przeprowadzone analizy i obserwacje mikroskopowe wykazały, że dozowanie chlorku żelaza nie wpłynęło na zmianę struktury dominacji bakterii nitkowatych, stanowiło natomiast przyczynę eliminacji gatunku *Nostocoida limicola* III oraz bakterii siarkowych *Thiothrix* i *Beggiatoa*. Liczba nitek pozostałych typów w osadzie czynnym, z wyjątkiem *Nostocoida limicola* III, nie uległa obniżeniu, co może świadczyć o selektywnym oddziaływaniu soli żelaza wyłącznie na bakterie siarkowe. Zastosowanie chlorku żelaza w dawkach od 5 do 6,5 gFe⁺² w przeliczeniu na kg z.o. spowodowało nieznaczne ograniczenie proliferacji mikroorganizmów nitkowatych o jedną jednostkę kategorii rozpowszechnienia nitek. Najwyższa dawka reagenta 6,5 gFe⁺²/kg z.o., zastosowana w próbie badawczej, skutkowała zmianą kategorii z 5 na 3. Związek ten, pomimo że doprowadził do rozluźnienia struktury kłaczków, nie spowodował wzrostu indeksu objętościowego i pogorszenia właściwości sedymentacyjnych. Z kolei chlerek poliglinu selektywnie oddziaływał na mikroorganizmy nitkowane, efektywnie ograniczając ich nadmierną proliferację, nie wykazując jednocześnie negatywnego wpływu na pozostałe organizmy osadu czynnego, o czym świadczyły wartości Indeksu Biotycznego Osadu (IBO). Chlerek poliglinu spowodował eliminację bakterii *Sphaerotilus natans* oraz znaczne obniżenie liczby mikroorganizmów Typu 0041. Jednocześnie preparat ten przyczynił się do poprawy właściwości sedymentacyjnych osadu czynnego, wskutek czego wartości indeksu objętościowego w kolejnych próbach badawczych ulegały obniżeniu. Zastosowany koagulant glinowy w dawce 3,5-4g Al³⁺/kg z.o. przyczynił się do zmniejszenia liczebności mikroorganizmów nitkowatych z 5 do 1 kategorii. Przeprowadzone badania dowodzą, że optymalizacja dawkowania związków chemicznych jest istotnym czynnikiem mającym wpływ na proces oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego. Z kolei stosowany w badaniach ditlenek chloru przyczynił się do znacznego zahamowania proliferacji *M.parvicella* w osadzie czynnym. Reagent ten również stanowił czynnik warunkujący ograniczenie rozwoju *Sphaerotilus natans* i bakterii Typ 0041. W wyniku dozowania ditlenku chloru odnotowano znaczny spadek liczebności bakterii nitkowatych w osadzie czynnym. Ditlenek chloru przyczynił się jednak do znacznego zubożenia różnorodności mikrofauny osadu

czynnego, powodując obniżenie wartości IBO z 7 w próbie kontrolnej do 1 w trzech próbach doświadczalnych, co skutkowało zakwalifikowaniem osadu czynnego do IV klasy jakości. Wykonane analizy wykazały również pogarszanie właściwości sedymentacyjnych osadu wraz ze wzrostem stosowanych dawek ClO_2 . Odnotowano niekorzystny wpływ chloru na strukturę kłaczków oraz obniżenie aktywności organizmów biocenozy osadu czynnego. Dozowanie podchlorynu sodu do osadu czynnego spowodowało obniżenie liczby bakterii nitkowatych z kategorii 5 w próbie kontrolnej do kategorii 1 przy najwyższej zastosowanej dawce 25 mg/g s.m. Ponadto zastosowanie tego związku w wyższych dawkach przyczyniło się do zmiany struktury dominacji bakterii nitkowatych. Zastosowany w doświadczeniu podchloryn sodowy w dawkach od 10 do 25 mg/g s.m. spowodował zubożenie biocenozy, obniżenie wartości IBO oraz zakwalifikowanie osadu czynnego do IV klasy jakości. Stwierdzono, że podchloryn sodu niekorzystnie wpłynął na właściwości sedymentacyjne osadu. Wykazano, że stosowanie nieselektywnych związków utleniających, takich jak chlor i podchloryn sodu przyczynia się do utleniania związków organicznych, ograniczając w ten sposób ich dostępną ilość, zarówno dla bakterii nitkowatych, jak również pozostałych organizmów biocenozy osadu. Chlor negatywnie oddziałuje na proces flokulacji osadu czynnego oraz hamuje rozwój bakteriożernych pierwotniaków, powodując w ten sposób pogorszenie właściwości sedymentacyjnych oraz obniżenie różnorodności biologicznej tego ekosystemu.

Kontynuacją tego nurtu badań była praca **AII20**, której celem było ustalenie wpływu zróżnicowanych dawek siarczanu żelaza(III) i kwasu nadoctowego na właściwości osadu czynnego. W pracy oznaczono takie same parametry osadu czynnego i zastosowano takie same metody, jak w pracy **IIA18**. Wykazano, że siarczan żelaza(III) przyczynił się do pogorszenia struktury kłaczków osadu czynnego. Wraz ze zwiększeniem dawki tego reagenta odnotowywano wzrastające rozluźnienie oraz intensyfikację dyspersyjnego wzrostu bakterii właściwych. Zaobserwowano również modyfikację wielkości aglomeratów, które ulegały zmniejszeniu, ograniczając tym samym powierzchnię do rozwoju i przestrzeni żerowania dla określonych grup orzęsków. Stosowanie reagenta w wyższych dawkach stanowiło przyczynę zubożenia biocenozy osadu czynnego i spadek wartości IBO o 3 jednostki w odniesieniu do grupy kontrolnej. Symultaniczne dozowanie siarczanu żelaza(III) przyczyniło się do nieznacznego zahamowania proliferacji bakterii nitkowatych. Analizy wykazały jednak brak wpływu soli żelaza zarówno na *Microthrix parvicella*, jak i na morfotypy 021N, 0041 oraz 0092. Z kolei kwas nadoctowy wpływał niekorzystnie na właściwości sedymentacyjne osadu czynnego, przyczynił się do znacznego zubożenia liczebności i różnorodności organizmów osadu czynnego, co powodowało zmniejszenie wartości IBO i pogorszenie klasy jakości osadu. Pomimo korzystnego wpływu na modyfikację struktury dominacji wynikającą z ograniczenia liczebności nitek *M.parvicella*, kwas nadoctowy spowodował również zwiększenie liczebności innych morfotypów bakterii nitkowatych. Badania dowiodły, że zastosowanie siarczanu żelaza(III) przyczyniło się do nieznacznego obniżenia liczebności bakterii nitkowatych oraz obniżyło aktywność biologiczną pozostałych organizmów wchodzących w skład biocenozy osadu wpływając niekorzystnie na proces oczyszczania ścieków.

Podsumowując ten cykl badań można stwierdzić, że oczekiwanym efektem działania reagentów chemicznych jest zmniejszenie liczby bakterii nitkowatych do takiego poziomu, który nie ma negatywnego wpływu na właściwości sedymentacyjne konglomeratów bakteryjnych, a liczebność i różnorodność pozostałych elementów biocenotycznych osadu czynnego nie ulegała obniżeniu. Przeprowadzone doświadczenia wykazały, że nie wszystkie reagenty chemiczne mogą być wykorzystane w niwelacji problemów technologicznych spowodowanych nadmierną proliferacją bakterii nitkowatych. Niewłaściwa identyfikacja dominujących morfotypów mikroorganizmów nitkowatych przy jednoczesnym nieodpowiednim dobraniu reagenta chemicznego, mającego stanowić czynnik limitujący

namnażanie tych bakterii może stanowić przyczynę pogłębienia problemów prowadzonego procesu oczyszczania ścieków.

