



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**

Rozprawa Doktorska

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

Poznań, 2025

SPIS TREŚCI

1.	Wstęp	11
1.1.	Przedmiot pracy i uzasadnienie podjęcia tematu	11
1.2.	Cel pracy	12
1.3.	Zakres pracy	12
1.4.	Teza pracy	13
2.	Podstawy teoretyczne.....	14
2.1.	Historia kanalizacji.....	14
2.2.	Stare i nowe wyzwania.....	33
2.3.	Uwarunkowania prawne (Polska, świat).....	35
2.3.1.	Polska.....	35
2.3.2.	Świat	38
2.4.	Kanalizacja jako reaktor przemian biochemicznych.....	38
2.5.	Odory.....	48
2.5.1.	Wstęp	48
2.5.2.	Odorymetria.....	49
2.5.3.	Problemy eksploatacyjne	51
2.6.	Korozja	52
2.7.	Metody przeciwdziałania negatywnym przemianom biochemicznym w kanalizacji	55
2.7.1.	Dawkowanie chemii technologicznej	55
2.7.2.	Napowietrzanie ścieków	61
2.7.3.	Dawkowanie preparatów enzymatyczno-bakteryjnych.....	63
2.8.	Modele matematyczne procesów przemian biochemicznych w kanalizacji – przegląd ze szczególnym uwzględnieniem przemian związków siarki	65
3.	Metodyka badań.....	68
3.1.	Opis instalacji badawczej w skali laboratoryjnej	68
3.2.	Opis układu badawczego w skali technicznej	72
3.3.	Harmonogram badań	76
3.4.	Narzędzia informatyczne.....	80
4.	Wyniki badań eksperymentalnych.....	81
4.1.	Wyniki badań w skali laboratoryjnej	81
4.1.1.	Temperatura: 25°C, liczba załączeń pompy w dobie: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h).....	82
4.1.2.	Temperatura: 20°C, liczba załączeń pompy w dobie: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h).....	85
4.1.3.	Temperatura: 15°C, liczba załączeń pompy w dobie: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h).....	88
4.1.4.	Temperatura: 10°C, liczba załączeń pompy w dobie: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h).....	91
4.1.5.	Temperatura: 25°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h).....	94

4.1.6.	Temperatura: 20°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h)	97
4.1.7.	Temperatura: 15°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h).....	100
4.1.8.	Temperatura: 10°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h).....	103
4.1.9.	Temperatura: 25°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h).....	106
4.1.10.	Temperatura: 20°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h).....	109
4.1.11.	Temperatura: 15°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h).....	112
4.1.12.	Temperatura: 10°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h).....	115
4.2.	Wyniki badań w skali technicznej.....	118
4.2.1.	Wyniki pomiarów stężenia siarkowodoru i przepływu	119
4.2.2.	Wyniki analiz fizykochemicznych	131
5.	Analiza i interpretacja	140
5.1.	Analiza wyników badań laboratoryjnych.....	140
5.1.1.	Czas przetrzymania ścieków 24h	141
5.1.2.	Czas przetrzymania ścieków 8h	145
5.1.3.	Czas przetrzymania ścieków 3h	149
5.2.	Analiza wyników badań w skali technicznej	155
5.2.1.	Stężenia siarkowodoru i przepływy.....	155
5.2.2.	Badania fizykochemiczne ścieków.....	157
5.3.	Budowa modelu matematycznego. Opis teoretyczny, równania	161
5.4.	Weryfikacja modelu na wybranych obiektach w skali technicznej	179
5.5.	Algorytm postępowania diagnostyczno-decyzyjnego dla przypadków występowania problemów odorowo-korozyjnych w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej.....	186
6.	Podsumowanie i wnioski	189
7.	Literatura.....	192

SPIS RYSUNKÓW

Rys. 2.1 Fragment Cloaca Maxima (źródło: https://www.imperiumromanum.edu.pl/kultura/architektura-rzymska/budowle-rzymskie/cloaca-maxima/)	14
Rys. 2.2 Zdjęcia z Muzeum Kanalizacji w Paryżu (zdjęcia: M. Stachowiak).....	17
Rys. 2.3 Powstaniec wychodzący z kanału (źródło: https://warszawa.wyborcza.pl/warszawa/7,54420,27405165,na-kolanach-w-sciekach-w-ciemnosci-z-majtkami-na-glowie.html?disableRedirects=true).....	19
Rys. 2.4 Tabor krakowskich miejskich służb czyszczenia kanałów oraz lokomobila napędzająca pompę, około 1885 roku (źródło: (Wierzbicki, 2001))	20
Rys. 2.5 Krakowska brygada kanałowa Fiemy (źródło: (Wierzbicki, 2001))	21
Rys. 2.6 Krakowska brygada kanałowa Imiołka (źródło: (Wierzbicki, 2001)).....	22
Rys. 2.7 Czyszczak wykonany w Krakowie, lata 60-te (źródło: (Wierzbicki, 2001))	22
Rys. 2.8 Krakowskie samochody do czyszczenia kanalizacji, lata 60-te (źródło: (Wierzbicki, 2001)).....	23
Rys. 2.9 Zdjęcie robotników i inżynierów budujących kanalizację w Łodzi (źródło: https://dzienniklodzi.pl/historia-lodzi-nowoczesna-kanalizacja-zastapila-lodzkie-rynsztoki-zdjecia/ar/3596043)	24
Rys. 2.10 Wnętrze przepompowni ścieków przy ul. Garbary w Poznaniu, początek XX wieku (źródło: https://www.kierunekwodkan.pl/artykul,35642,a-woda-byla-z-warty-historia-wodociagow-poznania.html)	26
Rys. 2.11 Strona tytułowa opracowania o potrzebie budowy kanalizacji w Szczecinie autorstwa Jamesa Hobrechta Kanalisation der Stadt Stettin, opublikowana w 1868 r. (źródło: (Gut, 2015)).....	28
Rys. 2.12 Zarys przepływów ścieków związanych z systemem kanalizacyjnym pokazujący lokalizację potencjalnego występowania procesów kanalizacyjnych i środowiska odbiorczego (źródło: (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013), tłumaczenie: Stachowiak M.)	42
Rys. 2.13 Przykłady instalacji urządzeń do pomiaru H ₂ S w powietrzu w pompowniach i studzienkach kanalizacyjnych (zdjęcie: M. Stachowiak)	48
Rys. 2.14 Korozja siarczanowa betonu (zdjęcia: M. Stachowiak)	53
Rys. 2.15 Instalacja do dozowania chemii technologicznej (zdjęcie: M. Stachowiak).....	60
Rys. 2.16 Instalacja do napowietrzania rurociągu tłoczego (zdjęcie: M. Stachowiak) ...	62
Rys. 2.17 Dozowanie biopreparatów (zdjęcia: M. Stachowiak)	65
Rys. 3.1 Schemat stanowiska badawczego w skali laboratoryjnej	70
Rys. 3.2 Stanowisko badawcze w skali laboratoryjnej (zdjęcie: M. Stachowiak)	71
Rys. 3.3 Schemat analizowanego tranzytu systemu kanalizacyjnego	74
Rys. 4.1 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę.	82
Rys. 4.2 pH przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę	83
Rys. 4.3 Redoks przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę	84
Rys. 4.4 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 20°C i 1 załączeniu pompy na dobę.	85
Rys. 4.5 pH przy temperaturze 20°C i 1 załączeniu pompy na dobę	86
Rys. 4.6 Redoks przy temperaturze 20°C i 1 załączeniu pompy na dobę	87
Rys. 4.7 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 15°C i 1 załączeniu pompy na dobę.	88
Rys. 4.8 pH przy temperaturze 15°C i 1 załączeniu pompy na dobę	89

Rys. 4.9 Redoks przy temperaturze 15°C i 1 załączeniu pompy na dobę	90
Rys. 4.10 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 10°C i 1 załączeniu pompy na dobę.....	91
Rys. 4.11 pH przy temperaturze 10°C i 1 załączeniu pompy na dobę	92
Rys. 4.12 Redoks przy temperaturze 10°C i 1 załączeniu pompy na dobę	93
Rys. 4.13 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	94
Rys. 4.14 pH przy temperaturze 25°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	95
Rys. 4.15 Redoks przy temperaturze 25°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	96
Rys. 4.16 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 20°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	97
Rys. 4.17 pH przy temperaturze 20°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	98
Rys. 4.18 Redoks przy temperaturze 20°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	99
Rys. 4.19 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 15°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	100
Rys. 4.20 pH przy temperaturze 15°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	101
Rys. 4.21 Redoks przy temperaturze 15°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	102
Rys. 4.22 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 10°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	103
Rys. 4.23 pH przy temperaturze 10°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	104
Rys. 4.24 Redoks przy temperaturze 10°C i 3 załączeniach pompy na dobę.....	105
Rys. 4.25 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	106
Rys. 4.26 pH przy temperaturze 25°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	107
Rys. 4.27 Redoks przy temperaturze 25°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	108
Rys. 4.28 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 20°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	109
Rys. 4.29 pH przy temperaturze 20°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	110
Rys. 4.30 Redoks przy temperaturze 20°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	111
Rys. 4.31 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 15°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	112
Rys. 4.32 pH przy temperaturze 15°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	113
Rys. 4.33 Redoks przy temperaturze 15°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	114
Rys. 4.34 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 10°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	115
Rys. 4.35 pH przy temperaturze 10°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	116
Rys. 4.36 Redoks przy temperaturze 10°C i 8 załączeniach pompy na dobę.....	117
Rys. 4.37 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie G	119
Rys. 4.38 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie F.....	120
Rys. 4.39 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie E	121
Rys. 4.40 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie D	122
Rys. 4.41 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie C	123
Rys. 4.42 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie B	124
Rys. 4.43 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie K.....	125

Rys. 4.44 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie L	126
Rys. 4.45 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie M	127
Rys. 4.46 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie N	128
Rys. 4.47 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie O	129
Rys. 4.48 Stężenie H ₂ S i przepływ na obiekcie P	130
Rys. 4.49 Stężenie azotu amonowego w ściekach na tranzycie (obiekty G, F, E, D, C, B) dla wybranych miesięcy	131
Rys. 4.50 Stężenie azotu organicznego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	132
Rys. 4.51 Stężenie azotu organicznego w ściekach na tranzycie (obiekty G, F, E, D, C, B) dla wybranych miesięcy	132
Rys. 4.52 Stężenie azotu azotanowego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	133
Rys. 4.53 Stężenie azotu azotynowego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	133
Rys. 4.54 BZT ₅ w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	134
Rys. 4.55 ChZT w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	134
Rys. 4.56 Stężenie cynku w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	135
Rys. 4.57 Stężenie fosforu ogólnego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	135
Rys. 4.58 Stężenie kadmu w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	136
Rys. 4.59 Stężenie miedzi w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	136
Rys. 4.60 Stężenie ogólnego węgla organicznego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	137
Rys. 4.61 Stężenie ołowiu w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	137
Rys. 4.62 pH w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	138
Rys. 4.63 Stężenie siarczanów w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	138
Rys. 4.64 Stężenie siarczków w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B	139
Rys. 4.65 Temperatura ścieków na obiektach G, F, E, D, C, B	139
Rys. 5.1 Zależność maksymalnych stężeń H ₂ S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków	141
Rys. 5.2 Zależność stężenia siarkowodoru od temperatury ścieków dla 20 maksymalnych wyników przy czasie przetrzymania ścieków 24h	142
Rys. 5.3 Wartości pH badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz jednego załączenia pomp ściekowych w dobie	143
Rys. 5.4 Wartości redoks badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz jednego załączenia pomp ściekowych w dobie	144
Rys. 5.5 Wykres zależności maksymalnych stężeń H ₂ S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków	145
Rys. 5.6 Zależność stężenia siarkowodoru od temperatury ścieków dla 20 maksymalnych wyników przy czasie przetrzymania ścieków 8h	146
Rys. 5.7 Wartości pH badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz trzech załączeń pomp ściekowych w dobie	147
Rys. 5.8 Wartości redoks badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz trzech załączeń pomp ściekowych w dobie	148
Rys. 5.9 Wykres zależności maksymalnych stężeń H ₂ S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków	149

Rys. 5.10 Zależność stężenia siarkowodoru od temperatury ścieków dla 20 maksymalnych wyników przy czasie przetrzymania ścieków 3h.....	151
Rys. 5.11 Wartości pH badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz ośmiu załączeń pomp ściekowych w dobie	152
Rys. 5.12 Wartości redoks badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz ośmiu załączeń pomp ściekowych w dobie	153
Rys. 5.13 Modelowane stężenie siarkowodoru - kąt 1	163
Rys. 5.14 Modelowanie stężenia siarkowodoru - kąt 2	164
Rys. 5.15 Modelowanie stężenia siarkowodoru - kąt 3	165
Rys. 5.16 Mapa konturowa stężenia H ₂ S.....	166
Rys. 5.17 Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania od 1 do 24h	167
Rys. 5.18 Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h	168
Rys. 5.19 Modelowane stężenie siarkowodoru dla wzoru zmodyfikowanego (5.2) - kąt 1	170
Rys. 5.20 Modelowane stężenie siarkowodoru dla wzoru zmodyfikowanego (5.2) - kąt 2	171
Rys. 5.21 Modelowane stężenie siarkowodoru dla wzoru zmodyfikowanego (5.2) - kąt 3	172
Rys. 5.22 Mapa konturowa stężenia H ₂ S dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)	173
Rys. 5.23 Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania od 1 do 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.2).....	174
Rys. 5.24 Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.2).....	175
Rys. 5.25 Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.3).....	176
Rys. 5.26 Krzywe stężenia H ₂ S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.4).....	177
Rys. 5.27 Mapa konturowa stężenia H ₂ S dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)	177
Rys. 5.28 Mapa konturowa stężenia H ₂ S dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)	178
Rys. 5.29 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji L vs model wg wzoru (5.1) .	180
Rys. 5.30 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji L vs model wg wzoru zmodyfikowanego (5.2).....	181
Rys. 5.31 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji M vs model wg wzoru (5.1)	181
Rys. 5.32 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji N vs model wg wzoru (5.1).	182
Rys. 5.33 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji N vs model wg wzoru (5.1) (korekta współczynnikami 0,25)	183
Rys. 5.34 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji O vs model wg wzoru (5.1).	184
Rys. 5.35 Weryfikacja modelu: pomiar H ₂ S w lokalizacji O vs model wg wzoru (5.1) (korekta współczynnikami 0,25)	184
Rys. 5.36 QR kod do stworzonego kalkulatora stężeń H ₂ S na podstawie opracowanego modelu	187

SPIS TABEL

Tab. 2.1 Wpływ podwyższonego stężenia siarkowodoru na człowieka (źródło: (Krzaczkowski, 2014))	52
Tab. 3.1 Urządzenia pomiarowe stanowiska laboratoryjnego	68
Tab. 3.2 Oprzyrządowanie stanowiska laboratoryjnego.....	69
Tab. 3.3 Harmonogram badań laboratoryjnych	76
Tab. 3.4 Harmonogram badań w skali technicznej - jakość ścieków	77
Tab. 3.5 Harmonogram badań w skali technicznej - stężenie siarkowodoru w komorach czerpnych.....	77
Tab. 3.6 Harmonogram badań w skali technicznej - stężenia siarkowodoru w studniach rozprężnych.....	78
Tab. 3.7 Cele szczegółowe w odniesieniu do planu badawczego	78
Tab. 4.1 Zestawienie wykresów przedstawiających wyniki badań w skali laboratoryjnej	81
Tab. 4.2 Zestawienie wykresów wyników pomiarów stężenia siarkowodoru oraz przepływu	118
Tab. 5.1 Dopuszczalne wartości dla pozostałych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych	157
Tab. 5.2 Dopuszczalne wartości dla pozostałych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych ustalone na podstawie dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ładunkiem tych zanieczyszczeń.....	157
Tab. 5.3 Analiza statystyczna parametrów fizykochemicznych ścieków.....	159

STRESZCZENIE

W ostatnich dekadach rozwój systemów kanalizacyjnych spowodował istotny wzrost udziału rurociągów tłocznych w stosunku do klasycznych układów grawitacyjnych. Wraz z tym zjawiskiem rośnie znaczenie zagadnień związanych z jakością ścieków transportowanych na duże odległości, w tym czasu ich przetrzymania i powstawania związków uciążliwych zapachowo, szczególnie siarkowodoru. Niniejsza praca poświęcona jest ocenie wpływu warunków pracy rurociągów tłocznych na powstawanie i emisję siarkowodoru w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej.

Celem pracy było opracowanie modelu matematycznego pozwalającego na prognozowanie stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym w funkcji temperatury i czasu przetrzymania ścieków w warunkach beztlenowych. Model opracowano na podstawie badań laboratoryjnych prowadzonych na ściekach rzeczywistych w kontrolowanych warunkach czasu i temperatury, a następnie zweryfikowano go w skali technicznej na wybranych obiektach kanalizacyjnych.

W ramach pracy przeprowadzono również analizę pracy rzeczywistej zlewni, ocenę skuteczności stosowanych metod przeciwdziałania zagniwaniu ścieków oraz pomiary wybranych wskaźników jakości ścieków w przepompowniach. Wyniki badań wykazały jednoznacznie, że wydłużenie czasu przetrzymywania ścieków w rurociągach tłocznych, zwłaszcza przy podwyższonych temperaturach występujących w okresie letnim, prowadzi do wzrostu stężenia siarkowodoru w atmosferze kanalizacyjnej, co często skutkuje uciążliwościami zapachowymi oraz przyspieszoną korozją infrastruktury.

Opracowane zależności umożliwiają orientacyjne prognozowanie stężenia H_2S na podstawie temperatury ścieków i czasu ich przetrzymania w rurociągach tłocznych. Może to stanowić praktyczne narzędzie wspierające zarządzanie eksploatacją systemów kanalizacyjnych. W pracy podkreślono również potrzebę uwzględniania zagadnień jakości ścieków już na etapie projektowania układów kanalizacyjnych, a także wskazano dalsze kierunki badań, w tym możliwość zastosowania nowoczesnych metod analitycznych i numerycznych w ocenie przemian biochemicznych zachodzących w systemach kanalizacyjnych.

Słowa kluczowe: kanalizacja ciśnieniowa, siarkowodór (H_2S), przemiany biochemiczne w kanalizacji, odory, korozja siarczanowa

ABSTRACT

In recent decades, the development of sewerage systems has led to a significant increase in the share of pressure pipelines compared to traditional gravity systems. Along with this phenomenon, issues related to the quality of wastewater transported over long distances have become increasingly important, particularly the retention time and the formation of odorous compounds, especially hydrogen sulfide. This study focuses on evaluating the impact of pressure pipeline operating conditions on the formation and emission of hydrogen sulfide in gravity-pressure sewer systems.

The aim of the study was to develop a mathematical model to predict hydrogen sulfide concentration in sewer air as a function of temperature and the retention time of wastewater under anaerobic conditions. The model was developed based on laboratory research conducted on real wastewater under controlled time and temperature conditions, and then validated on a technical scale at selected sewerage facilities.

The study also included an analysis of the operation of an actual catchment area, an assessment of the effectiveness of methods used to prevent wastewater septic conditions, and measurements of selected wastewater quality indicators in pumping stations. The results clearly indicated that prolonging the retention time of wastewater in pressure pipelines - especially during elevated summer temperatures - leads to increased hydrogen sulfide concentrations in the sewer atmosphere, often resulting in odor nuisance and accelerated infrastructure corrosion.

The developed relationships allow for approximate prediction of H_2S concentrations based on wastewater temperature and retention time in pressure pipelines. This can serve as a practical tool to support the operation and management of sewer systems. The study also emphasized the need to consider wastewater quality issues already at the sewer system design stage and pointed out further research directions, including the potential use of modern analytical and numerical methods to assess biochemical processes occurring in sewer systems.

Keywords: pressure sewer systems, hydrogen sulphide (H_2S), biochemical transformations in sewer systems, odors, sulphate corrosion

1. WSTĘP

1.1. 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 przetrzymywania ścieków w 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.

1.2. 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. Opisany 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, BZT, 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.

1.3. 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 dawkovanie chemikaliów, napowietrzanie ścieków czy stosowanie preparatów biologicznych. Uwzględniono 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.

1.4. 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

2.1. Historia kanalizacji

Celem pierwszych systemów kanalizacyjnych było odprowadzanie wód deszczowych, czyli ochrona miast przed zalewaniem i powodzią. Takie rozwiązania stosowane były już ok. 4000 roku p.n.e. w Babilonie i Mezopotamii (We are water foundation, 2017). Natomiast systemy kanalizacyjne, których zadaniem było odprowadzanie ścieków bytowo-gospodarczych i opadowych zostały stworzone ok. 3000 roku p.n.e. na Krecie przez cywilizację Minojską. Ważnym miejscem rozwoju starożytnej kanalizacji była również dolina Indusu. W okresie harappeńskim (ok. 2600 – 1900 r. p.n.e.) pojawiła się tutaj scentralizowana kanalizacja m.in. w miastach Harappa, Mohendżo-Daro i Lothal. Natomiast w starożytnym Egipcie w mieście Herakopolis (ok. 2100 r. p.n.e.) bogate domy wyposażone były w łazienki z wapiennymi deskami sedesowymi (Feo i inni, 2014). Archeolodzy odkryli również toaletę, znajdującą się w egipskich grobowcach z ok. 2700 r. p.n.e., w miejscowości Saqqara przy ujściu Nilu (Kotowski, 2015). Fakty te w jasny sposób pokazują, że od kiedy tylko człowiek rozpoczął osadniczy tryb życia, pojawiło się zapotrzebowanie na systemy odprowadzające ścieki.

Początki rozwoju sieci kanalizacyjnej w Europie należy umiejscowić w Rzymie około VIII wieku p.n.e. Natomiast około roku 610 p.n.e. rozpoczęto budowę głównego kanału ściekowego Cloaca Maxima (Rys. 2.1), funkcjonującego do dziś (Kotowski, 2015) (Wóycicki, 1955). Początkowo jego funkcja ograniczała się do odprowadzania ścieków opadowych, została jednak rozszerzona o odprowadzanie ścieków bytowo-gospodarczych (Kotowski, 2015). Kanał ma w przybliżeniu przekrój kwadratu, o wysokości i szerokości wynoszącej ok. 3,5 metra (Dymaczewski, 2015). Rzymianie opracowali bardzo zaawansowaną technologię sanitarną, w tym wanny z bieżącą wodą. W 315 roku n.e. w Rzymie znajdowały się 144 publiczne toalety (Wierzba, 2014).



Rys. 2.1 Fragment Cloaca Maxima (źródło: <https://www.imperiumromanum.edu.pl/kultura/architektura-rzymska/budowle-rzymskie/cloaca-maxima/>)

Rozwój kanalizacji, jak wielu innych wynalazków ludzkości, nie był jednostajny. Postęp w zakresie odprowadzania ścieków dokonywał się przez wieki z udziałem wielu dziedzin wiedzy i różnych cywilizacji. Po upadku cesarstwa rzymskiego w V wieku n.e. standard życia w Europie, a tym samym poziom sanitarny, znacznie się obniżył. Nowe miasta i osiedla z reguły nie były wyposażane w zorganizowane systemy wodociągowo-kanalizacyjne, natomiast istniejące kanały były niejednokrotnie zaniechtywane i ulegały zniszczeniu. Zgodnie z opinią świętego Hieronima *Ten, kogo chrzest oczyści, nie musi się kąpać po raz drugi* (Sałański, 2018). Wypowiedź ta w przejrzysty sposób oddaje stosunek Europejczyków wieków średnich do higieny osobistej. Zgodnie z ówczesnymi naukami Kościoła dobry chrześcijanin nie powinien przywiązywać wagi do spraw związanych z własnym wyglądem, a brak kąpieli miał wymiar wręcz etyczny. Panowało przekonanie, że życie w otoczeniu brudu, oznaczało życie w świętości (Feo i inni, 2014). Fakt ten ograniczał poniekąd zapotrzebowanie na systemy kanalizacyjne, pozostawały jednak potrzeby fizjologiczne, a w zasadzie ekskrementy będące ich wynikiem. Zawartość naczyń toaletowych wylewano niejednokrotnie przez okno do otwartych kanałów ściekowych lub po prostu bezpośrednio na ulice. Przechodnie musieli być wyjątkowo uważni, aby nie wylano im na głowę zawartości prowizorycznych nocników (Wierzba, 2014). Efekt braku higieny i poprawnych warunków sanitarnych widać w łatwo rozprzestrzeniających się epidemiach. Między innymi w wielokrotnie powracających falach dżumy, a w późniejszym czasie również ospy prawdziwej, cholery, czy tyfusu (Budo, 2019). Sytuacja miała się nieco inaczej w części świata związanej z religią muzułmańską. Zapisy dotyczące rytuałów czystości w islamie sięgają VII wieku, zgodnie z Koranem 9:108: *Nie stawaj w niej nigdy. Świątynia, która wspiera się od pierwszego dnia na bogobojności, bardziej zasługuje na to, abyś w niej stawał. W niej są ludzie, którzy kochają się oczyszczać, Bóg zaś kocha tych, którzy się oczyszczają!* (Czachorowski, 2018). Tahāra, czyli inaczej czystość, obejmuje rytuały związane z czystością duchową oraz fizyczną (Britannica, 2016). Jednym z takich rytuałów były regularne kąpiele, co doprowadziło do budowy licznych łaźni publicznych w całym islamskim świecie. Przykład stanowić może miasto Damaszek, dobrze zaopatrzone w parki, fontanny i łaźnie publiczne. Średniowieczne miasta islamskie posiadały systemy zaopatrzenia w wodę, szczególnie w miejscach gdzie wykonywane były mycia rytualne np. główne meczety oraz zaawansowane systemy odprowadzania ścieków i odpadów poprzez sieci kanalizacyjne (Islamic Civilization, 2012).

W Polsce początki rozwoju kanalizacji datuje się na XIV wiek (Kotowski, 2015). Na szczególną uwagę w zakresie sanitarnej inżynieryjnej myśli technicznej zasługuje Gdańsk. Już w połowie XIV wieku pojawiły się tam pierwsze systemy wodno-kanalizacyjne. Obejmowały one dostawę wody z Potoku Siedleckiego i Kanału Raduni (tzw. Nowa Radunia) oraz kanalizację sanitarną (Bolt i inni, 2012).

Paradoksalnie okres renesansu i epoka nowożytna w kwestii sanitarnej nie przyniosły Europie odrodzenia. Uciążliwe zapachy i brud stanowiły coraz większy problem, a ulicami europejskich miast XVI i XVII wieku nadal płynęły ścieki. W rezydencjach arystokratycznych potrzeby fizjologiczne często załatwiano do kominków, problemu nie stanowiło również załatwianie tych potrzeb w dowolnym miejscu, na przykład tam, gdzie się akurat stało. Podobnie sprawa miała się na dworze francuskim w Wersalu, gdzie stale panował ogromny smród i brak higieny wśród mieszkańców, a fekalia znajdowały się zarówno

w pomieszczeniach jak i w ogrodach pałacu (Watała, 2013). Poruszanie się po ulicach w trakcie opadów deszczu było w zasadzie niemożliwe. Ulicami miast płynął rwący strumień, unoszący ludzkie i zwierzęce odchody i inne miejskie, nie tylko płynne, odpadki. Niektóre rynsztoki były tak głębokie, że można się było w nich utopić, co niejednokrotnie się zdarzało, zwłaszcza wśród dzieci. W trakcie zimy ściekowe warstwy zamarzały, co powodowało konieczność ich wyrąbywania i transportowania poza miasto. Było to źródłem ogromnych zagrożeń biologicznych i epidemiologicznych (Głowacki, 2019).

