



POLITECHNIKA POZNAŃSKA

Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki

**INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA
I INSTALACJI BUDOWLANYCH**

Zakład Zaopatrzenia w Wodę i Biogospodarki

Marta STACHOWIAK

**Ocena wpływu warunków pracy rurociągów
tłocznych na powstawanie i emisję siarkowodoru
w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej**

Autoreferat Rozprawy Doktorskiej

Promotor: dr hab. inż. Zbysław Dymaczewski prof. PP

Poznań, 2025

SPIS TREŚCI

1.	Wstęp	3
2.	Podstawy teoretyczne.....	6
3.	Metodyka badań.....	12
4.	Wyniki badań eksperymentalnych oraz ich analiza i interpretacja.....	16
5.	Podsumowanie i wnioski	28
6.	Literatura.....	31

SPIS RYSUNKÓW

Rys. 3.1	Schemat stanowiska badawczego w skali laboratoryjnej	12
Rys. 3.2	Stanowisko badawcze w skali laboratoryjnej (zdjęcie: M. Stachowiak)	13
Rys. 4.1	Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę. 16	
Rys. 4.2	Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie G	16
Rys. 4.3	Zależność maksymalnych stężeń H ₂ S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków	17
Rys. 4.4	Wykres zależności maksymalnych stężeń H ₂ S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków	18
Rys. 4.5	Wykres zależności maksymalnych stężeń H ₂ S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków	18
Rys. 4.6	Modelowanie stężenia siarkowodoru	20
Rys. 4.7	Mapa konturowa stężenia H ₂ S.....	20
Rys. 4.8	Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania od 1 do 24h	21
Rys. 4.9	Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h	21
Rys. 4.10	Mapa konturowa stężenia H ₂ S dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)	22
Rys. 4.11	Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)	23
Rys. 4.12	Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)	23
Rys. 4.13	Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)	24
Rys. 4.14	Mapa konturowa stężenia H ₂ S dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)	24
Rys. 4.15	Mapa konturowa stężenia H ₂ S dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)	24
Rys. 4.16	Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji M vs model wg wzoru (5.1) ..	26

SPIS TABEL

Tab. 2.1	Wpływ podwyższonego stężenia siarkowodoru na człowieka (źródło: (Krzaczkowski, 2014))	9
Tab. 3.1	Cele szczegółowe w odniesieniu do planu badawczego	14

1. WSTĘP

Przedmiot pracy i uzasadnienie podjęcia tematu

Skutkiem rozwoju miast i wsi na przestrzeni ostatnich dekad jest coraz szersze kanalizowanie terenów o rozproszonej zabudowie. Wiąże się to z intensywną rozbudową sieci kanalizacyjnych, w tym z coraz powszechniejszym zastępowaniem systemów grawitacyjnych przez układy tłoczne – pompownie i rurociągi ciśnieniowe. Umożliwiają one transport ścieków na większe odległości i w trudnych warunkach terenowych. W konsekwencji ścieki muszą pokonywać coraz dłuższą drogę od źródła powstania do oczyszczalni, co znacząco wydłuża czas ich przebywania w sieci kanalizacyjnej i jednocześnie zmniejsza szansę na ich natlenienie. W warunkach ograniczonego dostępu do tlenu dochodzi do niekorzystnych przemian biochemicznych, charakterystycznych dla środowisk beztlenowych. Jednym z ich skutków jest powstawanie siarkowodoru – związku odpowiedzialnego za korozję infrastruktury oraz uciążliwości zapachowe. Kontrola emisji H_2S staje się dziś jednym z najważniejszych wyzwań eksploatacyjnych dla przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. Powszechnie stosowane środki zaradcze, takie jak dozowanie chemii technologicznej, biopreparatów czy napowietrzanie ścieków, często są kosztowne i ich efektywność bywa ograniczona. Wynika to z faktu, że decyzje o ich wdrożeniu opierają się zazwyczaj na punktowych pomiarach lub szacunkach opartych na ogólnych charakterystykach ścieków.

W literaturze technicznej i naukowej dostępne są modele i równania opisujące produkcję siarkowodoru w ściekach, jednak większość z nich wymaga szczegółowej znajomości parametrów fizykochemicznych ścieków (takich jak biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT), chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), stężenie siarczanów), których rutynowe i częste oznaczanie w warunkach eksploatacyjnych jest niezwykle trudne, czasochłonne i kosztowne. Dodatkową barierą jest konieczność poboru próbek ścieków lub montażu specjalistycznych urządzeń pomiarowych w lokalizacjach o ograniczonej dostępności (np. w pasach drogowych), co generuje istotne ograniczenia formalne i techniczne.

W niniejszej pracy podjęto próbę stworzenia narzędzia prognostycznego opartego na danych łatwo dostępnych z punktu widzenia eksploatatora – takich jak czas przetrzymania ścieków w rozpatrywanym odcinku sieci oraz temperatura ścieków. Nowość i oryginalność pracy polega na tym, że proponowany model predykcyjny nie wymaga kosztownych analiz chemicznych i pozwala na wstępne oszacowanie ryzyka powstawania H_2S na podstawie parametrów operacyjnych systemu kanalizacyjnego. W dostępnej literaturze krajowej i zagranicznej nie pojawia się podejście analityczne łączące wpływ temperatury i czasu przetrzymania ścieków w rurociągach ciśnieniowych z przewidywaniem stężeń siarkowodoru – przy jednoczesnym pominięciu złożonej analityki chemicznej. Tym samym, praca wypełnia istotną lukę badawczą w zakresie praktycznych i operacyjnych metod prognozowania zagrożeń siarkowodorowych, przyczyniając się do podniesienia efektywności zarządzania eksploatacją nowoczesnych systemów kanalizacji tłocznej. Opracowany model może stać się realnym wsparciem w decyzjach operacyjnych i strategicznych podejmowanych przez przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne.

Cel pracy

Głównym celem niniejszej rozprawy jest opracowanie zależności matematycznej pozwalającej na przybliżone prognozowanie wpływu czasu przetrzymania ścieków w rurociągach tłocznych i ich temperatury na stężenie siarkowodoru w przestrzeni nad zwierciadłem ścieków w sieci kanalizacji grawitacyjnej występującej bezpośrednio za rurociągiem ciśnieniowym. Opisywany model ma stanowić narzędzie do lepszego zarządzania systemami grawitacyjno-ciśnieniowymi w kontekście zagniwania ścieków. Aby osiągnąć przedstawiony powyżej cel główny, zostały wyznaczone następujące cele szczegółowe:

1. Ustalenie aktualnego stanu wiedzy w zakresie historii rozwoju kanalizacji, ewolucji uwarunkowań prawnych oraz przemian biochemicznych zachodzących wewnątrz sieci kanalizacyjnej, ze szczególnym uwzględnieniem problematyki odorów, korozji oraz metod przeciwdziałania negatywnym skutkom tych procesów.
2. Określenie zależności pomiędzy temperaturą ścieków i czasem ich przetrzymania w warunkach beztlenowych a stężeniem siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym – w warunkach laboratoryjnych.
3. Opracowanie równania opisującego zależność pomiędzy temperaturą i czasem przetrzymania ścieków wewnątrz systemu, a stężeniem H_2S w powietrzu kanalizacyjnym na podstawie uzyskanych wyników badań laboratoryjnych.
4. Weryfikacja poprawności modelu poprzez porównanie wyników prognozowanych z wynikami pomiarowymi uzyskanymi w rzeczywistej sieci kanalizacyjnej.
5. Analiza wybranych wskaźników fizykochemicznych ścieków (np. pH, azot, fosfor, BZT₅, ChZT, siarczki) w przepompowniach ścieków zlokalizowanych w zlewniach wybranych oczyszczalni.
6. Ocena skuteczności stosowanych metod przeciwdziałania zagniwaniu ścieków wraz z analizą rzeczywistych czasów przetrzymania ścieków w skali technicznej.

Zakres pracy

Swoim zakresem praca obejmuje wykonanie badań pozwalających na opracowanie modelu matematycznego uzależniającego stężenie siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym od temperatury ścieków i czasu ich przetrzymania w warunkach beztlenowych. Wyniki otrzymane na podstawie stworzonego modelu matematycznego zostały porównane z wynikami pomiarów w skali technicznej, co pozwoliło na weryfikację prognoz i ocenę praktycznej przydatności modelu.

Ważnym elementem pracy jest obszerny przegląd literatury, który stanowi fundament teoretyczny do zrozumienia zjawisk zachodzących w systemach kanalizacyjnych. Przegląd ten obejmuje zarówno tło historyczne rozwoju kanalizacji, jak i współczesne wyzwania związane z jej funkcjonowaniem. W części poświęconej historii przedstawiono ewolucję systemów kanalizacyjnych od czasów starożytnych po współczesność, ukazując złożone uwarunkowania technologiczne, urbanistyczne i społeczne, które miały wpływ na obecny kształt infrastruktury kanalizacyjnej. Kolejne rozdziały przeglądu omawiają funkcje kanalizacji, jej rolę jako reaktora przemian biochemicznych oraz problemy eksploatacyjne związane z powstawaniem odorów i korozją. Szczególną uwagę poświęcono przemianom związków siarki i ich wpływowi na

emisję siarkowodoru, a także metodom przeciwdziałania tym negatywnym zjawiskom, takim jak dawkowanie chemikaliów, napowietrzanie ścieków czy stosowanie preparatów biologicznych. Ujęto również aspekty prawne dotyczące funkcjonowania kanalizacji w Polsce i na świecie. Ostatnia część przeglądu literaturowego poświęcona została istniejącym modelom matematycznym opisującym procesy biochemiczne w kanalizacji, ze szczególnym uwzględnieniem modeli związanych z przemianami siarki. Analiza ta stanowiła podstawę do opracowania własnego modelu badawczego, dostosowanego do specyfiki analizowanego zjawiska.

Aby osiągnąć cel główny i cele szczegółowe oraz udowodnić postawioną tezę, zaplanowano i zrealizowano następujące zadania badawcze:

1. Analiza literatury w zakresie aktów prawnych i badań naukowych w celu opisu rozwoju kanalizacji, zmian uwarunkowań prawnych oraz przemian biochemicznych w sieci wraz z ich skutkami i metodami przeciwdziałania.
2. Zaprojektowanie i budowa stanowiska laboratoryjnego, umożliwiającego kontrolowane prowadzenie badań nad wpływem temperatury i czasu przetrzymania ścieków na stężenie siarkowodoru, potencjał redoks i pH.
3. Przeprowadzenie serii eksperymentów laboratoryjnych w zbudowanym stanowisku w celu zebrania danych dotyczących stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym dla wybranego zakresu czasów przetrzymania (3 – 24 h) i temperatur (10 – 25 °C).
4. Opracowanie modelu matematycznego opisującego zależności między zmiennymi (temperatura, czas) a stężeniem H_2S .
5. Walidacja modelu matematycznego poprzez porównanie wyników prognozowanych z rzeczywistymi pomiarami w sieci kanalizacji w zlewniach wybranych oczyszczalni ścieków.
6. Zebranie i analiza danych fizykochemicznych ścieków (pH, redoks, siarczki, temperatura) pochodzących z przepompowni w zlewniach wybranych oczyszczalni ścieków.
7. Analiza skuteczności zastosowanych metod przeciwdziałania zagniwaniu ścieków w skali technicznej (np. napowietrzania, dozowania chemii technologicznej) w kontekście zmniejszania stężeń siarkowodoru i ograniczania zagniwania ścieków.

Teza pracy

W pracy postawiono następującą tezę badawczą:

W systemie kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej ścieków komunalnych stężenie siarkowodoru (H_2S) w powietrzu kanalizacyjnym za rurociągiem tłocznym jest zależne od temperatury ścieków i czasu ich przetrzymania w rurociągu, a zależność tę można opisać równaniem matematycznym będącym funkcją tych dwóch zmiennych.

2. PODSTAWY TEORETYCZNE

Historia kanalizacji

Najwcześniejsze systemy kanalizacyjne służyły odprowadzaniu wód opadowych (Mezopotamia, ok. 4000 p.n.e.) (We are water foundation, 2017), a pierwsze instalacje dla ścieków bytowych rozwinęto na Krecie i w dolinie Indusu (ok. 3000–2000 p.n.e.) (Feo i inni, 2014). W starożytnym Rzymie powstała Cloaca Maxima (Wóycicki, 1955), stopniowo przekształcona z kanału deszczowego w układ odprowadzający również ścieki bytowe (Kotowski, 2015). Po upadku cesarstwa poziom sanitarny Europy uległ degradacji. Średniowiecze charakteryzowało się brakiem zorganizowanych systemów, niską higieną i częstymi epidemiami (Feo i inni, 2014). Wyjątek stanowiły miasta świata islamu, gdzie rytuały czystości sprzyjały rozwojowi wodociągów i kanalizacji (Britannica, 2016).

Nowożytność i rewolucja przemysłowa przyniosły zwrot ku nowoczesnym rozwiązaniom inżynierskim, motywowany zarówno względami zdrowotnymi (epidemie cholery), jak i urbanistycznymi (uciążliwości zapachowe, zagrożenia powodziowe) (Kotowski, 2015). Przełomowe realizacje powstały m.in. w Londynie (system Bazalgette'a) (Hughes, 2019) i Paryżu (modernizacja Haussmanna/Belgranda) (Riding, 1992), a następnie w metropoliach amerykańskich (Markowitz, 2003).