Istotnym problemem związanym z gospodarką wodno-ściekową jest monitorowanie warunków opadowych. W badaniach, w których uczestniczyłam (**IIB46**) wykazano, że występowanie intensywnych i krótkotrwałych opadów stwarza problemy w prawidłowym funkcjonowaniu kanalizacji ogólnospławnych, co zaburza pracę oczyszczalni ścieków. Niewłaściwa gospodarka ściekowa może prowadzić również do degradacji jezior (**IIA10; IIA11; IIA17; IIA19**). Nadmierny dopływ związków biogenych do wód powierzchniowych przyczynia się do stopniowego ich zeutrofizowania, co przy wysokiej podatności jezior na degradację może zachodzić bardzo intensywnie. W badaniach wykazano, że temperatura i pH wody kształtowały się na poziomie charakterystycznym dla badanych pór roku i nie miały znaczącego wpływu na zawartość związków biogenych. Efektem przeprowadzenia rekultywacji jezior oraz zabiegów ograniczających dopływ zanieczyszczeń było zmniejszenie ilości azotynów, azotu amonowego i fosforu ogólnego. Wykazano jednak, że zabiegi rekultywacyjne nie zawsze przynoszą oczekiwane efekty, czego dowodem są wyniki uzyskane z badań prowadzonych na terenie jeziora Jelonek. Ponadnormatywna zawartość oznaczanych parametrów może mieć związek z niewłaściwym zabezpieczeniem zbiornika przed dopływem substancji pożywkowych, w związku z czym należałoby ponownie zrewidować potencjalne źródło zanieczyszczeń. Konieczne jest również prowadzenie kompleksowych analiz umożliwiających optymalizację wyboru metod rekultywacyjnych oraz monitorowania ich efektów w trakcie prac a także przez kilka sezonów po ich wykonaniu. Do zanieczyszczeń wpływających na pogorszenie jakości wód oprócz takich czynników jak przemysł, ścieki bytowe, rolnictwo, należy zaliczyć hodowlę stawową ryb. Uczestniczyłam w badaniach związanych z wpływem hodowli karpia na stan mikologiczny wód powierzchniowych, których wyniki opublikowano w pracy **IIB45**. Badania te dowiodły jednak, że stawy rybne w okresie hodowlanym stanowią skuteczną barierę dla wnoszonych z wodami powierzchniowymi zanieczyszczeń, przyczyniając się do poprawy jakości wód odpływających i tym samym częściowej eliminacji obecnych w nich grzybów.

Z kolei w pracy **IIB29** dotyczącej migracji pałeczek *Salmonella* do środowiska glebowego wykazano, że w próbkach wody pobranej w odległości 5 m od składowanego obornika oraz w glebie pochodzącej spod przyzmu obornika stwierdzono występowanie bakterii z rodzaju *Salmonella*. Badania te wykazały, że składowanie obornika bez odpowiednich rozwiązań technicznych przyczynia się do transmisji patogenów w środowisku glebowym i wodnym, co stanowi zagrożenie sanitarne.

5.2. Zanieczyszczenie bakteriologiczne, mikologiczne i parazytologiczne osadów ściekowych oraz ich higienizacja

Od początku pracy naukowo-badawczej moje zainteresowania ukierunkowane były na problematykę związaną z osadami ściekowymi. W ramach cyklu badań, których wyniki opublikowano w pracach **IIB1, IIB2, IIB3, IIB5, IIB6, IIB7, IIB10**, dokonałam oceny sanitarno-higienicznej osadów pochodzących z oczyszczania ścieków komunalnych, z zakładów mięsnych oraz z przemysłu owocowo-warzywnego. W badaniach przeprowadzono analizy bakteriologiczne, mikologiczne oraz parazytologiczne osadów ściekowych. Wyniki przeprowadzonych badań dowiodły, że osady cechują się znaczną kontaminacją bakteriami z rodziny *Enterobacteriaceae*. Badania wykazały występowanie tych drobnoustrojów w komunalnych osadach ściekowych na poziomie od 10^4 do 10^7 jtk/g. Powyższe osady cechowały się dużą różnorodnością składu gatunkowego mikroorganizmów, przy czym najczęściej identyfikowano bakterie: *Escherichia coli*, *Serratia marcescens*, *Citrobacter freundii*, *Enterobacter cloacae*, *Pseudomonas fluorescens*, *Klebsiella ozaenae*, *Proteus vulgaris*, *Salmonella arizonae* i *S. Enteritidis*. Z kolei w osadach z zakładów mięsnych

odnotowano liczne występowanie paciorkowców, takich jak: *Streptococcus faecalis*, *S.faecium*, *S.suis*, *S.uberis*, *S.pyogenes*, *Enterococcus durans*, *E.bovis*. Wśród gatunków gronkowców najczęściej notowano obecność *Staphylococcus lentus*, *S.xylosus*, *S.vitulus*, *S.auricularis*, *S.capitis*, *S.cohnii*. Należy podkreślić, że w badanych osadach identyfikowano gatunki bakterii oportunistycznych: *Staphylococcus aureus* i *S.epidermidis*. Ponadto w osadach wykazano średnią liczbę grzybów drożdżoidalnych na poziomie 10^5 - 10^6 jtk/g. Wśród tej liczby najczęściej identyfikowano takie gatunki jak: *Candida albicans*, *C.ciferrii*, *C.krusei*, *C.glabrata*, *Rhodotorula rubra*, *Trichosporon cutaneum*, *Cryptococcus laurentii* *C.neoformans*. Zwraca uwagę fakt, że niektóre z tych gatunków, mimo że są saprofitami w sprzyjających warunkach często stają się czynnikami chorobotwórczymi. W badanych osadach oznaczono średnią ilość grzybów pleśniowych rzędu 10^4 - 10^5 kolonii/g. Identyfikacja jakościowa dowiodła występowania wielu gatunków, które mogą prowadzić do schorzeń u ludzi i zwierząt. Najczęściej identyfikowano: *Aspergillus carbonarius*, *A.niger*, *A.flavus*, *A.ochraceus*, *A.versicolor*, *Penicillium citrinum*, *P.digitatum*, *Fusarium moniliforme*. Wśród grzybów pleśniowych często izolowanym gatunkiem był *Aspergillus flavus*, który produkuje substancje należące do najsilniejszych trucizn wywołujących zatrucia u ludzi i zwierząt. Natomiast badania parazytologiczne wykazały obecność jaj pasożytów w osadach w zakresie od 35 do 145 w 1 kg świeżej masy. W analizowanych osadach najczęściej rozpoznawano jaja glisty *Ascaris lumbricoides* oraz jaja nicieni z rodzaju *Ancylostoma*. Ponadto w osadach tych wśród robaków płaskich wyizolowano jaja przywr *Fasciola hepatica* i *Dicrocoelium dendriticum* oraz jaja tasiemca *Taenia saginata*. Podsumowując należy stwierdzić, że najbardziej budzący zastrzeżenia sanitarne był identyfikowany skład gatunkowy bakterii, grzybów i pasożytów występujących w osadach. Zastosowanie takich osadów bez ich higienizacji może stwarzać zagrożenie sanitarne i przyczynić się do skażenia środowiska naturalnego.

Ze względu na bardzo znaczne zanieczyszczenie mikrobiologiczne osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków z przemysłu mięsnego podjęłam badania, których celem była analiza zachowania się bakterii wskaźnikowych w pryzmowanych osadach. Jako wskaźniki sanitarne przyjął bakterie *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* oraz pałeczki *Salmonella*. Bakterie te wytypowano ze względu na szczególną rolę i częstotliwość występowania w ściekach i osadach, jako gatunki modelowe dla innych mikroorganizmów patogennych. Do pryzm wprowadzono nośniki zawierające bakterie wskaźnikowe, a następnie w odstępach miesięcznych analizowano zmiany ich liczebności. Osady ściekowe nie stanowią dla bakterii jelitowych (bakterie allochtoniczne) naturalnego miejsca ich bytowania i po pewnym czasie zaobserwowano proces ich obumierania. Bakterie *Escherichia coli* podlegały inaktywacji w tempie od 0,95 do 0,98 log jtk/miesiąc. Obliczenia prognostyczne wykazały, że czas przeżycia tych drobnoustrojów w osadach wynosił od 9,66 do 9,77 miesięcy. Bardzo zbliżone tempo eliminacji w osadach ściekowych stwierdzono w przypadku *Enterococcus faecalis* (od 0,95 do 0,99 log jtk/miesiąc), przy czym czas przeżycia tych bakterii w osadach określono na 9,43 do 9,91 miesięcy. Prowadzone badania wykazały, że w pryzmowanych osadach ściekowych najszybciej obumierały komórki *Salmonella*. Ustalono maksymalny czas przeżycia tych bakterii od 5,88 do 5,97 miesiąca. Przeprowadzone doświadczenie dowiodło, że nawet wielomiesięczne pryzmowanie osadów nie gwarantuje w dostatecznym stopniu eliminacji bakterii patogennych (IIB6).