Rewolucja przemysłowa, która nastąpiła w Europie i Ameryce w XIX wieku, skutkowała również rozwojem nowoczesnych systemów kanalizacyjnych (Kotowski, 2015). Podejmowano liczne próby zrozumienia wpływu wszechobecnego odpadu na zdrowie ludzi i zwierząt oraz rozwój chorób (Wóycicki, 1955). Znaczącym krokiem w zrozumieniu tego wpływu było stwierdzenie przez brytyjskiego lekarza Johna Snowa w roku 1854, że wybuch cholery w Londynie był skoncentrowany na obszarach, gdzie ludzie otrzymywali wodę z tego samego źródła. Niestety lekarza nie posłuchano, a za przyczynę cholery przez kolejne kilkadziesiąt lat uważano zatrute powietrze (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013) (Goldstein, 2012).

XIX wiek to również okres rozwoju materiałoznawstwa w zakresie wykonywania kanałów. Nastąpił postęp naukowy w zakresie hydrauliki przepływów, hydrologii oraz geotechniki (Dymaczewski, 2015). Powszechnym stało się budowanie podziemnych systemów zbierania ścieków, najczęściej były to kanały ogólnospławne. Powodem powstania sieci kanalizacyjnej nie była jednak wyłącznie rosnąca świadomość sanitarna. Równie ważny był ogromny problem występowania uciążliwości zapachowej oraz problemy przestrzenne coraz gęściej zaludniających się miast (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Mimo braku uznania dla doktora Snowa w roku 1854, Parlament w Londynie dostrzegał rosnący problem związany z ogromnymi objętościami ścieków trafiającymi wprost do Tamizy. W 1858 roku w mieście nastąpiło wyjątkowo upalne lato, a jego skutkiem był Wielki Smród (ang. Great Stink). Powodem był spadek poziomu wody w Tamizie w wyniku utrzymujących się wysokich temperatur i odkrycie nieczystości w niej zalegających (Olejniczak, 2017). Przez kilka miesięcy uciążliwy zapach uniemożliwiał funkcjonowanie wielu instytucji w tym londyńskiego Parlamentu. Skutkiem tej katastrofy ekologicznej było podjęcie przez rząd 2 sierpnia 1858 roku decyzji o przebudowie miejskiej sieci kanalizacyjnej. Głównym inżynierem, który już od 1849 roku zajmował się projektowaniem kanałów ściekowych Londynu, został Joseph Bazalgette. Koszty całego przedsięwzięcia przekroczyły 6 milionów funtów. Nowa sieć kanalizacyjna została ukończona w połowie lat 70. XIX wieku. Jej funkcją było odprowadzanie ścieków sanitarnych oraz deszczowych. Po jej wybudowaniu problem powracających od lat w Londynie epidemii cholery został praktycznie wyeliminowany, co potwierdziło teorię doktora Snowa. Integralną częścią projektu Bazalgetta były cztery główne przepompowni ścieków, które miały podnosić poziom ścieków. Dzięki temu ścieki trafiały do Tamizy poza granicami Londynu, a następnie do morza (Hughes, 2019).

W Paryżu w 1852 roku Napoleon III zlecił przekształcenie średniowiecznego architektonicznie miasta w nowoczesną metropolię. Zadanie zostało powierzone Georgesowi Haussmannowi, stąd wielka przebudowa Paryża w latach 1853-1870 określana jest również Haussmannowską. Jedną z licznych inwestycji miała być przebudowa paryskich kanałów

ściekowych, do tego zadania wyznaczono inżyniera sanitarnego Eugène Belgranda. Pod jego kierunkiem wybudowano nowy system kanałów ściekowych i przeniesiono lokalizację wylotu ścieków do Sekwany poza obręb Paryża. Jego projekt obejmował budowę znacznie obszerniejszej objętościowo, w porównaniu do ówczesnej, podziemnej infrastruktury sanitarnej co miało chronić miasto przed zalaniem (Riding, 1992). Duża część sieci kanalizacyjnej wybudowanej w tamtym czasie jest eksploatowana do dziś. Dla zainteresowanych możliwe jest także obejrzenie podziemnego Paryża, ponieważ w pobliżu Pont de l'Alma funkcjonuje Muzeum Kanalizacji, w którym możemy dowiedzieć się ciekawostek na temat paryskich rurociągów, ale również przespacerować się kanałami (Imboden, 2020).



Rys. 2.2 Zdjęcia z Muzeum Kanalizacji w Paryżu (zdjęcia: M. Stachowiak)

W 1803 roku wzdłuż rzeki Chicago założono Fort Dearborn, znany dziś jako Chicago. Ze względu na gwałtowny rozwój wioski po obu stronach rzeki problem nieczystości stawał się coraz poważniejszy, aż do 1845 roku kiedy to Chicago stanęło w obliczu kryzysu ekologicznego. Rozpoczęły się lata epidemii cholery oraz czerwonki. Wskutek tych problemów w 1855 roku William Ogden (pierwszy burmistrz Chicago) powołał Radę ds. kanalizacji, której został przewodniczącym. W tym samym roku Ogden sprowadził z Bostonu inżyniera Ellisa S. Chesbrough, aby zaprojektował kompleksowy system podziemnych kanałów ściekowych. Chesbrough przekonał Radę, że poziom ulic Chicago jest o wiele za niski, aby wybudować kanały z odpowiednim spadkiem. Zaproponował podniesienie ulic o 1,5-3 metrów. W ten sposób kanały mogły być układane na istniejących ulicach i pokryte ziemią. Podniesienie poziomu ulic stworzyło przestrzeń, nie tylko dla rur kanalizacyjnych, ale także na sieci gazowe i wodne. W 1930 roku system kanalizacyjny Chicago był najbardziej rozbudowany systemem kanalizacyjnym na świecie (Chicago Public Library, 1855-2004).

Epidemie cholery i innych chorób zakaźnych w XIX wieku miały miejsce również w Nowym Jorku. W 1849 roku miasto podjęło decyzję o rozpoczęciu budowy kanałów ściekowych. Rozwój nowojorskiej sieci spowodował, że w 1902 roku prawie wszystkie rozwinięte części miasta były podłączone do kanalizacji (Markowitz, 2003).

W Polsce sytuacja w największych miastach przedstawiała się następująco:

WARSZAWA

Warszawskie systemy kanalizacyjne można określić jako innowacyjne jak na ówczesne czasy. Przyczyną były działania prezydenta miasta – Sokrata Starynkiewicza. Mimo początkowych oporów ze strony zaborcy, a nawet mieszkańców, Starynkiewicz doprowadził do budowy kanalizacji, częściowo z własnych pieniędzy (Rabczewski, 1937).

Wykonawcą projektu skanalizowania Warszawy został William Lindley. Projekt został przygotowany w 1878 roku (Rabczewski, 1937). W warszawskiej Stacji Filtrów znaleźć można dwie marmurowe tablice z wykutymi w języku polskim i rosyjskim informacjami: *Na pamiątkę rozpoczęcia budowy kanalizacji miasta Warszawy w dniu 8/20 sierpnia 1883 roku według projektu i pod kierunkiem inżyniera W. Lindleya i jego synów położony został ten kamień przez pełniącego obowiązki prezydenta miasta generała lejtnanta Starynkiewicza* (Gajewski, 1979).

Lindleyowie zaprojektowali system kanalizacji ogólnospławnej dzieląc Warszawę na 3 obszary. Dwa z nich znajdowały się na lewym brzegu Wisły – teren na wiślanej skarpie 25-38m nad poziomem rzeki oraz pod skarpą, gdzie wysokość ta wynosiła 5-8m. Trzeci obszar obejmował prawy brzeg Wisły (Praga). Budowa systemu kanalizacyjnego na Pradze rozpoczęła się prawie 25 lat później, bo w 1906 roku (Urzykowski, 2018).

Mimo istniejącej kanalizacji Prezydent Warszawy dalej toczył spór z właścicielami kamienic w sprawie przyłączenia się do systemu. Mieszkańcy uparcie uważali, że kanalizacja jest droga, niepotrzebna i niezdrowa (Urzykowski, 2018). Obawiano się również wylewania się ścieków spod ziemi. W roku 1900 powstała broszura, która nosiła tytuł: *Kanalizacya miasta Warszawy jako narzędzie judaizmu i szarlataneryi w celu zniszczenia rolnictwa polskiego oraz wytępienia ludności słowiańskiej nad Wisłą*. Zdaniem autora: *O zupełnej nieszkodliwości dla ludzi, nieczystości kloacnych, świadczy zdrowie kwitnące robotników, zajmujących się specjalnie oczyszczaniem ustępów i rolników podmiejskich, używających przeważnie nawozów ludzkich, nawet w czasie grasowania chorób epidemicznych. I gdzież tu przypuszczać istnienie mikrobów chorobotwórczych — chyba wymarzonych w pustych głowach pismaków brukowych lub przewrotnych mózgach ludzi złej woli*. (Nadwiślański, 1900). Według broszury, systemy kanalizacyjne stanowiły zagrożenie dla polskiej kultury rolniczej i ekonomii: *Tak, że dowodzić szkodliwości nawozów organicznych dla zdrowia ludzkiego lub nieekonomiczności dla kraju strzech słomiastych, prowokować zniszczenie odpadków miejskich zapomocą kanalizacyi, lub zamianę chat i wsi na pałace i miasta, znaczyłoby sprzeciwiać się odwiecznym prawom natury i zdobyczom nauki — ignorować najelementarniejsze zasady procesu fizyologicznego — pokuszać się na obalenie kultury rolniczej i postępu ludzkości*. (Nadwiślański, 1900). Cytaty te w jasny sposób pokazują, że prezydent Starynkiewicz nie miał łatwego zadania, mimo tego osiągnął sukces w swych staraniach i już po paru latach obserwować można było wyraźny spadek śmiertelności wśród warszawiaków (Urzykowski, 2018).

Do wybuchu I wojny światowej sieć kanalizacyjna miała długość ok. 182 km. W 1916 roku do miasta przyłączono przedmieścia powiększając tym samym jej długość blisko trzykrotnie. W związku z tym konieczne było stworzenie nowego projektu rozbudowy systemu. W 1918r. stołeczny magistrat zlecił opracowanie projektu skanalizowania Wielkiej Warszawy profesorowi Karolowi Pomianowskiemu. Wraz z Profesorem pracowali inżynierowie Gustaw Foltąński, Jan Przychodzki i Aleksander Chrzanowski. Projekt powstał w 1926 roku zyskując aprobatę rzeczoznawców z Polski, Niemiec i Belgii. Władze Warszawy zatwierdziły go do realizacji. W dwudziestoleciu międzywojennym długość sieci kanalizacyjnej wzrosła z 205 km w 1918 roku do 351 km w roku 1939 (Urzykowski, 2018).

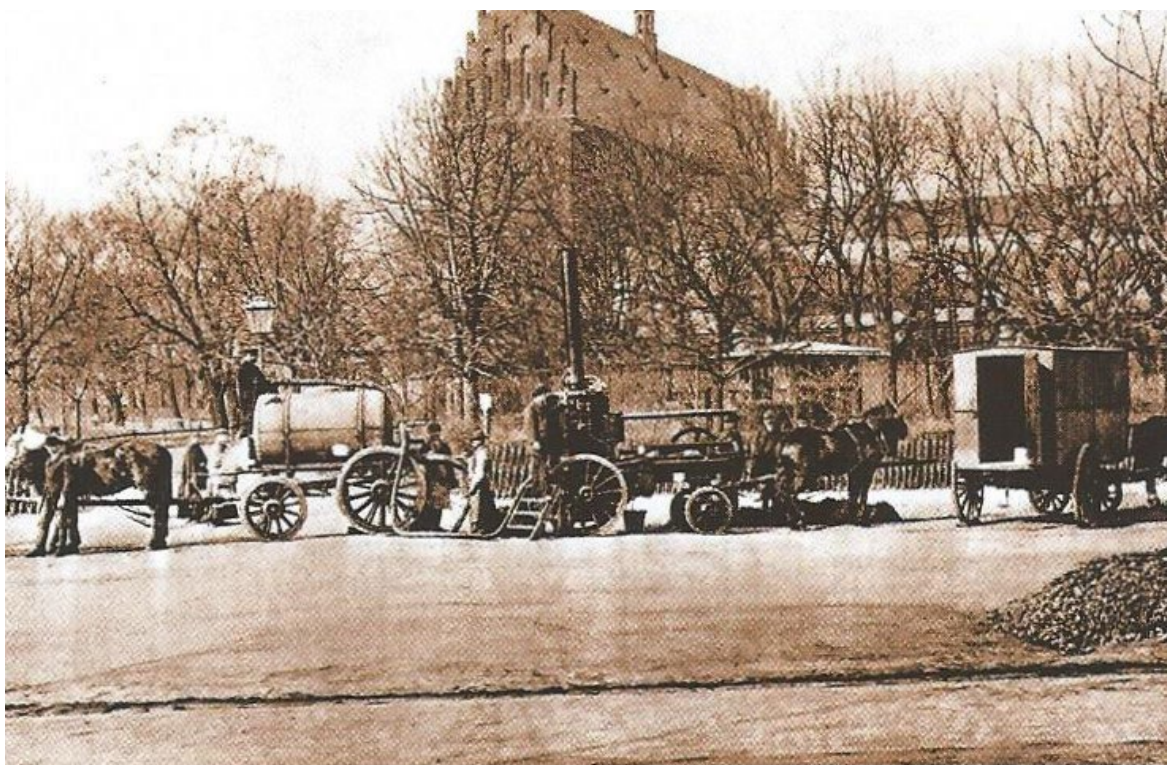
W trakcie II wojny światowej kanały, poza swoim podstawowym zadaniem, pełniły funkcję podziemnych tras dla ruchów oporu ukrywających się przed Niemcami (Rys. 2.3). Po wojnie, mimo znaczących uszkodzeń sieć kanalizacyjna zaczęła się szybko rozrastać osiągając 401 km w 1950 roku, 602 km w 1960 roku, 882 km w roku 1970 i ponad 1028 km w 1975 roku (Urzykowski, 2018). Aktualnie Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w m.st. Warszawie eksploatuje ponad 4300 km sieci kanalizacyjnej (MPWiK, 2024).



Rys. 2.3 Powstaniec wychodzący z kanału (źródło: <https://warszawa.wyborcza.pl/warszawa/7,54420,27405165,na-kolanach-w-sciekach-w-ciemnosci-z-majtkami-na-glowie.html?disableRedirects=true>)

KRAKÓW

W Krakowie w XIX wieku średnia długość życia wynosiła ok. 30 lat. Najprawdopodobniej powodem było pobieranie wody z zanieczyszczonych studni i wylwanie ścieków na ulice. Dla kanalizacji krakowskiej przełomowy był rok 1906. W tym roku rząd austriacki przystąpił do realizacji budowy ochronnych na Wiśle dla zabezpieczenia miasta przed powodzią, tym samym zamykając wolny odpływ ze zlewni. Sprawilo to, że koniecznym stało się rozwiązanie problemu kanalizacyjnego miasta. Pierwszy projekt został opracowany w C.K. Dyrekcji Budowy Dróg Wodnych w 1906 roku. Zatwierdzono go w 1907 roku we Wiedniu, po czym przystąpiono do prac. W ciągu 2 lat długość systemu kanalizacyjnego wzrosła o około 40km, osiągając w 1909 roku długość 87 527 metrów (Dohnalik, 1986). Utrzymaniem sieci zajmował się, powstały w 1906 roku, Zakład Oczyszczania Miasta, dysponujący licznym taborem konnym oraz specjalistycznym sprzętem, w tym również pompą napędzaną za pomocą lokomobili (Rys. 2.4) (Wierzbicki, 2001).



Rys. 2.4 Tabor krakowskich miejskich służb czyszczenia kanałów oraz lokomobila napędzająca pompę, około 1885 roku (źródło: (Wierzbicki, 2001))

Wybuch wojny w 1914 roku przerwał prace, lecz do tego czasu zdołano wybudować większość planowanych kanałów. W latach 1920-1935 można było obserwować sukcesywny rozwój sieci kanalizacyjnej (Wierzbicki, 2001). W 1935 roku Oddział Kanalizacji, podlegający dotąd Wydziałowi Budowlanemu Zarządu Miasta został połączony z Wodociągiem Miejskim, tworząc wspólnie przedsiębiorstwo Miejskie Wodociągi i Kanalizacja. Przygotowano program inwestycyjny na lata 1937-1944. Przed wybuchem II wojny światowej udało się zrealizować część programu osiągając długość sieci kanalizacyjnej na poziomie 184km (Dohnalik, 1986).

W 1942r., w okresie okupacji, kanalizacja została wydzielona z przedsiębiorstwa i „wróciła” do wydziału budownictwa (Tiefbauamt – Abteilung Stadtentwässerung) Zarządu Miasta. W trakcie okupacji zlecono opracowanie projektu kanalizacji berlińskiej firmie Krämer – Klärgesellschaft. W projekcie główną wagę położono na oczyszczalnię biologiczną, nie biorąc specjalnie pod uwagę rozbudowy systemu kanalizacyjnego. Projekt nie doczekał się oczywiście realizacji. Długość sieci kanalizacyjnej Krakowa w 1944 roku wynosiła 201 km (Dohnalik, 1986).

Na mocy uchwały Prezydium Rady Miasta w 1949 roku powołane zostało samodzielne przedsiębiorstwo pod nazwą Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji. Nowe przedsiębiorstwo wodociągowe rozpoczynało działalność dysponując siecią kanalizacyjną o łącznej długości nieco ponad 240km, głównym i bezpośrednim odbiornikiem ścieków była Wisła (Wierzbicki, 2001).

Lata sześćdziesiąte przyniosły dla krakowskiego przedsiębiorstwa znaczne postępy w kwestii bieżącej eksploatacji systemu kanalizacyjnego oraz nowych technologii konserwacji i renowacji. Do tej pory większość prac wykonywano w sposób ręczny, a brygady kanałowe rozwożone były na roboty wozami konnymi jak przedstawiono na Rys. 2.5 i Rys. 2.6 (Wierzbicki, 2001).

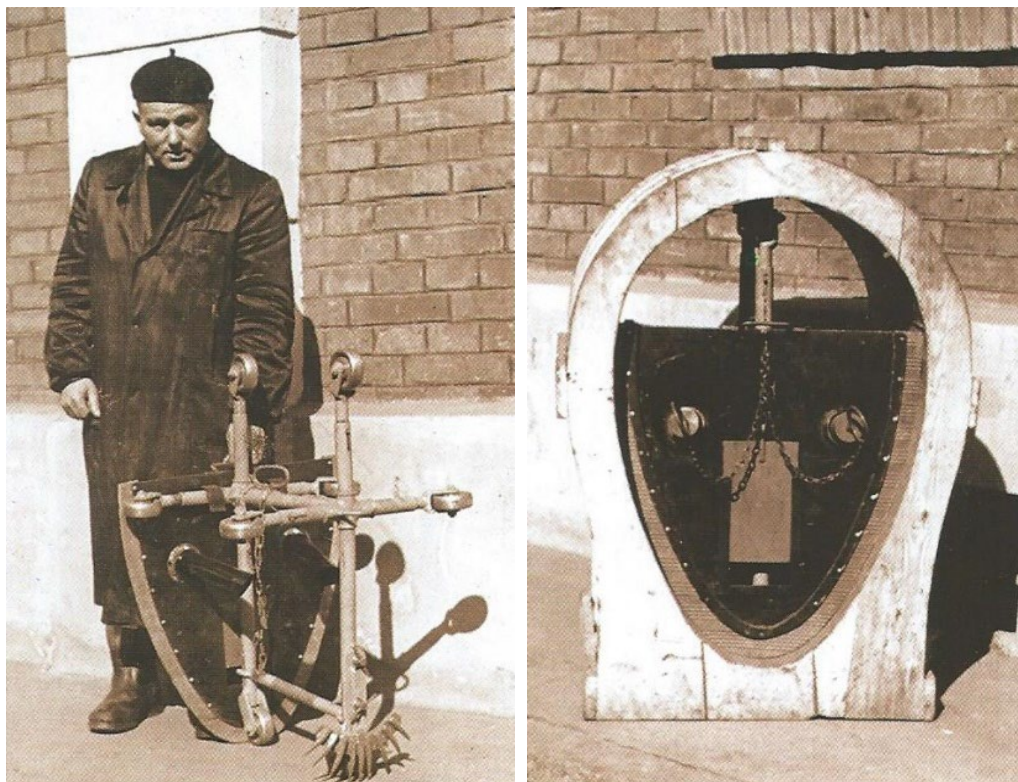


Rys. 2.5 Krakowska brygada kanałowa Fiemy (źródło: (Wierzbicki, 2001))



Rys. 2.6 Krakowska brygada kanałowa Imiołka (źródło: (Wierzbicki, 2001))

W tym okresie opracowano i wykonano wiele urządzeń do czyszczenia kanałów, w tym samobieżnych czyszczaków (Rys. 2.7) (Wierzbicki, 2001).



Rys. 2.7 Czyszczak wykonany w Krakowie, lata 60-te (źródło: (Wierzbicki, 2001))

W celu przyspieszenia i ułatwienia prac konserwacyjnych zakupiono trzy samochody typu SW-21 „WUKO” (Rys. 2.8) (Dohnalik, 1986). Z uwagi na sytuację gospodarczą w Polsce nie było możliwości zakupu sprzętu nieprodukowanego w kraju, co stanowiło znaczne ograniczenie dla unowocześnienia stosowanych rozwiązań technologicznych (Wierzbicki, 2001).



Rys. 2.8 Krakowskie samochody do czyszczenia kanalizacji, lata 60-te (źródło: (Wierzbicki, 2001))

W 1962 roku rozpoczęto obrady nad projektem wstępnym pierwszej oczyszczalni ścieków w Płaszowie (Dohnalik, 1986). W 1969 roku wykonano pierwszą przepompownię ścieków zlokalizowaną przy ul. Sołtysowskiej (Wierzbicki, 2001).

ŁÓDŹ

Na początku XX wieku uciążliwości zapachowe pochodzące z otwartych rynsztoków odprowadzających ścieki stały się dużym problemem dla miasta. Problem nie ograniczał się jednak do odorów. W Łodzi wielokrotnie wybuchały epidemie cholery, czerwonki, duru brzuszego, szkarlatyny, błonicy, odry i krztuśca. Budowa nowoczesnych systemów wodociągowych i kanalizacyjnych stała się koniecznością, lecz przeszkodę stanowiły względy finansowe. Przygotowanie projektu zlecono angielskiemu inżynierowi Williamowi Heerlerinowi Lindleyowi. Projekt został opracowany w 1911 roku, jednak ówczesny prezydent miasta nie zdecydował się na jego realizację, stwierdzając że miasta nie stać na tak ogromną inwestycję (Gronczewska, 2014).

Sprawa budowy sieci wodociągowej i kanalizacyjnej została odłożona na kolejne lata, w 1919 roku podjęto decyzję o realizacji projektu, jednak ostateczna uchwała Rady Miasta o rozpoczęciu budowy została podjęta dopiero w 1924 roku. Mimo pogarszającej się sytuacji sanitarnej w Łodzi po ogłoszeniu decyzji pojawiły się głosy sprzeciwu, oto cytat z *Ekspresu Wieczornego*:

Przecież tyle pokoleń żyło bez kanalizacji i wodociągów! Przecież ojcowie i dziadowie obywali się cudownie bez kanalizacji, jedli, pili, bawili się. Jednym słowem wszystko robili bez kanalizacji. A że ich tam trochę tyfusik przetrzebił, że trochę powietrze zatrute było to co - człowiek wiecznie żyć nie może. A gdyby powietrze było w Łodzi dobre to by ludzie nie mieli powodów wyjeżdżać na wieś. (...) Może w ciągu 30 lat pokolenie zerwie z tą tradycją, wówczas będzie można zrealizować budowę kanalizacji, lecz dziś byłoby to zbrodnią! (Gronczewska, 2014)

Mimo wszystko doszło do realizacji inwestycji, a budowę zajął się inżynier Stefan Skrzywan. Przekonał on władze miasta, że mimo braku środków finansowych należy rozpocząć inwestycję i w pierwszej kolejności zająć się budową kanalizacji. Budowę rozpoczęto w 1925 roku, a inżynier Skrzywan został mianowany naczelnym inżynierem Wydziału Kanalizacji i Wodociągów miasta Łodzi (Gronczewska, 2014).

Pierwszy miejski budynek podłączono do 25-kilometrowej wtedy kanalizacji w 1927 roku. Do wybuchu II wojny światowej wybudowano ponad 100 km kanałów. Na zdjęciu (Rys. 2.9) widać robotników i inżynierów budujących łódzką sieć kanalizacyjną (Gronczewska, 2014).