W Polsce początki rozwoju kanalizacji datuje się na XIV wiek (Kotowski, 2015). Rozwój nowoczesnych systemów kanalizacyjnych następował etapami od końca XIX w., z istotnym udziałem projektów Lindleyów (Warszawa) (Gajewski, 1979) oraz rozbudową systemów w największych miastach (Gdańsk, Poznań, Kraków, Łódź, Szczecin, Katowice, Bydgoszcz, Białystok, Tarnów). Początkowo dominowała kanalizacja ogólnospławna, z czasem zastępowana systemami rozdzielczymi oraz wspierana budową przepompowni i oczyszczalni (od pól irygacyjnych po obiekty biologiczne). Do połowy XX w. ścieki często trafiały do odbiorników w stanie surowym, co sprzyjało skażeniom i epidemiom. Okres powojenny przyniósł intensywny rozwój sieci i technologii oczyszczania. Na przełomie XX/XXI w. akcent przesunął się z rozbudowy na modernizację, utrzymanie i poprawę funkcjonowania istniejących układów, w odpowiedzi na wymagania środowiskowe i rosnące standardy eksploatacyjne (Dymaczewski, 2015).

Stare i nowe wyzwania

Pierwsze nowoczesne systemy kanalizacyjne projektowano z myślą o kanalizowaniu całych obszarów zurbanizowanych, obejmujących ścieki bytowo-gospodarcze, przemysłowe i opadowe. W realiach początku XX wieku, przy mniejszych miastach, rozwiązanie to było uzasadnione. Współcześnie, wobec rozbudowanych aglomeracji i rosnących wymagań środowiskowych oraz ekonomicznych, pojawiają się nowe wyzwania w eksploatacji systemów kanalizacyjnych.

Nowoczesne układy kanalizacyjne cechują się niezawodnością, szczelnością i rozbudowanym systemem kontroli, jednak ich funkcjonowanie wiąże się z szeregiem problemów: uciążliwościami zapachowymi, korozją infrastruktury, napływem ścieków przemysłowych, koniecznością kanalizowania rozproszonych obszarów, rosnącymi ładunkami zanieczyszczeń oraz wpływem ekstremalnych zjawisk pogodowych (Bolt i inni, 2012).

W celu zwiększenia efektywności coraz częściej stosowano systemy o przepływie wymuszonym – ciśnieniowe i podciśnieniowe – umożliwiające transport ścieków w warunkach, w których spływ grawitacyjny jest nieefektywny (Dymaczewski, 2011) (Kotowski, 2015). Rozwiązania te, mimo zalet, generują nowe wyzwania eksploatacyjne, m.in. awaryjność pomp (Łomotowski, 2011), konieczność zapewnienia ciągłych dostaw energii (Szymańska, 2018), a także problemy z odorami i korozją siarczanową wynikającą z przemian biochemicznych zachodzących w ściekach (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Skuteczne zarządzanie nowoczesnymi systemami wymaga zrozumienia procesów biologicznych i chemicznych zachodzących wewnątrz sieci, aby ograniczać uciążliwości i zapewnić trwałość infrastruktury (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Uwarunkowania prawne (Polska, świat)

Kwestie prawne dotyczące uciążliwości zapachowej w Polsce pozostają od lat nieuregulowane i rozproszone (Bujny, 2016). Mimo prób podejmowanych od lat 90. XX wieku, w tym przyjęcia w 1997 r. Krajowej Strategii Zmniejszenia Zapachowych Uciążliwości oraz zapisów w ustawie Prawo ochrony środowiska, nie wprowadzono dotąd jednolitych standardów zapachowej jakości powietrza (Kancelaria Senatu, 2014) (Kośmider, 2012).

W 2007 r. wdrożono normę PN-EN 13725:2007 określającą metodykę pomiaru stężenia zapachowego (Kancelaria Senatu, 2014), jednak brak przepisów definiujących wartości graniczne uniemożliwia skuteczne egzekwowanie ochrony przed odorami. Kolejne projekty ustawy o przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej (z 2007 i 2010 r.) nie zostały uchwalone (Bujny, 2016). Próby legislacyjne podejmowano również w latach 2016–2022, w tym opracowanie „Kodeksu przeciwdziałania uciążliwościom zapachowym” oraz ekspertyz dotyczących źródeł odorów i bezpiecznych odległości od zabudowy (Maśliński, 2018) (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2025). Pomimo zapowiedzi wprowadzenia regulacji, ustawa do dziś nie została przyjęta. W konsekwencji w Polsce brak jest prawnie obowiązujących norm dotyczących uciążliwości zapachowych oraz określonych wartości dopuszczalnych (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2025).

Na świecie stosowane są różnorodne rozwiązania prawne w zakresie kontroli odorów. W zależności od kraju, przepisy mogą obejmować m.in. dopuszczalne stężenie zapachu (Japonia, Australia), stężenia substancji chemicznych (Brazylia), minimalne odległości od zabudowy (Niemcy, Nowa Zelandia), dopuszczalną liczbę skarg (Szwajcaria), częstotliwość występowania zapachów (Niemcy, Nowa Zelandia) czy obowiązek stosowania najlepszych dostępnych technologii (Niemcy, Australia). W państwach bez jednoznacznych regulacji często stosuje się zasadę występowania uciążliwości jako podstawę do interwencji administracyjnych (Brancher i inni, 2017). Żaden kraj nie ma tak dużych funduszy, aby powstrzymać nawet najmniejszą uciążliwość zapachową w stosunku do każdego swojego obywatela. Dlatego tak ważnym zadaniem władz jest określenie równowagi pomiędzy jakością powietrza w kontekście życia ludzi i zwierząt, a uzasadnieniem ekonomicznym przyjmowanych rozwiązań (Stuetz i inni, 2001).

Kanalizacja jako reaktor przemian biochemicznych

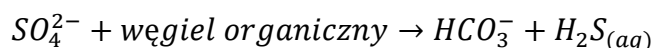
Powszechny spadek zużycia wody w miastach (od lat 90.) obniżył strumień ścieków, podwyższając ich stężenia i ładunki jednostkowe oraz sprzyjając sedymentacji i epizodom beztlenowym w sieci (Harpaz i inni, 2022). Równolegle szybka rozbudowa kanalizacji na obszarach rozproszonych zwiększyła udział przepompowni i rurociągów ciśnieniowych, wydłużyła czasy przetrzymania i ograniczyła natlenianie. W efekcie klasyczne podejście hydrauliczne stało się niewystarczające. Kanalizacja funkcjonuje jako reaktor przemian biochemicznych, w którym – obok procesów fizycznych – dominują procesy mikrobiologiczne kształtowane warunkami redoks (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

W kanałach (faza wodna, biofilm, osady kanalizacyjne, atmosfera kanalizacyjna i ściany przewodów) zachodzą równolegle procesy tlenowe, anoksydacyjne i beztlenowe. Dostępność akceptorów elektronów np. O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , następuje redukcja głównego pierwiastka tych trzech związków, odpowiednio do wody (H_2O), azotu cząsteczkowego (N_2) i siarkowodoru (H_2S) (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Zewnętrznym akceptorem elektronów mogą być również metale np. żelazo (Fe^{3+}), tworząc nierozpuszczalne siarczki metali (Zhang i inni, 2023). W przypadku warunków beztlenowych mogą zachodzić również procesy fermentacji i metanogenezy, które nie wymagają zewnętrznego akceptora (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Aby dobrze zrozumieć procesy biochemiczne zachodzące wewnątrz kanalizacji należy szczegółowo przeanalizować czym jest i z czego składa się biofilm kanalizacyjny, ponieważ to w jego skład wchodzi mikroorganizmy odpowiedzialne za przytoczone wyżej procesy (Li i inni, 2019). Biofilm to skoncentrowana warstwa mikroorganizmów przylegających do powierzchni kanału (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Występują w nim mikroorganizmy takie jak: bakterie (stanowiące większość), archeony, grzyby oraz wirusy (Li i inni, 2019). Mikroorganizmy w biofilmach kanalizacyjnych są osadzone w matrycy EPS, która składa się głównie z polisacharydów wytwarzanych przez bakterie (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). EPS to biopolimery pochodzenia mikrobiologicznego, w których osadzone są mikroorganizmy biofilmu (Flemming i inni, 2007). Biofilm (bogaty w EPS) stanowi kluczową niszę mikrobiologiczną, warstwowo organizując konkurujące grupy troficzne i decydując o strumieniach substratów oraz emisji gazów.

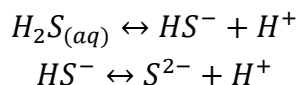
Charakterystyki ścieków różnią się w zależności od lokalizacji, trybu pracy, pory dnia itp., a czynniki te mogą powodować różnice w biofilmach kanalizacyjnych. Na biofilm kanalizacyjny ma również wpływ ewentualny dopływ ścieków przemysłowych zawierających siarczki, co może zwiększać ryzyko awarii i korozji systemów kanalizacyjnych ze względu na wzrost stężenia siarczanów, które wiąże się z powstawaniem H_2S i H_2SO_4 (Li i inni, 2019). Czynnikiem wpływającym na przemiany biochemiczne w kanałach ścieków jest również rodzaj materiału z jakiego wykonane są rurociągi (Nielsen i inni, 2008).

Warunki beztlenowe w sieci kanalizacyjnej stanowią główną przyczynę problemów eksploatacyjnych. W takich warunkach bakterie redukujące siarczany (SRB), głównie z rodzajów *Desulfovibrio* i *Desulfotomaculum*, przekształcają SO_4^{2-} do H_2S (Nielsen i inni, 2008) zgodnie z reakcją:



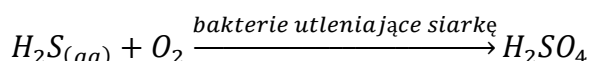
(Hvitved-Jacobsen i inni, 2013) (Talaiekhosani i inni, 2016).

W jej wyniku do zawieszonej fazy wodnej trafia $H_2S_{(aq)}$, dochodzi do ustalenia się następującej równowagi w ściekach:



(Talaiekhosani i inni, 2016).

Nadmiar $H_2S_{(aq)}$ przechodzi do fazy gazowej, tworząc $H_2S_{(ga)}$, który częściowo ulatnia się do środowiska, powodując uciążliwości zapachowe, a częściowo ulega utlenieniu przez bakterie siarkowe (SOB) do kwasu siarkowego:



(Hvitved-Jacobsen i inni, 2013) (Talaiekhosani i inni, 2016).

Przejścia między fazami ciekłą i gazową zależą od temperatury ścieków, pH i prędkości przepływu, które warunkują intensywność emisji H_2S (Talaiekhosani i inni, 2016).

W świetle rosnącej złożoności układów grawitacyjno-tłocznych postuluje się zintegrowane podejście do projektowania i eksploatacji: łączenie analizy hydraulicznej z bilansem redoks, charakterystyką biofilmu i osadów oraz stałym nadzorem terenowym w warunkach rzeczywistych (Gao i inni, 2023). Tak rozumiana sieć kanalizacyjna staje się pierwszym stopniem oczyszczania, którego sterowanie wpływa na emisje zapachowe, trwałość infrastruktury i pracę oczyszczalni.

Odory

Odór rozumiany jest w inżynierii środowiska jako każda lotna substancja zdolna do pobudzenia nabolnka węchowego, przy czym w potocznym użyciu termin kojarzony bywa z zapachem nieprzyjemnym (Kośmider, 2012). Uciążliwość zapachowa wynika z jednoczesnej emisji i rozprzestrzeniania się związków wonnych, a jej odbiór zależy od warunków meteorologicznych i topografii oraz od subiektywnej percepcji (Krzaczkowski, 2014) (Stuetz i inni, 2001).

Tab. 2.1 Wpływ podwyższonego stężenia siarkowodoru na człowieka (źródło: (Krzaczkowski, 2014))

Stężenie siarkowodoru w powietrzu (ppm)	Reakcja człowieka
0,02	Minimalny próg zapachowy
0,13	Ogólnie akceptowany próg zapachowy
3-5	Silny zapach
10	- 15-minutowe narażenie nie upośledzało pracy płuc, - zmniejszenie pochłaniania tlenu w trakcie wysiłki fizycznego
>100	Zapach niewyczuwalny
500-1000	Stymulacja kłębków szyjnych
1000-2000	Paraliż oddychania = śmierć

Źródłem uciążliwości w systemach kanalizacyjnych nie jest wyłącznie siarkowodór, znaczenie mają także amoniak, merkaptany, indole/skatole, lotne kwasy tłuszczowe, aldehydy i ketony, których mieszaniny mogą modulować intensywność i jakość hedoniczną (Sobczyński i inni, 2014). Jednak wśród związków występujących w systemach kanalizacyjnych to

siarkowodór jest największym zagrożeniem dla zdrowia i życia pracowników kanalizacji (Brahmi i inni, 2020). Problem społeczny jakim jest uciążliwość zapachowa może powodować nie tylko rozdrażnienie, mdłości i trudności z koncentracją. Niektóre związki siarki mogą powodować poważne schorzenia lub nawet śmierć (Krzaczkowski, 2014). Siarkowodór jest niebezpieczny nawet w niskich stężeniach (Pudi i inni, 2022). W tabeli Tab. 2.1 zaprezentowano wpływ rosnącego stężenia siarkowodoru na człowieka (Krzaczkowski, 2014).

Korozja

Odnotowanie wysokich stężeń siarkowodoru (H_2S) w systemach kanalizacyjnych stanowi istotne zagrożenie zarówno dla zdrowia ludzi i zwierząt, jak i dla trwałości infrastruktury, szczególnie elementów wykonanych z betonu (Zuo i inni, 2021) (Zouboulis i inni, 2022). Obecność związków siarki prowadzi do korozji siarczanowej, powodującej dezintegrację struktury betonu, jego kruszenie oraz znaczące skrócenie żywotności konstrukcji (Klaczyński, 2012). Zły stan techniczny sieci może skutkować zapadaniem się rurociągów i prowadzić do poważnych zagrożeń infrastrukturalnych i środowiskowych (Zamanian i inni, 2023).