W związku z faktem, że w Polsce często stosowaną praktyką w małych oczyszczalniach ścieków jest krótkotrwały okres składowania osadów, a następnie ich przekazywanie do rolniczego wykorzystania, podjęłam kolejne badania, które miały na celu ustalenie, czy taka metoda zapewnia eliminację drobnoustrojów chorobotwórczych z tych odpadów. W publikacjach IIB7; IIB15; IIB34 przedstawiono wyniki badań mikrobiologicznych osadów surowych i składowanych na poletkach osadowych. Przeprowadzone analizy

mikrobiologiczne wykazały, że w osadach surowych występowały liczne gatunki bakterii patogennych i względnie chorobotwórczych oraz grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych. Ponadto stwierdzono powolne tempo eliminacji tych mikroorganizmów podczas składowania osadów. Czas przeżywania bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* w osadach określono na 17,6 miesiąca, podobnym okresem przetrwania w tym środowisku cechowały się paciorkowce kałowe (17,8 miesiąca), natomiast gronkowce charakteryzowały się znacznie krótszym czasem przeżywalności, który wyniósł 13,8 miesiąca. Wykazano, że analizowane osady cechowały się dużą różnorodnością składu gatunkowego mikroorganizmów, najczęściej identyfikowanymi gatunkami były: *Escherichia coli*, *Serratia odorifera*, *Pseudomonas fluorescens*, *Klebsiella ozaenae*, *Proteus vulgaris*, *Enterococcus faecium*, *Streptococcus sanguis*, *Staphylococcus xylosus*, *S.lentus*, *S.epidermidis*, *S.aureus*. Podkreślić należy, że we wszystkich próbkach osadów składowanych stwierdzono obecność pałeczek z rodzaju *Salmonella*. Z kolei wśród grzybów identyfikowanych w osadach ściekowych po składowaniu występowały: *Candida albicans*, *Cryptococcus neoformans*, *Trichosporon mucoides* oraz *Aspergillus flavus*, *A.ochraceus* oraz gatunki z rodzaju *Fusarium*. Uzyskane wyniki wskazują, że w osadach ściekowych występują grzyby chorobotwórcze oraz toksynotwórcze, które mogą wywoływać zakażenia ludzi i zwierząt, indukować odczyny alergiczne i zatrucia. Badania dowiodły, iż składowanie osadów bez procesu higienizacji nie zapewnia całkowitej eliminacji mikroorganizmów chorobotwórczych i może jedynie służyć poprawie ich stanu sanitarnego.

W moim dorobku naukowym znajdują się również prace dotyczące skuteczności higienizacji osadów ściekowych z wykorzystaniem wapna palonego (**IIB4**; **IIB12**). Badania prowadzono na terenie oczyszczalni ścieków komunalnych, zakładów mięsnych i owocowo-warzywnych. W celu oceny skuteczności higienizacyjnej za pomocą CaO w osadach surowych i wapnowanych dokonano identyfikacji ilościowej i gatunkowej bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, ogólnej liczby paciorkowców i gronkowców, grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych oraz wykonano badania parazytologiczne. W mikrobiologicznej diagnostyce gatunkowej wykorzystano systemy ATB i API, natomiast jaja pasożytów oznaczano metodą Mc Mastera. Uzyskane wyniki wskazały, że działanie CaO było skuteczne w stosunku do bakterii, grzybów, jak i jaj pasożytów po 2-tygodniowym okresie kontaktu osadów z tym dezynfektantem. Z kolei w badaniach związanych z określeniem skutecznej dawki tlenku wapnia i czasu działania tego związku na eliminację pałeczek *Salmonella* Enteritidis oraz *Streptococcus faecalis* z osadów ściekowych (**IIB43**) przeprowadzono badania modelowe, w których w pierwszym etapie eksperymentu osady inokulowano bakteriami wskaźnikowymi, a następnie określono ich liczbę w 1 g osadu. W kolejnym etapie doświadczenia do osadów aplikowano CaO w ilości: 0,2; 0,3 i 0,4 kg CaO/kg s.m. Tempo inaktywacji bakterii określano po 1 godzinie, 24 godzinach oraz po tygodniu od zastosowania tlenku wapnia. Wykazano, że we wszystkich badanych wariantach higienizacji osadów ściekowych tlenkiem wapnia, bakterie *Streptococcus faecalis* okazały się bardziej odporne na działanie użytego środka dezynfekcyjnego, w porównaniu do szczepów *Salmonella* Enteritidis. Ponadto stwierdzono, że skuteczną dawką eliminującą bakterie *Salmonella* oraz paciorkowce kałowe w osadach ściekowych po 24-godzinnym oddziaływaniu wynosiła 0,3 kg CaO/kg s.m. Zastosowanie do osadów ściekowych mniejszych dawek wapna palonego (0,2 kg CaO/kg s.m.) wymaga w celu higienizacji dłuższego czasu kontaktu z zastosowanym reagentem.

Dla małych i średnich oczyszczalni ścieków oraz znajdujących się na terenach wiejskich przyrodnicze zagospodarowanie osadów okazuje się najbardziej korzystne. Pochodzące z takich obiektów osady charakteryzują się niską zawartością metali ciężkich, dzięki czemu bez przeszkód mogą być kompostowane oraz w późniejszym czasie wykorzystywane do celów nawozowych, szczególnie na glebach o niskiej żyzności (**IIB49**). Wskaźniki aktywności mikrobiologicznej gleby zależą od stanu nawożenia, liczebności

mikroorganizmów autochtonicznych oraz ich wzajemnych zależności (**IIB42**). Zastosowanie powstałego kompostu z osadów ściekowych do produkcji roślinnej wpływa znacząco na wzrost składników pokarmowych oraz żyzność gleby. Wyniki dotyczące przydatności kompostu z komunalnych osadów ściekowych produkowanych metodą pryzmową do wzbogacenia w substancję organiczną odpadów piaszczystych powstających z interwencji wodociągowych zawarto w publikacji **IIB24**. Wykazano, że w przypadku łubinu żółtego i wąskolistnego oraz owsa i żyta jarego zastosowany kompost wpłynął znacząco na lepsze plonowanie tych roślin. W związku z tym, zaproponowano metodę przyrodniczego zagospodarowania odpadów piaszczystych, powstających z interwencji wodociągowych w połączeniu z kompostem z osadów ściekowych. Ponadto wykazano, że w praktyce można wykorzystać te odpady do rekultywacji gruntów zdegradowanych lub nieużytków.

W celu oceny skuteczności higienizacji osadów ściekowych w procesie kompostowania przeprowadzono badania, które pozwoliły na określenie kinetyki inaktywacji bakterii wskaźnikowych. W doświadczeniu, którego wyniki przedstawiono w pracy **IIB20**, do pryzmy kompostowej wprowadzono nośniki zawierające bakterie *Salmonella senftenberg*, a następnie w odstępach 7 dniowych oznaczano ich liczbę w kompostowanych osadach ściekowych. Wykazano, że kompostowanie osadów ściekowych pozytywnie wpływało na eliminację bakterii *Salmonella*. Odnotowano inaktywację tych bakterii w górnej, środkowej oraz dolnej warstwie pryzmy odpowiednio o 0,26, 0,24 i 0,22 log jtk/dzień. Po 7 tygodniach w kompostowanym materiale nie stwierdzono obecności bakterii wskaźnikowych. Badania dowiodły, że głównym czynnikiem wpływającym na eliminację bakterii *Salmonella senftenberg* była temperatura w pryzmie kompostowej. Taki wynik był możliwy dzięki osiągnięciu przez materiał biologiczny fazy termofilnej (60°C). Brak wystąpienia tego etapu bezpośrednio wpływa na przedłużenie czasu inaktywacji badanych mikroorganizmów, których przeżywalność w takich warunkach wzrasta. W kolejnej publikacji (**IIB25**) zaprezentowano wyniki badań, których celem była ocena skuteczności higienizacji osadów ściekowych w procesie kompostowania pryzmowego poprzez określenie tempa inaktywacji pałeczek *E.coli* O157. W części górnej, środkowej i dolnej pryzmy umieszczono nośniki zawierające zawiesinę *Escherichia coli* (szczep EHEC O157). Nośniki z bakteriami wskaźnikowymi pobierano przez okres 7 tygodni i oznaczano ich liczbę metodą NPL. Szybkość eliminacji tych bakterii uzależniona była głównie od temperatury panującej w pryzmie, przy czym fazę termofilną osiągnięto w 4 tygodniu doświadczenia, w którym temperatura kompostowanego materiału osiągnęła wartość 63°C. Ponadto od 4 do 6 tygodnia badań temperatura pryzmy osiągała wartość powyżej 50°C, co skutecznie wpłynęło na inaktywację tych bakterii wskaźnikowych. Wykazano, że kompostowanie zapewnia pożądaną eliminację bakterii *Escherichia coli* O157 po 77 dniach. Przeprowadzone badania dowiodły, że prawidłowo przeprowadzony proces kompostowania osadów ściekowych pozwala na uzyskanie kompostu bezpiecznego pod względem sanitarnym, który można zagospodarować w środowisku przyrodniczym.