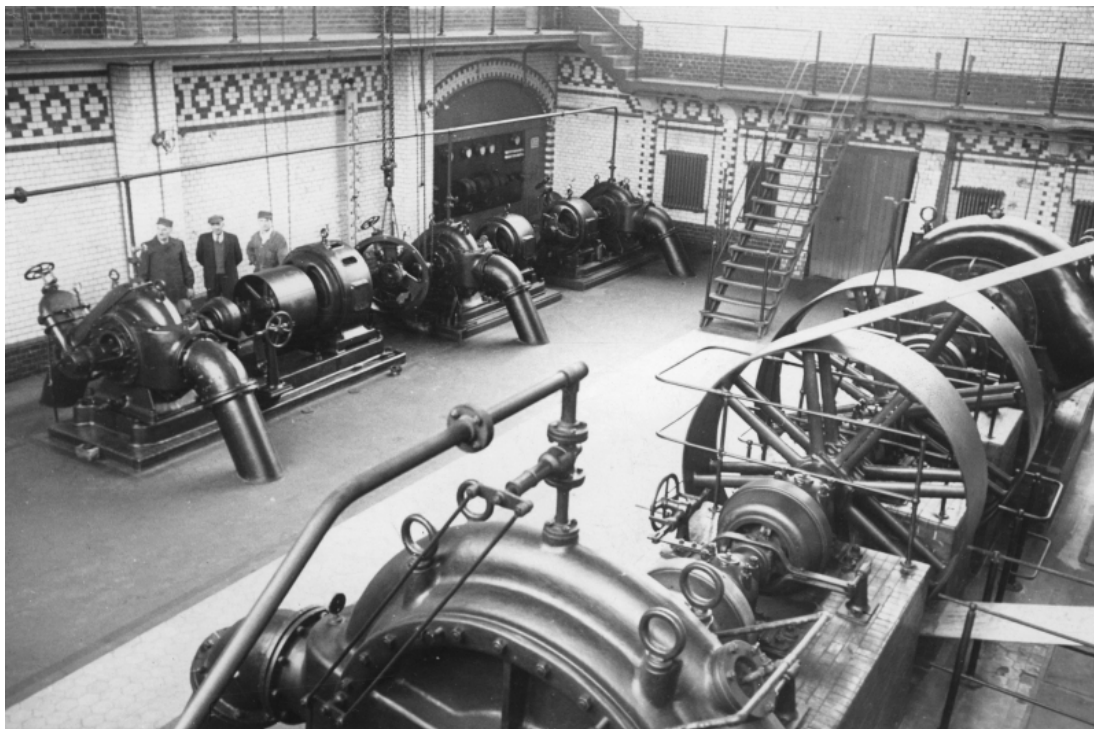
Rys. 2.9 Zdjęcie robotników i inżynierów budujących kanalizację w Łodzi (źródło: <https://dzienniklodzki.pl/historia-lodzi-nowoczesna-kanalizacja-zastapila-lodzkie-rynsztoki-zdjecia/ar/3596043>)

POZNAN

W roku 1866 uruchomiono w Poznaniu nowoczesny wodociąg, co spotęgowało problem związany z odprowadzeniem ścieków. Niejednokrotnie ścieki trafiały do Warty tuż powyżej ujęcia wody. Powtarzające się epidemie tyfusu i malarii doprowadziły Radę Miejską miasta Poznania i komitet mieszczański do przedłożenia w 1870 roku wniosku do magistratu, domagając się budowy kanalizacji miejskiej. Powołana w tej sprawie komisja zleciła wykonanie projektu skanalizowania miasta radcy budowlanemu Hobrechtowi z Berlina. Projekt został opracowany w 1874 roku i zakładał budowę kanalizacji ogólnospławnej, odprowadzenie wszystkich ścieków i wód opadowych z terenu miasta o powierzchni 250 ha oraz przygotowanie pól irygacyjnych poza miastem, w Szelażu (obecnie ul. Serbska w Poznaniu). Projekt okazał się jednak zbyt kosztowy, w celu obniżenia kosztów zlecono w 1876 roku przeprojektowanie pracy Hobrechta firmie Aird z Berlina. Nowy projekt był znacznie tańszy nie obejmował jednak prawobrzeżnej części miasta oraz przewidywał odprowadzenie ścieków do Warty, czemu sprzeciwił się ówczesny rząd pruski. W związku z powyższymi projekt nie został zrealizowany, a prace nad budową systemu kanalizacyjnego zostały wstrzymane na kolejne 12 lat (Karnowski, 1964).

Budowę podziemnej sieci kanalizacyjnej rozpoczęto w 1888 roku, zaczynając od północnej części miasta, dopiero w roku 1893 podjęto decyzję o rozbudowie systemu. Do roku 1896 wybudowano ponad 22 km sieci. Kiedy rozwiązano problem braku podziemnej kanalizacji w lewobrzeżnej części miasta rozpoczęto prace nad skanalizowaniem części prawobrzeżnej. W tym celu w 1902 roku oddano do użytku kanały wraz z syfonem pod rzeką Wartą, które transportowały ścieki z prawego na lewy brzeg rzeki (Karnowski, 1964).

W 1909 roku odbył się rozruch pierwszej poznańskiej oczyszczalni – Lewobrzeżnej Oczyszczalni Ścieków w Szelażu (obecnie ul. Serbska w Poznaniu) oraz przepompowni ścieków przy ul. Garbary (Rys. 2.10) (Karnowski, 1964). Przepompownia została wyposażona w pompy tłoczące ścieki rurociągiem stalowym o średnicy 800mm do Lewobrzeżnej Oczyszczalni Ścieków oraz w pompy „powodziowe”. Ówczesna Lewobrzeżna Oczyszczalnia Ścieków składała się natomiast z ośmiu osadników o przepływie pionowym, z których ścieki oczyszczone odprowadzane były do Warty, a osad przetłaczano na pobliskie pola (ok. 16ha) (Ćwiertnia, 2022). Oba obiekty, oczywiście w unowocześnionej formie, funkcjonują do dziś.



Rys. 2.10 Wnętrze przepompowni ścieków przy ul. Garbary w Poznaniu, początek XX wieku (źródło: <https://www.kierunekwodkan.pl/arttykul,35642,a-woda-byla-z-warty-historia-wodociagow-poznania.html>)

W 1909 roku długość sieci kanalizacyjnej w Poznaniu wynosiła 104 km, dalszą intensywną rozbudowę przerwała I wojna światowa (Aquanet SA, 2015). W 1918 roku, pod koniec rządów pruskich, długość sieci kanalizacyjnej w Poznaniu wynosiła ok. 130 km. Ze względów ekonomicznych dalsza budowa sieci ogólnospławnej była niemożliwa. Zdecydowano, że w dzielnicach otaczających centrum miasta wybudowana zostanie kanalizacja rozdzielcza, jednak sieć sanitarna zostanie włączona do istniejącej kanalizacji ogólnospławnej. Odbiornikiem kanalizacji deszczowej zostały natomiast Bogdanka i Górczynka, których wody trafiają do Warty. Rozbudowa ta realizowana była aż do 1939 roku, kiedy to całkowita długość sieci kanalizacyjnej wynosiła ok. 294 km (Karnowski, 1964).

W czasie okupacji (1940-1944) nie wykonano znacznych postępów w zakresie rozbudowy systemu kanalizacyjnego. Pierwsze lata Polski Ludowej nie były czasem rozbudowy systemu kanalizacyjnego m.in. z uwagi na znaczne zniszczenia wojenne i skoncentrowanie życia miasta w centrum, które było wyposażone w kanalizację. Dopiero po 1950 roku, po wyczerpaniu terenów uzbrojonych, podjęto dalsze działania w zakresie rozbudowy systemu. W związku z tym przyrost sieci kanalizacyjnej między rokiem 1950 a 1963 wyniósł 65 km, wzrastając z ok. 347 do 412 km (Karnowski, 1964).

Po II wojnie światowej nastąpił rozwój miasta, a tym samym systemu kanalizacyjnego. Długość ogólna sieci wynosiła ok. 506 km w roku 1970, ok. 699 km w roku 1980, ok. 913 km w 1989 i ok. 954 km w końcu roku 1993 (Karnowski, 1995). W 2015 roku Poznański Aquanet eksploatował ponad 1740 km sieci kanalizacyjnej miasta Poznania i gmin ościennych (Aquanet SA, 2015).

GDAŃSK

Motywacją dla władz miasta Gdańska do budowy systemu wodno-kanalizacyjnego była epidemia cholery, która wybuchła w 1831 roku i pochłonęła życie ponad tysiąca mieszkańców miasta (Szreter, 2018). Projekt systemu kanalizacyjnego został opublikowany już w 1865 roku, a jego autorem był Eduard Friedrich Wiebe. Kanalizację oddano do użytku 16 grudnia 1871 roku. Zbudowano również przepompownię ścieków Ołowianka (Madej, 2019). Przez wiele lat pozostawała ona kluczowym elementem systemu kanalizacyjnego miasta, a w latach 1905 - 1939 rozbudowano system o lokalne pompownie ścieków (Gdańskie Wodociągi, 2023). Również według projektu Wiebego w latach 1869-1871 zbudowano oczyszczalnię ścieków Sączki w postaci poletek irygacyjnych (GIWK, 2024).

W 1873 roku do nowo wybudowanej sieci kanalizacyjnej przyłączono około 3200 budynków mieszkalnych. Władze miejskie aktywnie egzekwowały obowiązek podłączenia się do systemu, co wiązało się m.in. z koniecznością demontażu części przedproży przy ulicy Długiej, które kolidowały z pracami infrastrukturalnymi. W 1876 roku gdański system wodno-kanalizacyjny został wyróżniony złotym medalem na Wystawie Światowej w Brukseli, co stanowiło uznanie dla jego nowoczesności i wysokiego poziomu technicznego (Szreter, 2018).

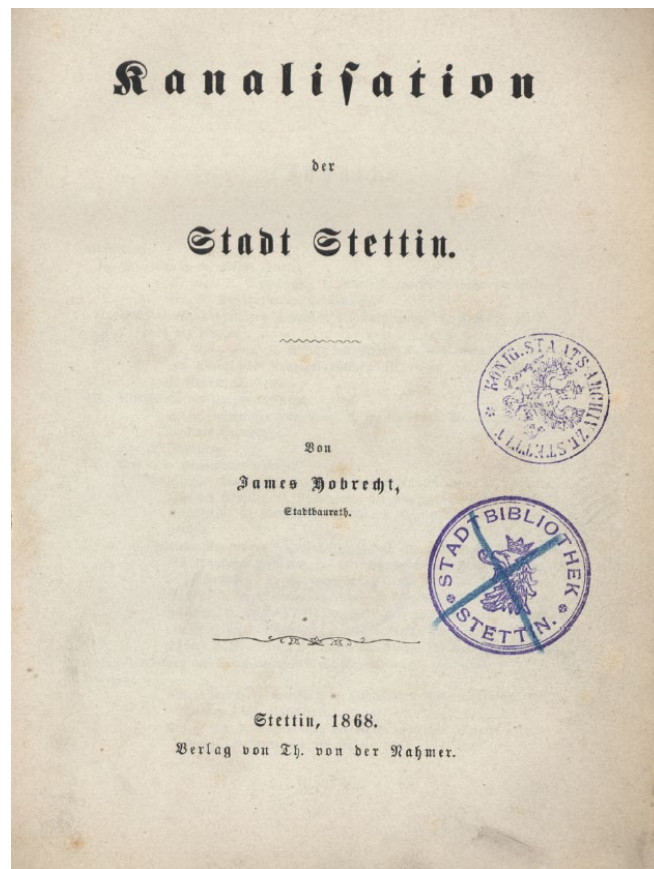
Początkowo system miał charakter ogólnospławny – ścieki bytowe i wody opadowe odprowadzano wspólnym kolektorem. System ten wyposażono w awaryjne wyloty do Motławy, zabezpieczone klapami zwrotnymi. W związku z intensywnym rozwojem urbanistycznym i wzrostem liczby mieszkańców, od około 1903 roku wprowadzano system rozdzielczy, w którym wody opadowe odprowadzane były bezpośrednio do odbiorników powierzchniowych za pomocą kanalizacji deszczowej, natomiast ścieki bytowe kierowano do sieci sanitarnej prowadzącej do oczyszczalni (GIWK, 2023).

W latach 30. XX wieku uruchomiono drugą zlewnię ścieków, której podstawę stanowiła biologiczna oczyszczalnia ścieków zlokalizowana na Zaspie. Był to, jak na ówczesne standardy, jeden z najnowocześniejszych tego typu obiektów w kraju, stanowiący istotny krok w kierunku rozwoju miejskiej gospodarki ściekowej. Po gruntownej modernizacji przeprowadzonej w latach 60., oczyszczalnia na Zaspie funkcjonowała do końca 2008 roku. Jej funkcje przejęła Oczyszczalnia „Wschód”, uruchomiona w 1976 roku, która obecnie – po znacznej rozbudowie i modernizacji – stanowi kluczowy element systemu oczyszczania ścieków w Gdańsku (Gdańskie Wodociągi, 2023).

SZCZECIN

W 1868 James Hobrecht przygotował projekt według którego system kanalizacji burzowej i sanitarnej miał składać się z systemu połączonych rur zbierających wody opadowe z ulic oraz odbierających ścieki z nieruchomości (Rys. 2.11). System ten miał być podłączony odpowiednio do dwóch głównych kolektorów (po jednym dla części miasta z prawej i lewej strony Odry). Zgodnie z projektem, każdy kolektor miał posiadać własną przepompownię ścieków podłączoną do wspólnego kolektora, odprowadzającego ścieki poza miasto, na pola irygacyjne. Budowę systemu kanalizacyjnego miasta rozpoczęto w 1870, a pierwsze kanały powstały w 1872. W 1880 roku długość rurociągów kanalizacyjnych w mieście wynosiła 30,4

km, w 1882 roku 37 km, a w roku 1892 już 60 km. W tym czasie ścieki z sieci kanalizacyjnej trafiały prosto do Odry, w 1890 roku zdecydowano się opracować projekt rozwoju kanalizacji wraz z budową oczyszczalni ścieków (Gut, 2015).



Rys. 2.11 Strona tytułowa opracowania o potrzebie budowy kanalizacji w Szczecinie autorstwa Jamesa Hobrechta *Kanalisation der Stadt Stettin*, opublikowana w 1868 r. (źródło: (Gut, 2015))

Wielka przebudowa i rozbudowa systemu kanalizacji trwała do czasów I wojny światowej. Tuż przed jej wybuchem, 1 kwietnia 1914 roku, otwarto oczyszczalnię mechaniczną i przepompownię na Dolnym Wiku (Kläranlage Unterwiek) zwanej Dolny Brzeg (ul. Jana z Kolna). Do 1914 długość szczecińskiej kanalizacji wynosiła ok. 139 km. Długość sieci kanalizacyjnej w okresie dwudziestolecia międzywojennego (1919-1939) wzrosła z 141 km do 295 km. (Gut, 2015).

Sieć kanalizacyjna w 1945 roku była w wielu punktach uszkodzona mechanicznie. Poważnym problemem było samoczynne zatopienie się kanałów w wyniku działań wojennych, po wyłączeniu się stacji pomp i zasypaniu części kolektorów i rurociągów, w trakcie nalotów w latach 1943–1944. W latach 1945–1955 odbudowano 140 km sieci kanalizacyjnych. Według danych z 1946 roku kanalizacja szczecińska w zasadniczej części była ogólnospławna, z wyjątkiem południowo-zachodniej części miasta (Gumieńce), obejmowała 38 km kolektorów ulicznych i 172 km kanałów ulicznych. W 1949 roku długość kanalizacji osiągnęła 397 km (Gut, 2015).

W kolejnych latach, w związku z rozbudową miasta rozbudowywano także sieć kanalizacyjną. Dla dzielnic nieposiadających w latach 60-tych XX wieku kanalizacji

proponowano budowę kanalizacji rozdzielczej, z której ścieki sanitarne mogłyby trafiać do istniejącej kanalizacji ogólnospławnej. W latach 70-tych długość sieci kanalizacyjnej wynosiła 471 km, a w 1975r. – 497 km. Zgodnie ze sprawozdaniami z 1993 roku długość sieci kanalizacyjnej wzrosła do 723 km (Gut, 2015).

BYDGOSZCZ

Pierwsze koncepcje skanalizowania Bydgoszczy szacuje się na rok 1882. Ważną postacią dla nowoczesnej bydgoskiej kanalizacji był inżynier Heinrich Metzger. Podczas projektowania rozwiązań kanalizacyjnych dla Bydgoszczy zastosował jako pierwszy w Polsce prefabrykaty. Jego projekt większego kolistego kanału nad mniejszym owalnym utworzył układ kanałów piętrowych systemu rozdzielczego pozwalający na poprowadzenia oddzielnymi kanałami wody opadowej i ścieków. Oczywiście specyfika takiej sieci kanalizacyjnej wymagała opracowania specjalnej konstrukcji studzienek. W ten sposób ukształtowano znaczną część bydgoskiej sieci kanalizacyjnej (Derkowska-Kostkowska i inni, 2011).

Wstępny projekt z 1902 roku zakładał budowę przepompowni ścieków (przy ul. Jagiellońskiej 42), na terenie której odbywać miało się mechaniczne oczyszczania ścieków poprzez sita i osadniki oraz przesyłanie ich bezpośrednio przewodem do Wisły. Pomysł ten budził jednak opór władz wodnych Wisły. Dlatego też zdecydowano o przepompowywaniu oczyszczonych mechanicznie ścieków na wydrenowane pola irygacyjne (Derkowska-Kostkowska i inni, 2011).

Pola irygacyjne funkcjonowały jako jedyna oczyszczalnia od 1909 roku do roku 1976. W tym czasie wybudowano jedynie osadniki Imhoffa na sieci kanalizacyjnej, które podczyszczwały ścieki (Derkowska-Kostkowska i inni, 2011).

W 1937 roku rozpoczęto przebudowę budynku starej przepompowni ścieków. Do 1937 roku wybudowano 90km sieci kanalizacyjnej, która ówczesnie zaspokajała potrzeby całego miasta. Sytuacja zmieniła się diametralnie po wojnie z uwagi na przemysłowy rozwój miasta. Istniejące urządzenia kanalizacyjne nie były w stanie oczyścić wzrastającej ilości ścieków, w związku z tym część z nich przelewała się do Brdy (Derkowska-Kostkowska i inni, 2011).

Z uwagi na rozwój miasta konieczne było również inwestowanie w rozbudowę systemu kanalizacyjnego i tak też w 1945 roku długość kanalizacji wynosiła 104km, w 1960 roku ok. 170km, a w 1965 roku ok. 300km (Derkowska-Kostkowska i inni, 2012).

BIAŁYSTOK

Do roku 1913 jedynym oficjalnym kanałem ściekowym w Białymstoku był kanał biegnący przez park przy Instytucie Panien Szlacheckich i wpadający do rzeki Białej. Powodem jego powstania były liczne skargi związane z uciążliwościami zapachowymi i nieczystościami płynącymi kanałem otwartym przez park. W 1885 roku komisja sanitarna zasugerowała zakrycie kanału na odcinku biegnącym wzdłuż granicy parku i utworzenie na nim nowej ulicy. Podjęto decyzję o wykonaniu inwestycji, w związku z tym kanał zamknięto i uregulowano obudowując go murowanymi ścianami (Wróbel, 2015).

Część białostockich kanałów budowana była na potrzeby różnych instytucji miejskich, wymagających stałego odprowadzania nieczystości np. szpitali. W 1911 roku Rada Miejska podjęła decyzję o powierzeniu firmie Windschild & Langelott pracy nad projektem skanalizowania Białegostoku. Istniejące do tej pory kanały miejskie często zapadały się i wymagały nieustannej napraw. Projekt systemu kanalizacji autorstwa inż. A. Freudigmana był gotowy 15 lutego 1913 roku i został przedstawiony Radzie Miejskiej. Projekt kanalizacji nie doczekał się jednak nigdy realizacji. Z pewnością był to efekt braku odpowiednich funduszy (Wróbel, 2015).

W ten oto sposób Białystok przeżył okres niemieckiej okupacji w latach 1915-1919 bez systemu odbioru ścieków. W pierwszym roku niepodległości pojawiła się sposobność zmiany sytuacji – Białystok otrzymał od rządu fundusz na roboty publiczne i walkę z bezrobociem. Środki zostały spożytkowane między innymi na budowę pierwszych odcinków jednolitej kanalizacji miasta. Przez kolejne lata Magistrat starał się wykonywać kolejne odcinki kanalizacji, jednak wciąż problemem były kwestie finansowe. Z uwagi na powolne działania miasta, właściciele kamienic byli zmuszeni do budowy kolejnego etapu kanalizacji na własny koszt. Konstruowano również odcinki kanalizacji przy większych budynkach miejskich i państwowych. Wszystkie te przypadki były w zasadzie odcinkowo ułożonymi rurami zbiorczymi, odprowadzającymi ścieki prosto do rzeki Białej lub do odkrytych rowów. Może dawać to wrażenie przypadkowości działań, jednak kiedy w 1934 roku rozpoczęto budowę sieci kanalizacyjnej wg projektu Polskiego Instytut Wodociągowo-Kanalizacyjnego, Białystok posiadał 19 km sieci. Cały istniejący „stary” system był w złym stanie technicznym, jednak odprowadzał ścieki z ok. 800 nieruchomości aż do 1938. Po czterech latach inwestycji, w 1938 roku Białystok posiadał ponad 27 km kanalizacji. Lata wojny nie przyniosły miastu poprawy warunków sanitarnych poprzez znaczącą rozbudowę systemu kanalizacyjnego (Wróbel, 2015).

W 1950 roku przystąpiono do opracowania projektu rozbudowy kanalizacji miejskiej, zgodnie z rosnącymi potrzebami. Niezależnie od trwających prac projektowych od początku lat 50-tych przystąpiono do pewnych inwestycji miejscowych. Wciąż jednak brakowało kompleksowych rozwiązań dla miasta. W 1957 roku całkowita długość sieci kanalizacyjnej wynosiła 40,9 km. Cały czas problem stanowiły koszty budowy infrastruktury kanalizacyjnej. Część środków na budowę sieci kanalizacyjnej pokrywały zakłady przemysłowe, które w przyszłości miały korzystać z danego kolektora ściekowego (Wróbel, 2015).

W latach 60-tych ponownie nastąpiła potrzeba weryfikacji projektu kanalizacji sanitarnej, miał on uwzględniać istniejące kanały ściekowe, wcześniejsze projekty oraz nowy plan zagospodarowania miasta. Projekt został zatwierdzony w 1966 roku. W 1967 roku całkowita długość kanałów ściekowych wynosiła 85,5 km (Wróbel, 2015).

Z uwagi na zmianę lokalizacji planowanej oczyszczalni ścieków w latach 1972-1973 przygotowano trzecią koncepcję budowy kanalizacji sanitarnej Białegostoku. Koncepcja została przyjęta i była realizowana przez kilkanaście kolejnych lat. W 1979 roku długość sieci kanalizacyjnej wynosiła 162,8 km. W latach 80-tych prace dalej trwały, a ich efektem było zakończenie prac nad stworzeniem całościowego systemu kanalizacyjnego. W 1984 roku przygotowano kolejną koncepcję kanalizacyjnej rozbudowy miasta. W roku 2015 program

kanalizacji całego miasta nie został jeszcze zamknięty, a pewne jego elementy dalej były realizowane (Wróbel, 2015).

KATOWICE

Nieznana jest data powstania pierwszego kanału kanalizacyjnego w Katowicach, wiadomo natomiast, że w 1890 roku w mieście istniało już pięć kanałów głównych. Do 1895 roku centrum miasta zostało całkowicie skanalizowane, a przedmieścia południowe częściowo. Szacuje się, że cała powstała wtedy sieć kanalizacyjna liczyła 8-10 km długości (Psiuk, 2010).

W latach 1903-1906 zbudowano kompleksowy system kanalizacji miejskiej, który obejmował całe śródmieście. Kanalizacja miała charakter ogólnospławny, a jej długość wynosiła ok. 45 km. Już w 1906 roku wybudowano w Katowicach prowizoryczną oczyszczalnię ścieków. Obiekt działał do 1908 roku czyli do czasu budowy stałej oczyszczalni (Grzegorek i inni, 2016).

W Bogucicach, Załężu i Brynowie, jeszcze przed ich wcieleniem do Katowic, istniały systemy kanalizacyjne. Gmina Bogucice w 1902 roku skanalizowała biegnący przez wieś rów (obecnie ul. Markiefki). W Bogucicach powstała kanalizacja ogólnospławna, a w Zawodziu rozdzielcza. W 1907 roku wybudowano sieć w Bogucicach, a w 1908 roku sieć w Zawodziu. Gmina Załęże wybudowała system kanalizacyjny w latach 1907-1908, nie obejmował on Załęskiej Hałdy. Zastosowano system rozdzielczy oraz wybudowano oczyszczalnię ścieków (Grzegorek i inni, 2016).

Najnowocześniejszy, do 1945 roku, system kanalizacji powstał w Katowickiej Hałodzie i obejmował część Brynowa. Sieć wybudowano w 1911 roku jako rozdzielczą. Przed I wojną światową wybudowano również system kanalizacyjny w powiecie katowickim w Nikiszowcu (Grzegorek i inni, 2016).

W Katowicach sprzed 1924 roku 95% posesji było skanalizowanych, ale statystyka ta pogorszyła się po przyłączeniu do Katowic sąsiednich gmin. Bogucice z Zawodziem miały skanalizowanych 80% domów, Załęże podobnie, Brynów z Ligotą 25%, a Dąb prawie wcale nie posiadał kanalizacji (Grzegorek i inni, 2016).

W 1937 roku długość kanalizacji w Wielkich Katowicach wynosiła 66km (wobec 45 km w 1926 roku), z czego większość znajdowała się w granicach miasta sprzed 1924 roku. Jej znaczącym fragmentem był, położone w centrum miasta, dwa kolektory – sanitarny oraz deszczowy. Z końcem 1937 roku ukończono budowę drugiego kolektora deszczowego, odprowadzającego wodę opadową z południowej części miasta, które wcześniej borykała się wielokrotnie z problemem zalań podczas deszczu (Grzegorek i inni, 2016).

Jeszcze przed II wojną światową wykonano prace nad systemem kanalizacyjnym we włączonej do Katowic gminie Dąbie oraz wykonano ponad 3km kolektora centralnego, który miał transportować ścieki wzdłuż koryta Rawy do nowej oczyszczalni ścieków (Grzegorek i inni, 2016).

Po wojnie skanalizowano między innymi południowe dzielnice miasta, budując wzdłuż Kłodnicy i Ślepiotki kolektory. Większy rozwój sieci kanalizacyjnej nastąpił po 1960 roku,

kiedy rozpoczęto budowę nowych kolektorów w centrum miasta wzdłuż rzeki Rawy. W tym czasie nowa kanalizacja była budowana jako rozdzielcza. Po 1960 roku nastąpił rozwój przemysłu i tym samym znaczący wzrost liczby mieszkańców. To wymuszało rozwój sieci kanalizacyjnej. Przez następne lata oddawano sukcesywnie do użytku kolejne inwestycje inżynierii sanitarnej (Grzegorek i inni, 2016).

W roku 1975 przyłączono do Katowic kolejne 65km², które stanowiły wtedy 40% ich dotychczasowej powierzchni. Zmusiło to miasto do dalszych intensywnych prac nad systemem kanalizacyjnym. Jednocześnie pojawiała się konieczność modernizacji istniejącej infrastruktury. W 2012 roku długość kanalizacji miasta wynosiła 485,8km (Grzegorek i inni, 2016).

TARNÓW

Do 1903 roku wybudowano w Tarnowie ok. 7,9km kanałów, z czego ok. 4,8km stanowiły nowe kanały betonowe. W 1905 roku magistrat miasta Tarnowa rozpiął publiczny przetarg pisemny na budowę betonowego kanału w ul. Chyszowskiej, jeszcze w tym samym roku wykonanie zlecono przedsiębiorcy M. Mikosiowi. Bezpośrednim odbiornikiem ścieków pozostawała w początku XX wieku Młynówka (Rzepecki, 2010).

W 1914 roku powstała projekt kanalizacji całego miasta Tarnowa autorstwa inżynierów Zygmunta Ursiniego i Mojżesz Leuchtera. Projekt został opracowany w dwóch wersjach – kanalizacji ogólnospławnej i rozdzielczej. Zdecydowano się na budowę kanalizacji ogólnospławnej, która funkcjonuje do dnia dzisiejszego (Rzepecki, 2010).

Niestety projekt ten przez wiele lat czekał na realizację z uwagi na wojnę, kryzys gospodarczo-finansowy i inne przeszkody nie sprzyjające realizacji inwestycji. Corocznie w okresie międzywojennym wykonywano mały odcinek kanalizacji. Intensyfikacja prac nastąpiła w latach 1935–1936, kiedy zrealizowano zasadniczą część przedsięwzięcia. Do wybuchu II wojny światowej wykonano cały główny szkielet kolektorów kanalizacyjnych Tarnowa, który pozostał kręgosłupem systemu kanalizacyjnego do dnia dzisiejszego (Rzepecki, 2010).

Po II wojnie światowej nadal eksploatowane były odcinki kanalizacji wybudowane w XIX wieku. Długość kanalizacji w 1960 roku oceniano na ok. 20km. Począwszy od 1988 roku nowo realizowane sieci kanalizacyjne budowane są w systemie rozdzielczym (Rzepecki, 2010).