Zjawisko korozji siarczanowej związane jest z powstawaniem biogenicznego kwasu siarkowego (VI) poprzez działanie bakterii redukujących siarczany (SRB) i bakterii utleniających siarkę (SOB) (Podraza, 2014). SRB metabolizują jony siarczanowe - redukując je do jonów siarczkowych (S^{2-}). Jony siarczkowe reagują z jonami wodorowymi w ściekach, tworząc wodorosiarczki (HS^-). Tworzenie siarkowodoru odbywa się w temperaturach powyżej $15^{\circ}C$. Jony HS^- reagują z wodą tworząc siarkowodór w postaci rozpuszczonej. Jednocześnie jony HS^- zakwaszają wodę, zwiększając w ten sposób stężenie jonów wodorowych. Przyspiesza to powstawanie jonów HS^- i gazowego H_2S (Stanaszek-Tomal i inni, 2016). Następnie, w warunkach tlenowych, bakterie utleniające siarkę (SOB) przekształcają H_2S do kwasu siarkowego(VI), który reaguje ze składnikami betonu, prowadząc do powstawania gipsu i ettringitu – kryształu o silnie ekspansywnym charakterze, powodujących pękanie i dezintegrację struktury (Podraza, 2014) (Rooyackers i inni, 2022).

Na intensywność korozji wpływają czynniki środowiskowe (pH, temperatura, wilgotność, zawartość tlenu), parametry hydrauliczne (prędkość przepływu, retencja ścieków) oraz właściwości materiałowe betonu (porowatość, skład mineralny) (Wu i inni, 2018). Największe uszkodzenia obserwuje się w studniach rozprężnych połączonych z rurociągami ciśnieniowymi.

Metody przeciwdziałania negatywnym przemianom biochemicznym w kanalizacji

W pracy omówiono różnorodne metody przeciwdziałania negatywnym przemianom biochemicznym zachodzącym w systemach kanalizacyjnych, których celem jest ograniczenie emisji siarkowodoru, minimalizacja uciążliwości zapachowych oraz redukcja procesów korozyjnych. Przedstawione rozwiązania obejmują zarówno podejścia chemiczne, fizyczne, jak i biologiczne, umożliwiające dostosowanie strategii postępowania do specyfiki danej zlewni oraz warunków eksploatacyjnych.

Wśród metod chemicznych szczególną uwagę poświęcono dozowaniu chemii technologicznej, obejmującemu zastosowanie różnorodnych reagentów, takich jak:

- sole żelaza (Fe^{3+} i Fe^{2+}), skutecznie redukujące stężenie siarkowodoru poprzez reakcje utleniania i strącania (Firer i inni, 2008),
- ozon (O_3) oraz nadtlenek wodoru (H_2O_2) – silne utleniacze niegenerujące ubocznych związków soli (Cipriani i inni, 2018) (Firer i inni, 2008),
- nadtlenek wapnia (CaO_2), umożliwiający stopniowe uwalnianie tlenu i poprawę warunków redoks (Guo i inni, 2023),
- silne utleniacze takie jak chlor, podchloryny czy nadmanganian potasu, stosowane w celu szybkiego utleniania siarczaków (Cipriani i inni, 2018) (Firer i inni, 2008),
- związki azotu (azotyny, azotany, wolny kwas azotowy – FNA, oraz wolny amoniak – FA), stosowane w celu podniesienia potencjału redoks i ograniczenia aktywności bakterii redukujących siarczany (Chen i inni, 2025) (Cipriani i inni, 2018) (Firer i inni, 2008) (Jiang i inni, 2010),
- minerały żelaza (magnetyt, hematyt), które w sposób kontrolowany redukują zawartość siarczaków w ściekach (Zhang i inni, 2016),
- wodorotlenek magnezu ($\text{Mg}(\text{OH})_2$), pozwalający na podniesienie pH ścieków i tym samym zahamowanie emisji gazowego H_2S (Cen i inni, 2023) (Li i inni, 2025).

Z grupy metod fizycznych omówiono procesy napowietrzania ścieków, których celem jest utrzymanie warunków tlenowych w przewodach kanalizacyjnych. Przedstawiono różne technologie dostarczania tlenu, w tym:

- wtłaczanie sprężonego powietrza (Ochi i inni, 1998) (Zhang i inni, 2022),
- wstrzykiwanie nanopęcherzyków powietrza do kanałów grawitacyjnych (Zhang i inni, 2022),
- cykliczne przedmuchy rurociągów tłocznych z wykorzystaniem stacji BTS (Kaczor, 2022).

W zakresie metod biologicznych opisano zastosowanie preparatów enzymatyczno-bakteryjnych, stanowiących kompozycje mikroorganizmów i enzymów wspomagających rozkład substancji organicznych oraz ograniczających tworzenie się osadów i emisję odorów (Krajewski, 2006) (Matuszewska, 2011).

Modele matematyczne procesów przemian biochemicznych w kanalizacji – przegląd, ze szczególnym uwzględnieniem przemian związków siarki

Modelowanie procesów biochemicznych w sieciach kanalizacyjnych, w tym przemian związków siarki, jest znacznie mniej rozpowszechnione niż modelowanie hydrauliczne (Li i inni, 2022). Z uwagi na dynamiczny i zmienny charakter zjawisk, dokładne przewidywanie jakości ścieków w czasie rzeczywistym jest bardzo trudne, jednak możliwe jest modelowanie średnich trendów dobowych (Sharma i inni, 2008). Tworzenie modeli obejmuje etapy walidacji, kalibracji i weryfikacji (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

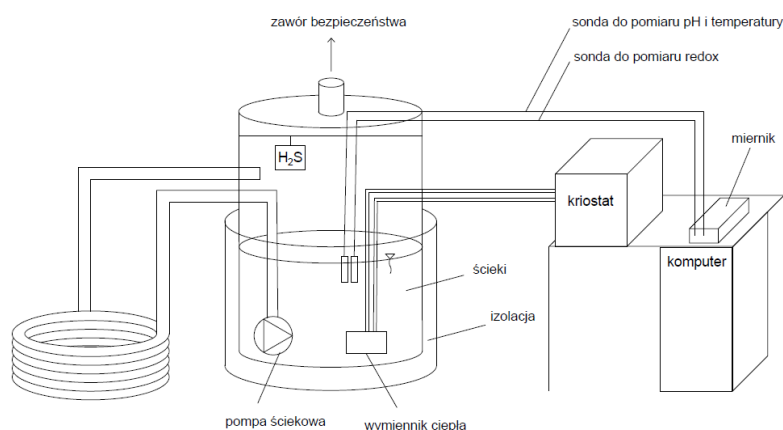
Stosowane są różne typy modeli: empiryczne – oparte na danych pomiarowych, deterministyczne – opisujące procesy na podstawie cech fizycznych i chemicznych, oraz stochastyczne – uwzględniające zmienność parametrów poprzez rozkłady statystyczne (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). W ostatnich latach rozwijane są także modele hybrydowe, wykorzystujące uczenie maszynowe do szybkiego i precyzyjnego prognozowania stężeń H_2S i siarczaków rozpuszczonych (Liang i inni, 2024) (Yin i inni, 2025).

3. METODYKA BADAŃ

Opis instalacji badawczej w skali laboratoryjnej

W celu zbadania zależności pomiędzy czasem przetrzymania ścieków, ich temperaturą, wartościami pH, potencjałem redoks oraz stężeniem siarkowodoru w powietrzu nad zwierciadłem cieczy zaprojektowano i wykonano laboratoryjny układ doświadczalny odwzorowujący warunki panujące w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej. Zbudowano dwa identyczne stanowiska badawcze, zasilane ściekami z kolektora miejskiego w Poznaniu. Każde stanowisko obejmowało: zbiornik o pojemności 60 l (czynnej 35 l) z izolacją termiczną, pompę ściekową, 20-metrowy rurociąg z PVC (o średnicy 40 mm), sondy do pomiaru H_2S , pH, redoks i temperatury, kriostat z wymiennikiem ciepła oraz układ rejestrujący dane.

Układ pracował w obiegu zamkniętym, co pozwalało symulować warunki panujące w rzeczywistych przewodach tłocznych. Pomiar parametrów (pH, redoks, temperatura, stężenie H_2S) prowadzono z interwałem 1 minuty przez 7 dni. Serie pomiarowe różniły się czasem przetrzymania ścieków (3, 8 i 24 h) oraz temperaturą (10, 15, 20 i 25°C). Każdy wariant wykonano trzykrotnie w celu eliminacji błędów pomiarowych. Na Rys. 3.1 przedstawiono schemat stanowiska badawczego.



Rys. 3.1 Schemat stanowiska badawczego w skali laboratoryjnej

Ścieki wykorzystywane do badań pobierane były bezpośrednio z sieci kanalizacyjnej miasta Poznania, zawsze z tego samego miejsca.

Przebieg pojedynczego cyklu badań:

1. Napełnienie zbiornika i przewodu 60 litrami ścieków.
2. Zaprogramowanie pompy ścieków, zgodnie z harmonogramem badań laboratoryjnych, na 1, 3 lub 8 załączeń w ciągu doby. Każde załączenie zaprogramowano na 30 minut.
3. Zaprogramowanie kriostatu, a tym samym wymiennika ciepła na temperaturę 10, 15, 20 lub 25°C, zgodnie z harmonogramem badań laboratoryjnych.
4. Montaż sond pomiarowych – sondy do pomiaru stężenia siarkowodoru i temperatury w powietrzu oraz sond do pomiaru wartości pH, redoks i temperatury w ściekach.

5. Uruchomienie programu zapisującego dane pomiarowe sond pH, redoks i temperatury ścieków z interwałem 1-minutowym.
6. Sonda do pomiaru H_2S przesyłała dane pomiarowe do komputera w sposób zdalny, również z interwałem 1-minutowym.
7. Szczelne zamknięcie zbiornika na 7 dni.
8. Po 7 dniach dokładne czyszczenie zbiornika i przygotowanie stanowiska do kolejnej serii pomiarowej.

Na Rys. 3.2 przedstawiono fotografię całej instalacji.



Rys. 3.2 Stanowisko badawcze w skali laboratoryjnej (zdjęcie: M. Stachowiak)

Opis układu badawczego w skali technicznej

Walidację opracowanego modelu przeprowadzono w rzeczywistym tranzyście kanalizacyjnym obejmującym ciąg przepompowni oznaczonych literami A–G (A – najbliższej oczyszczalni ścieków) oraz szereg studni rozprężnych K–P zlokalizowanych poza głównym tranzytem. Lokalizacje wybrano tak, aby objąć zróżnicowane warunki eksploatacyjne, w tym odcinki rurociągów z dozowaniem soli żelaza(II), instalacjami do przedmuchu powietrza (N) oraz napowietrzania (P), jak również obiekty pozbawione dodatkowych rozwiązań technologicznych (K, M, O). W przypadkach ograniczonej możliwości montażu sond pomiarowych pomiary prowadzono w kolejnej dostępnej studni na kanale grawitacyjnym.

Pomiary stężeń siarkowodoru wykonywano miernikami terenowymi z rejestracją i bezprzewodowym przesyłem danych w komorach czerpnych przepompowni B–G oraz w studniach rozprężnych K–P. Równolegle, w okresie od sierpnia do grudnia 2020 roku, prowadzono comiesięczne oznaczenia wybranych wskaźników fizykochemicznych ścieków (m.in. pH, temperatura, siarczany, siarczki, BZT₅, ChZT, formy azotu, fosfor ogólny, ogólny węgiel organiczny i wybrane metale) w akredytowanym laboratorium, zgodnie z obowiązującymi normami.

Dane terenowe posłużyły do weryfikacji poprawności opracowanego modelu. Dla wybranych lokalizacji (studnie rozprężne za rurociągami tłocznymi oraz komory czerpne przepompowni) porównano wartości stężeń siarkowodoru obliczonych na podstawie równania predykcyjnego (z uwzględnieniem temperatury ścieków oraz czasu ich przetrzymania oszacowanego na podstawie parametrów pracy pomp, objętości i przepływów) z wartościami

zarejestrowanymi w pomiarach terenowych. Dodatkowo przeanalizowano zmienność stężenia H_2S w odniesieniu do wartości wybranych wskaźników fizykochemicznych ścieków oraz stosowanych metod ograniczania zagniwania, takich jak dozowanie soli żelaza (II), przedmuch powietrza czy napowietrzanie rurociągu tłoczego.

W celu zapewnienia wysokiej jakości danych pomiary prowadzono zgodnie z instrukcjami producentów urządzeń i procedurami kontrolnymi akredytowanego laboratorium. Kalibracja sond oraz weryfikacja spójności czasowej rejestracji danych były wykonywane systematycznie, co pozwoliło na zachowanie pełnej wiarygodności uzyskanych wyników.

Harmonogram badań

Badania prowadzono równolegle w skali laboratoryjnej oraz technicznej w okresie od 2020 do 2021 roku. Harmonogram został zaplanowany tak, aby umożliwić weryfikację opracowanego modelu w różnych warunkach eksploatacyjnych i temperaturowych.

W skali laboratoryjnej przeprowadzono szereg eksperymentów z wykorzystaniem stanowiska badawczego odwzorowującego rzeczywiste warunki pracy rurociągów tłocznych. Badania obejmowały 36 cykli pomiarowych, różniących się temperaturą ścieków (10, 15, 20 i 25°C) oraz czasem ich przetrzymania (3, 8 i 24h). Każdy cykl trwał 7 dni, a pomiary wykonywano w interwale 1-minutowym. Część cykli powtórzono w celu zapewnienia jakości danych i wyeliminowania zakłóceń (np. awarie sprzętu, wpływ opadów na skład ścieków).

W skali technicznej badania prowadzono w wybranym transzycie kanalizacyjnym obejmującym ciąg przepompowni A–G oraz studnie rozprężne K–P. W okresie od sierpnia do grudnia 2020 roku wykonywano comiesięczne analizy fizykochemiczne ścieków (m.in. pH, temperatura, siarczki, siarczany, BZT₅, ChZT, azoty, fosfor), a w latach 2020–2021 prowadzono regularne pomiary stężenia H_2S w komorach czerpnych i studniach rozprężnych.