Alternatywą dla tradycyjnie stosowanych metod higienizacji osadów ściekowych mogą być techniki wykorzystywane w technologii oczyszczania wody i ścieków, polegające na sanityzacji tych odpadów, z zastosowaniem silnych utleniaczy. Wyniki badań z tego zakresu zaprezentowano w pracach **IIB17**; **IIB21** i **IIB32**. Pierwsze z tych badań polegały na aplikowaniu do inokulowanych bakteriami *Salmonella senftenberg* osadów ściekowych różnych stężeń nadtlenu wodoru. W celu pełnej eliminacji tych bakterii z osadów należy zastosować wysokie stężenia tego dezynfektanta wynoszące odpowiednio 16,43% H₂O₂ po 24-godzinym czasie kontaktu i 14,84% H₂O₂ po 48-godzinach oddziaływania. Dowiedziono, że stosowanie nadtlenu wodoru w stężeniach uznawanych za wystarczające do klasycznej dezynfekcji nie przyniosło zadawalających rezultatów w przypadku osadów ściekowych, dlatego podjęto dalsze badania, w których w celu zintensyfikowania procesów rodnikowania

zastosowano żelazo(II), tzw. reakcja Fentona. W celu ustalenia optymalnych dawek zastosowanych reagentów do inokulowanych bakteriami *Salmonella senftenberg* osadów ściekowych dozowano odpowiednie stężenia nadtlenu wodoru i siarczanu żelaza(II). Stwierdzono, że najlepszy efekt higienizacyjny zapewniający ponad 90% eliminację bakterii wskaźnikowych uzyskano przy najwyższym zastosowanym stężeniu nadtlenu wodoru (8,43%) i siarczanu żelaza (1,39g), przy pH 5,98 po 1-godzinny czas kontaktu i pH 5,01 po 24 godzinach. Podobne rezultaty uzyskano stosując układ Fentona do eliminacji enterokrwotocznych szczepów *Escherichia coli* z osadów ściekowych. Wykazano, że skuteczność oddziaływania testowanych środków dezynfekcyjnych zależała od ich stosunków wagowych, czasu kontaktu i pH środowiska reakcji. Ponadto należy podkreślić, że do zalet stosowania tej metody można zaliczyć niskie koszty eksploatacyjne, szybkie tempo chemicznego utleniania, prosty w obsłudze i kontroli system dozowania reagentów, brak negatywnego wpływu produktów procesu na środowisko oraz możliwość ich biodegradacji.

Kolejnym zagadnieniem, które znalazło odzwierciedlenie w publikacji **IIA14** były badania nad wykorzystaniem rafinowanego oleju rzepakowego tłoczonego na zimno przetwarzanego w procesie transestryfikacji metanolem w celu otrzymania mieszaniny estrów metylenowych kwasów tłuszczowych (FAME). Ten rodzaj paliwa zwany popularnie biodieslem jest dobrym zamiennikiem dla tradycyjnego oleju napędowego. Przeprowadzone badania wykazały, że przebieg transestryfikacji w zakresie temperatur 40-50°C powoduje zwiększenie wydajności procesu, jak również wyższą zawartość estrów metylenowych kwasów tłuszczowych. Otrzymywany surowy biodiesel powinien być jednak oczyszczony przed użyciem go jako paliwo silnikowe. Ponadto duży nadmiar metanolu nie wpłynął znacząco na zwiększenie zawartości estrów w otrzymanym biopaliwie i przyczynił się do wzrostu ilości frakcji glicerynowej, którą należy zagospodarować lub unieszkodliwić. W związku z powyższym podjęto badania (**IIA21**), które dotyczyły możliwości wykorzystania surowej fazy glicerynowej jako dodatku do osadów ściekowych i fermentacji metanowej otrzymanej mieszaniny. Ponadto metoda ta umożliwia zarówno wykorzystanie odpadowego produktu ubocznego, jak i produkcję metanu jako odnawialnego i przyjaznego dla środowiska źródła energii. W badaniach potwierdzono, że dodatek pochodzącej z produkcji biodiesla frakcji glicerynowej prowadzi w procesie fermentacji metanowej do rozkładu produktów obecnych w tej frakcji. Wykazano, że zastosowanie alkalicznej frakcji glicerynowej do osadów ściekowych nie zakłóca procesu fermentacji metanowej pod warunkiem, że pH otrzymanej mieszaniny mieści się w granicach optymalnych dla przebiegu procesu. Ponadto stwierdzono, że dodatek fazy glicerynowej do osadów ściekowych poddanych fermentacji może być jedną z alternatywnych metod wykorzystania produktów ubocznych powstających z produkcji biopaliw. Zauważyć należy, że ten sposób postępowania jest przyjazny dla środowiska i potencjalnie opłacalny ze względu na możliwość wykorzystania energii z powstającego biogazu.

5.3. Zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza atmosferycznego związane z oczyszczaniem ścieków i składowaniem odpadów

Istotną problematyką, którą się zajmowałam w swojej działalności naukowej było określenie zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza atmosferycznego na terenie oczyszczalni ścieków oraz wskazanie głównych źródeł ich emisji (**IIA5**, **IIA12**, **IIB8**; **IIB13**). Badania próbek powietrza atmosferycznego przeprowadzono metodą sedymentacyjną i zderzeniową przy użyciu aparatu RCS Plus, w okresie wiosenno-letnim i jesienno-zimowym w następujących punktach pomiarowych: nad komorą napowietrzania, przy poletku osadowym oraz w odległości 80 m od emitora od strony zawietrznej. W pobranych próbkach powietrza oznaczono liczbę i skład gatunkowy bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae*, gronkowców, paciorkowców oraz grzybów drożdżoidalnych i pleśniowych. Analizy

bakteriologiczne wykazały, że średnia liczba gronkowców w powietrzu nad komorą napowietrzania w miesiącach letnich wynosiła 69000 jtk/m³, *Enterobacteriaceae* 50713 jtk/m³, natomiast paciorkowców 28530 jtk/m³. W próbkach powietrza nad komorą napowietrzania oraz poletkiem osadowym licznie występowały bakterie takie jak: *Klebsiella oxytoca*, *Enterobacter agglomerans*, *Enterobacter cloacae*, *Staphylococcus aureus*, *S.chromogens*, *S.lentus*, *Streptococcus faecalis*. Średnia liczba grzybów drożdżoidalnych nad komorą napowietrzania wynosiła od 2100 do 23067 jtk/m³, natomiast grzyby pleśniowe kształtowały się w zakresie od 780 do 17500 jtk/m³. Liczba tych mikroorganizmów izolowanych z próbek powietrza pobranych przy poletku osadowym była niższa i wynosiła odpowiednio: od 1550 do 3267 jtk/m³ (drożdże) i 710 do 1500 jtk/m³ (pleśnie). Stwierdzono, że wśród grzybów drożdżoidalnych dominowały *Candida famata*, *C.globosa*, *C.guilliermondii*, *Cryptococcus laurenti*, *C.neoformans*, natomiast grzyby pleśniowe reprezentowane były przez *Aspergillus fumigatus*, *A.carbonarius*, *A.clavatus*, *Penicillium waksmanii*, *P.albicans*, *Rhizopus* spp. Zaobserwowano, że zmiany ilościowe mikroorganizmów są widoczne wraz ze zwiększaniem się odległości od emitora. Ustalono, że zwiększenie odległości o 30 m od komory napowietrzania spowodowało eliminację w powietrzu liczby bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* o 81%, paciorkowców o 69%, a gronkowców o 35%, natomiast zwiększenie odległości do 80 m skutkowało odpowiednio 90, 85 i 64% redukcją wspomnianych wyżej bakterii. W przypadku grzybów natomiast możliwe jest zmniejszenie się ich liczby o 72% przy oddaleniu od komory napowietrzania o 80 m. Zmiany liczby drobnoustrojów występujących w powietrzu pozwoliły na wyznaczenie zasięgu oddziaływania oczyszczalni ścieków warunkującego czystość mikrobiologiczną powietrza.

Podobne doświadczenia, w których uczestniczyłam przeprowadzono w zasięgu oddziaływania oczyszczalni ścieków odzwierzęcych. W pracach **IIB13** i **IIB14** zastosowano taką samą metodykę badawczą, jak w poprzedniej publikacji oraz oznaczano w próbkach powietrza pobranych w wytypowanych punktach pomiarowych zlokalizowanych przy komorze napowietrzania ścieków, takie same bakterie wskaźnikowe oraz grzyby pleśniowe i drożdżoidalne. Przeprowadzone badania wykazały, że na terenie oczyszczalni ścieków odzwierzęcych najbardziej zanieczyszczone pod względem bakteriologicznym były próbki powietrza pobrane w strefie komory napowietrzania sięgającej aż do 300 m w kierunku zawietrznym od reaktora. Pod względem mikologicznym, powietrze było najbardziej zanieczyszczone w odległości 10 m od komory napowietrzania. Wykazano, że skład ilościowy i gatunkowy bakterii w próbkach powietrza pobranych na terenie badanej oczyszczalni wskazuje na zagrożenie zdrowia pracowników, jak również stanowi ryzyko epidemiologiczne dla ludności zamieszkującej tereny w pobliżu tego obiektu.