W Polsce do połowy XX wieku ścieki gromadzone w miastach były zazwyczaj odprowadzane do środowiska w stanie surowym, bez oczyszczenia. Prowadziło to do występowania licznych problemów, takich jak zanieczyszczenia bakteryjne prowadzące do wybuchów epidemii, uciążliwe zapachy, brak tlenu rozpuszczonego w odbiorniku ścieków, a tym samym zabijanie fauny wodnej i eutrofizacja. Te zagrożenia stały się katalizatorem dla opracowania ogólnych programów oczyszczania ścieków i technologicznego rozwoju miast na całym świecie.

W Polsce okres międzywojenny charakteryzował się dużymi różnicami na linii miasto-wieś w kwestiach higienicznych. Dlatego też Minister Spraw Wewnętrznych Felicjan Sławoj-Składkowski rozpoczął w tym czasie walkę o upowszechnienie na wsi najprostszych toalet (Pessel, 2010). Na jego cześć nazwane zostały one sławojkami, były to proste drewniane budki z siedziskiem, pod którym znajdował się dół na ścieki. 100 lat temu nawet one były na polskiej wsi rzadkością, nie mówiąc o systemach kanalizacyjnych (Głowacki, 2019).

Okres od II wojny światowej był czasem ogromnego rozwoju cywilizacji. Przyczyn należy szukać zarówno w konieczności naprawy zniszczeń wojennych, jak i w olbrzymim postępie naukowo-technicznym. Nastąpiła rozbudowa miast i znaczny rozwój przemysłu. Wraz z rozwojem aglomeracji miejskich następowała konieczność rozbudowy istniejących systemów kanalizacyjnych, które zaczęły obejmować coraz szersze obszary. Pojawiała się również konieczność remontów istniejącej infrastruktury sanitarnej i poprawy jej funkcjonalności w miejscach, które budziły zastrzeżenia.

Przełom XX i XXI wieku to czas zmiany charakteru wzrostu gospodarczego również w zakresie systemów kanalizacyjnych (Dymaczewski, 2015). Zakończył się okres gwałtownej rozbudowy miast, a tym samym okres gwałtownej rozbudowy sieci kanalizacyjnych. Więcej uwagi natomiast zaczęto poświęcać odnowie eksploatowanych układów oraz działaniom utrzymaniowym. Jednocześnie ciągły rozwój technologiczno-naukowy pozwalał na poprawę funkcjonowania istniejących systemów (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

2.2. Stare i nowe wyzwania

W początkowym okresie powstawania nowoczesnej kanalizacji planowano kanalizowanie całych obszarów zurbanizowanych. Rozumiano przez to odbieranie ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych oraz opadowych. Dziś pomysł ten może wzbudzać liczne wątpliwości ekonomiczne, środowiskowe oraz techniczne. Należy mieć jednak na względzie, że w okresie początku XX wieku tereny zurbanizowane obejmowały znacznie mniejsze obszary w porównaniu z dzisiejszymi aglomeracjami miejskimi.

Dzisiejsze nowoczesne systemy kanalizacyjne charakteryzują się:

- niezawodnością w odbiorze i odprowadzaniu ścieków,
- wysoką szczelnością - brakiem negatywnego oddziaływania na środowisko poprzez eksfiltrację,
- brakiem negatywnego wpływu na życie i zdrowie ludzi i zwierząt,
- rozwiniętym opomiarowaniem przepływów, wskaźników ścieków i powietrza kanalizacyjnego,
- systemem skomputeryzowanej, zdalnej kontroli infrastruktury kanalizacyjnej.

Dziś dla krajów rozwiniętych, zwłaszcza w większych miastach, problemu nie stanowi brak kanalizacji, a przynajmniej nie jest to główny problem. Zmagamy się natomiast z innymi wyzwaniami, takimi jak:

- ścieki przemysłowe,

- kanalizowanie obszarów o mniejszym zaludnieniu i mniejszej intensywności użytkowania,
- występowanie uciążliwości odorowych w otoczeniu infrastruktury kanalizacyjnej,
- zwiększona wrażliwość społeczna na występujące uciążliwości zapachowe,
- korozja infrastruktury kanalizacyjnej,
- dążenie do minimalizacji negatywnego wpływu systemów kanalizacyjnych na środowisko,
- wzrost ładunków zanieczyszczeń zawartych w ściekach,
- eksploatacja skomplikowanych i dużych systemów kanalizacyjnych, w których dochodzi do szeregu przemian fizycznych, chemicznych i biologicznych,
- ścieki surowe trafiające do odbiorników wodnych poprzez przelewy burzowe w trakcie trwania ekstremalnych zjawisk opadowych,
- konieczność przestrzegania istniejących norm i przepisów prawnych i wieloma innymi (Bolt i inni, 2012).

W celu zmniejszenia kosztów inwestycyjnych budowy kanalizacji już na przełomie XIX i XX wieku zaczęto stosować pośrednie pompownie ścieków. Początkowo były to pompy tłokowe z napędem parowym, następnie gazowym i elektrycznym. Urządzenia umożliwiały poniesienie dna kanału za pompownią, do rzędnej odpowiadającej minimalnemu zagłębieniu kanału, ograniczając tym samym koszty związane z budową kanalizacji grawitacyjnej (Kotowski, 2015). Podczas projektowania współczesnych systemów kanalizacyjnych odchodzi się od schematyczności postępowań, szczególnie w warunkach rozproszonej zabudowy (Bolt i inni, 2012). Układy kanalizacyjne o przepływie wymuszonym (nadciśnieniowym i podciśnieniowym) stały się interesującą alternatywą klasycznej kanalizacji grawitacyjnej w wielu uwarunkowaniach regionalnych (Dymaczewski, 2015). Stosowane są tam, gdzie spływ grawitacyjny, względnie rozwiązanie zapewniające taki spływ, są niemożliwe lub nieracjonalne (Dymaczewski, 2011).

Coraz szersze stosowanie systemów kanalizacji ciśnieniowej, pod wieloma względami korzystne, może prowadzić do szeregu problemów eksploatacyjnych. Należy mieć bowiem na uwadze, że każda technologia jest zawsze kompromisowym rozwiązaniem techniczno-ekonomicznym, które nie jest optymalne pod każdym względem (Weismann, 2001). Do najważniejszych wyzwań stojących przed eksploratorami kanalizacji ciśnieniowej należą:

- awaryjność pomp m.in. w wyniku wytrącania się osadów ściekowych, czy zatykania wirników przez zawiesiny włókniste (Łomotowski, 2011),
- konieczność ciągłego i niezawodnego dostarczania zmiennego w czasie strumienia energii elektrycznej do wszystkich przepompowni sieciowych (Szymańska, 2018),
- problemy związane z uciążliwościami zapachowymi, w pobliżu infrastruktury kanalizacyjnej (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013),
- korozja siarczanowa betonu i urządzeń kanalizacyjnych (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Należy zaznaczyć, że problemy związane z występującymi uciążliwościami zapachowymi oraz korozją siarczanową są ze sobą ściśle powiązane i wynikają z występujących przemian chemicznych i biologicznych, wewnątrz systemów kanalizacyjnych. Istotnym elementem

eksploatacji i badania współczesnych systemów kanalizacyjnych jest dobre poznanie i zrozumienie procesów biochemicznych zachodzących wewnątrz kanałów (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Koniecznym jest, aby pamiętać, że walka o ochronę sanitarną trwa. Według WHO w 2018 roku na całym świecie 2,3 miliarda ludzi nie miało wciąż podstawowych warunków sanitarnych, a prawie połowa z nich zmuszona była do wypróżniania się na otwartej przestrzeni. Osoby te należą do 4,5 miliarda osób bez dostępu do bezpiecznych usług sanitarnych, czyli toalety podłączonej do kanalizacji lub szamba. Zgodnie z wypowiedzią dr Soumya Swaminathan, zastępcy dyrektora generalnego ds. programów WHO: *Warunki sanitarne są fundamentem ludzkiego zdrowia i rozwoju oraz stanowią podstawę misji WHO i ministerstw zdrowia na całym świecie. Wytyczne WHO dotyczące warunków sanitarnych i zdrowotnych są niezbędne dla zapewnienia zdrowia i dobrego samopoczucia wszystkim, wszędzie*. Dlatego też w 2018 roku WHO wprowadziło pierwsze globalne wytyczne dotyczące warunków sanitarnych i zdrowotnych. Na ten moment odnotowuje się ok. 829 000 zgonów rocznie spowodowanych zanieczyszczoną wodą i złymi warunkami sanitarnymi. Obliczono, że każdy 1 dolar zainwestowany w inżynierię sanitarną zwróci się ok. sześciokrotnie w postaci obniżenia kosztów opieki zdrowotnej, zwiększonej produktywności i mniejszej liczby przedwczesnych zgonów (WHO, 2018).

22 marca 2018 roku, czyli w Światowy Dzień Wody, Przewodniczący Sesji Zgromadzenia Ogólnego ONZ Miroslav Lajčák ogłosił początek Międzynarodowej Dekady Wody 2018-2028. Celem jest zmobilizowanie do działań, które pomogą zmienić sposób gospodarowania zasobami wodnymi. Zapewnienie wszystkim ludziom dostępu do wody i warunków sanitarnych poprzez zrównoważoną gospodarkę zasobami wodnymi do 2030 roku stanowi jeden z 17 głównych celów zrównoważonego rozwoju obranych przez ONZ (UNIC Warsaw Ośrodek Informacji ONZ w Warszawie, 2018). Według Organizacji Narodów Zjednoczonych 80% nieoczyszczonych ścieków powstałych w wyniku działalności człowieka ma bezpośrednie ujście do rzek lub morza, a każdego dnia ok. 1000 dzieci umiera z powodu biegunki i jej powikłań, które są możliwymi do uniknięcia chorobami przenoszonymi przez wodę lub są związane ze złymi warunkami sanitarnymi (Olejniczak, 2018).

2.3. Uwarunkowania prawne (Polska, świat)

2.3.1. Polska

Problematyka dotycząca polskich uwarunkowań prawnych związanych z uciążliwością zapachową od lat stanowi obiekt sporów i dyskusji. Aktualne istniejące przepisy są fragmentaryczne i rozproszone (Bujny, 2016). Prace nad prawnym uporządkowaniem tematyki odorowej rozpoczęto w Polsce na początku lat 90-tych XX wieku. W 1997r. przyjęto Krajową Strategię Zmniejszenia Zapachowych Uciążliwości, ale nie została ona zrealizowana.

W roku 2001 umieszczono w ustawie Prawo ochrony środowiska następujące zapisy (Dział II. Ochrona powietrza, art. 86):

3. *Minister właściwy do spraw środowiska, w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw zdrowia, może określić, w drodze rozporządzenia, standardy jakości powietrza i metody oceny zapachowej jakości powietrza.*

4. *W rozporządzeniu, o którym mowa w ust. 3, ustalone zostaną:*

- 1) *dopuszczalny poziom substancji zapachowych w powietrzu,*
- 2) *dopuszczalna częstość przekraczania poziomu substancji zapachowych w powietrzu,*
- 3) *zróżnicowane dopuszczalne częstości przekraczania substancji zapachowych w powietrzu w zależności od sposobu zagospodarowania terenu i jakości zapachu (neutralny, przyjemny, nieprzyjemny),*
- 4) *okresy, dla których uśrednia się wyniki pomiarów.*

5. *W rozporządzeniu, o którym mowa w ust. 3, może zostać ustalony czas obowiązywania standardów zapachowej jakości powietrza.* (Kośmider, 2012).

W roku 2005 przepisy dotyczące przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej przeniesiono do art. 222 ustawy Prawo ochrony środowiska (Kancelaria Senatu, 2014).

W lipcu 2007 roku europejska norma PN-EN 13725:2003 opracowana w Europejskim Komitecie Normalizacyjnym, została przetłumaczona na język polski, tworząc normę PN-EN13725:2007 „Jakość powietrza – oznaczenie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej” (Kancelaria Senatu, 2014). Badania opisane w normie są obecnie przeprowadzane przez wyspecjalizowane podmioty zatrudniające wykwalifikowany zespół, który spełnia warunki normy. Mimo wprowadzenia normy dotyczącej metodyki pomiaru stężenia zapachowego, nie stworzono dokumentu prawnego, który mówiłby o wartościach granicznych stężenia zapachowego, jakich nie należy przekraczać. W 2007 roku powstał projekt ustawy o przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej. Zapisy projektu spotkały się jednak z silną krytyką i ostatecznie prace nad ustawą zostały wstrzymane (Kruszelnicka i inni, 2014). W 2010r. Ministerstwo Środowiska powróciło do tematu ustawy, czego efektem stał się nowy projekt ustawy o przeciwdziałaniu uciążliwości zapachowej. Oba projekty ustaw (z roku 2007 i z roku 2010) zakładały, że kluczowe w rozwiązaniu problemu uciążliwości zapachowej jest odnalezienie przyczyny powstawania odorów. Zakładano przeprowadzenie specjalnego postępowania, którego inicjatorem mógł być wójt/burmistrz/prezydent miasta lub grupa mieszkańców (o różnej liczebności, zależnie od projektu). Następnie projektowane ustawy zakładały przeprowadzenie wizji lokalnej, jednak znacznie różniły się w kwestii sposobu jej przeprowadzenia. Według projektu ustawy z 2007 roku wizja lokalna miała być przeprowadzana przy udziale:

- min. 3 radnych,
- wójta/burmistrza/prezydenta miasta lub osoby przez niego upoważnionej,
- pełnomocnika mieszkańców gminy, jeśli to oni byli inicjatorem przeprowadzenia wizji,
- fakultatywnie – wojewódzkiego inspektora sanitarnego oraz powiatowego inspektora sanitarnego.

Subiektywne odczucia powyższego zespołu mogły prowadzić do potwierdzenia występowania uciążliwości zapachowej, a następnie uprawnienia rady gminy do podjęcia uchwały o ograniczeniu uciążliwości zapachowej. W takiej sytuacji wójt/burmistrz/prezydent miasta miał obowiązek wydania decyzji administracyjnej wobec podmiotu, który został opisany w uchwale i określenia terminu i sposobu postępowania w celu ograniczenia uciążliwości zapachowej. Jeśli podmiot nie wywiązał się z ograniczenia uciążliwości odorowej, niezależnie od podjętych działań, wójt/burmistrz/prezydent miasta miał prawo wstrzymać działalność tego podmiotu. Dlatego też projekt spotkał się z ogromną krytyką zarówno znawców prawa, jak i przedsiębiorców (Bujny, 2016).

Projekt z roku 2010 zmniejszał wagę wizji lokalnej. Jej celem stało się jedynie przesądzenie o konieczności wykonania oceny zapachowej powietrza przez niezależny podmiot z zastosowaniem metody sensorycznej zgodnie z wytycznymi zawartymi w normie PN-EN 13725:2007 „Jakość powietrza – oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej”. Dalsze działania miały być podejmowane na podstawie eksperckiej oceny, a nie wyłącznie po wizji lokalnej niewykwalifikowanej grupy osób. Zmieniony został również zakres zobowiązań jakie mógł nałożyć wójt/burmistrz/prezydent miasta wobec podmiotu odpowiedzialnego za powstawanie uciążliwości zapachowej. Prace nad projektem ustawy z 2010 roku również zostały wstrzymane (Bujny, 2016).

W roku 2016 resort środowiska opublikował *Kodeks przeciwdziałania uciążliwościom zapachowym*. Kodeks ten miał stać się pierwszym krokiem do wznowienia prac nad projektem ustawy o zwalczaniu uciążliwości zapachowej. W ramach drugiego etapu prac, na zlecenie Ministerstwa Środowiska, wykonane zostało opracowanie p.n. *Lista substancji i związków chemicznych, które są przyczyną uciążliwości zapachowej* (Maśliński, 2018). Na początku procesu legislacyjnego w 2020 r. opracowana została ekspertyza pn. *Bezpieczne odległości od zabudowań dla przedsięwzięć, których funkcjonowanie wiąże się z ryzykiem powstawania uciążliwości zapachowej* (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2025). W 2021 wznowiono prace nad projektem nad projektem ustawy, jako datę wejścia jej w życie wskazano 1 czerwca 2022 roku. Jednak, jak podaje Ministerstwo Środowiska: *w związku z zaistniałą sytuacją geopolityczną na świecie i w kraju, wynikającą bezpośrednio z inwazji Rosji na Ukrainę, która spowodowała ogólnoświatowy kryzys energetyczny i dramatyczny skok inflacji, co przekłada się na wysokie ceny, nie tylko paliw, ale też podstawowych produktów spożywczych, postanowiono przeprowadzić dodatkową ocenę skutków wprowadzenia ww. regulacji. Toczący się za naszą wschodnią granicą konflikt zbrojny zasadniczo wpływa na bezpieczeństwo żywnościowe nie tylko w Polsce, Europie, ale i na całym świecie. Dlatego też zasadnym jest przeprowadzenie dodatkowych analiz i oceny kosztów, które wskażą czy proponowane rozwiązania w projekcie nie będą miały dodatkowych, negatywnych konsekwencji dla obywateli..* Wyznaczono nowy planowany termin przyjęcie projektu ustawy przez Radę Ministrów na IV kwartał 2022 roku. Projekt ustawy nie jest obszernym dokumentem, zawiera 12 artykułów i odnosi się przede wszystkim do sektora rolnictwa, w kontekście minimalnych odległości dla planowanych przedsięwzięć, których funkcjonowanie może wiązać się z ryzykiem powstania uciążliwości zapachowej (Folgies, 2023).

Do tej pory nie wprowadzono w Polsce żadnych regulacji prawnych dotyczących sposobów zapobiegania uciążliwościom zapachowym (Ministerstwo Klimatu i Środowiska, 2025). Nie

istnieją więc, na poziomie ustawowym, żadne obiektywne standardy dotyczące uciążliwości zapachowych (Folger, 2023).

2.3.2. Świat

W skali międzynarodowej spotkać może wiele różnych podejść dotyczących systemów regulacji prawnej zapachów. Istnieje wiele metod i narzędzi do kontroli stężenia zapachowego i poszczególnych chemikaliów w powietrzu. Przykładowo standardy dotyczyć mogą:

- maksymalnego stężenia zapachowego np. Japonia, Australia, Kalifornia (USA), Waszyngton (USA),
- maksymalnego stężenia poszczególnych substancji chemicznych np. Brazylia, Australia, Minnesota (USA), Kalifornia (USA),
- minimalnej odległości obiektu potencjalnie odorotwórczego od zabudowy mieszkalnej np. Niemcy, Australia, Nowa Zelandia, Ontario (Kanada),
- maksymalnej liczby skarg np. Szwajcaria, Nowa Zelandia, Australia, Kalifornia (USA),
- intensywności zapachu np. Niemcy, Holandia, Nowa Zelandia,
- wskaźnika zapachu np. Japonia,
- zapobiegania uciążliwości zapachowej np. Holandia, Niemcy, Brazylia, 42 stany w USA, Norwegia,
- maksymalnego czasu trwania i częstotliwości występowania zapachu np. Nowa Zelandia, Niemcy,
- emisji ilościowej np. Niemcy, Francja, Dania, Holandia, Szwajcaria, Kalifornia (USA), Japonia, Brazylia,
- najlepszej dostępnej technologii np. Niemcy, Australia, Waszyngton (USA), Szkocja (Kancelaria Senatu, 2014).

W przypadku braku regulacji prawnych związanych z uciążliwościami zapachowymi, kraje często stosują zasadę występowania uciążliwości jako podstawę do zarządzania epizodami zapachowymi (Brancher i inni, 2017).

Doprowadzenie do sytuacji w której uciążliwy zapach zniknie całkowicie z naszego środowiska nie jest możliwe. Zawsze będą istniały obiekty, które w sposób ciągły lub przerywany będą emitować nieprzyjemny zapach. Nie sprawia to jednak, że nie należy dążyć do minimum. 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).

2.4. Kanalizacja jako reaktor przemian biochemicznych

Spadek zużycia wody wodociągowej w polskich miastach obserwowany był szczególnie w latach 90. poprzedniego wieku. Spowodowało to trudności w prognozowaniu objętości

wytwarzanych ścieków trafiających do systemów kanalizacyjnych (Kłoss-Trębaczewicz i inni, 2005). Zużycie wody na jednego mieszkańca w gospodarstwach domowych, w miastach na prawach powiatu w roku 1995 wynosiło średnio $62,54 \text{ m}^3/(\text{Mk} \cdot \text{rok})$, czyli ok. $171 \text{ l}/(\text{Mk} \cdot \text{d})$, natomiast w 2011 roku $36,20 \text{ m}^3/(\text{Mk} \cdot \text{rok})$, czyli ok. $99 \text{ l}/(\text{Mk} \cdot \text{d})$. Należy zaznaczyć, że tempo spadku zmniejszyło się znacząco od 2003 roku (Batóg i inni, 2013). Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 roku w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody, przeciętna norma zużycia wody na jednego mieszkańca w gospodarstwie domowych wyposażonym w wodociąg, ubikację, łazienkę z dostawą ciepłej wody do mieszkania wynosi od 140 do 160 $\text{l}/(\text{Mk} \cdot \text{d})$ oraz 80 do 100 $\text{l}/(\text{Mk} \cdot \text{d})$ dla gospodarstw domowych wyposażonych w wodociąg, ubikację, łazienkę oraz lokalne źródło ciepłej wody (Minister Infrastruktury, 2002). Zgodnie z GUS przeciętne zużycie wody przez gospodarstwa domowe w 2015 roku wyniosło $32,2 \text{ m}^3/\text{Mk}$, co daje ok. $88 \text{ l}/(\text{Mk} \cdot \text{d})$ (Główny Urząd Statystyczny, 2016), natomiast w 2022 roku $34 \text{ m}^3/\text{Mk}$, czyli ok. $93 \text{ l}/(\text{Mk} \cdot \text{d})$ (Główny Urząd Statystyczny, 2023).

Opracowywane są strategie, mające na celu doprowadzić do trwałej i znaczącej redukcji zużycia wody w gospodarstwach domowych. W latach 2013-2016 realizowany był projekt ISS-EWATUS „Zintegrowany system wsparcia dla efektywnego wykorzystania zasobów wodnych i zarządzania zasobami wodnymi” finansowy z funduszy Unii Europejskiej (Shan i inni, 2015).

Zapotrzebowanie na wodę w miastach maleje, co jest skutkiem między innymi oszczędnego gospodarowania wodą, w wyniku wzrostu cen, opomiarowania jej poboru, likwidacji przecieków w instalacjach, większą liczbą zmywarek w gospodarstwach domowych czy instalacji większej liczby prysznicy, zamiast wanien (Kotowski, 2015). Znaczący spadek zużycia wody, obserwowany na przestrzeni ostatnich 30 lat, wiąże się z negatywnymi skutkami dla pracy istniejących systemów kanalizacyjnych. Mniejsza objętość ścieków odprowadzanych do systemów kanalizacyjnych może prowadzić do gromadzenia się osadów ściekowych w rurociągach, a w efekcie zatorów oraz powstawania toksycznych gazów (Harpaz i inni, 2022). Odprowadzając tę samą ilość zanieczyszczeń w mniejszym strumieniu objętościowym, wpływamy na wzrost stężenia oraz ładunku przypadającego na każdy metr sześcienny ścieków.

Zagłębienia przewodów kanalizacji grawitacyjnej muszą mieścić się w akceptowalnym zakresie, a ich rzędne być wyrównane w odpowiednich obiektach (studzienkach rewizyjnych, studzienkach i komorach przepadowych). Dlatego też, od początku istnienia nowoczesnych systemów kanalizacyjnych, stało się niezbędne wspomaganie grawitacji poprzez pompownie kanalizacyjne, prowadząc do powstania charakterystycznych układów grawitacyjno-pompowych. Głównym zadaniem przepompowni jest wtłoczenie ścieków zbieranych kanałami grawitacyjnymi do kolektora ciśnieniowego, który następnie doprowadza je (z reguły przez tzw. studnię rozprężną) do kolejnego kanału grawitacyjnego lub komory kolejnej przepompowni (Bolt i inni, 2012). W latach 2012-2022 długość sieci kanalizacyjnej w Polsce zwiększyła się o 52 000 km, do 177 600 km. Na obszarach wiejskich odnotowano wzrost na poziomie 37 000 km, a na obszarach miejskich 15 000 km. W opisywanym dziesięcioleciu dynamika rozwoju sieci kanalizacyjnej na obszarach wiejskich była blisko dwukrotnie wyższa niż w miastach – wzrost długości sieci wniósł odpowiednio 53% i 27% (Główny Urząd Statystyczny, 2023). Kanalizowanie coraz większych obszarów podmiejskich

o stosunkowo rozproszonej zabudowie, prowadzi do znacznego rozrastania się istniejących układów kanalizacyjnych i zmniejszenia udziału kanalizacji grawitacyjnej na rzecz pompowni i rurociągów ciśnieniowych. Skutkuje to dłuższą drogą jaką muszą pokonać ścieki od źródła powstania do oczyszczalni ścieków, a tym samym dłuższym czasem przebywania ścieków wewnątrz sieci kanalizacyjnej oraz znacznie mniejszą szansą ich natlenienia (Jiang i inni, 2015). W Polsce od lat pięćdziesiątych XX wieku stosowano zasadę projektowania i metody wymiarowania grawitacyjnej kanalizacji rozdzielczej, w odniesieniu do kanałów ściekowych (ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe), $Q = 2 \cdot Q_{h \max \acute{s}c}$. Średnice kanałów ściekowych dobierane więc były na podwojony maksymalny przepływ godzinowy ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowym (Kotowski, 2015). W efekcie kanalizacja grawitacyjna pracuje, w warunkach normalnych, z maksymalnym wypełnieniem na poziomie 50%. Dodatkowo przepływ w poprawnie pracujących kanałach grawitacyjnych jest stały, nie następuje przetrzymanie ścieków podczas ich transportu. Jeśli chodzi o kanały ciśnieniowe, pracują one zawsze ze 100% wypełnieniem. Wtłoczenie ścieków do rurociągu ciśnieniowego wymaga napełnienia komory przepompowni odpowiednią objętością ścieków, przy której pompa rozpocznie pracę. Komora czerpna przepompowni ścieków jest pierwszym miejscem, gdzie następuje potencjalne przetrzymanie ścieków i może dochodzić do deficytów tlenowych. Następnie ścieki wtłaczane są do rurociągu ciśnieniowego, gdzie część objętości ścieków jest przetrzymywana, do momentu ponownego rozpoczęcia pracy przez pompy. Jest to drugie miejsce, gdzie mogą występować warunki beztlenowe, w przypadku zbyt długiego przetrzymania ścieków w rurociągu ciśnieniowym. Deficyt tlenu sprzyja zachodzeniu procesów beztlenowych i nasileniu się negatywnego oddziaływania kanalizacji na otoczenie. Jednocześnie rosną oczekiwania społeczne związane z ograniczaniem uciążliwości zapachowych zarówno w miastach jak i na terenach wiejskich. Istniejące systemy kanalizacyjne, zarówno w Polsce jak i w wielu innych krajach, są wynikiem 150 lat ciągłych, znaczących inwestycji, co opisano w rozdziale 2.1 Historia kanalizacji. Inwestycje te doprowadziły do stworzenia istniejącej infrastruktury kanalizacyjnej, która będzie wykorzystywane przez kolejne pokolenia. Oczywiście konieczne będą dalsze inwestycje, rozbudowujące i ulepszające istniejące systemy. Należy mieć jednak na uwadze, że system kanalizacyjny nie stanowi inwestycji możliwej do poniesienia przez jedno pokolenie. Występujące problemy eksploatacyjne nie są możliwe do wyeliminowania poprzez budowę całkowicie nowych systemów kanalizacyjnych. Należy usprawniać istniejące systemy i przekazać je następnym pokoleniom (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002).