Plan badawczy został ustalony w celu osiągnięcia założonych celów pracy doktorskiej. W Tab. 3.1 przedstawiono odniesienie poszczególnych celów pracy do wykonanych badań.

Tab. 3.1 Cele szczegółowe w odniesieniu do planu badawczego

Cel szczegółowy	Zadania badawcze	Planowane badania
Ustalenie aktualnego stanu wiedzy w zakresie historii rozwoju kanalizacji, ewolucji uwarunkowań prawnych oraz przemian biochemicznych zachodzących wewnątrz sieci kanalizacyjnej, ze szczególnym uwzględnieniem problematyki odorów, korozji oraz metod przeciwdziałania negatywnym skutkom tych procesów.	- Analiza literatury w zakresie aktów prawnych i badań naukowych w celu określenia rozwoju kanalizacji, zmian uwarunkowań prawnych oraz przemian biochemicznych w sieci wraz z ich skutkami i metodami przeciwdziałania.	Przegląd literatury
Określenie zależności pomiędzy temperaturą ścieków i czasem ich przetrzymania w warunkach	- Zaprojektowanie i budowa stanowiska laboratoryjnego, umożliwiającego kontrolowane prowadzenie badań nad	Badania w skali laboratoryjnej

beztlenowych a stężeniem siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym – w warunkach laboratoryjnych.	wpływem temperatury i czasu przetrzymania ścieków na stężenie siarkowodoru, potencjał redoks i pH. - Przeprowadzenie serii eksperymentów laboratoryjnych w zbudowanym stanowisku w celu zebrania danych dotyczących stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym dla wybranego zakresu czasów przetrzymania (3, 8, 24 h) i temperatur (10, 15, 20 i 25°C).	
Opracowanie równania opisującego zależność pomiędzy temperaturą i czasem przetrzymania ścieków wewnątrz systemu, a stężeniem H ₂ S w powietrzu kanalizacyjnym na podstawie uzyskanych wyników badań laboratoryjnych.	Opracowanie modelu matematycznego opisującego zależności między zmiennymi (temperatura, czas) a stężeniem H ₂ S.	Badania w skali laboratoryjnej
Weryfikacja poprawności modelu poprzez porównanie wyników prognozowanych z wynikami pomiarowymi uzyskanymi w rzeczywistej sieci kanalizacyjnej.	Walidacja modelu matematycznego poprzez porównanie wyników prognozowanych z rzeczywistymi pomiarami w sieci kanalizacji w zlewniach wybranych oczyszczalni ścieków.	Badania w skali technicznej
Analiza wybranych wskaźników fizykochemicznych ścieków (np. pH, azot, fosfor, BZT, ChZT, siarczki) w przepompowniach ścieków zlokalizowanych w zlewniach wybranych oczyszczalni.	Zebranie i analiza danych fizykochemicznych ścieków (pH, redoks, siarczki, temperatura) pochodzących z przepompowni w zlewniach wybranych oczyszczalni ścieków.	Badania w skali technicznej
Ocena skuteczności stosowanych metod przeciwdziałania zagniwaniu ścieków wraz z analizą rzeczywistych czasów przetrzymania ścieków w skali rzeczywistej.	Analiza skuteczności zastosowanych metod przeciwdziałania zagniwaniu ścieków w skali technicznej (np. napowietrzania, dozowania chemii technologicznej) w kontekście zmniejszania stężeń siarkowodoru i ograniczania zagniwania ścieków.	Badania w skali technicznej

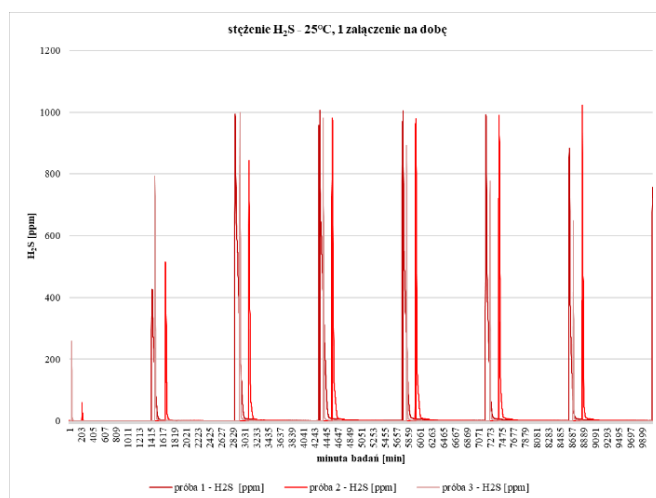
Narzędzia informatyczne

Do przetwarzania, analizy i wizualizacji danych zastosowano środowisko Python wraz z bibliotekami: pandas, numpy, matplotlib, seaborn i os. Biblioteki pandas i numpy wykorzystano do przekształcania, agregacji i przygotowania danych, natomiast matplotlib i seaborn służyły do wizualizacji wyników. Środowisko pracy zostało zorganizowane w strukturze katalogów umożliwiającej łatwe ładowanie danych oraz zapisywanie wyników analiz.

4. WYNIKI BADAŃ EKSPERYMENTALNYCH ORAZ ICH ANALIZA I INTERPRETACJA

Wyniki badań w skali laboratoryjnej

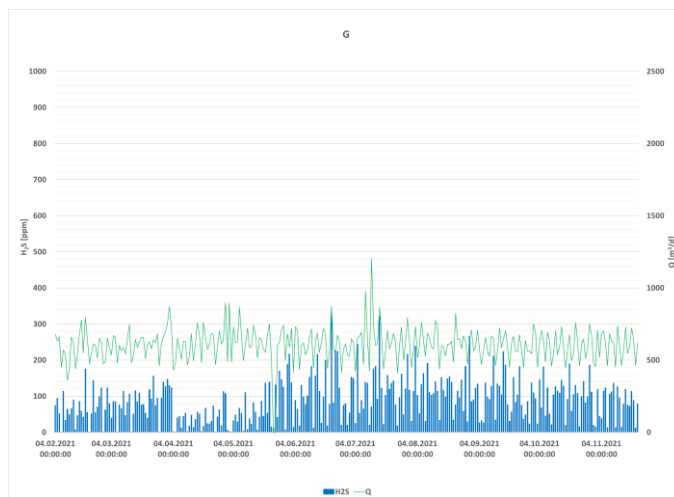
Na wykresach w rozprawie przedstawiono wyniki pomiarów pH, potencjału redoks ścieków oraz stężenia siarkowodoru w powietrzu dla każdej z zaplanowanych kombinacji pomiarowych. Każdy z wykresów zawiera wyniki z trzech powtórzonych serii pomiarowych, co pozwala skontrolować wiarygodność wyników. Na Rys. 4.1 przedstawiono przykładowy wykres dla trzech serii pomiarowych przedstawiający stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę.



Rys. 4.1 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę

Wyniki badań w skali technicznej

W rozprawie przedstawiono wyniki pomiarów stężeń siarkowodoru oraz przepływu na wybranych obiektach kanalizacyjnych (G, F, E, D, C, B, K, L, M, N, O i P) oraz wyniki badań fizykochemicznych ścieków na obiektach G, F, E, D, C i B w postaci wykresów. Na Rys. 4.2 przedstawiono przykładowy wykres stężenie H₂S i przepływ na obiekcie G.



Rys. 4.2 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie G

Analiza wyników badań laboratoryjnych

W badaniach laboratoryjnych przeanalizowano trzy wartości czasu przetrzymania ścieków: 3, 8 i 24 godziny, odpowiadające odpowiednio krótkim, średnim i długim okresom przetrzymania ścieków w rurociągach tłocznych. Temperatury ścieków w badaniach wynosiły 10, 15, 20 i 25°C, co pozwoliło odwzorować warunki eksploatacyjne w różnych porach roku.

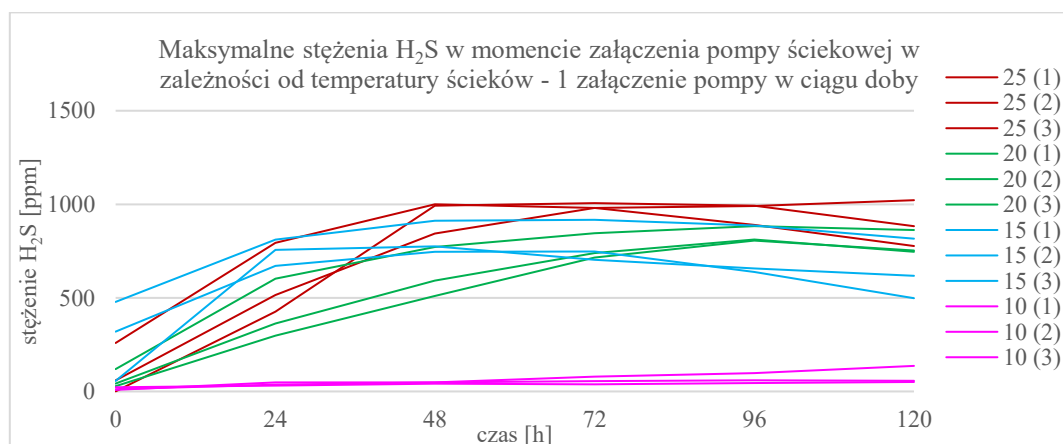
Wykazano, że czas przetrzymania stanowi kluczowy czynnik determinujący procesy biochemiczne prowadzące do emisji H_2S . Przy krótkim czasie (3h) obserwowano jedynie niewielkie, przejściowe wzrosty stężenia H_2S , które w ciągu kolejnych 24 godzin ulegały spadkowi do wartości bliskich zeru (Rys. 4.3). Świadczy to o utrzymaniu warunków tlenowych w układzie i ograniczeniu rozwoju bakterii siarczanowych.

Przy średnim czasie (8h) stężenia H_2S osiągały wartości maksymalne w przedziale 170–580 ppm (w zależności od temperatury), a następnie w dłuższej perspektywie wykazywały tendencję spadkową (Rys. 4.4). Zjawisko to sugeruje, że czas przetrzymania ścieków na poziomie 8h może prowadzić do częściowego rozwoju warunków beztlenowych, jednak bez trwałego utrwalenia procesów gnilnych.

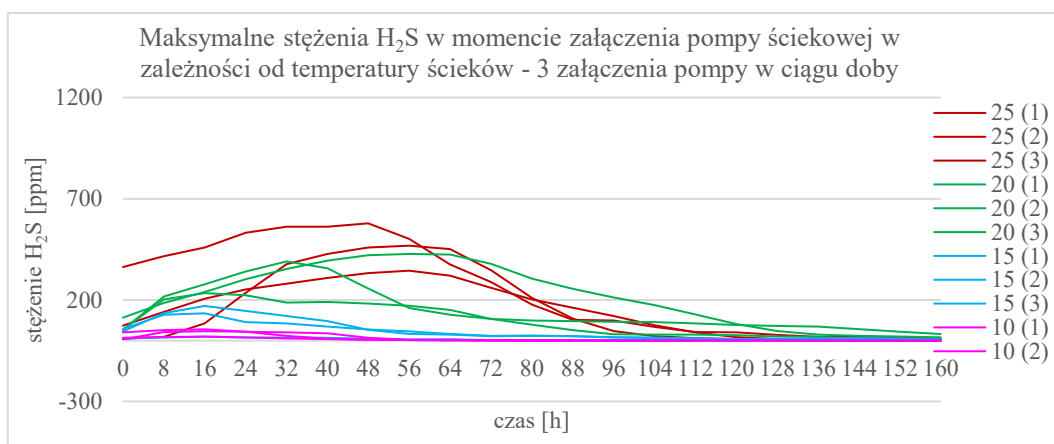
W przypadku najdłuższego czasu przetrzymania (24h) stwierdzono intensywny wzrost stężenia H_2S – do 1000 ppm przy 25°C (Rys. 4.5). Utrzymywanie się wysokich wartości w kolejnych cyklach potwierdza rozwój stabilnej warstwy biofilmu bakteryjnego oraz dominację warunków beztlenowych sprzyjających produkcji siarkowodoru.

Zależność między temperaturą a stężeniem H_2S potwierdziła, że temperatura stanowi czynnik katalizujący procesy biochemiczne. Przy wartościach poniżej 10°C aktywność bakterii siarczanowych była znacznie ograniczona, co skutkowało minimalną emisją H_2S . W zakresie 15–25°C obserwowano wyraźny wzrost stężenia siarkowodoru wraz z temperaturą, co jest zgodne z mechanizmami redukcji siarczanów w warunkach beztlenowych.

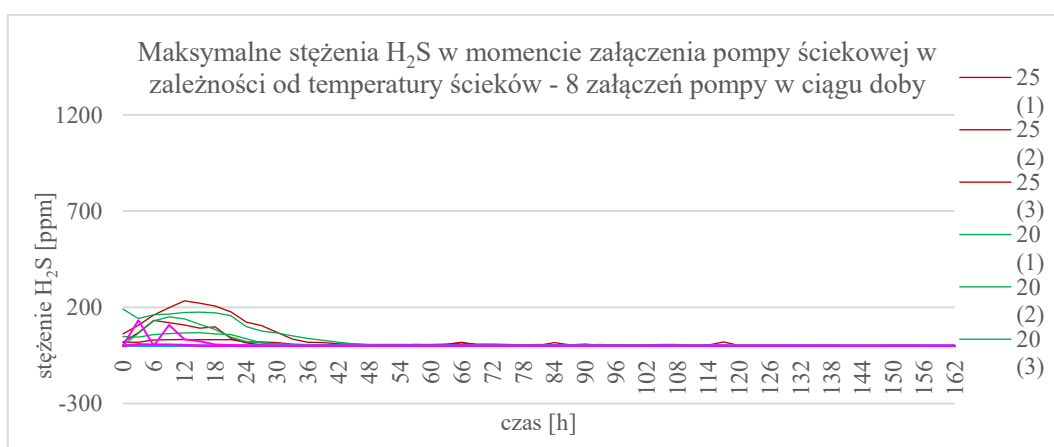
Analiza pH i potencjału redoks wskazała, że wartości pH utrzymywały się w zakresie ok. 3,5–8,5, natomiast potencjał redoks wahał się od ok. -500 do +500 mV. Zaobserwowano cykliczne zmiany obu parametrów w takt pracy pomp – w okresach załączeń następował wzrost redoksu i pH, co wynikało z natlenienia ścieków oraz emisji H_2S do atmosfery.