W pracy **IIA12** przedstawiono wyniki badań dotyczących oddziaływania poszczególnych urządzeń oczyszczalni ścieków w technologii sekwencyjnych reaktorów biologicznych na zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza atmosferycznego. Próbki powietrza pobierano w okresie jesienno-zimowym oraz wiosenno-letnim w ośmiu seriach pomiarowych. Do analiz wytypowano od strony zawietrznej punkty pomiarowe przy: stacji krat; reaktorach SBR; osadniku Imhoffa; poletkach osadowych; stacji odwadniania osadów. Dodatkowo od strony nawietrznej wyznaczono punkt kontrolny PK (tło) zlokalizowany w odległości 100 m od najbliższego obiektu emisji. W przeprowadzonych badaniach pobierano próbki powietrza metodą zderzeniową za pomocą próbnika Sas 100. Zakres analiz mikrobiologicznych obejmował oznaczenie: ogólnej liczby bakterii, ogólnej liczby grzybów, gronkowców hemolizujących α i β , bakterii *Pseudomonas fluorescens*, promieniowców oraz bakterii z rodziny *Enterobacteriaceae* i innych pałeczek gram-ujemnych. Uzyskane wyniki liczby poszczególnych mikroorganizmów wskaźnikowych w próbkach pobranego powietrza porównywano z wartościami normatywnymi zawartymi w Polskich Normach (PN-89/Z-

04111/02, PN-89/Z-04111/03). W badaniach wykazano, że reaktory SBR są istotnymi emitarami bakterii mezofilnych do powietrza. W przypadku wszystkich serii pomiarowych w okresie wiosenno-letnim powietrze pobierane w pobliżu reaktorów SBR sklasyfikowano jako średnio zanieczyszczone, natomiast w miesiącach jesienno-zimowych w jednej serii badań dokonano takiej oceny. Wykazano, że grzyby pleśniowe należały do najliczniejszej grupy mikroorganizmów występujących w badanym powietrzu. Oznaczona ogólna liczba grzybów była największa w okresie wiosenno-letnim przy stanowisku krat oraz w miejscu czasowego składowania osadów ściekowych. Zanieczyszczenie mikologiczne odpowiadało kryteriom określonym w Polskich Normach dla powietrza, które może negatywnie oddziaływać na środowisko naturalne człowieka. W próbkach powietrza najliczniej występowały grzyby z rodzaju *Penicillium*, *Mucor* i *Cladosporium*. Analiza ilościowa bakterii hemolizujących wykazała, że powietrze we wszystkich punktach pomiarowych odpowiadało kryteriom dla powietrza średnio zanieczyszczonego. Największym emitorem bakterii α i β -hemolizujących było stanowisko krat i osadnik Imhoffa. Stwierdzono występowanie w powietrzu bakterii *Pseudomonas fluorescens* we wszystkich punktach pomiarowych, przy czym do największej emisji tych bakterii dochodziło przy reaktorach SBR zarówno w okresie jesienno-zimowym, jak i wiosenno-letnim. Biorąc pod uwagę wymagania określone w PN dla tych bakterii powietrze sklasyfikowano jako średnio zanieczyszczone. Średnia liczba promieniowców przekraczała poziom 10 jtk/m^3 , co klasyfikuje powietrze jako średnio zanieczyszczone na wszystkich punktach pomiarowych. Największą koncentracją tych bakterii cechowało się powietrze w pobliżu miejsca składowania osadów ściekowych i osadniku Imhoffa. Na podstawie przeprowadzonej oceny zanieczyszczenia powietrza na terenie oczyszczalni ścieków stwierdzono występowanie licznych drobnoustrojów, których głównym źródłem emisji były reaktory SBR, stanowiska krat, osadnik Imhoffa oraz miejsce składowania osadów. Powietrze oceniono jako średnio zanieczyszczone bakteriami *Pseudomonas fluorescens*, promieniowcami i gronkowcami hemolizującymi w całym okresie badawczym, natomiast ogólna liczba grzybów w okresie wiosenno-letnim mogła zagrażać środowisku naturalnemu człowieka. Przeprowadzone badania wskazują, że emisja bioaerozolu ze ścieków do powietrza stwarza zagrożenie zdrowotne dla pracowników oczyszczalni ścieków oraz osób zamieszkujących w ich bezpośrednim sąsiedztwie.

Celem kolejnych badań, w których uczestniczyłam była ocena wpływu składowiska odpadów komunalnych na mikrobiologiczne zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego (IIB36). Próbki powietrza do analiz pobierano metodą sedymentacyjną i zderzeniową aparatem Sas 100. Wytypowano 4 punkty pomiarowe od strony zawietrznej i jeden punkt kontrolny od strony nawietrznej. W próbkach powietrza oznaczono ogólną liczbę bakterii, gronkowców hemolizujących α i β , *Pseudomonas fluorescens* oraz promieniowców. Wykazano, że najbardziej zanieczyszczone powietrze atmosferyczne bakteriami wskaźnikowymi było w strefie czynnej składowiska odpadów oraz w jego bezpośrednim sąsiedztwie w odległości 100 m od jego centrum. Liczba drobnoustrojów w powietrzu zależała od pory roku, odległości od centrum składowiska odpadów oraz wilgotności względnej i prędkości ruchu powietrza. Stwierdzono, że stopień zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza może stanowić ryzyko epidemiologiczne.

Badania związane z oceną jakości mikrobiologicznej powietrza, które przeprowadzone na terenie Leśnego Parku Wypoczynkowego (IIB41) wykazały, że pobrane próbki powietrza charakteryzowały się incydentalnym przekroczeniem norm bakterii wskaźnikowych. Fakt ten zdecydował, że obszar taki można traktować jako punkt tłowy dla innych badań prowadzonych w otoczeniu obiektów uciążliwych dla środowiska. Uczestniczyłam również w badaniach dotyczących zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM10 i PM2,5 na terenie aglomeracji miejskich (IIB48). Wyniki przeprowadzonych analiz wykazały, że decydujący wpływ na przekroczenie norm wartości stężeń pyłu zawieszzonego w powietrzu

uwarunkowany był głównie emisją związaną z indywidualnym ogrzewaniem budynków oraz od natężeniem ruchu pojazdów samochodowych.

Reasumując można stwierdzić, że uzyskane wyniki mogą pozwolić na opracowanie systemu monitoringu zagrożeń związanych ze skażeniem mikrobiologicznym powietrza atmosferycznego, który jest niezbędny do wiarygodnej weryfikacji realnego ryzyka zdrowotnego dla ludzi i zwierząt przebywających w otoczeniu oczyszczalni ścieków i w okolicy składowisk odpadów komunalnych. Równocześnie dostarczą one odpowiednią ilość danych pomiarowych, które mogą stanowić przesłankę dla wytypowania najbardziej newralgicznych punktów technologii oczyszczania ścieków i doskonalenia jej w kierunku minimalizacji emisji drobnoustrojów do powietrza. Realizacja tych badań mogłaby również położyć podwaliny pod modernizację zapisów zawartych w normach dotyczących ochrony czystości powietrza, jak również umożliwić stworzenie odpowiednich aktów prawnych regulujących aspekt bioemisji z obiektów komunalnych. Umożliwi to również weryfikację i uzupełnienie listy mikroorganizmów wskaźnikowych, szczególnie o gatunki grzybów mikotoksycznych i alergizujących. Badania te pozwolą także na wypracowanie optymalnej częstotliwości wykonywania oceny jakości powietrza wokół obiektów komunalnych, zapewniającej maksymalną reprezentatywność i adekwatność uzyskanych wyników. Podjęte działania przyczynią się też do pełnej unifikacji technik stosowanych w ocenie jakości mikrobiologicznej powietrza atmosferycznego.

5.4. Przeżywalność bakterii chorobotwórczych i wskaźnikowych w środowisku

W ostatnich latach obserwuje się wzrost zainteresowania zagrożeniami mającymi źródła mikrobiologiczne, które mogą prowadzić u ludzi i zwierząt do wywoływania chorób pochodzących z bezpośredniej transmisji drobnoustrojów do środowiska naturalnego. W związku z tym przeprowadzono badania mające na celu ustalenie przeżywalności wybranych patogennych bakterii w ściekach (**IIA3; IIA4; IIA23**), osadach ściekowych (**IIB23**), w wodach powierzchniowych (**IIA9; IIB35; IIB50**) oraz w składowanej gnojowicy świńskiej (**IIA7**) i bydłowej (**IIA8**). Doświadczenia modelowe prowadzono w zróżnicowanych warunkach temperaturowych, co pozwoliło również ustalić ryzyko sanitarno-epidemiologiczne wynikające z możliwości bytowania oznaczanych mikroorganizmów w środowisku. W badaniach dotyczących przeżywalności enterokrwotocznych szczepów *Escherichia coli* w ściekach pochodzących z zakładów mięsnych (**IIA3**) przechowywanych w temperaturze 4; 20; 30 i 40°C wykazano, że istotny wpływ na tempo eliminacji tych bakterii wywierała najwyższa temperatura. Analiza prognostyczna wykazała, że testowane bakterie w temperaturze 4 i 20°C były inaktywowane w podobnym tempie, natomiast zdecydowanie szybciej komórki bakterii wskaźnikowych obumierały w wyższych temperaturach. Wykazano, że w próbkach ścieków przechowywanych w temperaturze 40°C po 8 dniach bakterii tych już nie wykrywano. Wpływ temperatury na przeżywalność bakterii patogennych w ściekach poprodukcyjnych z przetwórstwa mięsnego był przedmiotem pracy **IIA23**. Uzyskane wyniki dowiodły, że podobnie jak w przypadku enterokrwotocznych szczepów *E.coli* testowane bakterie *L.monocytogenes* przeżywały dłużej w temperaturze 4°C, gdzie maksymalny czas przeżycia wynosił od 82 do 102 dni, natomiast w temperaturze 20°C czas przeżycia testowanych szczepów określono w zakresie od 37 do 40 dni.