Z punktu widzenia eksploatacji współczesnych systemów kanalizacyjnych bardzo ważnym aspektem są zmiany składu ścieków oraz procesy biochemiczne zachodzące w przestrzeni kanałów, zarówno w części wypełnionej cieczą jak i ponad lustrem ścieków (Ashley i inni, 1999) (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002) (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013) (Park i inni, 2014). Konieczność zmiany podejścia do eksploatacji sieci kanalizacyjnej wydaje się więc oczywista. Analiza hydrauliczna przepływu ścieków nie jest już wystarczająca z perspektywy nowych wyzwań jakie są stawiane przed przedsiębiorstwami wodociągowo-kanalizacyjnymi (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Podczas pogody suchej to właśnie procesy chemiczne i biologiczne dominują nad procesami fizycznymi w kanalizacji i wymagają zdecydowanych działań operatora sieci (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002). Coraz bardziej zasadna – w aspekcie

takiego stanu rzeczy – staje się zatem analiza technologiczna przemian biologicznych i chemicznych wewnątrz sieci kanalizacyjnej (Shi i inni, 2022). Dzięki temu poszerzamy wiedzę na temat zmian składu ścieków podczas ich transportu kanałami i rurociągami do oczyszczalni ścieków (Sá i inni, 2022). Przemiany biochemiczne zachodzące w sieci kanalizacyjnej wpływają zarówno na samą infrastrukturę systemu kanalizacyjnego (kanały, studzienki, pompownie, rurociągi), jak i na przebieg procesów zachodzących w oczyszczalni ścieków oraz na środowisko, a tym samym na ludzi będących w zasięgu oddziaływania tego systemu (Jiang i inni, 2015) (Shi i inni, 2022).

Jednym z najbardziej znanych efektów wspomnianych przemian biochemicznych w sieci kanalizacyjnej, a zarazem bardzo niebezpiecznym, jest powstawanie uciążliwej zapachowo gazowej formy siarkowodoru (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Powstaje on w sieci kanalizacyjnej w wyniku zagniwania ścieków w strefach utrzymującego się deficytu tlenowego (Rudelle i inni, 2012). Wysokie stężenie siarkowodoru stanowi bezpośrednie zagrożenie dla życia i zdrowia ludzi oraz zwierząt znajdujących się w pobliżu źródła emisji tego gazu. Występowanie wysokich stężeń H_2S stanowi też istotne niebezpieczeństwo dla materiałów, z których zbudowana jest sieć kanalizacyjna (Park i inni, 2014). Na początku XX wieku zidentyfikowano związek przyczynowo - skutkowy pomiędzy tworzeniem się siarkowodoru, a korozją betonu (Olmstead i inni, 1900). Związki siarki, poprzez szereg reakcji chemicznych, prowadzą do kruszenia się i ubytków betonu, tym samym, znacznego obniżenie żywotności obiektów narażonych na ich działanie (Jiang i inni, 2015). W środowisku kanalizacyjnym, poza toksycznym i wybuchowym H_2S , mogą powstawać również inne toksyczne gazy, takie jak: CO , NH_3 , PH_3 , gazy wybuchowe: PH_3 , CH_4 oraz gazy cieplarniane: CH_4 , N_2O , CO_2 . Oprócz mineralnych substancji zapachowych występujących w atmosferze kanalizacyjnej (H_2S , NH_3), istnieje wiele innych organicznych substancji zapachowych wytwarzanych w procesie fermentacji (Namour, 2022). Zapewnienie wewnątrz sieci kanalizacyjnej warunków tlenowych może prowadzić do poprawy jakości ścieków poprzez ograniczenie procesów fermentacji beztlenowej oraz utlenianie łatwo biodegradowalnych substancji organicznych.

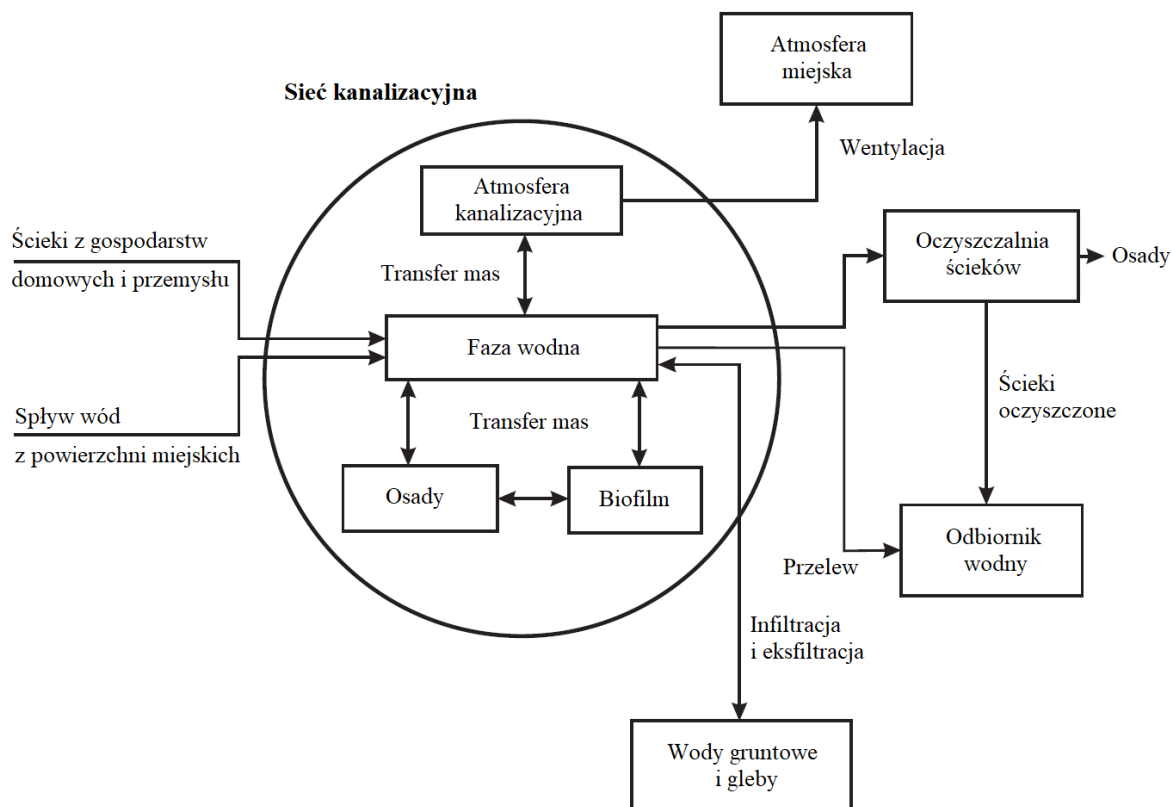
W tym kontekście należy stwierdzić, że oczyszczanie ścieków rozpoczyna się już wewnątrz systemu kanalizacyjnego, który jest swego rodzaju reaktorem biochemicznym, a nie dopiero w oczyszczalni ścieków. Tym samym, procesy zachodzące w kanałach ściekowych, oczyszczalniach ścieków i odbiornikach należy traktować jako całość (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013) (Gao i inni, 2023). Główna funkcja kanalizacji jako infrastruktury służącej do zbierania i transportu ścieków jest więc rozszerzona o proces ich wstępnego oczyszczania w wyniku przemian biochemicznych prowadzonych przez różne grupy mikroorganizmów. Zmiana podejścia do tego zagadnienia wymaga jednak dokładnego poznania procesów zachodzących w systemach odprowadzania ścieków (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002) (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Procesy biochemiczne w sieci kanalizacyjnej zachodzą w obrębie następujących elementów środowiska wewnątrz kanału:

- fazy wodnej (przepływających ścieków),
- biofilmu (błony biologicznej),
- warstwy osadów kanalizacyjnych (osadów dennych),

- atmosfery kanalizacyjnej (przestrzeni pomiędzy lustrem ścieków a ścianami kanału),
- ścian kanałów,

jak również na granicach pomiędzy tymi elementami. Procesy kanalizacyjne wpływają również na otaczające system kanalizacyjny środowisko (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013), co przedstawiono na Rys. 2.12.



Rys. 2.12 Zarys przepływów ścieków związanych z systemem kanalizacyjnym pokazujący lokalizacje potencjalnego występowania procesów kanalizacyjnych i środowiska odbiorczego (źródło: (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013), tłumaczenie: Stachowiak M.)

Kluczowe znaczenie dla zrozumienia procesów chemicznych i biologicznych, jakie mogą przebiegać w kanalizacji mają warunki redukcji i utleniania (warunki REDOKS). Zasadniczo reakcja redoks polega na przeniesieniu elektronów, w skali atomowej lub molekularnej, z jednego związku w inny. Poprzez ten transfer następuje odpowiednio utlenienie i redukcja związków biorących udział w reakcji (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

W kanalizacji z reguły dominują mikroorganizmy heterotroficzne, które degradują i przekształcają poszczególne zanieczyszczenia zawarte w ściekach (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002). Heterotroficzna biomasa wykorzystuje materię organiczną ze ścieków jako źródło węgla – do wzrostu mikroorganizmów i tworzenia nowych komórek (procesy anaboliczne) oraz jako źródło energii – do wzrostu i utrzymania przy życiu istniejącej biomasy (procesy kataboliczne) (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Warunki redoks są określane przez dostępność akceptora elektronów, czyli substancji, która otrzymuje elektrony w reakcji redoks. Przykładami ważnych akceptorów elektronów w kanalizacji są:

- tlen rozpuszczony (O_2),
- azotan (NO_3^-),
- siarczan (SO_4^{2-}),

określające, czy mogą wystąpić odpowiednio procesy aerobowe, anoksydacyjne czy anaerobowe. Poprzez przeniesienie elektronów 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).

Istotnym czynnikiem określającym, jakie warunki redoks dominują jest charakterystyka projektowa i tryb pracy sieci kanalizacyjnej (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002). Warunki beztlenowe występują najczęściej w kanalizacji ciśnieniowej oraz kanalizacji grawitacyjnej o pełnym wypełnieniu lub kanalizacji grawitacyjnej o zbyt małych spadkach. Warunki tlenowe natomiast występują w częściowo wypełnionej kanalizacji grawitacyjnej oraz w napowietrzanej kanalizacji ciśnieniowej (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Z reguły w sieci kanalizacyjnej występują warunki aerobowe i anaerobowe, natomiast warunki anoksydacyjne występują jedynie w przypadku występowania w ściekach azotanów. W praktyce warunki anoksydacyjne w sieci kanalizacyjnej występują wyłącznie w przypadku celowego dodawania azotanów do układu. Stanowi to jedną z metod niedopuszczenia do wystąpienia warunków beztlenowych w kanalizacji, czyli zapobiegania zagniwaniu ścieków (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002).

Opisane wyżej procesy są procesami oddychania, czyli procesami wymagającymi zewnętrznego akceptora elektronów. W przypadku warunków beztlenowych mogą zachodzić również procesy fermentacji i metanogenezy, które nie wymagają zewnętrznego akceptora (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Poza warunkami redoks, na które wpływa charakterystyka projektowa sieci kanalizacyjnej, na warunki procesy kanalizacyjne wpływają takie czynniki jak:

- turbulencje i przepływ ścieków – wpływa na ponowne napowietrzanie i uwalnianie substancji zapachowych i żrących do atmosfery,
- wentylacja systemu kanalizacyjnego – uwalnia substancje zapachowe i toksyczne do atmosfery,
- promień hydrauliczny ścieków – wpływa na warunki procesu napowietrzania,
- prędkość przepływu ścieków i naprężenia ścinające na ściany kanałów – wpływają na tworzenie się biofilmu i odkładanie się osadów

(Hvitved-Jacobsen i inni, 2002).

Znaczna część mikroorganizmów w ściekach w kanalizacji jest aktywna w warunkach zarówno tlenowych jak i anoksydacyjnych. Oznacza to, że mikroorganizmy te mogą wykorzystywać zarówno tlen rozpuszczony jak i azotany jako końcowe akceptory elektronów. W związku z tym zmiany w dostępności tych substancji nie będą miały znaczącego wpływu na wyniki procesów kanalizacyjnych (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

W warunkach tlenowych złożone cząsteczki organiczne - donory elektronów - są utleniane poprzez przekazywanie elektronów tlenowi cząsteczkowemu, który jest w ten sposób redukowany. Węgiel organiczny jest jednocześnie przekształcany w węgiel nieorganiczny

i uwalniany jako CO_2 lub HCO_3^- . Azot i fosfor zawarte w cząsteczkach organicznych są następnie uwalniane jako substancje nieorganiczne - amoniak (NH_3/NH_4^+) i fosforany. Energia wytwarzana przez degradację materii organicznej jest wykorzystywana do procesów wzrostu i utrzymania biomasy (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Oznacza to, że w wyniku przemian tlenowych zostaje usunięta materia organiczna oraz zmniejszona zostaje biodegradowalność, poprzez usunięcie łatwo biodegradowalnego substratu i produkcję biomasy. W związku z powyższym, należy stwierdzić, że tlenowe mikrobiologiczne procesy kanalizacyjne mogą działać pozytywnie na późniejszy proces oczyszczania ścieków (Hvitved-Jacobsen i inni, 2002). Szybkość pobierania tlenu ze ścieków może różnić się, w zależności od stężenia i aktywności bakterii, zazwyczaj wynosi 2 – 25 g $O_2/(m^3 \cdot h)$ (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Warunki anoksyiczne wymagają braku tlenu rozpuszczonego i obecności azotanów. Takie warunki występują sztucznie, wskutek dozowania azotanów do ścieków (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Główną miarą aktywności mikroorganizmów są:

- potencjał redoks – dostępność akceptora elektronów,
- konkurencja o substraty, donory elektronów, między różnymi gatunkami mikroorganizmów,
- tempo wzrostu mikroorganizmów.

Jako grupa, tlenowe bakterie heterotroficzne mają stosunkowo szybkie tempo wzrostu i dlatego są mikroorganizmami dominującymi. Natomiast bakterie tlenowe chemoautotroficzne i utleniające amoniak (bakterie nityfikacyjne), są pokonywane i wypłukiwane w systemach kanalizacyjnych. Dlatego nityfikacja, czyli utlenianie amoniaku do azotynów i azotanów, nie będzie zachodzić w warunkach panujących w sieci kanalizacyjnej. Grupa tlenowych bakterii autotroficznych – *Thiobacillus*, znajduje się na ścianach kanałów, wystawionych na działanie atmosfery, gdzie utlenia siarkowodor do siarki elementarnej i kwasu siarkowego (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

W systemach kanalizacyjnych istotne są trzy główne rodzaje beztlenowych procesów mikrobiologicznych:

- oddychanie,
- fermentacja,
- metanogeneza.

Oddychanie i fermentacja mają na celu dostarczenie energii mikroorganizmom beztlenowym. Źródłem energii i węgla jest biodegradowalna materia organiczna, dlatego mikroorganizmy te są beztlenowymi organizmami heterotroficznymi. W przeciwieństwie do oddychania, fermentacja nie wymaga udziału zewnętrznego akceptora elektronów. W tym wypadku materia organiczna może przechodzić serię reakcji utleniających i redukcyjnych - materia organiczna zredukowana w jednym etapie procesu jest utleniana w innym (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Fermentacja powoduje częściowy rozkład materii organicznej i daje organiczne produkty uboczne o niskiej masie cząsteczkowej (np. lotne kwasy tłuszczowe wraz z CO_2). W porównaniu z oddychaniem tlenowym, fermentacja jest raczej nieefektywna pod kątem energetycznym. Produkty fermentacji mogą być, poza substratami organicznymi, spożywane

przez beztlenowe bakterie redukujące siarczany (Nielsen i inni, 1988). Archeony metanogenne mogą wykorzystywać produkty fermentacji o niskiej masie cząsteczkowej jako źródło energii, wytwarzając metan (CH_4) jako produkt uboczny. Fermentacja może zachodzić w trzech głównych częściach kanału: w ściekach, w biofilmie i w osadach. Ponieważ bakterie redukujące siarczany i archeony metanogenne są wolno rosnącymi mikroorganizmami, są one obecne głównie w biofilmach (głównie bakterie redukujące siarczany) i osadach kanalizacji (głównie archeony metanogenne). W ściekach mikroorganizmy te są zwykle wypłukiwane, jednak, w wyniku oderwania biofilmu, redukcja siarczanów może do pewnego stopnia zachodzić również w ściekach (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). Badania (Sun i inni, 2014) wykazały, że konkurencja pomiędzy bakteriami redukującymi siarczany (SRB) i archeonami metanogennymi (MA) doprowadziła do powstania warstwowej struktury beztlenowych biofilmu kanalizacyjnego, z SRB i MA, zamieszkującymi odpowiednio warstwę zewnętrzną (0-300 mm) i wewnętrzną (>200 mm) biofilmu.

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. Biofilm rozwinięty w warunkach beztlenowych jest zwykle gładki, a jego grubość wynosi do 500 μm , natomiast biofilm tlenowy jest zwykle kłaczkiaty i może mieć grubość od 1 mm do kilku centymetrów. Zazwyczaj biofilm charakteryzuje się następującymi cechami:

- zawartość wody od 70-90%,
- zawartość materii organicznej od 70-90% w całkowitej suchej masie,
- stosunkowo wysoka zawartość węglowodanów i białek,
- zmienna zawartość biomasy komórkowej od 10 do 90% całkowitej zawartości materii organicznej oraz odpowiednia (wysoka lub niska) zawartość zewnątrzkomórkowych substancji polimerowych otaczających komórki - EPS (ang. *Extracellular polymeric substances*)

(Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

W biofilmie występują mikroorganizmy takie jak: bakterie (stanowiące większość), archeony, grzyby oraz wirusy. Ilość mikroorganizmów w biofilmie kanalizacyjnym waha się od 10^8 do 10^{12} komórek na gram suchej masy. Dominującymi mikroorganizmami są *Proteobacteria* (stanowią większość), *Bacteroidetes*, *Firmicutes* i *Actinobacteria* (Li i inni, 2019).

Biofilm kanalizacyjny można podzielić na zanurzony i niezanurzony. Biofilm zanurzony rozwija się przy pomocy składników odżywczych pobieranych ze ścieków, aż osiąga względną stabilność. W miarę upływu czasu starzejący się biofilm odpada i do ścieków uwalniane są niektóre mikroorganizmy. Rozwój biofilmu niezanurzonego przebiega podobnie, jednak bez przepływu ścieków oraz z większym dostępem do tlenu rozpuszczonego (Li i inni, 2019).

Wśród mikroorganizmów funkcjonujących w biofilmach kanalizacyjnych zanurzonych wyróżnia się następujące grupy:

- bakterie fermentacyjne (FB),
- acetogen wytwarzający wodór (HPA),
- bakterie denitryfikacyjne (DNB),
- bakterie redukujące siarczany (SRB),
- bakterie utleniające siarkę (SOB),
- archeony metanogenne (MA) itp.

Przykładowymi dominującymi mikroorganizmami są *Trichococcus* i *Cloacibacterium* dla FB, *Veillonella* i *Anaerolinea* dla HPA, *Rhodobacter* i *Dechloromonas* dla DNB, *Desulfomicrobium* i *Desulfobacter* dla SRB, *Sphingomonas* i *Acidiphilium* dla SOB oraz *Methanosaeta* i *Metanothrix* dla MA. Niezanurzony biofilm kanalizacyjny zwykle zawiera mniejsze ilości DNB, SRB i MA oraz większe ilości SOB w porównaniu z biofilmem zanurzonym (Li i inni, 2019).

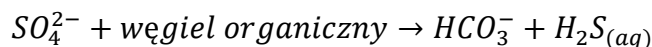
Mikroorganizmy w biofilmach kanalizacyjnych są osadzone w matrycy EPS, która składa się głównie z polisacharydów wytwarzanych przez bakterie (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013). EPS to biopolimery pochodzenia mikrobiologicznego, w których osadzone są mikroorganizmy biofilmu (Flemming i inni, 2007). Zazwyczaj zawiera białka, humus, polisacharydy, kwas nukleinowy i niekiedy kwasy tłuszczowe. EPS może być wytwarzany w biofilmie kanalizacyjnym przez różne rodzaje mikroorganizmów, w tym bakterie, grzyby i archeony takie jak *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Flavobacterium*, *Bacillus*, *Candida* i *Sulfolobus* (Li i inni, 2019). EPS odgrywa bardzo ważną rolę w biofilmach kanalizacyjnych. Ma zdolność gromadzenia zawieszonych mikroorganizmów w ściekach, wspomaga ich wzrost, wzbogaca gatunkowo biofilm kanalizacyjny i zmniejsza wpływ szkodliwych substancji na mikroorganizmy (Flemming i inni, 2007).

Przeprowadzono badania (Liu i inni, 2016), na podstawie których stwierdzono, że procesy zachodzące w osadach kanalizacyjnych również, podobnie jak w biofilmie, znacząco przyczyniają się do całkowitej produkcji siarczków i metanu. Natomiast badania (Rudelle i inni, 2012) wykazały, że zarówno fermentacja jak i redukcja siarczanów, zachodzą również w fazie wodnej, czyli w ściekach.

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. Na podstawie badań (Nielsen i inni, 2008) stwierdzono, że szybkość utleniania siarkowodoru jest około 100% większa na powierzchni rur betonowych, niż na powierzchni rur z tworzyw sztucznych.

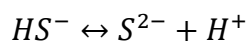
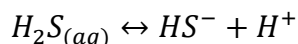
Bez wątpienia to warunki beztlenowe w systemach kanalizacyjnych powodują większość problemów dla eksploatorów i użytkowników kanalizacji. Jak opisano wyżej, siarczan (SO_4^{2-}) może zostać przekształcony w gazowy H_2S , przy udziale SRB w warunkach beztlenowych. Ponadto H_2S może zostać utleniony przez SOB do siarki, a także kwasu siarkowego, co może prowadzić do korozji rur kanalizacyjnych (Nielsen i inni, 2008). Proces

tworzenia się siarkowodoru związany jest ze wszystkimi elementami środowiska występującymi w kanale. W osadach dennych i biofilmie, w obecności bakterii heterotroficznych takich jak *Desulfovibrio* i *Desulfotomaculum*, dochodzi do redukcji siarczanowej:



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

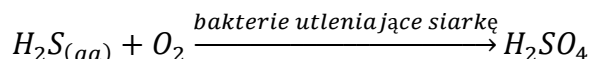
W jej wyniku do zawieszonej fazy wodnej trafia $H_2S_{(aq)}$, dochodzi do ustalenia się następującej równowagi w ściekach:



(Talaiekhosani i inni, 2016).

Nadmiar $H_2S_{(aq)}$ jest transportowany z zawieszonej fazy wodnej do atmosfery kanalizacyjnej tworząc $H_2S_{(ga)}$.

Część $H_2S_{(ga)}$ wydostaje się do środowiska stanowiąc źródło uciążliwości odorowej, część natomiast, na ścianach kanałów w obecności bakterii utleniających siarkę, utlenia się do kwasu siarkowego:



aq – substancja w stanie ciekłym

ga – substancja w stanie gazowym

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

Przejście siarkowodoru z fazy ciekłej w gazową i odwrotnie jest uzależnione od takich czynników jak temperatura ścieków, pH czy prędkość przepływu ścieków (Talaiekhosani i inni, 2016).

W związku z opisanymi uciążliwościami wynikającymi z powstawania siarkowodoru w sieci kanalizacyjnej, coraz popularniejszy wśród przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych staje się pomiar siarkowodoru w atmosferze kanalizacyjnej i ściekach (Churchill i inni, 1999) (Stachowiak i inni, 2017). Przykłady zamontowania mierników siarkowodoru w atmosferze kanalizacyjnej zostały przedstawione na Rys. 2.13. Dzięki stałej kontroli stężenia H_2S w powietrzu wewnątrz systemu odprowadzania ścieków możemy, w przypadku wzrostu stężenia, dobrać odpowiednie środki przeciwdziałające zagniwaniu ścieków. Prowadzone są również terenowe badania siarczku rozpuszczonego w ściekach w systemach kanalizacyjnych ze znaczącym udziałem kanalizacji ciśnieniowej, ze względu na problemy eksploatacyjne (Sutherland-Stacey i inni, 2008) (Iurchenko i inni, 2016) (Yang i inni, 2019).



Rys. 2.13 Przykłady instalacji urządzeń do pomiaru H_2S w powietrzu w pompowniach i studzienkach kanalizacyjnych (zdjęcie: M. Stachowiak)

Konieczna jest systematyczna i ujednolicona analiza terenowa rzeczywistych systemów kanalizacyjnych w dynamicznych warunkach przepływu ścieków (Gao i inni, 2023). Dlatego też system kanalizacyjny, również w kontekście przemian biochemicznych, wymaga ciągłej uwagi ze strony naukowców i eksploatorów. Wiedza na temat procesów kanalizacyjnych powinna być wykorzystywana już podczas projektowania, a następnie podczas eksploatacji systemów kanalizacyjnych (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013) (Qian i inni, 2021).

2.5. Odory

2.5.1. Wstęp

Termin „odór” w potocznym języku polskim przywołuje na myśl nieprzyjemne doświadczenie zapachowe. Słowo to ma jednak swoje źródło w łacinie (*ōdōr, ōdōs*), gdzie jest rozumiane jako zapach - zarówno przyjemny, jak i przeszkadzający. Również w językach angielskim (*odour*) i francuskim (*odeur*) słowo to oznacza zapach (Kośmider, 2012).

W inżynierii środowiska słowo „odór” jest interpretowane jako wszelkie substancje lotne posiadające możliwość stymulacji komórek nerwowych znajdujących się w obrębie nabłonka węchowego. Bardziej mylący jest termin „substancji zapachowej” lub „zapachu”, przywołują one bowiem na myśl doznanie przyjemne. Właśnie dlatego termin „odornatów” wydaje się bardziej odpowiedni do określania niepożądanych zapachów, niekoniecznie nieprzyjemnych (Kośmider, 2012).

Odory odgrywają ogromną rolę przy określeniu jakości życia człowieka w danej przestrzeni. Niejednokrotnie są łączone z pojawieniem się zagrożenia zdrowia ludzi lub po prostu z wystąpieniem dyskomfortu w sferze fizycznej i psychicznej. Uciążliwości zapachowe pojawiają się, gdy jednocześnie następuje emisja (przeniesienie cząsteczek odorowych do otoczenia) i rozprzestrzenianie się związków złoonych. Ogromne znaczenie mają tutaj warunki atmosferyczne, takie jak zmiany temperatury powietrza, prędkość wiatru, czy mgła oraz warunki topograficzne np. szata roślinna (Krzaczkowski, 2014). Bardzo istotne są subiektywne odczucia ludzi dotyczące zapachu (Stuetz i inni, 2001). Zasadność skarg jest najczęściej potwierdzana przez inspektorów Wojewódzkich Inspektoratów Ochrony Środowiska, w wyniku kontroli interwencyjnych. Trudno jednak uzasadnić i egzekwować ograniczenia emisji odorów ze względu na nieokreślone wymagania prawne dotyczące dopuszczalnej emisji niepożądanych zapachów (Kośmider, 2012) o czym szerzej napisano w rozdziale 2.3.1 *Polska*.