Rys. 4.3 Zależność maksymalnych stężeń H_2S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków



Rys. 4.4 Wykres zależności maksymalnych stężeń H_2S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków



Rys. 4.5 Wykres zależności maksymalnych stężeń H_2S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków

Analiza wyników badań w skali technicznej

W badaniach terenowych monitorowano stężenia H_2S w komorach czerpnych i studniach rozprężnych systemu kanalizacji grawitacyjno-tłocznej w okresie od lutego do listopada 2021 roku. Uzyskane dane potwierdziły wyniki laboratoryjne – najwyższe stężenia siarkowodoru odnotowano w miesiącach letnich, w których temperatura ścieków była wyższa.

Na wybranych obiektach, zwłaszcza w początkowych przepompowniach tranzytowych (np. G i F), rejestrowano stężenia H_2S dochodzące do 350–400 ppm. Stosowanie technologii chemicznej (np. chlorku żelaza (II)) skutecznie ograniczało emisję gazu. Na dalszych obiektach (np. E, D, C) stężenia H_2S utrzymywały się na niskim poziomie, co potwierdza skuteczność zastosowanych metod. Z kolei w niektórych lokalizacjach (np. B) zarejestrowano incydentalny wzrost powyżej 800 ppm, prawdopodobnie wynikający z nielegalnego zrzutu ścieków przemysłowych o niskim pH i wysokim ładunku zanieczyszczeń.

W studniach rozprężnych i grawitacyjnych (np. K–P) stężenia H_2S wykazywały dużą zmienność. W studniach z przedmuchem powietrza lub dozowaniem soli żelaza wartości były wyraźnie niższe, natomiast w obiektach bez dodatkowych instalacji przekraczały często 150–400 ppm. Uzyskane wyniki wskazują na skuteczność napowietrzania i dozowania reagentów,

choć w niektórych przypadkach ich efektywność ograniczały awarie lub nieregularna praca urządzeń.

Jeśli chodzi o analizę fizykochemiczną ścieków najczęściej przekraczane były takie parametry jak: azot amonowy (szczególnie w sierpniu), fosfor ogólny oraz ładunek organiczny (BZT₅, ChZT). Incydentalnie odnotowano przekroczenia OWO i cynku. Skrajnie niskie pH (1,8) w grudniu oraz okresowe piki H₂S i metali w zlewni obiektu B sugerują nielegalne zrzuty ścieków przemysłowych. Pozostałe wskaźniki (kadm, miedź, ołów, siarczany, siarczki, temperatura) mieściły się w normach.

Budowa modelu matematycznego. Opis teoretyczny, równania

W ramach rozprawy opracowano autorski model matematyczny opisujący zależność stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym od czasu przetrzymania ścieków w rurociągach tłocznych oraz ich temperatury. Model bazowy (wzór 5.1 – numeracja wzorów zachowana z rozprawy) przyjmuje postać:

$$f(t, T) = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - T_{\min}}{T_{\max} - T_{\min}} \right)^{\frac{w}{t}} \quad (5.1)$$

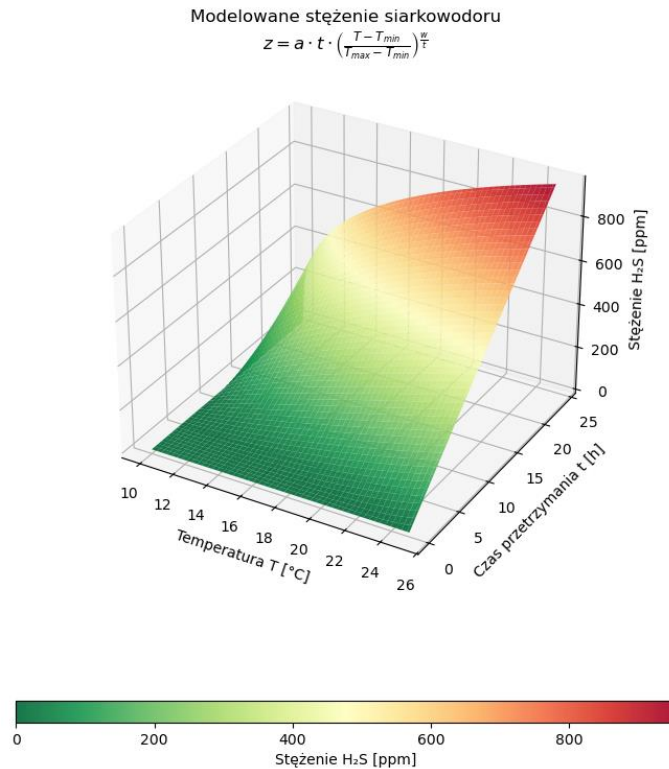
gdzie:

- t – czas przetrzymania ścieków [h],
- T – temperatura ścieków [°C],
- $T_{\min}$, $T_{\max}$ – odpowiednio minimalna i maksymalna wartość temperatury rozpatrywanego przedziału,
- a – współczynnik skalujący,
- w – parametr kształtu krzywej, regulujący dynamikę wzrostu funkcji.

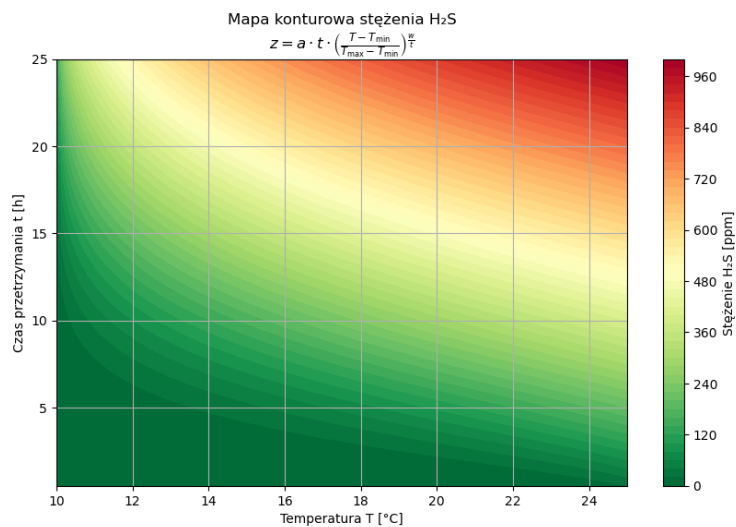
W ramach niniejszej analizy przyjęto następujące wartości parametrów modelu:

- $T_{\min} = 10^{\circ}\text{C}$
- $T_{\max} = 25^{\circ}\text{C}$
- $a = 40$
- $w = 8$

Model został skonstruowany tak, aby w sposób syntetyczny, lecz zgodny z mechanizmem procesów biochemicznych, odzwierciedlał synergiczny wpływ obu zmiennych. Wraz ze wzrostem temperatury i wydłużeniem czasu przetrzymania ścieków następuje nieliniowe, przyspieszone zwiększanie stężenia H₂S. Wizualizacje modelu w postaci powierzchni 3D i map konturowych (Rys. 4.6 i Rys. 4.7) potwierdziły jego stabilność, monotoniczny charakter i zgodność z danymi empirycznymi, co wskazuje na przydatność wzoru (5.1) do oceny ryzyka emisji siarkowodoru w warunkach eksploatacyjnych.



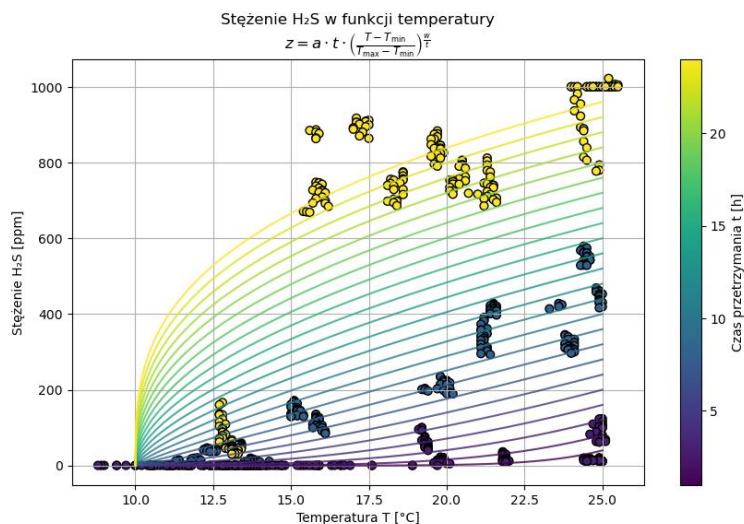
Rys. 4.6 Modelowanie stężenia siarkowodoru



Rys. 4.7 Mapa konturowa stężenia H₂S

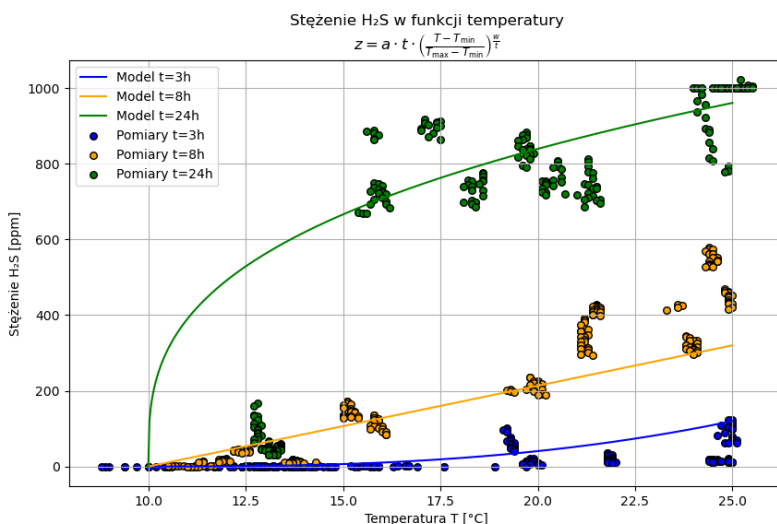
Dla lepszego zobrazowania dynamiki zmian przygotowano również wykresy dwuwymiarowe. Pierwszy z nich (Rys. 4.8) przedstawia przebieg funkcji w zależności od temperatury dla kolejnych godzin w przedziale 1-24h. Analiza tych krzywych wskazuje, że dla krótkich czasów wzrost funkcji jest łagodny, natomiast wraz z wydłużaniem czasu przetrzymania ścieków krzywe przybierają coraz bardziej stromy charakter, co odpowiada intensywniejszemu przebiegowi procesów biochemicznych. Na wykresie zamieszczono także punktowe wyniki badań laboratoryjnych, przedstawione jako 20 najwyższych wartości uzyskanych w każdym pomiarze. W przypadku czasu przetrzymania 3h pominięto dane

z pierwszej doby, ze względu na znaczący spadek stężenia H_2S po pierwszych 24 godzinach doświadczenia. Prawdopodobną przyczyną tego zjawiska był odpowiedni czas przetrzymania ścieków (3h), który sprzyjał poprawie jakości ścieków pod kątem procesów prowadzących do powstawania siarkowodoru. Można zatem przyjąć, że wyniki uzyskane w pierwszej dobie odzwierciedlały jakość ścieków w chwili ich poboru, natomiast stabilizacja przebiegu procesu następowała dopiero po 24 godzinach.



Rys. 4.8 Krzywe stężenia H_2S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania od 1 do 24h

Drugim wariantem wizualizacji jest wykres dwuwymiarowy (Rys. 4.9), przedstawiający zależność pomiędzy temperaturą ścieków a przewidywanym stężeniem H_2S w powietrzu kanalizacyjnym dla wybranych czasów przetrzymania ścieków, które zostały objęte badaniami laboratoryjnymi (3h, 8h i 24h). Wykres ten umożliwia bezpośrednie porównanie wartości teoretycznych z wynikami uzyskanymi eksperymentalnie, co stanowi istotne uzupełnienie analizy. Podobnie jak w przypadku pierwszego wykresu 2D (Rys. 4.8), na rysunku zaznaczono punktowo 20 najwyższych wartości z każdego pomiaru laboratoryjnego, co pozwala ocenić stopień zgodności modelu matematycznego z obserwacjami doświadczalnymi.



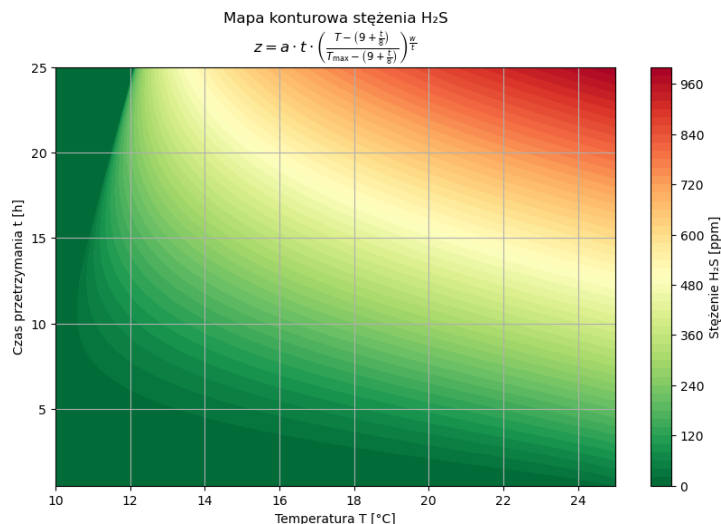
Rys. 4.9 Krzywe stężenia H_2S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h

Interpretacja obu wykresów dwuwymiarowych (Rys. 4.8, Rys. 4.9) pozwala stwierdzić, że zaproponowany model w sposób poprawny odwzorowuje zależności pomiędzy temperaturą ścieków, czasem ich przetrzymania w warunkach beztlenowych w rurociągu tłocznym, a stężeniem H₂S w powietrzu kanalizacyjnym. W obu wariantach wizualizacji wyraźnie widoczny jest efekt synergii obu zmiennych - przy krótkim czasie przetrzymania ścieków wzrost stężenia wraz z temperaturą jest łagodny, natomiast dla dłuższych czasów (8-24h) krzywe stają się coraz bardziej strome, wskazując na gwałtowne przyspieszenie procesów beztlenowych. Dane laboratoryjne, przedstawione punktowo w postaci 20 najwyższych wyników z każdego pomiaru, układają się w pobliżu przebiegów teoretycznych, co potwierdza adekwatność równania i jego przydatność do prognozowania ryzyka emisji siarkowodoru.