W kolejnych badaniach (**IIA4**) ustalono czas przeżywalności pałeczek *Listeria monocytogenes* w ściekach pochodzących z przemysłu mięsnego w zależności od pH oraz zwrócić uwagę na możliwość kontaminacji środowiska wodnego tymi drobnoustrojami. W eksperymencie badano czas przeżycia *Listeria monocytogenes* w ściekach surowych, zalkalizowanych oraz zakwaszonych. Uzyskane wyniki, wskazują jednoznacznie na zdecydowaną rolę pH w przebiegu inaktywacji oznaczanych bakterii z badanego środowiska. Maksymalny czas przeżycia badanych drobnoustrojów w ściekach surowych wynosił 38 dni,

w ściekach zalkalizowanych 33 dni, natomiast w ściekach zakwaszonych 25 dni. Wyniki badań dowiodły, że pałeczki *Listeria monocytogenes* wykazały oporność na warunki kwasowe i alkaliczne, co potwierdziło ich możliwość adaptacji do skrajnych czynników środowiska.

W związku z faktem, że wcześniejsze prowadzone analizy osadów ściekowych wykazały ich znaczne zanieczyszczenie mikrobiologiczne, w tym obecność bakterii z rodzaju *Salmonella* podjęto badania (IIB23), których celem było określenie przeżywalności pałeczek *Salmonella senftenberg* w osadach ściekowych w różnych warunkach temperaturowych. Inokulowane bakteriami *Salmonella senftenberg* W775 osady po fermentacji kwaśnej i metanowej umieszczono w temperaturach: 4°C, 20°C, 30°C i 40°C. W trakcie trwania eksperymentu odnotowano zjawisko obumierania komórek bakterii. Ustalono, że czas przetrwania komórek bakteryjnych w obydwóch osadach w temperaturze 4°C był zbliżony i wynosił około 28 dni, natomiast w osadach w temperaturze 40°C nie izolowano tych bakterii w 8 dniu eksperymentu.

Wody powierzchniowe muszą podlegać kontroli mikrobiologicznej pod względem występowania bakterii z rodzaju *Salmonella* ze względu na duże ryzyko zachorowań w Polsce na salmonellozy. W środowisku naturalnym występuje bardzo szeroki rezerwuar pałeczek z rodzaju *Salmonella*, szczególnie niebezpieczny jest fakt odnotowywania nosicielstwa tych drobnoustrojów u ludzi i zwierząt. Celem pracy IIA9 była ocena przeżywalności bakterii *Salmonella* Enteritidis w wodach powierzchniowych oraz określenie wpływu zróżnicowanych temperatur na zachowanie się testowanych bakterii. Wykorzystując metody statystyczne oszacowano maksymalny czas przeżycia bakterii *Salmonella* Enteritidis w przeprowadzonym doświadczeniu, dla bakterii bytujących w wodzie o temperaturze 4°C na 50 dni a w 20°C wynosił 39 dni. Natomiast w przypadku enterokrwotocznych szczepów *Escherichia coli* (IIB50;) czas przeżycia w wodzie powierzchniowej o temperaturze 20°C wynosił 14 dni, podczas gdy w środowisku wodnym o temperaturze 4°C był dłuższy i wynosił 28 dni. Celem kolejnej pracy (IIB35) była ocena wpływu wybranych temperatur na przeżywalność pałeczek *Salmonella senftenberg* W775, a także dynamika zmian ilościowych bakterii w czasie, w wodach kąpieliskowych wykorzystywanych na cele rekreacyjne. Podobnie jak w poprzednich badaniach stwierdzono, że temperatura wody jest jednym z czynników mających decydujący wpływ na tempo eliminacji pałeczek *Salmonella*. Ustalono, iż w wodzie jeziornej bakterie te szybciej obumierają w temperaturze 20°C w porównaniu z temperaturą 4°C. Obliczony z równań prostych regresji czas przeżycia badanych drobnoustrojów w wodzie wynosił 13 tygodni w temperaturze 20°C oraz 20 tygodni w temperaturze 4°C. Podsumowując wyniki przeprowadzonych analiz należy stwierdzić, że bakterie patogenne wykazują długi czas przeżywania w środowisku wodnym, co może stwarzać istotne zagrożenie epidemiologiczne. W związku z tym tak ważne jest prowadzenie ukierunkowanych badań nad przeżywalnością patogenów w środowiskach wodnych.

Gnojowica jest pełnowartościowym nawozem organicznym, przydatnym w nawożeniu roślin uprawnych i użytków zielonych. Nawożenie gnojowicą przynosi wymierne efekty w postaci poprawy jakości i zwiększenia plonów oraz korzystnie oddziałuje na mikroflorę glebową, będąc dla niej cennym źródłem pierwiastków biogenych. W rolniczym wykorzystaniu gnojowicy, obok jej dużej wartości nawozowej, bardzo istotne są również aspekty sanitarno-higieniczne. Jednym z ważnych kryteriów ograniczających stosowanie gnojowicy jest możliwość mikrobiologicznego skażenia gleby, wód gruntowych i powierzchniowych, a także pogorszenie stanu fitosanitarnego roślin. W związku z powyższym podjęto badania, których celem było określenie czasu przeżywalności pałeczek *Salmonella* Enteritidis w gnojowicy świńskiej (IIA7) oraz bakterii *Escherichia coli* O157 w gnojowicy bydłowej (IIA8) w temperaturze 4 i 20°C w warunkach laboratoryjnych. Uzyskane wyniki wykazały, że temperatura magazynowania gnojowicy determinowała czas

przeżywalności bakterii wskaźnikowych. W analizowanych próbach stwierdzono tendencję do wydłużenia się przeżywalności testowanych szczepów wraz ze spadkiem temperatury składowania gnojowicy. Dowiedziono, że bakterie *Salmonella* Enteritidis mogą przetrwać w tym środowisku w temperaturze 20° C 32 dni, natomiast zdecydowanie dłużej przetrwały w niższej temperaturze około 75 dni. Podobną tendencję zaobserwowano w przypadku pałeczek *Escherichia coli* O157. Ustalono, że bakterie te w gnojowicy bydłowej przechowywanej w temperaturze 4°C przeżywały przez 81 dni, podczas gdy w temperaturze 20°C czas ich inaktywacji był znacznie krótszy i nie przekraczał 50 dni. Z rezultatów doświadczenia wynika, że konieczna jest analiza stanu sanitarno-higienicznego procesu składowania gnojowicy, z uwagi na ryzyko rozprzestrzeniania się mikroorganizmów patogennych w środowisku naturalnym, a tym samym potencjalne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. Bakterie te uważane są za szczególnie niebezpieczne, ze względu na dużą częstość wywoływania poważnych schorzeń zdrowotnych, niską dawkę infekcyjną, a także długi czas przeżycia w niekorzystnych warunkach środowiska.