2.5.2. Odorymetria

Odorymetria to dział analizy sensorycznej zajmujący się pomiarem zapachowych właściwości substancji. Olfaktometria natomiast odnosi się do pomiarów wrażliwości węchu ludzi. Metody badań odorymetrycznych można sklasyfikować pod kątem różnych kryteriów: rodzaju badanych próbek (np. pochodzenie, stan skupienia), mierzonych właściwości zapachu, celów pomiarów lub stosowanej techniki (Kośmider, 2012).

Istnieją liczne metody pomiarów odorymetrycznych, najczęściej stosowane są metody rozcieńczeń (czystym powietrzem lub czystą wodą – zależnie od rodzaju próbki), których celem jest określenie odległości od progu wyczuwalności zapachu (Kośmider, 2012). Dokładny przebieg pomiaru jakości powietrza opisany jest w normie PN-EN 13725:2007 *Jakość powietrza - Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej*. W normie podano metodę oznaczania stężenia zapachowego w próbkach gazowych poszczególnych substancji lub mieszanin gazowych przy użyciu olfaktometrii dynamicznej z udziałem zespołu osób przeprowadzających ocenę organoleptyczną (PN-EN 13725:2007, 2007).

Mimo swej skuteczności, odorymetria ma wciąż wielu przeciwników (Stuetz i inni, 2001). Jest to spowodowane między innymi myleniem analizy sensorycznej i oceny organoleptycznej. Oba pojęcia rozumiane są jako ocena parametrów badanych próbek przy pomocy jednego lub kilku zmysłów używanych jako „urządzenie” pomiarowe. Mimo tej zbieżności nie są to pojęcia o jednakowym znaczeniu (Kośmider, 2012).

Analiza sensoryczna dotyczy pomiarów wykonywanych w sposób gwarantujący powtarzalność i odtwarzalność wyników. Otrzymanie takich rezultatów jest możliwe tylko w przypadku dokładnego przestrzegania procedur określonych w wyżej wymienionej normie PN-EN 13725:2007 oraz innych wytycznych. Przepisy te ustalają wymagania jakie muszą spełniać:

- zespoły osób oceniających,
- odczynniki,
- sprzęt laboratoryjny,

- pomieszczenie w którym oceniane są próbki,
- instalacja wentylacyjna w pomieszczeniu.

Norma PN-EN 13725:2007 definiuje również sposoby i konieczną częstotliwość kontrolowania sensorycznej wrażliwości osób wykonujących pomiar, metodę prezentacji próbek, ewidencji wyników ocen, sposoby statystycznego opracowania wyników i inne (PN-EN 13725:2007, 2007).

Podczas pomiarów, w pierwszej kolejności próbki gazów pobierane są do worków z folii o odpowiednich właściwościach. Najczęściej są to worki z folii teflonowej lub TEDLAR (PFV), można także korzystać z jednorazowych worków z folii żaroodpornej, koszty są niższe jednak jest to sprzęt jednorazowego użytku (Kośmider, 2012).

Próg wyczuwalności zapachu pojedynczego zanieczyszczenia lub mieszaniny zanieczyszczeń to stężenie (c_{th} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]), przy którym zapach wyczuwa około 50% populacji ogólnej. Poziome stężenia c_{th} dla pojedynczych związków oraz ich mieszanin są bardzo różne. Umownie, każdej z tych zróżnicowanych wartości, przypisano tę samą wartość stężenia zapachowego tj. jedna jednostka zapachowa (ou , odour unit) w metrze sześciennym: $cod, th = 1ou/m^3$ (Kośmider, 2012).

W normie PN-EN 13725:2007 definicję jednostki zapachowej, która odwołuje się do ogólnej populacji, zastąpiono definicją opartą na cechach węchu populacji standardowej, która jest mniej zróżnicowana. Próbkę takiej populacji stanowi zespół (PN-EN 13725:2007, 2007).

Prawdopodobieństwo wyczucia zapachu przez członków zespołu jest równe 0,5 gdy stężenia zapachowe jest równe jednej europejskiej jednostce zapachowej (ouE) w metrze sześciennym: $cod, th = 1ouE/m^3$. Natomiast wartości europejskiej jednostki zapachowej ($1ouE$) odpowiada masa butanolu-1 równa $123 \mu\text{g}$.

Definicja stężenia zapachowego związku chemicznego lub dowolnej mieszaniny zanieczyszczeń powietrza zależy od wybranej jednostki pomiarowej. Odnosząc się do europejskich jednostek zapachowych w metrze sześciennym stężenie zapachowe (cod) jest tyle razy większe od 1, ile razy trzeba rozcieńczyć badaną próbkę, aby osiągnąć próg wyczuwalności zapachu:

$$cod [ouE/m^3] = Z50\%$$

Z50% – stopień rozcieńczenia próbki czystym powietrzem, po którym prawdopodobieństwo wyczucia zapachu przez członków zespołu jest równe 0,5 (Kośmider, 2012).

Jeśli chodzi o zespół oceniający zapach, musi składać się on z co najmniej czterech osób. Koniecznym jest, aby były to osoby o sprawności węchu poświadczonej testem, przy wykorzystaniu europejskiego wzorca jakim jest n-butanol. Kandydat na uczestnika pomiarów sensorycznych nie może posiadać nadwrażliwego ani oziębiałego zmysłu powonienia. Wynik indywidualnego oznaczenia stężenia progowego n-butanolu powinien mieścić się w zakresie $62-246 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Konieczne jest stworzenie zespołowi oceniającemu odpowiednich warunków pomiarowych. Norma przewiduje konkretną wydajność wentylacji, temperaturę powietrza, stężenie ditlenku węgla. Wzięto pod uwagę materiały, z jakich wykonane może być pomieszczenie, tak aby nie stanowiło dodatkowego źródła zapachów (Kośmider, 2012).

Po wyznaczeniu grupy zdolnej do wykonania pomiaru, koniecznym jest wykorzystanie olfaktometru dynamicznego. Jest to urządzenie umożliwiające rozcieńczenie strumienia badanej próbki czystym powietrzem. Osoby znajdujące się w zespole oceniają zapach strumienia wypływającego z króćca pomiarowego olfaktometru. Norma wyznacza prędkość przepływu strumienia, czas jego prezentacji i czas przerw między prezentacjami próbek. Rola członków zespołu polega na ocenie metodą TAK/NIE. TAK jeśli zapach jest wyczuwalny, NIE kiedy różnica między próbka a czystym powietrzem jest niezauważalna. Istnieją również inne – dokładniejsze – metody pomiarów jak np. test różnicowy (Kośmider, 2012).

W środowisku często zdarza się, że mimo przestrzegania norm dotyczących stężenia poszczególnych związków w powietrzu, wciąż występują skargi związane z uciążliwościami zapachowymi. Pomimo to, w polskim prawie nie ustalono standardów dotyczących odorów analizowanych łącznie jako całość (Kośmider, 2012) o czym napisano w rozdziale 2.3.1 Polska.

2.5.3. Problemy eksploatacyjne

W rozdziale 2.4 *Kanalizacja jako reaktor przemian biochemicznych*, opisano szczegółowo proces tworzenia się siarkowodoru wewnątrz sieci kanalizacyjnej. Należy jednak wyraźnie podkreślić, że nie należy traktować siarkowodoru jako jedyne źródła uciążliwości zapachowej z sieci kanalizacyjnej. Systemy odprowadzania ścieków stanowią skomplikowane układy, a ścieki do nich trafiające mogą pochodzić z przeróżnych źródeł – również z zakładów przemysłowych. Stąd też do każdego problemu odorowego w pobliżu infrastruktury kanalizacyjnej należy podchodzić w sposób indywidualny i w pierwszej kolejności dokonać szczegółowej analizy ścieków stanowiących źródło odorów. Wśród emitowanych związków złoonych poza siarkowodorem można wyróżnić m.in. amoniak, organiczne związki siarki w tym merkaptany, indole, skatole, kwasy organiczne, aldehydy i ketony. Dodatkowo substancje złoonne w mieszaninie mogą wzajemnie wzmacniać lub osłabiać odczuwaną intensywność oraz zmieniać jakość hedoniczną zapachu (Sobczyński i inni, 2014).

Dodatkowo dotychczasowe badania pokazują, że potencjalnie największy wpływ na wielkość emisji zapachu z oczyszczalni ścieków, w zależności od źródła, ma emisja amoniaku, siarkowodoru, merkaptanów oraz w niektórych przypadkach toluenu i propanolu (Sobczyński i inni, 2014). Jednocześnie, na podstawie doświadczeń eksploatacyjnych, należy stwierdzić, że problem odorów w pobliżu sieci kanalizacyjnej jest często bezpośrednio związany z wydzielaniem się gazowej formy siarkowodoru (Stachowiak i inni, 2017). Wśród związków występujących w systemach kanalizacyjnych to siarkowodor jest największym zagrożeniem dla zdrowia i życia pracowników kanalizacji (Brahmi i inni, 2020). Z uwagi na fakt, że zarówno organiczne jak i nieorganiczne związki siarki mają bardzo niskie progi wyczuwalności węchowej są one potencjalnie najbardziej odorotwórcze (Sówka i inni, 2017).

Siarkowodor (H_2S) jest żrącym, łatwopalnym, bezbarwnym gazem, cięższym od powietrza, o charakterystycznym zapachu zgniłych jaj (Mohammed i inni, 2021). W przypadku ostrego zatrucia siarkowodorem głównymi narządami docelowymi są ośrodkowy układ nerwowy i płuca. Często występują powikłania takie jak odoskrzelowe zapalenie płuc i obrzęk płuc.

W następstwie ostrego zatrucia odnotowano również wiele przypadków zmian neurologicznych i neuropsychologicznych (Stetkiewicz, 2011).

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). Siarkowodor jest niebezpieczny nawet w niskich stężeniach (Pudi i inni, 2022). W tabeli Tab. 2.1 zaprezentowano wpływ rosnącego stężenia siarkowodoru na człowieka (Krzaczkowski, 2014).

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

2.6. Korozja

Odnotowanie wysokich stężeń H_2S wewnątrz kanalizacji stanowi niebezpieczeństwo nie tylko dla zdrowia i życia ludzi oraz zwierząt, ale również dla materiałów, z których zbudowana jest sieć kanalizacyjna, a w szczególności dla betonu (Zuo i inni, 2021) (Zouboulis i inni, 2022). Związki siarki prowadzą do korozji betonu, która powoduje jego kruszenie i obniżenie żywotności (Klaczyński, 2012). W Edmonton, w Kanadzie, w 2016 roku przeprowadzono kontrolę kanału wybudowanego w 2001 roku. Stwierdzono poważane zniszczenia spowodowane korozją betonu, w rezultacie żywotność kanału obniżyła się z przewidywanych 75-100 do około 20 lat (Wu i inni, 2018). Zły stan techniczny systemu kanalizacyjnego może prowadzić do zapadania się rurociągów pod drogami, czy w pobliżu budynków. Stanowi to realne zagrożenie katastrofą budowlaną bądź drogową, skutkujące stratami środowiskowymi, społecznymi i ekonomicznymi (Zamanian i inni, 2023). Badania (Bering i inni, 2019) potwierdziły, że największe ślady korozji zaobserwowano w studniach rozprężnych bezpośrednio połączonych z głównymi rurociągami ciśnieniowymi. Korozja betonu w systemach kanalizacyjnych stanowi narastające wyzwanie dla eksploatorów, co skłania do pogłębionych badań nad mechanizmami degradacji oraz do stosowania bardziej odpornych materiałów i technologii ochronnych (Pramanik i inni, 2024). Przykłady korozji siarczanowej przedstawiono na Rys. 2.14.



Rys. 2.14 Korozja siarczanowa betonu (zdjęcia: M. Stachowiak)

Zjawisko korozji siarczanowej związane jest z powstawaniem biogenicznego kwasu siarkowego (VI) poprzez działanie bakterii redukujących siarczany (SRB) i bakterii utleniających siarkę (SOB) (Podraza, 2014).

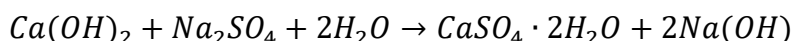
Bakterie Redukujące Siarczany (*ang. Sulphate-reducing bacteria, SRB*) to różnorodne mikroorganizmy, których specyfiką jest przekształcanie SO_4^{2-} w H_2S . Uzyskują one wówczas energię niezbędną do procesów metabolicznych. Istnieje 40 różnych rodzajów SRB, a dominującymi w systemach kanalizacyjnych są *Desulfovibrio*, *Desulfobulbus*, *Desulfomicrobium* i *Desulfobacter* (Rathnayake i inni, 2021). SRB są organizmami beztlenowymi i pozostają uśpione, dopóki tworząca się w sieci kanalizacyjnej warstwa osadu nie odetnie dopływu tlenu. Rozpoczyna się w ten sposób rozwój warunków beztlenowych. Następnie SRB metabolizują jony siarczanowe - redukując je do jonów siarczkowych (S^{2-}). Jony siarczkowe reagują z jonami wodorowymi w ściekach, tworząc wodorosiarczek (HS^-). Tworzenie siarkowodoru odbywa się w temperaturach powyżej 15°C . Jony HS^- reagują z wodą tworząc siarkowodor 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). Optymalną temperaturą do wzrostu SRB jest $20\text{--}30^\circ\text{C}$, jednak potrafią również przetrwać w $50\text{--}60^\circ\text{C}$. Bakterie redukujące siarczany są szeroko rozpowszechnione w warunkach beztlenowych i w przedziale pH między 6–9 (Podraza, 2014). Inne źródła zawężają zakres pH nawet do 6,5–7,5 jako wartości, przy których aktywność SRB jest najwyższa (Rathnayake i inni, 2021). Bakterie redukujące siarczany nie giną w warunkach tlenowych i mogą współistnieć z tlenowymi bakteriami gatunku

Thiobacillus, które absorbują tlen. Taka koegzystencja nasila korozyjne działanie środowiska poprzez absorpcję tlenu (Stanaszek-Tomal i inni, 2016).

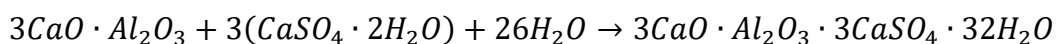
Bakterie utleniające siarkę (*ang. Sulphur oxidizing bacteria*, SOB) to mikroorganizmy, które utleniają siarkę elementarną lub inne formy zredukowanej siarki do siarczanów. Odpowiadają za to szczepy bakterii z gatunku *Thiobacillus* (Podraza, 2014). W produkcji kwasu siarkowego w instalacjach kanalizacyjnych bierze udział wiele gatunków *Thiobacillus*. Różne typy bakterii *Thiobacillus* rozwijają się w różnych warunkach, w tym również przy różnych wartościach pH. Każdy ze szczepów bakterii obniża pH powierzchni podłoża do optymalnego zakresu dla zasiedlenia i rozmnażania przez inny szczep. Proces ten jest powtarzany przez wszystkie szczepy *Thiobacilli*, wytwarzając bardzo kwaśne środowisko o pH około 1, co sprzyja szybkiej korozji. Bakterie te mają również wystarczającą ilość składników odżywczych, aby wegetować wewnątrz sieci kanalizacyjnej (Stanaszek-Tomal i inni, 2016). Kolonizacja bakterii z rodzaju *Thiobacillus* następuje przy pH betonu około 9 oraz, gdy wystąpią wystarczające warunki wilgoci, składników odżywczych oraz tlenu (Podraza, 2014). Organizmy te wzrastają i funkcjonują najlepiej w temperaturze 25-35°C (Stanaszek-Tomal i inni, 2016). Aby bakterie były aktywne, wymagana jest minimalna wilgotność względna na poziomie 87%. Wysoka wilgotność względna zwiększa szybkość tworzenia się kwasu siarkowego (Wu i inni, 2018). Gdy pH powierzchni rur betonowych spadnie poniżej 9,0 *Thiobacillus sp.* przyczepia się do powierzchni betonu i rozmnaża się, kiedy wartość pH nadal spada do umiarkowanych lub słabo kwaśnych warunków, na powierzchni betonu osadzają się *T. intermedius*, *T. novellus* i *T. neapolitanus*. Natomiast gdy pH jest poniżej 5,0 *T. thiooxidans* rośnie i wytwarza większe ilości kwasu siarkowego (Li i inni, 2019).

W warunkach anaerobowych bakterie redukujące siarczany (SRB) wytwarzają siarkowodor ze związków siarki obecnych w ściekach (Rathnayake i inni, 2021). H₂S po emisji do przestrzeni powietrznej kanałów, przekształcany jest w warunkach aerobowych do siarki elementarnej, a następnie, przez bakterie utleniające siarkę (SOB), do biogenicznego kwasu siarkowego (VI) (Podraza, 2014). Reakcja powstałego kwasu siarkowego (VI) ze składnikami betonu powoduje utworzenie gipsu i silnie ekspansywnego kryształu jakim jest ettringit (Podraza, 2014). Ettringit wypełnia swobodne przestrzenie w porach betonu, a następnie krystalizuje, jednocześnie wywierając ciśnienie na otaczające go ścianki porów betonu. Może to skutkować powstaniem mikropęknięć w zaprawie cementowej, a w konsekwencji prowadzi do osłabienia elementu konstrukcji (Rooyackers i inni, 2022). Ettringit jest produktem dwustopniowej reakcji.

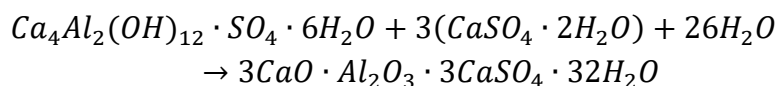
Reakcja 1: Siarczan sodu lub magnezu wchodzi w reakcję w roztworze z wodorotlenkiem wapnia zawartym w betonie. Produktem tej reakcji, istotnym dla dalszego przebiegu procesu korozji, jest gips CaSO₄ · 2H₂O:



Reakcja 2: Powstały gips reaguje z niehydratyzowanym glinianem trójwapniowym:



lub z monosulfatem:



Produkt reakcji to uwodniony siarczanoglinian wapnia – ettringit. W zależności od tego, czy w drugiej fazie reakcji z gipsem reaguje glinian trójwapniowy czy monosulfat, otrzymamy inną wielkość odkształcenia objętościowego (Węglewski, 2008).

W przypadku wystąpienia korozji siarczanowej koniecznym staje się wykonanie renowacji sieci kanalizacyjnej, co generuje dodatkowe koszty eksploatacyjne (Park i inni, 2014). Konserwacje i naprawy systemów kanalizacyjnych pochłaniają miliardy dolarów na całym świecie (Jiang i inni, 2015). W 2000 roku przeprowadzono w USA badania, w którym oszacowano koszty konserwacji systemów ściekowych na około 13,75 miliardów dolarów rocznie (Anwar i inni, 2022). Na szybkość korozji siarczanowej wpływa wiele czynników, które można podzielić na trzy kategorie: czynniki środowiskowe (m.in. wilgotność względna, zawartość tlenu, BZT, temperatura ścieków, temperatura atmosfery, pH ścieków), parametry hydrauliczne kanalizacji (m.in. prędkość przepływu ścieków, turbulencje, retencja) i konstrukcja betonu (m.in. porowatość betonu). Parametry hydrauliczne wpływają głównie na proces tworzenia się H_2S , natomiast konstrukcja betonu zmniejsza szybkość reakcji korozji. Czynniki środowiskowe mogą zmieniać szybkość reakcji prowadzących do korozji betonu (Wu i inni, 2018). Obecnie do monitorowania i analizowania procesów korozyjnych w kanałach ściekowych stosuje się różne podejścia np. określenie pH powierzchni betonu, monitorowanie grubości warstwy korozyjnej, analizę produktów korozji, czy charakterystykę mikrobiologiczną w warstwie korozyjnej. Metody te są jednak trudne do zastosowania w praktyce, dlatego prowadzone są badania mające na celu opracowanie szybkich i nieinwazyjnych metod pomiaru szybkości korozji na jej różnych etapach (Sun i inni, 2014). W celu ochrony betonu przed atakami mikrobiologicznymi konieczne jest zastosowanie powłok, które będą stanowić barierę i będą odporne na działanie biogenych kwasów organicznych i nieorganicznych. Najważniejszymi cechami, jakimi powinny charakteryzować się takie powłoki, są: odporność na kwasy, dobra przyczepność do stali i betonu, brak przepuszczalności oraz odporność na działanie soli (Stanaszek-Tomal i inni, 2016). Przeprowadzone zostały badania (Sun i inni, 2015) umożliwiające redukcję utleniania H_2S na powierzchniach betonowych, na których znajduje się aktywny biofilm korozyjny. Celem badań była redukcja biologicznego utleniania siarczku poprzez traktowanie biofilmu korozyjnego wolnym kwasem azotowym (FNA). Badania wykazały, że oprysk FNA jest potencjalnie tanią i skuteczną strategią ograniczania korozji w systemach kanalizacyjnych.

2.7. Metody przeciwdziałania negatywnym przemianom biochemicznym w kanalizacji

2.7.1. Dawkowanie chemii technologicznej

Dozowanie chemii technologicznej do sieci kanalizacyjnej stanowi jedną z metod przeciwdziałania korozji siarczanowej oraz uciążliwościom odorowym związanym z wydzielaniem się gazowego siarkowodoru (Shi i inni, 2022) (Zhang i inni, 2023). Optymalizacja szybkości dozowania danego rodzaju chemii technologicznej oraz określenie

najkorzystniejszej lokalizacji dozowania są kluczowe w celu osiągnięcia maksymalnej wydajności usuwania siarkowodoru przy zachowaniu opłacalności ekonomicznej (Park i inni, 2014). Dla optymalizacji strategii dozowania środków chemicznych istotna jest kontrola online jakości ścieków i powietrza kanalizacyjnego oraz zintegrowanie stosowania środków chemicznych (Cen i inni, 2023).

Istnieje wiele różnych preparatów, które mogą być dozowane do systemu kanalizacyjnego. Są to między innymi:

1. Sole żelaza

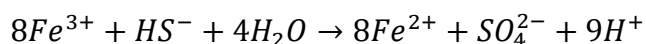
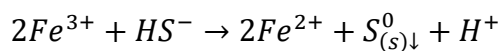
Dzięki dozowaniu soli żelaza do systemu kanalizacyjnego możliwe jest obniżenie stężenia siarkowodoru w powietrzu ze stężenia sięgającego 1000 ppm do wartości ok. 200 ppm w okresie letnim i 0-50 ppm w miesiącach o obniżonej temperaturze powietrza (Klaczyński, 2012). Inne badania (Gawroński i inni, 2010) wskazują na spadek stężeń H_2S w wyniku dozowania soli żelaza z wartości ok. 200ppm do wartości nieprzekraczających 20ppm.

Należy pamiętać, że preparaty na bazie żelaza dozowane do ścieków mają właściwości silnie kwaśne ($pH = 1-2$), co może przyczyniać się do niszczenia armatury kanalizacyjnej, do której są dawkowane. Na szczególne niebezpieczeństwo narażone są pompy występujące na dalszych odcinkach systemu kanalizacyjnego, do których dodany został preparat. Silnie żrące właściwości soli żelaza mogą powodować korozję zarówno betonu jak i stali (Worona, 2012). Dawkowanie soli żelaza do systemu kanalizacyjnego nie wytrąca żadnych innych szkodliwych substancji poza siarczkami, co również stanowi wadę reagentu (Firer i inni, 2008). Przeprowadzono badania (Wang i inni, 2021) dotyczące środowiskowej oceny cyklu życia (LCA) środków ochrony przed korozją kanałów ściekowych, porównując m.in. dozowania chlorku żelaza dwuwartościowego z trójwartościowym. Stwierdzono, że dozowanie chlorku żelaza (II) wykazuje lepszą efektywność środowiskową w porównaniu z dozowaniem chlorku żelaza (III).

Zapobieganie uciążliwościom odorowym z sieci kanalizacyjnej poprzez dozowanie soli żelaza przebiega zgodnie z poniżej opisanymi reakcjami. Dwie rozpuszczone formy żelaza – żelazo trójwartościowe (Fe^{3+}) i żelazo dwuwartościowe (Fe^{2+}) reagują z cząsteczkami siarczkowymi na dwa różne sposoby:

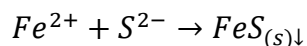
- Żelazo trójwartościowe (Fe^{3+})

Utlenia siarczki (do siarczanu lub siarki elementarnej), jednocześnie redukując się do żelaza żelazawego (Firer i inni, 2008) (Zhang i inni, 2008) :

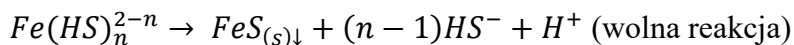


- Żelazo dwuwartościowe (Fe^{2+})

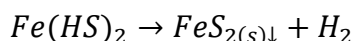
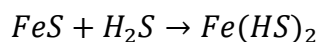
Ma tendencję do wytrącania się z cząsteczkami siarczkowymi, tworząc różne substancje strącające. Najczęściej następuje reakcja (Firer i inni, 2008) (Ge i inni, 2013):



Jednak w literaturze (Firer i inni, 2008) można spotkać również informacje o reakcjach między Fe^{2+} , a siarczkami. Reakcja przez pierwszych kilka minut przebiegała tworząc związki pośrednie przed wytworzeniem FeS :



Potwierdzono hipotezę, że jeden z tych związków pośrednich może być zaangażowany w wytrącanie pirytu (FeS_2) (Firer i inni, 2008):



Zdołano wytworzyć FeS_2 w laboratorium poprzez mieszanie S^{2-} i Fe^{2+} w warunkach ściśle beztlenowych w $100^{\circ}C$ przez 2 tygodnie. Nie stwierdzono jednak czy możliwe jest wytrącenie się pirytu w warunkach panujących w sieci kanalizacyjnej (Firer i inni, 2008).

Należy pamiętać, iż osad (FeS) utworzony w procesach reakcji jonów żelaza Fe^{3+} i Fe^{2+} z cząsteczkami siarczkowymi ostatecznie trafia do oczyszczalni ścieków. Jego wpływ na pracę oczyszczalni zależy od nowoczesności i rozmiaru obiektu (Ge i inni, 2013). Istnieje możliwość, iż powstały osad FeS zostanie natleniony w komorze tlenowej w oczyszczalni, co spowoduje regenerację jonów żelaza. Zregenerowane jony Fe^{3+} mogą wytrącić występujące tam fosforany (PO_4^{3-}), co wpłynie na pracę oczyszczalni ścieków. Istotny jest czas retencji cząstek FeS w kanałach. Dawkowanie reagentu w pobliżu oczyszczalni zmniejsza osadzanie się siarczku żelaza w osadniku wstępnym, więc zwiększa to usuwanie fosforu w części biologicznej oczyszczalni (Gutierrez i inni, 2010). Przeprowadzono również badania, które wykazały, że dozowanie soli żelaza do kanalizacji może wpływać na obniżenie zawartości H_2S w biogazie wytwarzanym w procesie fermentacji w oczyszczalni ścieków (Rebosura Jr. i inni, 2018).