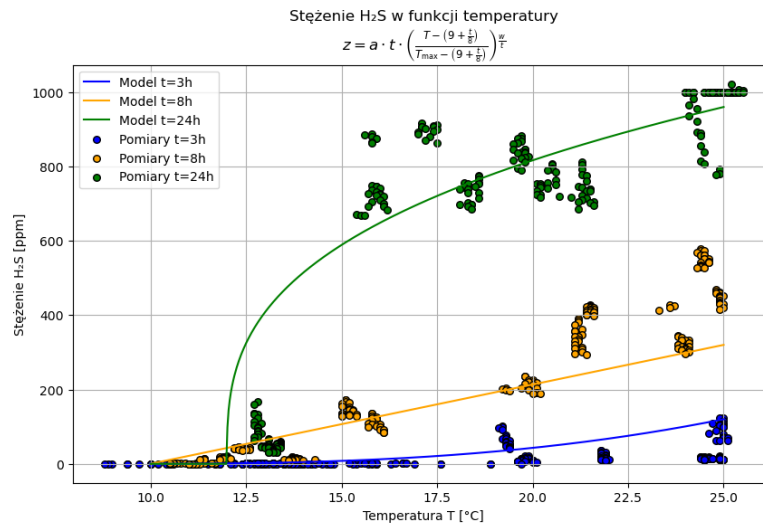
W celu poprawy dopasowania modelu do wyników eksperymentalnych, zwłaszcza dla długiego czasu przetrzymania ścieków (24 h) i niższych temperatur, podjęto próbę modyfikacji równania poprzez wprowadzenie przesunięcia dolnej granicy temperatury w zależności od czasu przetrzymania ścieków. Zmodyfikowany model przyjął postać:

$$f(t, T) = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - \left(9 + \frac{t}{8}\right)}{T_{max} - \left(9 + \frac{t}{8}\right)} \right)^{\frac{w}{t}} \quad (5.2)$$

Wprowadzenie dynamicznej wartości minimalnej temperatury poprawiło dopasowanie wyników w wyższych temperaturach, jednak w zakresie poniżej 12°C ujawniło nielogiczne zakrzywienia krzywych – przewidywane wartości H₂S dla 12 h były wyższe niż dla 24h (Rys. 4.10 i Rys. 4.11). Z tego względu model (5.2) uznano za przydatny jedynie w ograniczonym zakresie temperatur.



Rys. 4.10 Mapa konturowa stężenia H₂S dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)



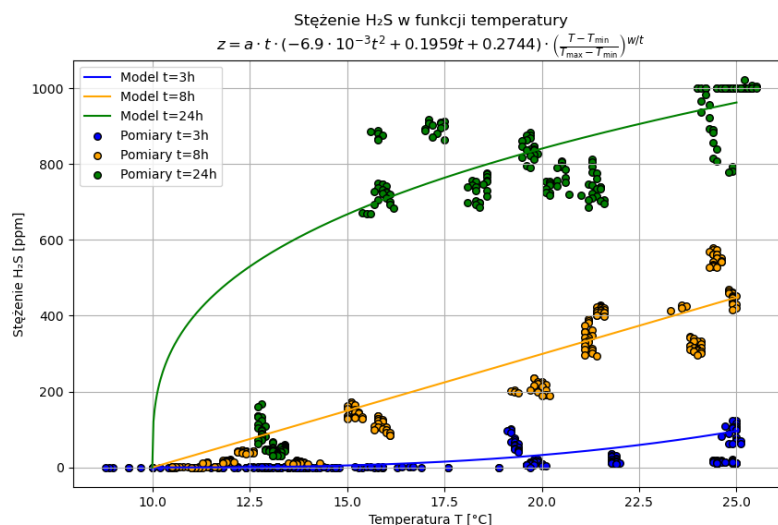
Rys. 4.11 Krzywe stężenia H₂S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)

W ramach dalszych prac nad modelem podjęto również próbę wprowadzenia kolejnych modyfikacji (wzory 5.3 i 5.4), w których zastosowano dodatkowy wielomian zależny od czasu przetrzymania ścieków.

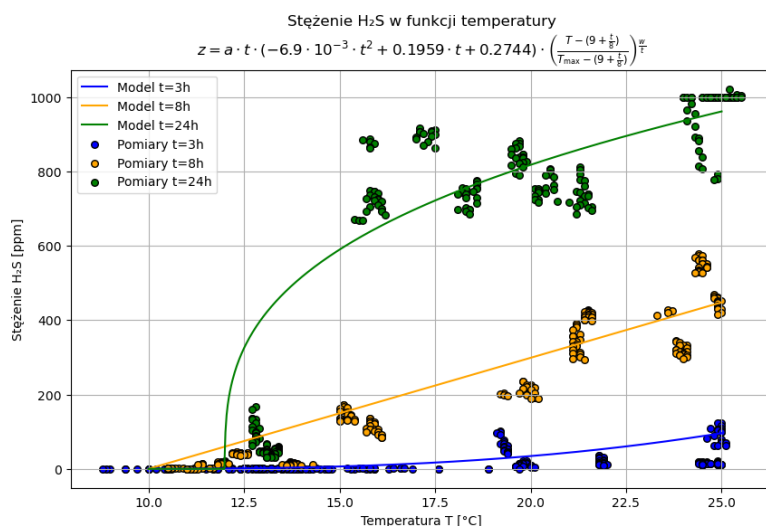
$$f(t, T) = a \cdot t \cdot (-6,9 \cdot 10^{-3} t^2 + 0,1959t + 0,2744) \cdot \left(\frac{T - T_{\min}}{T_{\max} - T_{\min}} \right)^{\frac{w}{t}} \quad (5.3)$$

$$f(t, T) = a \cdot t \cdot (-6,9 \cdot 10^{-3} t^2 + 0,1959t + 0,2744) \cdot \left(\frac{T - (9 + \frac{t}{8})}{T_{\max} - (9 + \frac{t}{8})} \right)^{\frac{w}{t}} \quad (5.4)$$

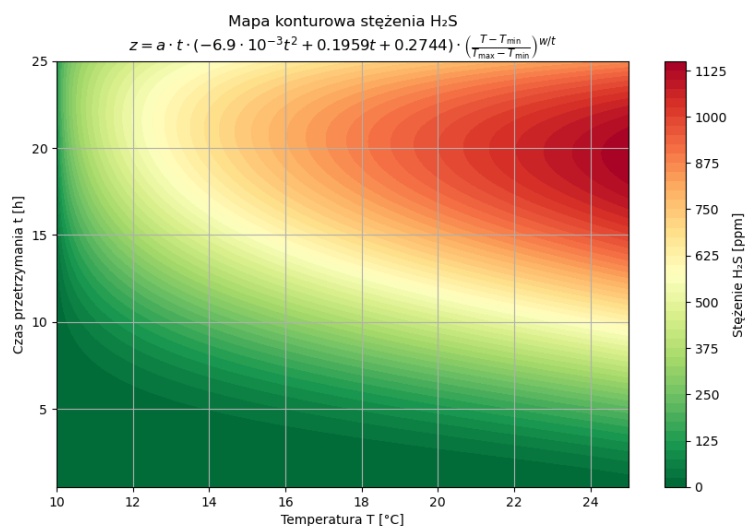
Choć poprawiały one punktowe dopasowanie do danych, generowały lokalne ekstrema i nieprawdziwe przebiegi, np. przewidywały spadek stężenia H₂S po ok. 20 godzinach przetrzymania ścieków, co pozostaje w sprzeczności z rzeczywistym mechanizmem zjawiska (dla wzoru 5.3 - Rys. 4.12 i Rys. 4.14, dla wzoru (5.4) - Rys. 4.13 i Rys. 4.15).



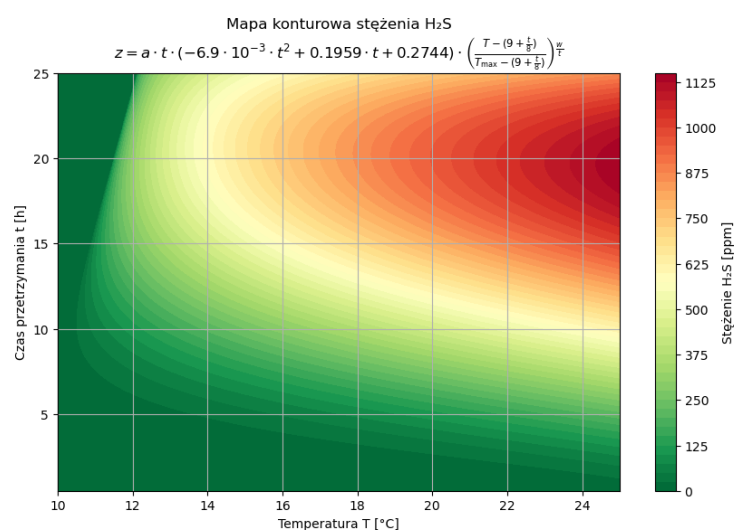
Rys. 4.12 Krzywe stężenia H₂S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)



Rys. 4.13 Krzywe stężenia H₂S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)



Rys. 4.14 Mapa konturowa stężenia H₂S dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)



Rys. 4.15 Mapa konturowa stężenia H₂S dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)

Podsumowując, spośród czterech analizowanych formuł najlepsze wyniki uzyskano dla modelu bazowego (5.1), który okazał się stabilny, fizycznie spójny i praktyczny w zastosowaniu. Modyfikacja (5.2) może być rozważana pomocniczo w ograniczonym zakresie, natomiast warianty (5.3) i (5.4) odrzucono ze względu na brak zgodności z rzeczywistym przebiegiem procesów w całym rozpatrywanym zakresie wartości czasów przetrzymania i temperatur.

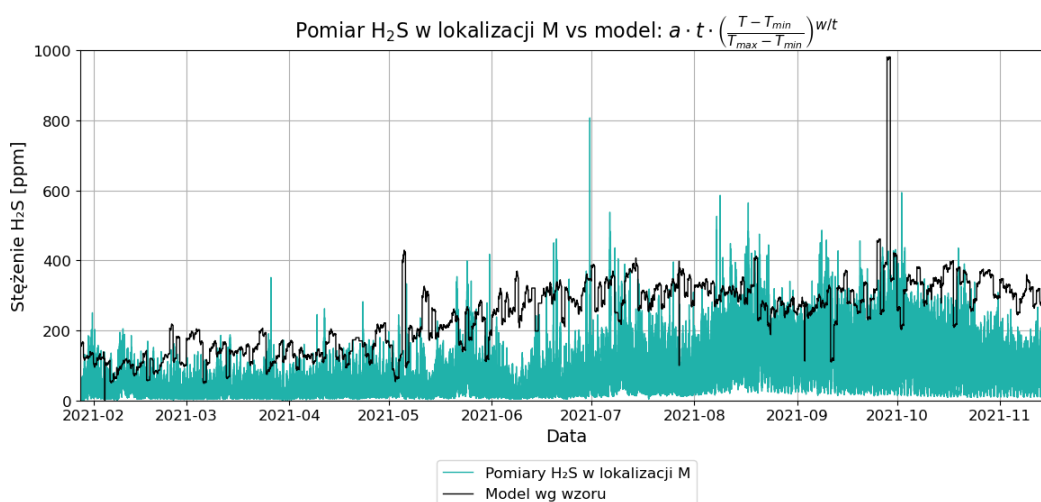
Weryfikacja modelu na wybranych obiektach w skali technicznej

W celu weryfikacji opracowanego modelu matematycznego przeprowadzono porównanie jego wyników z rzeczywistymi danymi pomiarowymi uzyskanymi w wybranych lokalizacjach systemu kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej. Do analizy wytypowano cztery lokalizacje: L, M, N i O. Wybór ten podyktowany był dostępnością wiarygodnych danych pomiarowych stężenia H_2S w powietrzu kanalizacyjnym, a także reprezentatywnością warunków eksploatacyjnych - wybrane lokalizacje różniły się charakterystyką układu, długością przewodów tłocznych oraz warunkami pracy przepompowni. Pozostałe punkty pomiarowe zostały odrzucone z uwagi na braki kompletności danych, awarie aparatury bądź nietypowe warunki pracy systemu, które uniemożliwiały uzyskanie porównywalnych wyników.

Ze względu na fakt, że sondy pomiarowe H_2S używane do monitoringu w obiektach technicznych rejestrowały – oprócz stężenia siarkowodoru – jedynie temperaturę powietrza w komorach przepompowni, konieczne było przyjęcie w obliczeniach przybliżonej wartości temperatury ścieków. Za tę wartość uznano temperaturę ścieków mierzoną w oczyszczalni ścieków. Takie rozwiązanie uzasadnione jest tym, że temperatura ścieków w sieci kanalizacyjnej stosunkowo wolno reaguje na zmiany warunków atmosferycznych i w przybliżeniu jest porównywalna z wartościami rejestrowanymi w oczyszczalni. Dzięki temu możliwe było uzyskanie spójnych danych wejściowych, pozwalających na weryfikację modelu, przy czym należy mieć świadomość, że w szczególnych sytuacjach (np. późną jesienią) rzeczywista temperatura w sieci mogła być nieco niższa niż wartość referencyjna, co wpływało na rozbieżności pomiędzy prognozami a pomiarami. W czasie gromadzenia danych z przepompowni nie było możliwości instalacji dodatkowych urządzeń do pomiaru temperatury ścieków w analizowanych obiektach ze względu na ograniczenia techniczne i proceduralne.