5.5. Aspekty sanitarno-higieniczne produkcji zwierzęcej

Istotnym nurtem badań, w których uczestniczyłam była ocena zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza w pomieszczeniach dla zwierząt gospodarskich. Zagadnieniom tym poświęcono następujący cykl publikacji: **IIB11; IIB19; IIB26; IIB31; IIB44; IIB47**. Występowanie drobnoustrojów w powietrzu uzależnione jest głównie od obsady i gatunku zwierząt, ich stanu zdrowotnego, systemu utrzymania i żywienia, a także od wskaźników mikroklimatycznych. Badania prowadzono w różnych budynkach inwentarskich przeznaczonych do hodowli trzody chlewnej, koni i bydła. Przeprowadzone badania miały na celu ocenę zanieczyszczenia bakteriologicznego i mikologicznego powietrza w budynku przeznaczonym do chowu trzody chlewnej. Próbkę powietrza do badań pobierano 8-krotnie w okresie wiosenno-letnim i jesienno-zimowym za pomocą aparatu Sas 100. W powietrzu oznaczono ogólną liczbę bakterii, gronkowce, paciorkowce, bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae* oraz ogólną liczbę grzybów pleśniowych i drożdżopodobnych. Uzyskane wyniki dowiodły, że występowało znaczne zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza w badanych budynkach, które przekraczało dopuszczalne wartości normatywne dla tego typu pomieszczeń. Stwierdzono, że w powietrzu występowały gatunki potencjalnie chorobotwórcze i patogenne, które mogły stwarzać zagrożenie dla zdrowia zwierząt i pracowników ферmy. Z kolei w budynkach dla koni przeprowadzono ocenę warunków mikroklimatycznych oraz poziomu zanieczyszczenia mikrobiologicznego powietrza w okresie wiosennym, letnim, jesiennym i zimowym. Próbkę powietrza pobierano 12-krotnie za pomocą próbnika Sas 100. W analizowanym powietrzu oznaczono ogólną liczbę bakterii, bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, paciorkowce, gronkowce mannitolododatnie, bakterie hemolizujące, promieniowce oraz ogólną liczbę grzybów pleśniowych i drożdżopodobnych. Badania dowiodły, że w próbach powietrza stwierdzano występowanie bakterii należących do rodziny *Enterobacteriaceae*, gronkowców, paciorkowców oraz grzybów, które mogą negatywnie wpływać na zwierzęta i ludzi przebywających w pomieszczeniach inwentarskich. Ustalono ponadnormatywne występowanie badanych mikroorganizmów, które było uzależnione od warunków mikroklimatycznych oraz okresu przeprowadzonych badań. W związku ze znacznym zanieczyszczeniem bakteriologicznym i mikologicznym pomieszczeń dla cieląt (**IIB11; IIB19**) koniecznością było przeprowadzenie zabiegów dezynfekcyjnych zmniejszających liczbę mikroorganizmów w powietrzu. Jednak ze względu na fakt, że nie zawsze dezynfekcja prowadzi do wyeliminowania wszystkich drobnoustrojów, zwłaszcza grzybów pleśniowych, koniecznością jest opracowanie kompleksowego programu stałego monitoringu i dezynfekcji tego środowiska, co uniemożliwi rozprzestrzenianie się patogenów wewnątrz i na zewnątrz budynków inwentarskich.

Kolejnym nurtem badań o charakterze zoohigienicznym była ocena stanu sanitarnego wody pitnej przeznaczonej dla bydła mlecznego (IIB33) oraz z ujęć studziennych pobieranych z indywidualnych gospodarstw rolnych (IIB38). Przeprowadzona analiza jakościowa bakterii występujących w wodzie pobieranej z różnych typów poidel wykazała występowanie licznych gatunków mikroorganizmów patogennych i potencjalnie chorobotwórczych dla bydła. Z kolei ocena bakteriologiczna wody pochodzącej ze studni dowiodła, że nie spełnia ona podstawowych wymagań mikrobiologicznych i nie powinna być wykorzystywana do spożycia przez ludzi i zwierzęta. Ponadto prowadzono badania związane z ustaleniem stanu i dynamiki zmian inwazji pasożytniczych w stadach bydła mlecznego (IIB22; IIB39; IIB40; IIB49). W tych badaniach stwierdzono występowanie nicieni żołądkowo-jelitowych, których ekstensywność inwazji wahała się od 25-100%, natomiast intensywność w zakresie od 99 do 730 jaj w 1 g kału. Stwierdzono, że zidentyfikowane gatunki pasożytów mogą stanowić zagrożenie dla zdrowia bydła, dlatego podjęto kolejne badania polegające na ocenie skuteczności działania preparatu przeciw pasożytniczego na kondycję i podstawowe wskaźniki rozrodu krów mlecznych. Udowodniono, że dehelmintyzacja jest zabiegiem korzystnie wpływającym na wskaźniki mleczności krów, jednak nie zaobserwowano istotnego wpływu odrobaczania na kondycję zwierząt. Z kolei w badaniach dotyczących wskaźników rozrodu krów (IIA1) przeprowadziłam badania ankietowe, które pozwoliły na sformułowanie praktycznych wniosków dotyczących występowania superowulacji u krów.

Ponadto uczestniczyłam w opracowaniu wyników badań związanych z wpływem preparatu mineralno-tłuszczowego na zawartość kwasów tłuszczowych w mleku krów i produktach mleczarskich (IIA16). Stwierdzono, że wzbogacenie paszy dla krów mlecznych dodatkiem oleju rybnego jest korzystną, naturalną i nie wzbudzającą kontrowersji procedurą zwiększenia stężenia wielonienasyconych kwasów tłuszczowych w mleku. Uzyskano ograniczenie udziału nasyconych kwasów z grupy n-3. Zastosowanie w żywieniu krów preparatu mineralno-tłuszczowego z wysokim udziałem oleju rybnego śledziowo-szprotowego (3%) przyczyniło się do otrzymywania masła z niekorzystnymi wadami cech sensorycznych (smak, zapach). Z kolei w badaniach dotyczących oceny fizjologicznej zastosowania chelatu żelaza jako dodatku do preparatu mlekozastępczego lub mleka pełnego w żywieniu cieląt (IIA22) wykazano, że wzbogacenie diety w ten związek w ilości 1% suchej masy powoduje wzrost stężenia żelaza we krwi oraz korzystnie wpływa na inne parametry gospodarki żelazowej. W praktyce jednak stosowanie tego dodatku wymaga uwzględnienia zawartości żelaza w preparatach mlekozastępczych i innych paszach

6. Działalność dydaktyczna

Szczegółowe zestawienie osiągnięć dydaktycznych zamieszczono w załączniku nr 4). Na Wydziale Hodowli i Biologii Zwierząt UTP w Bydgoszczy prowadziłam zajęcia na kierunku Ochrona Środowiska na studiach stacjonarnych i niestacjonarnych z następujących przedmiotów: Higiena Środowiska (wykłady i ćwiczenia laboratoryjne), Technologie stosowane w ochronie środowiska (wykłady i ćwiczenia laboratoryjne), Ekologistyka (wykłady i ćwiczenia audytoryjne). Na kierunku Zootechnika prowadziłam ćwiczenia laboratoryjne z przedmiotów: Higiena Środowiska Wiejskiego, Mikrobiologia, Mikologia, Mikologia i mikotoksykozy. Na kierunkach Zoofizjoterapia i Inspekcja Weterynaryjna prowadziłam zajęcia laboratoryjne z przedmiotu Mikrobiologia i Mikologia. W ramach seminarium dyplomowego na Wydziale Rolnictwa i Biotechnologii UTP prowadziłam cykl wykładów z przedmiotu Fitopatologia związanych z identyfikacją grzybów mikroskopowych. Powadziłam również zajęcia terenowe dla studentów kierunku Ochrona Środowiska w oczyszczalni ścieków w Fordonie w Bydgoszczy, w spalarni odpadów medycznych przy

Szpitalu Onkologicznym w Bydgoszczy, w Zakładzie Utylizacji Odpadów Pochodzenia Zwierzęcego w Strudze Jezuickiej. Ponadto opracowałam program wykładów i ćwiczeń z przedmiotów Higiena środowiska, Technologie stosowane w ochronie środowiska, Ekologistyka. Jestem współautorem programów kształcenia z przedmiotów: Mikrobiologia, Mikologia oraz Mikologia i Mikotoksykozy. Ponadto pełnię funkcję koordynatora powyższych zajęć dydaktycznych. Prowadziłam również zajęcia dla studentów z Turcji i Hiszpanii w ramach programu Erasmus z przedmiotów: Biotechnology of microorganisms i Mycology.

Byłam promotorem 60 prac magisterskich, 110 inżynierskich oraz zostałam powołana na recenzenta 46 prac magisterskich i inżynierskich studentów Wydziału Biologii i Hodowli Zwierząt, kierunków Ochrona Środowiska i Zootechnika, 1 pracy inżynierskiej i 1 magisterskiej na kierunku Biotechnologia na Wydziale Rolnictwa i Biotechnologii UTP. Ponadto byłam opiekunem naukowym studenta z Hiszpanii Joela Rodrígueza Gonzáleza, który pod moim kierunkiem wykonał badania i napisał pracę nt.: „Microbiological air pollution in the area of municipal sewage treatment plant”. Wielokrotnie prowadziłam zajęcia praktyczne dla uczniów szkół średnich, dotyczyły one następującej tematyki: Diagnostyka mikrobiologiczna bakterii patogennych lub względnie chorobotwórczych wyizolowanych ze środowiska wodnego; Zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza; Obserwacje mikroskopowe biocenozy występującej w zanieczyszczonych zbiornikach wodnych; Identyfikacja bakterii chorobotwórczych lub względnie chorobotwórczych wyizolowanych z próbek wody przy użyciu biochemicznych testów API; Rozpoznawanie grzybów pleśniowych wyizolowanych z kiszzonek dla bydła. Ponadto w ramach programu: „Kreatywni.pl” prowadziłam zajęcia nt.: Zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza pomieszczeń użytkowych. W latach 2007-2008 roku byłam obserwatorem Egzaminu Maturalnego w VII i X Liceum Ogólnokształcącym w Bydgoszczy.