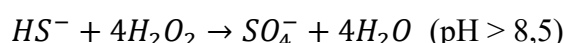
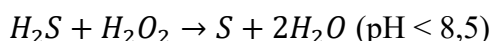
2. Ozon (O_3)

Zaletę dozowania ozonu stanowi brak dodawania do ścieków soli. Nie powstają także szkodliwe substancje uboczne, ponieważ do wody dodawany jest wyłącznie tlen. Wadą jest toksyczność środka dla personelu obsługującego sieć kanalizacyjną, oraz wysoki koszt zakupu i dostawy (Firer i inni, 2008).

3. Nadtlenek wodoru (H_2O_2)

W tym wypadku do ścieków również nie są dodawane sole i nie powstają niepożądane związki uboczne. Środek jest jednak toksyczny dla pracowników i odznacza się wysokimi kosztami zakupu i dostawy (Firer i inni, 2008).

Reakcja zachodzi w następujący sposób (Cipriani i inni, 2018):



4. Nadtlenek wapnia (CaO_2)

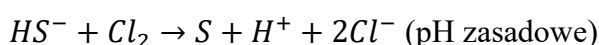
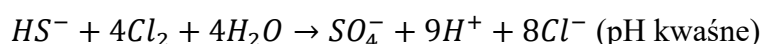
Nadtlenek wapnia jest popularnym środkiem bakteriobójczym i utleniającym w przemyśle związanym z ochroną środowiska oraz w rolnictwie. Jest związkiem nietoksycznym, który

może powoli rozkładać się do H_2O_2 , O_2 i alkaliów. Wytworzony H_2O_2 niesie za sobą potencjał zainicjowania zaawansowanego procesu utleniania. Na ten moment przeprowadzono niewiele badań dotyczących zastosowania CaO_2 w sieci kanalizacyjnej, niektóre z prac wstępnie przedstawiły jednak możliwość wpływu CaO_2 na uwalnianie siarczków (Guo i inni, 2023).

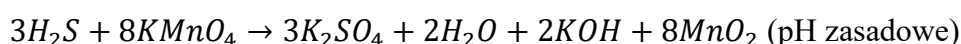
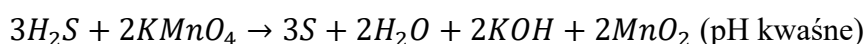
5. Związki chloru, nadmanganian potasu itp. (np. Cl_2 , $Cr_2O_7^{2-}$)

Silne utleniacze, charakteryzują się dużą skutecznością usuwania siarkowodoru i innych substancji organicznych. Do wad należy zaliczyć możliwość dostawania się do wody niepożądanych soli, wysokie koszty i toksyczność substancji wobec ludzi (Firer i inni, 2008).

Reakcja chloru z jonem wodorosiarczkowym zachodzi w następujący sposób (Cipriani i inni, 2018):



Natomiast reakcja siarkowodoru z nadmanganianem potasu (Cipriani i inni, 2018):



6. Związki azotu

a. Azotyny

Ogólny schemat dozowania azotynów składa się z krótkiego okresu dozowania azotynów i dłuższego okresu regeneracji. Jest to rozwiązanie korzystniejsze pod kątem ekonomicznym w porównaniu z dawkowaniem azotanów. Przeprowadzone badania laboratoryjne i terenowe (Jiang i inni, 2010) potwierdziły skuteczność przerywanego dozowania azotynów w kontrolowaniu produkcji siarczków i metanu. W próbie terenowej dawkowano azotyny o objętości 100 mgN/l przez 33 godziny z przerwami przez okres 3 dni, co doprowadziło do redukcji 90% siarczanów. Przez okres 20 dni redukcja siarczku utrzymywała się na poziomie ponad 60% bez dalszego dawkowania azotynu. Produkcja metanu utrzymywała się natomiast na poziomie znikomym lub niskim przez okres ok. 3 miesięcy bez dalszego dawkowania azotynu. Wynika z tego, że metanogeny są bardziej wrażliwe na azotyny niż SRB. Badania w skali laboratoryjnej wykazały, że wytwarzanie w biofilmie metanu można usunąć w ciągu dwóch dni przy dawkowaniu azotynu na poziomie 40 mgN/l. Minimalna dawka azotynu w celu zahamowania produkcji metanu może być jeszcze niższa. Aby zoptymalizować strategię dawkowania w celu uzyskania wyższego poziomu kontroli siarczków konieczne byłoby przeprowadzenie dalszych badań.

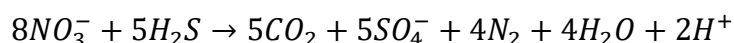
Badania laboratoryjne były kontynuowane (Jiang i inni, 2011) w celu zoptymalizowania stężenia azotynów, czasu dozowania i długości przerw między dawkowaniem. Czas dozowania ograniczono do 12h, stwierdzając że jest wystarczający aby hamować wytwarzanie siarczków i metanu przez biofilmy ściekowe. Aby zmniejszyć produkcję siarczków o 80%, wymagany jest odstęp między dawkami wynoszący 4,5 dnia.

Przeprowadzono również badania laboratoryjne (Zuo i inni, 2024), w których zaproponowano wykorzystanie azotynu jako substratu do usuwania H_2S i CH_4 w systemie kanalizacyjnym. Do reaktora laboratoryjnego dawkowany był azotyn w stężeniu 25–48 mg N/l.

W wyniku tych eksperymentów zaobserwowano skuteczne przeprowadzenie dwóch mikrobiologicznych procesów zależnych od azotynów: beztlenowego utleniania metanu (n-DAMO) oraz mikrobiologicznego utleniania siarczaków. Oba procesy zachodziły równocześnie z redukcją azotynów, prowadząc do 58% redukcji rozpuszczonego metanu oraz ponad 90% usunięcia siarczaków w reaktorze ściekowym.

b. Azotany

Celem jest podniesienie potencjału redoks i doprowadzenie do warunków anoksydacyjnych. Sole azotanowe (np. $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, KNO_3) charakteryzują się dużą rozpuszczalnością w wodzie, co pozwala im na stały kontakt z biofilmem kanałów ściekowych. Prowadzi to do zapobiegania powstawaniu warunków beztlenowych wewnątrz przewodu. Stanowią one środek zapobiegawczy. Dodatkowo, w wyniku dozowania opisywanych związków w ściekach powstają niepożądane jony (np. Na^+ , K^+ , Ca^{2+}). Istnieje również niebezpieczeństwo negatywnego wpływu powstałych ścieków na procesy zachodzące w oczyszczalni, z powodu dodatkowego obciążania azotanami (Firer i inni, 2008). Azotany mogą być dodawane do ścieków również w celu usuwania rozpuszczonego H_2S w procesie biochemicznym. Reakcja jonu azotanowego z siarkowodorem przebiega w następujący sposób (Cipriani i inni, 2018):



c. FNA (wolny kwas azotowy), FA (wolny amoniak)

FNA i FA znane są ze swoich silnych właściwości biobójczych – uszkodzają błony komórkowe bakterii, zakłócając ich metabolizm i zmieniając pH wewnątrz komórek. FNA działa szczególnie efektywnie w środowisku o niskim pH, natomiast FA wykazuje wyraźne działanie hamujące w warunkach zasadowych. Pozwala to na zastosowanie tych związków w różnych warunkach kanalizacyjnych. Strategie dawkowania FNA i FA, zarówno ciągłe, jak i przerywane, przy różnych profilach stężeń, pozwalają dostosować kontrolę emisji do specyfiki danego systemu kanalizacyjnego. Choć ich stosowanie niesie za sobą ryzyko emisji podtlenku azotu (N_2O), nowatorskim i zrównoważonym rozwiązaniem jest produkcja FNA i FA z moczu, co może znacząco zmniejszyć koszty operacyjne i środowiskowe, jednocześnie wspierając ideę obiegu zamkniętego gospodarki ściekowej (Chen i inni, 2025).

7. Naturalny magnetyt i hematyt

W literaturze (Zhang i inni, 2016) może również zapoznać się z metodą zmniejszania zawartości siarczaków w ściekach przy pomocy sproszkowanego magnetytu i hematytu. Wyniki wykazały, że dodanie 40 mg/l sproszkowanego magnetytu i hematytu zmniejszyło zawartość siarczaków w ściekach odpowiednio o 79% i 70%. W badaniach porównano skuteczność zmniejszania produkcji siarczaków przez dodanie magnetytu, hematytu, FeCl_3 i FeSO_4 . Wyniki wykazały, że dodatki sproszkowanego magnetytu i hematytu skuteczniej niż FeCl_3 i FeSO_4 zmniejszały produkcję siarczaków w ściekach. Również pod względem ekonomicznym dodawanie sproszkowanego magnetytu i hematytu okazało się bardziej opłacalne (30% kosztów soli żelaza). Ponadto sproszkowany magnetyt i hematyt miały mniejszy wpływ na jakość ścieków, w tym pH i redoks, niż sole żelaza, co wiąże się z charakterem przedłużonego uwalniania ze względu na słabą rozpuszczalność składników mineralnych w ściekach. Sproszkowany magnetyt i hematyt nie miały negatywnego wpływu na osad czynny.

8. Wodorotlenek magnezu ($Mg(OH)_2$)

Dozowanie wodorotlenku magnezu jest szeroko stosowane w celu kontroli zapachu z sieci kanalizacyjnej oraz ograniczania korozji elementów systemu kanalizacyjnego. Przeprowadzono badania (Cen i inni, 2023), na podstawie których stwierdzono, że dozowanie 56 mg/l $Mg(OH)_2$ zwiększa pH ścieków do 8,6-9,3. Przy tym poziomie pH rozpuszczone cząsteczki H_2S zredukowały do $0,2 \pm 0,0$ mgS/l przy $pH\ 8,8 \pm 0,1$. Długotrwałe podwyższenie pH miało działanie hamujące na aktywność mikrobiologiczną ścieków. Dozowanie dowolnej chemii technologicznej do systemu kanalizacyjnego może wpływać na los biomarkerów obecnych w ściekach. Ma to istotne znaczenie dla wiarygodności późniejszych analiz w ramach epidemiologii opartej na ściekach. Przeprowadzono badania (Li i inni, 2025) wpływu dozowania $Mg(OH)_2$ na procesy abiotyczne (np. zmiana pH) oraz biotyczne (aktywność mikroorganizmów w biofilmie), które wspólnie kształtują wzorce transformacji biomarkerów w systemach kanalizacyjnych. Wyniki wykazały, że długotrwałe dawkowanie $Mg(OH)_2$ zmieniło skład mikrobiologiczny i aktywność w biofilmach kanalizacyjnych. Krótkotrwałe dawkowanie $Mg(OH)_2$ spowodowało natychmiastowy wpływ na hamowanie H_2S przy podwyższonym pH. Stwierdzono, że dawkowanie $Mg(OH)_2$ nie miało wpływu na stabilne biomarkery (np. acesulfam, karbamazepina), jednak zarówno długotrwałe, jak i krótkotrwałe dawkowanie zmniejszyło degradację niestabilnych biomarkerów (np. kofeina, kodeina, nikotyna). Wnioski z badań wskazują, że przy stosowaniu analiz w ramach epidemiologii opartej na ściekach w danej zlewni, należy poznać strategię stosowania chemii technologicznej. Zarówno stosowanie chemii technologicznej, jak i zmiany w strukturze biofilmu, mogą mieć wpływ na los biomarkerów w systemach kanalizacyjnych i tym samym wpływać na ostateczne wyniki analiz.



Rys. 2.15 Instalacja do dozowania chemii technologicznej (zdjęcie: M. Stachowiak)

Na Rys. 2.15 przedstawiono przykładowe zdjęcie instalacji do dozowania chemii technologicznej.

Niekiedy istnieje możliwość ograniczenia dawek reagentu w okresie zimowym, co może znacznie obniżyć koszty eksploatacyjne. W związku z tym istotna jest stała kontrola stężenia

siarkowodoru w studni rozprężnej, w pobliżu której zgłaszany jest problem uciążliwości zapachowych. Pozwala to na określenie wielkości koniecznych dawek substancji. Należy jednak pamiętać również o stałym koszcie eksploatacyjnym wprowadzania reagentu do ścieków, którego wartość uzależniona jest od rodzaju stosowanej substancji. Koszty inwestycyjne są stosunkowo wysokie, a w związku z koniecznością dowozu koagulantu generowane są jednocześnie koszty eksploatacyjne, na które składa się koszt samej substancji oraz jej transportu. Podczas każdego transportu koagulantu istnieje niebezpieczeństwo dostania się substancji do środowiska co może doprowadzić do katastrofy ekologicznej. Przy wysokich stężeniach siarkowodoru w sieci kanalizacyjnej, konieczne jest podwyższenie dawki koagulantu. Wiąże się to z jego większym wykorzystaniem, a więc zbiornik magazynujący powinien być odpowiednio duży. Wymaga to odpowiednich warunków występujących na terenie przepompowni, które pozwolą na umieszczenie w pobliżu studzienki dużego, ogrodzonego zbiornika magazynowego. W przypadku zastosowania mniejszej objętości zbiornika, koniecznym będzie jego częstsze uzupełnianie, co generuje podwyższenie kosztów transportu koagulantu, które składają się na koszty eksploatacyjne. Należy także pamiętać, iż transport koagulantu odbywa się przy pomocy dużych wozów transportowych i wymaga odpowiednich warunków, umożliwiających wjazd pojazdu na teren przepompowni.

2.7.2. Napowietrzanie ścieków

Metoda ta opiera się na wtłaczaniu do przewodu kanalizacyjnego, w którym znajdują się ścieki mogące potencjalnie ulec zagniciu, strumienia sprężonego powietrza. Celem tego procesu jest napowietrzanie ścieków, co obniża możliwość utworzenia się w kanale warunków beztlenowych, zwiększając jednocześnie wartość potencjału redoks (Zhang i inni, 2022). W metodzie tej nie dopuszcza się do wytworzenia w sieci kanalizacyjnej H_2S (Ochi i inni, 1998). Wadą tej metody jest ograniczony transfer tlenu do ścieków (Zhang i inni, 2008).

Metoda ta wymaga wybudowania dodatkowego obiektu, w którym zainstalowana zostanie sprężarka powietrza. Jednocześnie, przy takiej inwestycji, należy pamiętać o kosztach eksploatacyjnych wynikających z pobierania energii przez sprężarkę. Zużycie energii na przetłoczenie ścieków zależy od stężenia zanieczyszczeń w ściekach, wielkości przewodów oraz ewentualnego stopnia przewymiarowania sieci. Jednocześnie przed zastosowaniem sprężarki powietrza należy dokładnie przeanalizować szczelność rurociągu i wyeliminować lub zautomatyzować pracę zaworów napowietrzająco-odpowietrzających. Wszystkie te zabiegi są jednak korzystne w dalszej perspektywie finansowej. Dodatkowy koszt stanowi jedynie energia elektryczna wykorzystana do wtłaczania powietrza (Worona, 2012)

Przy wyborze sprężarki warto zwrócić uwagę na możliwość zmiany ciśnienia, z jakim wtłaczane jest do sieci powietrze oraz możliwość regulacji czasu pracy sprężarki (nie działa ona w sposób ciągły). Jeśli stężenia siarkowodoru w studni rozprężnej są wysokie, należy dobrać odpowiednio wydajną sprężarkę powietrza, która pracując np. 12 godzin w ciągu doby nie będzie ulegała przegrzaniu. Ważny jest tutaj również aspekt społeczny, sprężarki mogą generować hałas, który może być uciążliwy, szczególnie jeśli w pobliżu przepompowni znajduje się zabudowa mieszkalna. Obudowa, w której znajduje się sprężarka, musi

w związku z tym nie tylko chronić ją przed czynnikami zewnętrznymi, ale także ograniczać hałas przez nią generowany.

Zastosowanie sprężarki powietrza jest ekologicznym sposobem na radzenie sobie z problemem odorów, gdyż do ścieków nie są dawkowane żadne dodatkowe substancje. Jednocześnie nie powoduje to zmiany składu ścieków dopływających do oczyszczalni ścieków (tak jak np. w przypadku dawkowania chemii technologicznej), więc metoda ta nie wpływa na proces oczyszczania ścieków.

Podobnie jak przy dawkowaniu chemii technologicznej, tak i w przypadku wtłaczania powietrza do sieci kanalizacyjnej, ilość sprężonego powietrza powinna zostać ustalona indywidualnie dla danego odcinka sieci na podstawie wykonanych na nim badań.

Sprężarka wymaga dobrego zabezpieczenia przed wpływem atmosfery i ewentualnie niepożądanych osób, na przykład poprzez umieszczenie jej w zamkniętym kontenerze jak na Rys. 2.16. Przed jej zastosowaniem należy dokładnie przewidzieć miejsca ewentualnego ujścia powietrza, aby ograniczyć straty ciśnienia i niebezpieczeństwo zapowietrzenia rurociągów.



Rys. 2.16 Instalacja do napowietrzania rurociągu tłoczego (zdjęcie: M. Stachowiak)

Z uwagi na małą skuteczność wtłaczania powietrza do kanalizacji grawitacyjnej ze względu na niską rozpuszczalność tlenu w wodzie w normalnych warunkach atmosferycznych, przeprowadzono badania wstrzykiwania nanopęcherzyków powietrza do słabo wentylowanych kanałów grawitacyjnych w celu hamowania produkcji siarczków. Stwierdzono, że ta forma dostarczania powietrza do kanałów grawitacyjnych zmniejszała produkcję siarczków o ponad 45% i o 3,75 razy skuteczniej niż w przypadku tradycyjnego wtłaczania powietrza (Zhang i inni, 2022).

Kolejnym rozwiązaniem wykorzystującym sprężone powietrze jest technologia przedmuchów rurociągu tłoczego z wykorzystaniem stacji BTS (Kaczor, 2022). W tej technologii sprężone powietrze przedmucha cały strumień ścieków znajdujących się w rurociągu tłoczonym. Przedmuch odbywa się cyklicznie, raz lub dwa razy w ciągu doby.

2.7.3. Dawkowanie preparatów enzymatyczno-bakteryjnych

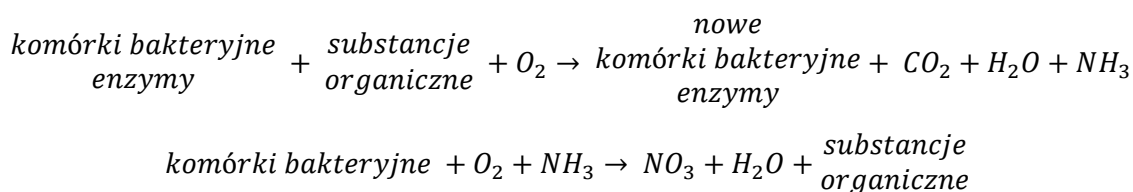
Człowiek wykorzystuje drożdżoustroje w przemyśle spożywczym od wieków np. poprzez wykorzystywanie drożdży przy wypieku chleba. Pierwsze doświadczenia z wykorzystaniem wyizolowanych bakterii i enzymów w technologii ścieków przeprowadzono w Stanach Zjednoczonych, w 1931r. poprzez dodanie ich do osadów ściekowych. Stwierdzono wówczas, że nie miały one znaczącego wpływu na intensyfikację procesu fermentacji. Z początku mikrobiologiczne preparaty handlowe nazywano „poprawiaczami biologicznymi”. Znajdowały zastosowanie głównie w osadnikach gnilnych. Ostatnie lata badań i nabyte doświadczenie wykazały nowe możliwości wykorzystania bakterii i enzymów w procesie oczyszczania ścieków (Krajewski, 2006).

Biopreparaty mają wpływ na przyspieszenie i wspomaganie procesów rozkładu związków organicznych ze ścieków i upłynnianie odpadów stałych oraz ograniczają tworzenie się osadów. Pomagają także w rozwiązywaniu problemów uciążliwości zapachowych powstających w wyniku zagniwania ścieków (Matuszewska, 2011). Dobór biopreparatu służącego do eliminacji nieprzyjemnych zapachów wymaga indywidualnego podejścia i uzależniony jest od rodzaju urządzeń wchodzących w skład sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków oraz od charakterystyki ścieków (Lusina, 2011)

Do zalet stosowania produktów enzymatyczno-bakteryjnych w biologicznym oczyszczaniu ścieków zalicza się (Krajewski, 2006) (Piotrowska-Cyplik, 2012) (Dymaczewski, 2015):

- możliwość stosowania ich do szerokiej grupy substancji zawartych w ściekach, w tym związków refrakcyjnych,
- działanie na wiele substancji toksycznych,
- działanie w szerokim zakresie wartości temperatury, odczynu i zasolenia,
- odporność na nagły i duży wzrost ładunków zanieczyszczeń,
- zmniejszenie objętości osadu nadmiernego,
- oczyszczanie sieci kanalizacyjnej z osadów dennych, udrożnienie przewodów i poprawa warunków hydraulicznych spływu ścieków,
- wysoka odporność na detergenty zawarte w ściekach,
- zapewnienie wysokiej selektywności pracy, szybkości działania i nie wywoływanie korozji urządzeń w porównaniu z katalizatorami chemicznymi,
- brak właściwości toksycznych wobec ludzi i zwierząt,
- likwidowanie problemów odorowych i niszczenie bakterii chorobotwórczych.

Reakcje rozkładu zanieczyszczeń organicznych w ściekach przy pomocy biopreparatów przedstawiają się następująco:



Rynek biopreparatów rozwija się bardzo dynamicznie, a dokładny skład substancji pozostaje tajemnicą handlową producentów. Ogólnie biopreparaty zawierają:

- związki biogenne
- związki buforowe
- związki powierzchniowo–czynne
- nośniki organiczne
- enzymy immobilizowane
- bakterie w formie przetrwalnikowej np. *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Ruminococcus*, *Bacteroides* (Krajewski, 2006)

Wady zastosowania biopreparatów:

- niecałkowite oczyszczanie ścieków
- ścieki po zastosowaniu biopreparatów zawierają produkty rozkładu związków organicznych np. azotany, azotyny, siarczany, siarczki – mogą one przenikać do gruntu i wód gruntowych pogarszając ich jakość (Piotrowska-Cyplik, 2012)

Stosowanie biopreparatów w technologii oczyszczania ścieków wymaga gruntownej wiedzy o mikroorganizmach zawartych w tego typu produktach oraz o warunkach, w jakich mogą one działać. Podobieństwo składu nie gwarantuje uniwersalności działania biopreparatu (Krajewski, 2006). Ponadto enzymy charakteryzują się wysoką selektywnością pracy – często enzym może katalizować tylko jedną reakcję. Dawka substancji zależy od ilości ścieków, grubości złożeń tłuszczowych, działania urządzeń do oczyszczania ścieków, ładunku zanieczyszczeń oraz miejsca do którego trafią podczyszczone ścieki. Biopreparaty mogą być dawkowane przez cały rok, temperatura ścieków powinna mieścić się w zakresie 6-60°C, a pH 4,5-9,5. Produkty te nie należą do drogich, jednak ich cena uzależniona jest od formy, ilości, zastosowania i producenta biopreparatu (Piotrowska-Cyplik, 2012). Przykładowe metody dozowania przedstawiono na Rys. 2.17.



Rys. 2.17 Dozowanie biopreparatów (zdjęcia: M. Stachowiak)

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

Modelowanie sieci kanalizacyjnej jest często utożsamiane z modelowaniem hydraulicznym systemu kanalizacyjnego (Li i inni, 2022). W tym rozdziale przedstawione zostaną jednak aspekty modelowania przemian biochemicznych w kanalizacji, które to modelowanie jest znacznie mniej powszechne i rozpoznane.

Procesy kanalizacyjne są bardzo dynamiczne i podlegają ogromnej zmienności w czasie i miejscu. Szczegółowe przewidywanie jakości ścieków w kanalizacji w określonym czasie i miejscu z pożądaną dokładnością jest w zasadzie niemożliwe. Dlatego też precyzyjne modelowanie jakości ścieków w czasie rzeczywistym jest bardzo trudne. Można natomiast dokonywać prób modelowania średnich dziennych zmienności zjawisk i takie próby są dokonywane (Sharma i inni, 2008). Bardzo istotną częścią tego modelowania jest interpretacja wyników, która powinna być wykonywana przez doświadczonych specjalistów rozumiejących złożoność procesów kanalizacyjnych i potrafiących krytycznie ocenić uzyskane wyniki (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Możliwe jest formułowanie modeli na różne sposoby - zależnie od celu (np. miejsca występowania korozji), szczegółowości (np. dziennie, rocznie), typów sieci kanalizacyjnej (np. w kanalizacji ciśnieniowej) czy różnej wielkości układu kanalizacyjnego. Modele

procesów w sieci kanalizacyjnej obejmują transport masy dla najważniejszych składników ścieków oraz ich powstawanie i transformację (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Zgodnie z terminologią podaną przez Hvitved-Jacobsena i in. (2013), pierwszym krokiem w tworzeniu modelu jest walidacja. Oznacza ona sprawdzenie, czy w tworzonej modelu zostały uwzględnione w sposób logiczny i wystarczający aktualne osiągnięcia nauki w tym obszarze. Następnie należy dokonać kalibracji modelu w celu określenia konkretnych wartości parametrów modelu na podstawie empirycznie określonych danych charakteryzujących badany system i procesy. Wartości parametrów modelu są najczęściej dopasowywane iteracyjnie aż do uzyskania satysfakcjonującego poziomu dokładności przewidywań modelu. Ostatnim etapem jest weryfikacja modelu, czyli przetestowanie skalibrowanego modelu na części zestawu posiadanych danych empirycznych, która nie została użyta do kalibracji (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Istnieją różne rodzaje modeli matematycznych, są to:

- model empiryczny

Jego podstawę stanowią wyniki pochodzące z systematycznie przeprowadzanych eksperymentów lub monitoringu. Modele takie mogą przewidywać zjawiska przyczynowo skutkowe, ale tylko w warunkach w jakich model był opracowywany. Jest on więc w znacznej mierze ograniczony, jednak przydatny, gdy dostępne są ograniczone informacje dotyczące danych (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

- model deterministyczny

Wyraża on opis systemu w kategoriach matematycznych poprzez szereg cech fizycznych i chemicznych oraz procesów biologicznych. Opiera się on zatem na podstawach teoretycznych i wiedzy naukowej, które są wykorzystywane przy symulacjach. Główną cechą tego modelu jest fakt, że jeden zestaw parametrów wejściowych i warunków ma zawsze jeden wynik. To znaczy, że gdy podane są warunki układu, wynik modelu jest stały. Model deterministyczny obejmuje kilka parametrów wyrażających np. stechiometryczne i kinetyczne właściwości procesów. Stworzenie poprawnie funkcjonującego modelu deterministycznego wymaga starannej kalibracji i weryfikacji w oparciu o obszerny zestaw zmierzonych danych (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

- model stochastyczny

Model stochastyczny stanowi przedłużenie modelu deterministycznego włączając do modelu rozkład statystyczny. Wynik modelowania jest analizowany statystycznie, a rozkład parametrów wyjściowych jest wynikiem modelu. Wynik ten wyraża zmienność spowodowaną zmiennością parametrów wejściowych. Model deterministyczny może zostać rozszerzony do formy modelu stochastycznego, jeśli parametry wejściowe są wyrażone w postaci rozkładu statystycznego. Warunkiem jest konieczność znajomości zmienności parametrów modelu (Hvitved-Jacobsen i inni, 2013).