Jako przykład przedstawiono poniżej analizę lokalizacji M.

W lokalizacji M średni czas przetrzymania ścieków w przewodzie tłocznym wynosi ok. 9,5h. Rurociąg tłoczny ma długość ok. 1860m i średnicę nominalną DN 160 mm. Punktem pomiarowym była studnia rozprężna przepompowni ścieków, w której rejestrowano stężenia H_2S w powietrzu kanalizacyjnym.



Rys. 4.16 Weryfikacja modelu: pomiar H₂S w lokalizacji M vs model wg wzoru (5.1)

Na wykresie (Rys. 4.16) przedstawiono zestawienie danych pomiarowych ze stężeniami obliczonymi według wzoru. Wyniki wskazują na dobrą zgodność rzędu wielkości, a także na poprawne odwzorowanie ogólnej tendencji wzrostu stężeń siarkowodoru w funkcji czasu i temperatury. Model uchwycił dynamikę procesu szczególnie dobrze w okresach, w których stężenia H₂S zmieniały się w sposób płynny i stabilny - wówczas przebiegi teoretyczne i pomiarowe pozostają zbliżone zarówno pod względem trendu, jak i wartości liczbowych. Jest to istotna obserwacja, ponieważ chwilowe skoki stężeń H₂S rejestrowane w danych pomiarowych mogą być następstwem zdarzeń incydentalnych, takich jak dopływ ścieków zagniętych (np. wprowadzonych do układu w sposób nielegalny). Zjawiska te nie są odzwierciedlone w modelu matematycznym, który został opracowany w celu opisu uśrednionej dynamiki procesu, a nie pojedynczych zdarzeń o charakterze epizodycznym, w oparciu o systematyczną analitykę chemiczną składu ścieków. Pewne rozbieżności obserwowane są w okresach przejściowych, co najprawdopodobniej wynika z przyjęcia temperatury ścieków na podstawie pomiarów w oczyszczalni. W rzeczywistości temperatura w przewodzie mogła być niższa, zwłaszcza późną jesienią, co mogło prowadzić do zawyżenia wartości prognozowanych względem pomiarów.

Przeprowadzona weryfikacja modelu na wybranych obiektach (L, M, N i O) w skali technicznej potwierdziła jego przydatność do opisu procesów prowadzących do emisji siarkowodoru w systemach grawitacyjno-ciśnieniowych. We wszystkich analizowanych lokalizacjach model poprawnie odzwierciedlał rząd wielkości obserwowanych stężeń oraz ogólną dynamikę zmian w funkcji czasu przetrzymania i temperatury ścieków jeśli nie zachodziły okoliczności wpływające na produkcję lub emisję H₂S, takie jak dozowanie preparatów chemicznych, doprowadzanie tlenu do ścieków czy lokalizacja pomiaru nie bezpośrednio w studni rozprężnej. Szczególnie dobrze widoczna była zdolność równania do uchwycenia trendu wzrostowego przy dłuższych czasach przetrzymania ścieków i wyższych temperaturach, co odpowiada rzeczywistym mechanizmom biochemicznym zachodzącym w przewodach tłocznych.

Jednocześnie należy podkreślić ograniczenia przeprowadzonej analizy weryfikacyjnej modelu. Najistotniejszym źródłem rozbieżności była konieczność przyjęcia temperatury ścieków na podstawie danych z oczyszczalni, co w okresach przejściowych (zwłaszcza późną jesienią) mogło prowadzić do zawyżania predykcji modelu.

Wnioskiem nadrzędnym jest to, że opracowany model, mimo swojej uproszczonej postaci, jest narzędziem użytecznym do prognozowania ryzyka emisji H_2S w warunkach eksploatacyjnych. Sprawdza się on zwłaszcza w ocenie wpływu temperatury i czasu przetrzymania ścieków na wielkość emisji, a w szczególnych przypadkach może być uzupełniany o współczynniki korekcyjne uwzględniające specyficzne warunki technologiczne występujące w danym obiekcie. W przyszłości rekomenduje się integrację opracowanego podejścia z dokładniejszymi systemami pomiaru H_2S i temperatury ścieków i nowoczesnymi metodami analizy danych, w tym uczeniem maszynowym i sztuczną inteligencją, co pozwoli na zbudowanie obszernej bazy danych i jeszcze dokładniejsze prognozowanie stężeń H_2S , co wpłynie na skuteczniejsze wspomaganie decyzji eksploatacyjnych.

Algorytm postępowania diagnostyczno-decyzyjnego dla przypadków występowania problemów odorowo-korozyjnych w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej

Na podstawie wyników badań laboratoryjnych, analiz w skali technicznej oraz oceny skuteczności metod ograniczania zagniwania ścieków opracowano algorytm postępowania diagnostyczno-decyzyjnego dla przypadków występowania problemów odorowo-korozyjnych w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej. Jego celem było stworzenie praktycznego narzędzia wspomagającego eksploatatorów w identyfikacji przyczyn i lokalizacji problemów zapachowych oraz w doborze skutecznych działań zaradczych.

Algorytm łączy elementy diagnostyczne (rozpoznanie i analiza zjawisk) z decyzyjnymi (dobór i ocena metod przeciwdziałania), tworząc spójny ciąg postępowania od identyfikacji problemu po wdrożenie rozwiązań naprawczych i monitoring efektów. Składa się z dziewięciu etapów, obejmujących:

1. diagnozę wystąpienia problemu,
2. charakterystykę układu kanalizacyjnego,
3. analizę warunków hydraulicznych,
4. prognozę ryzyka emisji siarkowodoru z wykorzystaniem opracowanego modelu matematycznego,
5. porównanie prognoz z lokalizacją problemu,
6. działania diagnostyczne,
7. testowanie metod zaradczych,
8. ocenę efektywności i wybór rozwiązania docelowego,
9. kontrolę i monitoring.

Algorytm ma kluczowe znaczenie praktyczne, ponieważ pozwala na systematyczną ocenę ryzyka powstawania H_2S , skuteczne planowanie działań naprawczych oraz racjonalne zarządzanie eksploatacją systemu, co sprzyja ograniczeniu uciążliwości zapachowej i ochronie infrastruktury przed korozją siarczanową.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W niniejszej rozprawie podjęto problematykę procesów powstawania i emisji siarkowodoru w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej. Tematyka ta ma kluczowe znaczenie zarówno dla utrzymania niezawodności systemów kanalizacyjnych, jak i dla ograniczania uciążliwości zapachowych oraz ryzyka korozji infrastruktury. W pracy przyjęto założenie, że emisja H_2S zależy w największym stopniu od dwóch parametrów łatwo mierzalnych w warunkach eksploatacyjnych - czasu przetrzymania ścieków w przewodach tłocznych oraz ich temperatury - i że te zmienne mogą stanowić podstawę do stworzenia narzędzia predykcyjnego.

Na podstawie przeglądu literatury dokonano usystematyzowania wiedzy dotyczącej historii i rozwoju kanalizacji, uwarunkowań prawnych, a także mechanizmów biochemicznych zachodzących w sieci kanalizacyjnej. Wskazano, że dotychczas publikowane w literaturze modele matematyczne opierają się zwykle na szeregu parametrów fizykochemicznych ścieków (takich jak siarczany, ChZT, BZT₅, pH, zawartość tlenu), których oznaczanie w warunkach rzeczywistych praktyki eksploatacyjnej jest kosztowne, czasochłonne i podatne na dużą zmienność. Tym samym uzasadniono potrzebę opracowania prostszego modelu opartego na zmiennych operacyjnych.

W części eksperymentalnej przeprowadzono szczegółowe badania laboratoryjne w kontrolowanych warunkach, które umożliwiły ocenę wpływu czasu przetrzymania ścieków (3h, 8h i 24 h) i temperatury (10, 15, 20 i 25°C) na dynamikę powstawania siarkowodoru. Uzyskane wyniki potwierdziły synergiczny charakter oddziaływania obu parametrów - wydłużony czas przetrzymania ścieków przy wyższych temperaturach prowadził do intensyfikacji wzrostu stężenia H_2S .

Na podstawie wyników badań opracowano autorski model matematyczny opisujący zależność stężenia H_2S od temperatury i czasu przetrzymania ścieków w rurociągach tłocznych. Model ten został następnie zweryfikowany w skali technicznej, poprzez porównanie wyników prognozowanych z rzeczywistymi pomiarami wykonanymi w wybranych lokalizacjach systemów kanalizacyjnych. Analiza potwierdziła, że równanie poprawnie odzwierciedla rząd wielkości i ogólne trendy zmian stężeń H_2S , a różnice wartości bezwzględnych wynikały głównie z czynników zakłócających (takich jak dozowanie chemii technologicznej, przedmuchy powietrza czy przybliżony charakter danych temperaturowych).

Odrzucono bardziej złożone warianty równania, które nie zapewniały zadowalających prognoz w całym rozpatrywanym zakresie czasów przetrzymania i temperatur. Opracowany model może być z powodzeniem stosowany w praktyce eksploatacyjnej jako narzędzie szybkiej oceny ryzyka emisji H_2S .

Wyniki pracy mają wymiar zarówno teoretyczny, jak i praktyczny. Z jednej strony wnoszą wkład w rozwój wiedzy o biochemicznych procesach zachodzących w kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej, z drugiej – dostarczają eksploatacjom prostego narzędzia wspierającego podejmowanie decyzji. Model może być wykorzystywany na etapie projektowania sieci (w celu przewidywania lokalizacji potencjalnie problemowych i dokonania stosownej korekty projektu) oraz w eksploatacji (dla doboru metod przeciwdziałania

zagniwaniu ścieków, w tym przede wszystkim okresów w roku, gdy ich stosowanie jest najbardziej pożądane).

Każdy układ kanalizacyjny grawitacyjno-ciśnieniowy charakteryzuje się indywidualnymi uwarunkowaniami technicznymi i hydraulicznymi, dlatego model nie zastępuje pełnej diagnozy, lecz wspomaga proces decyzyjny. W przyszłości rekomenduje się jego rozwój w kierunku integracji z nowoczesnymi narzędziami analitycznymi, w tym z metodami uczenia maszynowego i sztucznej inteligencji, co umożliwi tworzenie predykcyjnych systemów wspierających zarządzanie siecią w czasie rzeczywistym. Rekomenduje się też instalację zdalnego monitoringu temperatury ścieków na wybranych, newralgicznych odcinkach sieci.

Na podstawie przeprowadzonych prac i analiz, wyciągnięto następujące wnioski:

1. Czas przetrzymania i temperatura ścieków jako główne determinanty emisji H₂S.

Przeprowadzone badania potwierdziły, że stężenie siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym wzrasta wraz z wydłużaniem czasu przetrzymywania ścieków w przewodach tłocznych oraz wraz ze wzrostem ich temperatury. Dla krótkich czasów przetrzymania ścieków (ok. 3h) wartości stężeń są niewielkie i zazwyczaj nie przekraczają 200ppm, natomiast dla czasu przetrzymania dłuższego niż 8h obserwowane poziomy H₂S mogą prowadzić zarówno do poważnych problemów eksploatacyjnych (korozja infrastruktury), jak i do konfliktów społecznych wynikających z uciążliwości zapachowych. W warunkach niskich temperatur ścieków (10°C i poniżej) emisja H₂S pozostaje marginalna niezależnie od czasu przetrzymania.

2. Opracowany model matematyczny.

Stężenie H₂S emitowanego ze ścieków w studniach rozprężnych na końcu przewodów tłocznych można opisać funkcją matematyczną zależną od czasu przetrzymania i temperatury ścieków o postaci:

$$f(t, T) = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - T_{min}}{T_{max} - T_{min}} \right)^{\frac{w}{t}}$$

gdzie:

- t - czas przetrzymania ścieków [h],
- T - temperatura ścieków [°C],
- T_{min} , T_{max} - odpowiednio minimalna i maksymalna wartość temperatury rozpatrywanego przedziału [°C],
- a - współczynnik skalujący,
- w - parametr kształtu krzywej, regulujący dynamikę wzrostu funkcji.

Model został opracowany na podstawie badań laboratoryjnych i następnie zweryfikowany w skali technicznej na wybranych obiektach eksploatacyjnych. Zależność przebadano w zakresie temperatur ścieków 10 – 25°C i czasów przetrzymania 3 – 24h. Uzyskane wyniki potwierdziły jego przydatność praktyczną - model poprawnie odzwierciedla rząd wielkości stężeń siarkowodoru oraz ogólną tendencję ich zmian, przy założeniu typowego składu ścieków komunalnych, niewykazujących obecności substancji toksycznych wpływających na poziom aktywności bakterii. Równanie może stanowić narzędzie wspomagające prognozowanie ryzyka wystąpienia siarkowodoru w systemach kanalizacyjnych. Na podstawie opracowanego modelu

stworzono interaktywny kalkulator umożliwiający szybkie oszacowanie przewidywanego stężenia siarkowodoru w funkcji temperatury i czasu przetrzymania ścieków. Narzędzie (<https://martastachowiak.github.io/h2s-kalkulator/>) może stanowić praktyczne wsparcie w analizie warunków eksploatacyjnych systemów kanalizacyjnych. Dostęp do kalkulatora zapewnia zamieszczony kod QR.