Zostałam również zaproszona do wygłoszenia wykładów dla studentów Uniwersytetu III wieku przy UTP w Bydgoszczy, nt.: Aspekty sanitarne wody do picia i metody jej uzdatniania; Stan sanitarno-higieniczny powietrza w pomieszczeniach użytkowych.

Komitet Organizacyjny Konferencji Naukowej nt.: Metody zagospodarowania osadów ściekowych zorganizowanej dla praktyków w Starachowicach w dniach 11-12 lutego 2013 r., zaprosił mnie do wygłoszenia wykładu nt. Dynamika zmian mikroorganizmów wskaźnikowych w składowanych i higienizowanych osadach ściekowych.

7. Działalność organizacyjna

Całościowe zestawienie mojej działalności organizacyjnej w czasie zatrudnienia na WHiBZ UTP w Bydgoszczy zamieszczono w załączniku nr 4. W ramach tej działalności w 2010 roku byłam wiceprzewodniczącą Komitetu Organizacyjnego Międzynarodowej Konferencji Naukowej nt.: „Wykorzystanie badań naukowych w rolnictwie i ochronie środowiska”. Ponadto byłam członkiem Komitetu Organizacyjnego trzech konferencji naukowych o zasięgu krajowym. Zostałam powołana przez Radę Wydziału w skład Komitetu Organizacyjnego obchodów 30-lecia Wydziału Zootechnicznego ATR w Bydgoszczy (2002 r.) oraz obchodów 35-lecia Wydziału Hodowli i Biologii Zwierząt (2007 r.). W ramach Kontraktu Instytucjonalnego Socrates/Erasmus - (umowa finansowa nr 53891-IC-1-97-1-PL-ERASMUS zawarta na rok akademicki 2002/2003 pomiędzy ATR Bydgoszcz a Komisją Współpracy Europejskiej) zostałam powołana postanowieniem Prorektora ds. Dydaktycznych i Studenckich w skład zespołu ds. Pakietu Informacyjnego ECTS dla studiów magisterskich, inżynierskich i uzupełniających studiach magisterskich na kierunkach Zootechnika i Ochrona Środowiska Wydziału Zootechnicznego ATR w Bydgoszczy. Byłam członkiem Wydziałowej Komisji Egzaminacyjnej na I rok studiów stacjonarnych i

niestacjonarnych na kierunkach Zootechnika i Ochrona środowiska. Od 2001 do 2005 roku byłam członkiem Komisji Dydaktycznej dla kierunku Ochrona Środowiska. Wielokrotnie pełniłam funkcję opiekuna studentów na kierunku Ochrona Środowiska na studiach stacjonarnych i niestacjonarnych. W latach 2012-2017 byłam członkiem Wydziałowej Komisji ds. Jakości Kształcenia na Wydziale Hodowli i Biologii Zwierząt UTP w Bydgoszczy, natomiast od roku 2017 pełnię funkcję przewodniczącej tej Komisji. W latach 2014-2016 byłam członkiem Uczelnianej Komisji ds. Studenckich i Dydaktycznych. Od 2016 roku jestem członkiem Rady Programowej kierunku Ochrona Środowiska na Wydziale Hodowli i Biologii Zwierząt UTP w Bydgoszczy. Od 2017 roku jestem członkiem Uczelnianej i Wydziałowej Komisji ds. Oceny Nauczycieli Akademickich UTP w Bydgoszczy. Od 2017 roku jestem członkiem Uczelnianej Komisji ds. Jakości Kształcenia na Wydziale Hodowli i Biologii Zwierząt UTP w Bydgoszczy. W 2017 roku zostałam pełnomocnikiem WHiBZ ds. współpracy z przemysłem w Regionalnych Centrum Innowacyjności - Centrum Transferu Technologii - RCI CTT UTP w Bydgoszczy.

Zrządzeniem Rektora UTP zostałam powołana w skład Komitetu Redakcyjnego Wydawnictw Uczelnianych na kadencję 2017-2020, natomiast decyzją Rady Wydziału od 16 marca 2017 roku została mi powierzona funkcja Redaktora Działowego WHiBZ. Udzielałam się również w następujących Towarzystwach Naukowych: Polskie Towarzystwo Zootechniczne (PTZ); Polskie Towarzystwo Nauk Weterynaryjnych (PTNW); Bydgoskie Towarzystwo Naukowe (BTN); Polskie Towarzystwo Mikrobiologów (PTM); Stowarzyszenie Inżynierów i Techników Rolnictwa (SITR) .

W okresie zatrudnienia na Uniwersytecie Technologiczno-Przyrodniczym w Bydgoszczy 8-krotnie byłam wyróżniona za działalność naukową, dydaktyczną oraz organizacyjną otrzymując indywidualną i zespołowe Nagrody Rektora UTP.

8. Współpraca z instytucjami, organizacjami i stowarzyszeniami

Uczestniczyłam we współpracy z Uniwersytetem Hohenheim w Stuttgarcie - Institut für Umwelt-und Tierhygiene sowie Tiermedizin mit Tierklinik, w ramach której był realizowany program badawczy X.081, w którym profil obejmował zagadnienia związane ze stanem sanitarno-higienicznym i zagospodarowaniem substancji odpadowych. Współpracę prowadzono w oparciu o następującą umowę międzynarodową: Umowa między rządem RP a rządem RFN o współpracy w dziedzinie nauki i techniki. Warszawa 10.XI.1989 r., która weszła w życie 1 lutego 1990 r.

Tytuły poszczególnych projektów realizowanych w ramach programu (protokołu) wykonawczego (No X.084.1.) były następujące:

1. Higiena zakładów utylizacyjnych i kompostowanie odpadów tłuszczowych powstałych w trakcie produkcji mączek mięsnych (1994-1997).
2. Poprawa stanu higienicznego wiejskich i miejskich zakładów mięsnych (1997-1998).
3. Strategia higieny utrzymania zwierząt gospodarskich (1999-2004).

Byłam kierownikiem 25 badań zleconych dla przedsiębiorstw gospodarki rolnej dotyczących analiz mikrobiologicznych żywności i pasz.

W ramach badań zleconych nt. „Badanie zdrowotności drobiu - ocena jakości mikrobiologicznej ściółki” (BZ-39/2013/WHiBZ z dnia 28 stycznia 2013 roku) brałam udział w projekcie pt. „Przygotowanie i implementacja kultur bakteryjnych do paszy dla poprawy zdrowotności i wyników produkcyjnych brojlerów”. Program Operacyjny Innowacyjna Gospodarka, Działanie 1.4. Byłam członkiem zespołu wykonującego analizy z zakresu

mikrobiologii w ramach BZ 7/2014/WHiBZ nt: „Badania nad możliwością zastosowania Probiону forte w żywieniu kurcząt rzeźnych”.

Ponadto prowadziłam współpracę z następującymi obiektami gospodarki komunalnej: Zakład Utylizacji „Centrum Pasz” w Strudze Jezuickiej, Miejskie Wodociągi i Kanalizacja w Bydgoszczy, Miejska Oczyszczalnia Ścieków w Janowcu Wielkopolskim, Zakład Utylizacji Falbusz, Zakład Gospodarki Komunalnej w Kcynii, Zakład Gospodarki Komunalnej w Kruszwicy. Przedsiębiorstwo Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Świeciu, Miejski Zakład Wodociągów i Kanalizacji w Golubiu Dobrzyniu.

9. Dodatkowe informacje o działalności naukowej

Uczestniczyłam w 28 ogólnopolskich konferencjach naukowych oraz 5 konferencjach międzynarodowych, na których wygłosiłam 10 referatów.

Byłam recenzentem 2 publikacji zamieszczonych w czasopiśmie zagranicznym z bazy *Web of Science* oraz 2 artykułów opublikowanych w czasopiśmie krajowym (lista B).

Ogólna liczba opublikowanych prac: 143 prac, po doktoracie 124 prac, w tym:

- Oryginalne prace twórcze: 85, po doktoracie 80 prac, w tym 31 prac z *Journal Citation Reports*;
- Rozdziały w monografiach: 2;
- Streszczenia lub prace w materiałach konferencyjnych: 53, w tym 39 po doktoracie;
- Artykuły popularno-naukowe: 2;
- Artykuły w materiałach szkoleniowych – 1.

Wskaźniki bibliometryczne

Wskaźnik	Wartość
Liczba oryginalnych publikacji naukowych wg bazy <i>Web of Science (WoS)</i> - lista A	31
Sumaryczny <i>Impact Factor (IF)</i> publikacji naukowych zgodnie z rokiem opublikowania	15,221
Sumaryczna punktacja wszystkich prac zgodnie z rokiem opublikowania	678
Liczba cytowań publikacji według bazy <i>Web of Science (WoS)</i>	26
Indeks Hirscha publikacji według bazy <i>Web of Science (WoS)</i>	3

Katarzyna Budwinia