3. Parametry fizykochemiczne ścieków a proces powstawania H₂S.

Nie stwierdzono istotnej zależności pomiędzy pH ścieków a stężeniem siarkowodoru w atmosferze kanalizacyjnej w zakresie typowych wartości (6,5–8). Z kolei analiza potencjału redoks wykazała odwrotną korelację - wraz ze wzrostem potencjału redoks obserwowano obniżenie poziomu H₂S, co można wiązać z przewagą procesów utleniania nad procesami redukcji, czyli również formowania zredukowanych form związków siarki. Należy przy tym zaznaczyć, że dopływ ścieków o skrajnych wartościach pH (silnie kwaśnych lub zasadowych), nieuwzględniony w badaniach, może istotnie wpływać na aktywność mikroorganizmów i tym samym na intensywność emisji siarkowodoru.

4. Charakterystyka ścieków.

Analiza fizykochemiczna próbek ścieków pobranych z kilku przepompowni wykazała, że ich skład w dużej mierze odpowiada charakterystyce typowych ścieków komunalnych, jednak dla części wskaźników odnotowano przekroczenia wartości dopuszczalnych. Dotyczyło to przede wszystkim azotu amonowego, fosforu ogólnego, a także wskaźników zanieczyszczeń organicznych (BZT₅, ChZT), których podwyższone stężenia wskazują na istotne obciążenie materią organiczną i biogenami. Wyniki te podkreślają znaczenie monitoringu jakości ścieków w przepompowniach zlokalizowanych w zlewniach oczyszczalni oraz konieczność uwzględnienia lokalnych uwarunkowań eksploatacyjnych.

5. Skuteczność metod przeciwdziałania zagniwaniu.

Analiza eksploatacyjna wykazała, że stosowane w praktyce metody (dozowanie chlorku żelaza, przedmuchy sprężonym powietrzem, napowietrzanie) istotnie wpływają na kształtowanie stężeń siarkowodoru. Jednocześnie ich skuteczność w pełni zależy od warunków pracy układu i powinna być każdorazowo weryfikowana pomiarowo.

Kierunki dalszych badań

Zasadne jest prowadzenie długoterminowego monitoringu stężeń siarkowodoru oraz parametrów eksploatacyjnych (temperatury i czasu przetrzymania ścieków) w różnych zlewniach, aby potwierdzić uniwersalność opracowanego modelu w zmiennych warunkach sezonowych i hydraulicznych.

Ważnym krokiem będzie również opracowanie praktycznych narzędzi wdrożeniowych, umożliwiających szybkie wykorzystanie równania w codziennej eksploatacji, np. w postaci algorytmu obliczeniowego zintegrowanego z systemami SCADA.

Perspektywicznie, rozwój narzędzi predykcyjnych opartych na tym modelu może stanowić podstawę do tworzenia systemów wspomagania decyzji dla eksploatorów, a w dalszej przyszłości - do integracji z metodami sztucznej inteligencji, co pozwoliłoby na automatyzację oceny ryzyka emisji siarkowodoru w sieciach kanalizacyjnych.

6. LITERATURA

1. Bolt A., Burszta-Adamiak E., Gudelis-Taraszkiewicz K., Suligowski Z., Tuszyńska A. 2012. *Kanalizacja – projektowanie, wykonanie, eksploatacja*. Seidel-Przywecki.
2. Brahmi A. EL, Abderafi S. 2020. *Hydrogen sulfide production assessment based on sewage physicochemical properties using artificial neural network*. Materials Today: Proceedings 27. 3028-3032.
3. Brancher M., Griffiths K.D., Franco D., de Melo Lisboa H. 2017. *A review of odour impact criteria in selected countries around the world*. Chemosphere. 168, 1531-1570.
4. Bujny J. 2016. *Paragraf na odór. Przeciwdziałanie uciążliwości zapachowej – niekończąca się historia*. Kierunek Wod-Kan. 1 (630).
5. Cen X., Duan H., Hu Z., Huang X., Li J., Yuan Z., Zheng M. 2023. *Multifaceted benefits of magnesium hydroxide dosing in sewer systems: Impacts on downstream wastewater treatment processes*. Water Research 247.
6. Chen Y., Wu J., Zhao J., Yang H., Dovom H. A., Sivakumar M., Jiang G. 2025. *A critical review of sulfide and methane control in urban sewer systems using nitrogen compounds*. Water Research 277.
7. Cipriani M., Schiavib R., Santosc F. 2018. *Odour control: A successful experience in sorocaba city – Brazil*. Water Practice & Technology 13 (1). 125-133.
8. Dymaczewski Z. 2011. *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski. Poznań.
9. Dymaczewski, Z. 2015. *Kanalizacja grawitacyjna jako system transportu oraz przemian biochemicznych ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej. Poznań.
10. Edytorzy Encyklopedii Britannica. 2016. *"tahāra" Encyclopedia Britannica*. Pobrano 30.04.2024 <https://www.britannica.com/topic/tahara-Islam>.
11. Feo G. D., Antoniou G., Fardin H. F., El-Gohary F., Zheng X. Y., Reklaityte I., Butler d., Yannopoulos S., Angelakis A. N.. 2014. *The Historical Development of Sewers Worldwide*. Sustainability. 6, 3936-3974.
12. Firer D., Friedler E., Lahav O. 2008. *Control of sulfide in sewer systems by dosage of iron salts: Comparison between theoretical and experimental results, and practical implications*. Science of the environment 392. 145-156.
13. Flemming H.-C., Neu T.R., Wozniak D.J. 2007. *The EPS Matrix: The "House of Biofilm Cells"*. Journal of Bacteriology. 189 (22), 7945-7947.
14. Gajewski M. 1979. *Urządzenia Komunalne Warszawy. Zarys historyczny*. Państwowy Instytut Wydawniczy. Warszawa.
15. Gao Y., Shi X., Jin X., Wang X. C., Jin P. 2023. *A critical review of wastewater quality variation and in-sewer processes during conveyance in sewer systems*. Water Research 228 p. B. 119398.
16. Guo H., Liu S., Wang Y., Wang Y., Hou J., Zhu T., Liu Y. 2023. *Reduced sulfide and methane in rising main sewer via calcium peroxide dosing: Insights from microbial physiological characteristics, metabolisms and community traits*. Journal of Hazardous Materials 451. 131-138.
17. Harpaz C., Russo S., Leitão J.P., Penn R. 2022. *Potential of supervised machine learning algorithms for estimating the impact of water efficient scenarios on solids accumulation in sewers*. Water Research 216.
18. Hughes N. 2019. *The story of London's sewer system*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://heritagecalling.com/2019/03/28/the-story-of-londons-sewer-system/>
19. Hvitved-Jacobsen T., Vollertsen J., Nielsen A.H. 2013. *Sewer processes*. CRC Press.
20. Jiang G., Gutierrez O., Sharma K.R., Yuan Z. 2010. *Effects of nitrite concentration and exposure time on sulfide and methane production in sewer systems*. Water Research 44. 4241-4251.
21. Kaczor M. 2022. *Przedmuchy wraz z napowietrzaniem z wykorzystaniem stacji BTS*. Wodociągi-Kanalizacja 12 (226).
22. Kancelaria Senatu – Biuro analiz i dokumentacji. 2014. *Regulacje prawne dotyczące przeciwdziałania uciążliwościom zapachowym (odorem) w wybranych krajach Unii Europejskiej*. Warszawa.
23. Kłaczynski E. 2012. *Technologie usuwania odorów z sieci kanalizacyjnej na przykładzie gminy Śrem oraz z indywidualnych systemów odprowadzania ścieków*. Forum eksploatatora 2 (59). 68-72.
24. Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszynski B. 2012. *Odory*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
25. Kotowski A. 2015. *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów. Tom I. Sieci kanalizacyjne*. Seidel-Przywecki. Warszawa.
26. Krajewski P. 2006. *Biopreparaty – historia, rozwój i aplikacje*. Wodociągi-Kanalizacja 1 (23). 24-27.
27. Krzaczkowski K. 2014. *Usuwanie odorów z sieci kanalizacyjnej*. Inżynier budownictwa. 3, 92-95.
28. Li J., Cen X., Zheng Q., Zhao Z., Ren J., Khan S., Duan H., Thai P., Zheng M. 2025. *Impact of long-term and short-term magnesium hydroxide dosing on transformation of chemical biomarkers in the sewer systems*. Water Research 279.
29. Li J., Sharma K., Li W., Yuan Z. 2022. *Swift hydraulic models for real-time control applications in sewer networks*. Water Research 213.

30. Li W., Zheng T., Ma Y., Liu J. 2019. *Current status and future prospects of sewer biofilms: Their structure, influencing factors, and substance transformations*. Science of The Total Environment. 695, 133815.
31. Liang Z., Xie W., Li H., Li Y., Jiang F. 2024. *Integrating machine learning algorithm with sewer process model to realize swift prediction and real-time control of H₂S pollution in sewer systems*. Water Research X 23.
32. Łomotowski Janusz. 2011. *Kanalizacja ciśnieniowa – kierunki zmian w stosowanych rozwiązaniach*. Wodociągi kanalizacja 4 (86). 44-47.
33. Markowitz, M. 2003. *The Sewer System*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://www.gothamgazette.com/environment/2005-the-sewer-system>
34. Maśliński M. 2018. *Uciążliwości zapachowe potrzebują regulacji*. Przegląd komunalny 3 (318). 12-14.
35. Matuszewska R. 2011. *Biopreparaty w biologicznym oczyszczaniu ścieków*. Wodociągi-Kanalizacja nr 11 (93). 51-53.
36. Ministerstwo Klimatu i Środowiska. 2025. *Uciążliwość zapachowa*. Pobrano 07.04.2025 <https://www.gov.pl/web/klimat/uciazliwosc-zapachowa>
37. Nielsen A. H., Vollertsen J., Jensen H. S., Wium-Andersen T. Hvitved-Jacobsen T. 2008. *Influence of pipe material and surfaces on sulfide related odor and corrosion in sewers*. Water Research 42. 4206-4214.
38. Ochi T., Kitagawa M., Tanaka S. 1998. *Controlling sulfide generation in force mains by air injection*. Water Science and Technology 37. 87-95.
39. PN-EN 13725:2007 *Jakość powietrza - Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej*.
40. Podraza Z. 2014. *Korozja siarczanowa jako realny problem sieci przewodów kanalizacyjnych*. 13 (1-2). 41-48.
41. Pudi A., Rezaei M., Signorini V., Andersson M. P., Baschetti M. G., Mansouri S. S. 2022. *Hydrogen sulfide capture and removal technologies: A comprehensive review of recent developments and emerging trends*. Separation and Purification Technology 298.
42. Riding, A. 1992. *The Sights Beneath the Sidewalks*, The New York Times. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://www.nytimes.com/1992/07/12/travel/the-sights-beneath-the-sidewalks.html>
43. Rooyackers F.A.M., Bosco E., Suiker A.S.J., Clemens F.H.L.R. 2022. *A chemo-mechanical model for biogenic sulphide corrosion of concrete*. Cement and Concrete Research 160. 106809.
44. Sharma K. R., Yuan Z., Haas D., Hamilton G., Corrie S., Keller J. 2008. *Dynamics and dynamic modelling of H₂S production in sewer systems*. Water Research 42. 2527-2538.
45. Sobczyński P., Sówka I., Nych A. 2014. *Emisja siarkowodoru jako wskaźnik uciążliwości zapachowej oczyszczalni ścieków*.
46. Stanaszek-Tomal E., Fiertak M. 2016. *Biological Corrosion in The Sewage System and The Sewage Treatment Plant*. Procedia Engineering 161. 116-120.
47. Stuetz R., Frechen F.-B. 2001. *Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control*. IWA Publishing, UK.
48. Szymańska E. 2018. *Jak wybrać system dla kanalizacji ciśnieniowej?* Wodociągi kanalizacja. 5-6 (171-172).
49. Talaiekhazani A., Bagheri M., Goli A., Khoozani M. R. T. 2016. *An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems*. Journal of Environmental Management 170. 186-206.
50. We are water foundation. 2017. *Sewage, the trace of our history*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji https://www.wearewater.org/en/sewage-the-trace-of-our-history_281141
51. Wóycicki K. 1955. *Kanalizacje*. Budownictwo i Architektura. Warszawa.
52. Wu L., Hu Ch., Liu W. V. 2018. *The Sustainability of Concrete in Sewer Tunnel—A Narrative Review of Acid Corrosion in the City of Edmonton, Canada*. Sustainability 10.
53. Yin W.-X., Lv J.-Q., Liu S., Chen J.-J., Wei J., Ding C., Yuan Y., Bao X.-X., Wang H.-C., Wang A.-J. 2025. *Microbial-Guided prediction of methane and sulfide production in Sewers: Integrating mechanistic models with Machine learning*. 2025. Bioresource Technology 415.
54. Zamanian S., Shafieezadeh A. 2023. *Age-dependent failure probabilities of corroding concrete sewer pipes under traffic loads*. Structures 52. 524-535.
55. Zhang L., Qiu Y., Sharma K., Shi T., Song Y., Sun J., Liang Z., Yuan Z. 2023. *Hydrogen sulfide control in sewer systems: A critical review of recent progress*. Water Research 240.
56. Zhang L., Verstraete W., de Lourdes Mendoza M., Lu Z., Liu Y., Huang G., Cai L. 2016. *Decrease of dissolved sulfide in sewage by powdered natural magnetite and hematite*. Science of the Total Environment 573. 1070-1078.
57. Zhang Z., Chang N., Wang S., Lu J., Li K., Zheng C. 2022. *Enhancing sulfide mitigation via the sustainable supply of oxygen from air-nanobubbles in gravity sewers*. Science of the Total Environment 808. 152-203.
58. Zouboulis A.I., Merachtsaki D. 2022. *Sewer solids affecting microbiologically induced corrosion and/or hydrogen sulfide formation*. Water-Formed Deposits, chapter 27. 589-610.
59. Zuo Z., Ren D., Qiao L., Li H., Huang X., Liu Y. 2021. *Rapid dynamic quantification of sulfide generation flux in spatially heterogeneous sediments of gravity sewers*. Water Research 203. 117-494.