Tradycyjne modele do przewidywania stężenia siarkowodoru w kanalizacji, choć dokładne, są czasochłonne obliczeniowo. Coraz częściej angażuje się narzędzia wykorzystujące uczenie maszynowe do wspomagania procesu zarządzania oczyszczaniem i transportem ścieków. W badaniu (Liang i inni, 2024) zaproponowano szybki model predykcyjny (SPM), który łączy sprawdzony dynamiczny model procesu kanalizacyjnego z wydajnym algorytmem uczenia

maszynowego, umożliwiając dokładne i szybkie przewidywanie stężenia rozpuszczonego siarczku (DS) i stężenia H_2S w określonej sieci kanalizacyjnej. Opracowany szybki model predykcyjny (SPM), oparty na algorytmie GBDT (Gradient Boosting Decision Tree), pozwala na uzyskanie wyników symulacji w czasie krótszym niż 0,3 sekundy. Jest to znacząca poprawa względem tradycyjnych dynamicznych modeli procesu kanalizacyjnego.

W badaniu (Yin i inni, 2025) zaproponowano podejście oparte na mikrobiologicznym uczeniu maszynowym (Micro-ML). Model ten integruje dane mikrobiologiczne pochodzące z mechanistycznych symulacji, z możliwościami predykcyjnymi algorytmów uczenia maszynowego. Pozwala to na znaczące zwiększenie precyzji prognozowania produkcji metanu (CH_4) i siarkowodoru (H_2S). W badaniu wykazano, że uwzględnienie informacji o aktywności bakterii redukujących siarczany (SRB) oraz bakterii metanogennych, przyczyniło się do zwiększenia trafności predykcji, przy czym SRB okazały się kluczowe dla powstawania H_2S i CH_4 .

3. METODYKA BADAŃ

3.1. Opis instalacji badawczej w skali laboratoryjnej

Laboratoryjny układ doświadczalny do badania zależności pomiędzy czasem przetrzymania ścieków w rurociągu tłocznym, ich temperaturą, wartościami pH i redoks oraz stężeniem siarkowodoru w powietrzu nad zwierciadłem ścieków powinien odwzorowywać warunki panujące w rzeczywistym systemie kanalizacyjnym w obrębie przepompowni ścieków wraz z rurociągiem tłocznym i komorą rozprężną.

W tym celu zostały zaprojektowane i zbudowane dwa identyczne stanowiska badawcze zasilane bezpośrednio ściekami z dużego kolektora systemu kanalizacyjnego miasta Poznania. Każde z nich składało się z:

- zbiornika na ścieki o pojemności całkowitej 60 litrów i pojemności czynnej 35 litrów,
- obudowy zbiornika z izolacją termiczną,
- pompy ściekowej zatapialnej,
- 20-metrowego rurociągu z PVC o średnicy 40mm i pojemności ok. 25 litrów,
- sondy do pomiaru H_2S ,
- miernika wraz z sondami pH, redoks i temperatury,
- kriostatu (termostatu chłodzącego),
- wymiennika ciepła,
- zaworu bezpieczeństwa

Oba stanowiska podłączone były do jednego komputera zbierającego dane z urządzeń pomiarowych.

Tab. 3.1 Urządzenia pomiarowe stanowiska laboratoryjnego

Urządzenie pomiarowe	Charakterystyka urządzenia	Częstość pomiarów
Sonda do pomiaru H_2S	Urządzenie firmy Microtronics wraz z rejestratorem danych myDatsens do pomiaru i przesyłu danych dotyczących aktualnego stężenia H_2S w powietrzu oraz temperatury powietrza. <u>Zakres pomiarowy:</u> H_2S BE (0-2000 ppm; maks. 3900 ppm; rozdzielczość: 0,5 ppm) <u>Zasilanie czujnika:</u> bateria w module czujnika gazu 2x Li-SOCl ₂ (ogniwo D) <u>Czujnik temperatury:</u> Czujnik w module czujnika gazu -20...+50°C <u>Wymiary:</u> 106x169x61 mm (z pancerzem ochronnym)	1 minuta
Miernik	Wodoszczelny wielofunkcyjny przyrząd terenowo - laboratoryjny CX-401 firmy Elmetron umożliwiający podłączenie sondy pH, redoks oraz temperatury	1 minuta
2 Mierniki	Wodoszczelny wielofunkcyjny przyrząd terenowo - laboratoryjny CX-461 firmy Elmetron umożliwiający podłączenie sondy pH, redoks oraz temperatury	1 minuta

2 sondy pH	Uniwersalna elektroda zespolona pH IJ44At firmy Elmetron <u>Zakres:</u> 0 ÷ 14 pH <u>Typ elektrody:</u> Łącznik pośredni Ag/AgCl, KCl w żelu <u>Elektrolit:</u> 3 molowy zagęszczony KCl <u>Membrana:</u> szklana, stożkowa <u>Zakres temperatury:</u> 0 ÷ 60 °C <u>Średnica korpusu:</u> 12,0 mm	
2 sondy redoks	Elektroda zespolona redoks IJ64D firmy Elmetron do cieczy zanieczyszczonych lub ciał półpłynnych <u>Zakres mV:</u> ± 2000 mV <u>Elektroda pomiarowa:</u> blaszka platynowa <u>Elektrolit:</u> 3 molowy zagęszczony KCl <u>Zakres temperatury:</u> 0 ÷ 60 °C <u>Średnica korpusu:</u> 12 mm	
2 sondy temperatury	Czujnik temperatury CT2S-121 z rezystorem Pt-1000B firmy Elmetron <u>Zakres pomiarowy:</u> -70 ÷ 200 °C <u>Średnica obudowy:</u> 3mm <u>Materiał obudowy:</u> stal kwasoodporna 0H18N9	

Kalibracja wszystkich urządzeń pomiarowych odbywała się zgodnie z instrukcjami producentów. Mierniki były stale podłączone do komputera, gdzie przy użyciu programu producenta (firma Elmetron), zapisywane były bieżące wyniki pomiaru pH, redoks i temperatury ścieków wraz z datą i godziną pomiarów.

Tab. 3.2 Oprzyrządowanie stanowiska laboratoryjnego

Oprzyrządowanie	Charakterystyka oprzyrządowania
2 zbiornik na ścieki wraz z obudową izolacyjną	Beczka z pokrywą PEHD o pojemności 120l, wewnątrz zamontowano pręt stalowy umożliwiających montaż sondy do pomiaru siarkowodoru nad lustrem ścieków
2 pompy ściekowa	Pompa zatapialna do wody brudnej <u>Moc silnika znamionowa:</u> 0,4 [kW] <u>Wydajność maksymalna:</u> 9000 [l/h]
2 przewody ściekowy	Wąż karbowany elastyczny z PVC <u>Długość:</u> 20m <u>Średnica:</u> 40mm <u>Zakres pracy temperatury:</u> -20 ÷ 50 °C
Kriostat	K10E1 GK Sondermaschinenbau GmbH – Labortechnik Medingen
Kriostat	TLC 15 Tamson Instruments
2 wymienniki ciepła	Samodzielnie wykonany wymiennik ciepła podłączony do przewodów połączonych z kriostatem
2 zawory bezpieczeństwa	Elastyczny zawór firmy Wastop
Komputer PC	

Zgodnie z koncepcją badań, 60 litrów ścieków było każdorazowo dostarczane do przygotowanego zbiornika. Zbiornik został wyposażony w pompę ścieków wraz z rurociągiem, z którego ścieki w układzie zamkniętym trafiały z powrotem do zbiornika. Dzięki takiemu rozwiązaniu możliwe było zasymulowanie warunków występujących w skali technicznej, gdzie ścieki przetrzymywane są wewnątrz rurociągu ciśnieniowego. Zbiornik został zaizolowany i wyposażony w wymienniki ciepła, umieszczone w ściekach, w celu utrzymania zadanej temperatury cieczy. Stanowisko laboratoryjne zostało opomiarowane pod kątem:

- pH ścieków,
- potencjału redoks,
- temperatury ścieków
- stężenia siarkowodoru w powietrzu nad zwierciadłem ścieków,
- temperatury w powietrzu nad zwierciadłem ścieków.

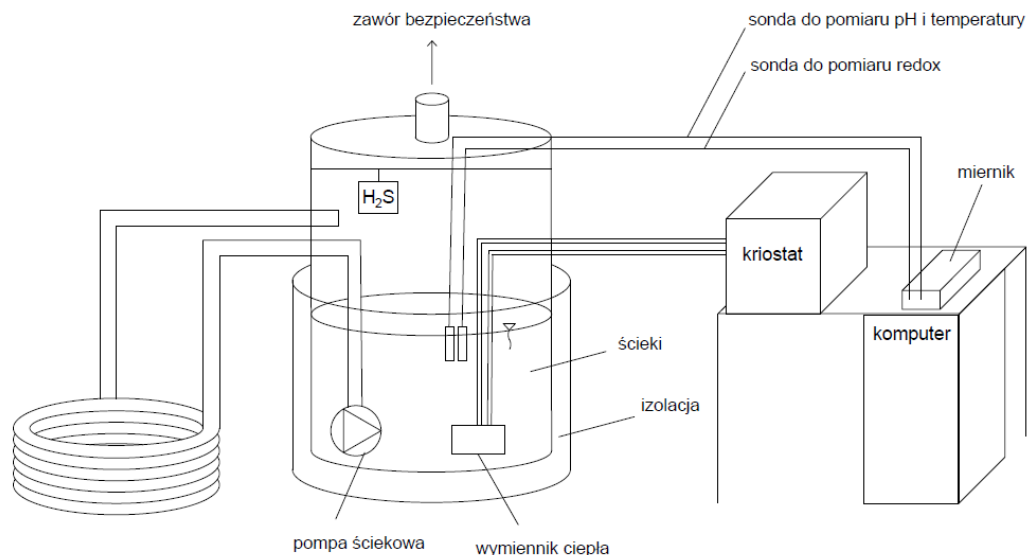
Wszystkie powyższe wskaźniki były badane w interwale 1-minutowym przez 7 dni.

Poszczególne serie pomiarowe różniły się od siebie:

- liczbą załączeń pompy ścieków w dobie (1, 3 lub 8 załączeń, co odpowiadało czasom przetrzymania ścieków w rurociągu 24, 8 i 3h),
- temperaturą ścieków w układzie badawczym (odpowiednio 10, 15, 20 i 25°C).

Każde z badań zostało powtórzone 3-krotnie w celu wykluczenia 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.

Ze względów logistycznych, po wykonaniu pierwszych serii pomiarowych stanowisko zostało zdublowane, aby była możliwość pracy na dwóch zbiornikach jednocześnie. Główną przyczyną były opóźnienia w badaniach związane z pandemią wirusa SARS-CoV2. Na Rys. 3.2 przedstawiono fotografię całej instalacji.



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

3.2. Opis układu badawczego w skali technicznej

Badania w skali technicznej miały na celu opis przypadku (case study) i stworzenie algorytmu przeciwdziałania niekorzystnym przemianom biochemicznym w systemach kanalizacyjnych grawitacyjno-tłocznych w przypadku występowania uciążliwości odorowej w pobliżu sieci lub/i korozji siarczanowej infrastruktury kanalizacyjnej.

Dokonano porównania stężeń siarkowodoru zarejestrowanych przez sondy H_2S zainstalowane w ramach systemu opomiarowania obiektów w skali technicznej ze stężeniami obliczonymi na podstawie wzoru opracowanego w ramach badań w skali laboratoryjnej.

W ramach badań w skali technicznej przeprowadzono również ocenę wyników analiz fizykochemicznych ścieków pobranych z komór czerpnych wybranych przepompowni. Próbkę były pobierane raz w miesiącu w okresie od sierpnia do grudnia 2020 roku. Badania wykonywane były przez akredytowane Aquanet Laboratorium Sp. z o.o., zgodnie z obowiązującymi normami:

- PN-ISO 5664:2002 (azot amonowy),
- PN-EN ISO 10304-1:2009+AC:2012 (azot azotanowy, azot azotynowy, siarczany)
- PN-EN ISO 11885 (cynk, kadm, miedź, ołów)
- PN-EN ISO 10523:2012 (pH)
- PN-ISO 6060:2006 (Chemiczne zapotrzebowanie tlenu)
- PN-EN 25663:2001 (azot Kjeldahla)
- PB/PFO-13 wyd. 4 z dnia 01.10.2018 r. (azot ogólny)
- PN-EN ISO 6878:2006 +Ap1:2010+Ap2:2010 (fosfor ogólny)
- PN-EN ISO 5815-1:2019-12 (Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu - BZT₅)
- PN-EN 1484:1999 (Stężenie ogólnego węgla organicznego - TOC)

Stworzony został ogólny schemat analizowanego tranzytu systemu kanalizacyjnego (Rys. 3.3). Główne przepompownie tranzytowe zostały oznaczone literami alfabetu od A (przepompownia najbliższej oczyszczalni ścieków) do G. Mniejsze przepompownie, znajdujące się w zlewniach przepompowni tranzytowych, zostały oznaczone dodatkowo numerami np. A1, E4 itd.

Obiekt G stanowi pierwszą tranzytową przepompownię, do której trafiają dodatkowo ścieki dowożone przez wozy asenizacyjne. Średnica rurociągu tłoczego to 355 mm, natomiast długość ok. 3,5 km. Z uwagi na wysoki stopień zagnicia ścieków trafiających do komór czerpnych obiektu G, do rurociągu tłoczego dozowany był chlorek żelaza (II) celem ograniczenia uciążliwości zapachowych oraz korozji siarczanowej na dalszych obiektach tranzytowych.

Obiekt F stanowi drugą tranzytową przepompownię, do której dopływają ścieki z obiektów G, F1, F2, F3, F4 i F5. Średnica rurociągu tłoczego to 355 mm, natomiast długość ok. 3,5 km. Dozowanie chemii technologicznej do rurociągu tłoczego przepompowni G wpływa na stężenia siarkowodoru w komorze czerpnej przepompowni F. Do rurociągu tłoczego z obiektu F również dozowany jest chlorek żelaza (II).

Obiekt E stanowi trzecią tranzytową przepompownię. Trafiają do niej ścieki z przepompowni F oraz mniejszych przepompowni E1, E2, E3, E4, E5, E6 i E7. Średnica rurociągu tłoczego to 355 mm, natomiast długość ok. 2,8 km. Na obiekcie znajduje się również

instalacja do dozowania chemii technologicznej do rurociągu tłoczego odpływającego z przepompowni E. W trakcie badań do dozowany był chlorek żelaza (II).

Obiekt D jest czwartą przepompownią tranzytową. Zasilana jest przez ścieki z przepompowni E oraz D1, D2 i D3. Średnica rurociągu tłoczego to 355 mm, natomiast długość ok. 2,4 km. Na obiekcie D do rurociągu tłoczego również dozowany był chlorek żelaza (II).

Obiekt C stanowi piątą przepompownię tranzytową, zasilany jest przez ścieki z przepompowni D, C1, C2 i C3. Średnica rurociągu tłoczego to 400 mm, natomiast długość ok. 5,7 km. Jest to ostatnia przepompownia tranzytowa wyposażona w instalację do dozowania chlorku żelaza (II) do rurociągu tłoczego.

Obiekt B jest szóstą przepompownią tranzytową. Trafiają do niej ścieki z przepompowni C, B1, B2, B3, B4, B5, B6 i B7. Średnica rurociągu tłoczego to 280 mm, natomiast długość ok. 0,24 km.

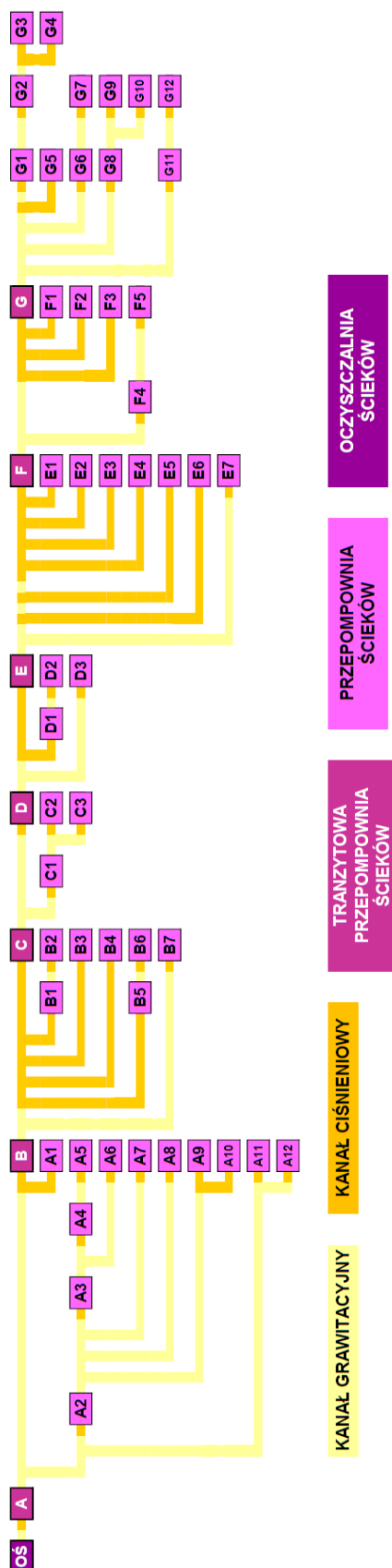
Dodatkowo wykonano pomiary stężenia siarkowodoru w wybranych studniach rozprężnych znajdujących się poza analizowanym tranzytem (obiekty K, L, M, N, O i P). Obiekty te zostały opomiarowane z uwagi na zmierzone chwilowe wysokie stężenia siarkowodoru lub pojawiające się skargi okolicznych mieszkańców. Zebrane wyniki wykorzystano do porównania z wynikami obliczeniowymi uzyskanymi na podstawie stworzonego modelu.

Obiekty K, M i O są studniami rozprężnymi przepompowni ścieków lub studniami na kanale grawitacyjnym za rurociągiem tłoczonym, które nie zostały wyposażone w żadną dodatkową instalację służącą do ograniczania zagniwania ścieków w rurociągu tłoczonym. Z uwagi na brak technicznej możliwości montażu urządzeń pomiarowych w lokalizacji K i O, zostały one zamontowane na kolejnej studni grawitacyjnej.

Obiekt L to studnia rozprężna przepompowni ścieków wyposażonej w instalację do dozowania chemii technologicznej do rurociągu tłoczego. W okresie badań dozowany był chlorek żelaza (II).

Obiekt N to studnia rozprężna przepompowni wyposażonej w instalację do przedmuchu rurociągu tłoczego. Raz w ciągu doby instalacja załączała się i przy pomocy strumienia powietrza przedmuchiwała całą objętość ścieków znajdujących się w rurociągu tłoczonym.

Obiekt P to studnia rozprężna przepompowni wyposażonej w instalację do dozowania powietrza. Powietrze było cyklicznie dawkowane bezpośrednio do rurociągu tłoczego.



Rys. 3.3 Schemat analizowanego tranzytu systemu kanalizacyjnego

Na podstawie analizy schematu oraz wykonanych obliczeń postanowiono dokonać pomiarów stężenia siarkowodoru w komorach czerpnych następujących przepompowni:

- B
- C
- D
- E
- F
- G

Wykonano także pomiaru stężenia siarkowodoru w studniach rozprężnych (lub w przypadku braku technicznej możliwości - w kolejnej studni w kanale grawitacyjnym) obiektów spoza analizowanego tranzytu – obiekty: K, L, M, N, O i P.

Pomiar stężenia siarkowodoru wykonywany był przy użyciu mierników firmy Microtronics z rejestratorem danych myDatasens do pomiaru i przesyłu danych dotyczących aktualnego stężenia H_2S w powietrzu oraz temperatury powietrza.

Zakres pomiarowy: H_2S BE (0-2000 ppm; maks. 3900 ppm; rozdzielczość: 0,5 ppm)

Zasilanie czujnika: bateria w module czujnika gazu 2x Li-SOCl₂ (ogniwo D)

Czujnik temperatury: Czujnik w module czujnika gazu -20...+50°C

Wymiary: 106x169x61 mm (z pancerzem ochronnym)

W okresie VIII-XII 2020 roku wykonywano comiesięczne badania fizykochemiczne ścieków w komorach czerpnych poniższych przepompowni:

- B
- C
- D
- E
- F
- G

oznaczając następujące wskaźniki:

- azot amonowy
- azot organiczny
- azot azotynowy
- azot Kjeldahla
- azot ogólny
- biochemiczne zapotrzebowanie tlenu
- chemiczne zapotrzebowanie tlenu
- cynk
- fosfor ogólny
- kadm
- miedź
- ogólny węgiel organiczny

- ołów
- pH
- siarczany
- siarczki
- temperatura próbki

3.3. Harmonogram badań

Harmonogram badań laboratoryjnych przedstawia termin wykonania danych pomiarów, temperaturę ścieków jaka utrzymywana była poprzez wymiennik ciepła połączony z kriostatem oraz liczbę załączeń pompy ścieków w ciągu doby. Harmonogram został przedstawiony w tabeli Tab. 3.3. Część cykli badawczych w skali laboratoryjnej zostało powtórzone z uwagi na awarię oprzyrządowania, sprzętu pomiarowego lub inne okoliczności (np. silne opady) mogące mieć wpływ na uzyskane wyniki. Badania te nie zostały uwzględnione w poniższej tabeli. Badania nie były przeprowadzane po wystąpieniu silnych opadów deszczu, ponieważ miejsce poboru ścieków znajduje się w obszarze sieci ogólnospławnej. Znacząca objętość ścieków deszczowych wprowadzona do kanalizacji wpłynęłaby na jakość prób ścieków poddawanych badaniom.

Tab. 3.3 Harmonogram badań laboratoryjnych

l.p.	termin badań	temperatura ścieków	liczba załączeń pompy ścieków w dobę
1	11.08-18.08.2020	25	1
2	24.08-31.08.2021	25	3
3	26.08-02.09.2020	25	8
4	02.09-09.09.2020	20	1
5	11.09-18.09.2020	20	3
6	18.09-25.09.2020	20	8
7	14.10-21.10.2020	15	1
8	30.12.2020-06.01.2021	15	3
9	24.03-31.03.2021	15	8
10	20.11-27.11.2020	10	1
11	07.12-14.12.2020	10	3
12	15.12-22.12.2020	10	8
13	18.09-25.09.2020	25	1
14	14.10-21.10.2020	25	3
15	05.10-12.10.2020	25	8
16	11.09-18.09.2020	20	1
17	22.10-29.10.2020	20	3
18	22.10-29.10.2020	20	8
19	24.03-31.03.2021	15	1
20	01.09-08.09.2021	15	3
21	17.08-24.08.2021	15	8

22	24.08-31.08.2021	10	1
23	30.12.2020-06.01.2021	10	3
24	08.01-15.01.2021	10	8
25	24.09-01.10.2021	25	1
26	09.09-16.09.2021	25	3
27	19.01-26.01.2021	25	8
28	01.09-08.09.2021	20	1
29	16.03-23.03.2021	20	3
30	23.12-30.12.2020	20	8
31	28.11-05.12.2020	15	1
32	15.12-22.12.2020	15	3
33	16.03-23.03.2021	15	8
34	09.09-16.09.2021	10	1
35	16.02-23.02.2021	10	3
36	28.01-04.02.2021	10	8

Harmonogram badań w skali technicznej przedstawiono w tabelach: Tab. 3.4, Tab. 3.5 i Tab. 3.6. Tab. 3.4 przedstawia miesiące wykonywanych badań jakości ścieków oraz miejsca poboru próbek ścieków. W Tab. 3.5 zaprezentowano okresy pomiarów stężenia siarkowodoru w poszczególnych komorach czerpnych obiektów B, C, D, E, F i G. Natomiast Tab. 3.6 przedstawia okresy pomiarów stężenia siarkowodoru w wybranych studniach rozprężnych – obiekty K, L, M, N, O i P.

Tab. 3.4 Harmonogram badań w skali technicznej - jakość ścieków

l.p.	Miesiąc	Miejsce poboru próbki ścieków
1	08.2020	Obiekty: B, C, D, E, F i G
2	09.2020	Obiekty: B, C, D, E, F i G
3	10.2020	Obiekty: B, C, D, E, F i G
4	11.2020	Obiekty: B, C, D, E, F i G
5	12.2020	Obiekty: B, C, D, E, F i G

Tab. 3.5 Harmonogram badań w skali technicznej - stężenie siarkowodoru w komorach czerpnych

l.p.	Okres pomiarów	Miejsce pomiaru stężenia H₂S
1	04.02.2021-22.11.2021	Obiekt B
2	04.02.2021-22.11.2021	Obiekt C
3	04.02.2021-22.11.2021	Obiekt D
4	04.02.2021-22.11.2021	Obiekt E
5	01.01.2021-22.11.2021	Obiekt F
6	04.02.2021-22.11.2021	Obiekt G

Tab. 3.6 Harmonogram badań w skali technicznej - stężenia siarkowodoru w studniach rozprężnych

I.p.	Okres pomiarów	Miejsce pomiaru stężenia H₂S
1	04.02.2021-22.11.2021	Obiekt K
2	04.08.2021-04.11.2021	Obiekt L
3	28.01.2021-16.11.2021	Obiekt M
4	01.01.2021-15.09.2021	Obiekt N
5	04.02.2021-23.11.2021	Obiekt O
6	01.01.2021-18.11.2021	Obiekt P

Plan badawczy został ustalony w celu osiągnięcia założonych celów pracy doktorskiej. W Tab. 3.7 przedstawiono odniesienie poszczególnych celów pracy do wykonanych badań.

Tab. 3.7 Cele szczegółowe w odniesieniu do planu badawczego

Cel szczegółowy	Zadania badawcze	Planowane badania	Harmonogram planowanych badań
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	Pierwsze 12 miesięcy pracy, z bieżącą aktualizacją harmonogramu w trakcie całej pracy doktorskiej
Określenie zależności pomiędzy temperaturą ścieków i czasem ich przetrzymania w warunkach beztlenowych a stężeniem siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym – w warunkach laboratoryjnych.	- Zaprojektowanie i budowa stanowiska laboratoryjnego, umożliwiającego kontrolowane prowadzenie badań nad 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	Badania w skali laboratoryjnej	Przedstawiono w tabeli Tab. 3.3

	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	Przedstawiono w tabeli Tab. 3.3
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	Przedstawiono w tabeli Tab. 3.6
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	Przedstawiono w tabeli Tab. 3.4
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	Przedstawiono w tabelach Tab. 3.5 i Tab. 3.6

3.4. Narzędzia informatyczne

Metodyka pracy opierała się na doborze narzędzi Big Data dostosowanych do charakteru danych oraz technik analitycznych, co umożliwiło efektywne przetwarzanie i wizualizację dużych zbiorów danych. W analizie wykorzystano środowisko analityczne Python, które pozwoliło zarówno na przetwarzanie danych, jak i ich prezentację w formie wykresów.

Do przetwarzania i analizy danych zastosowano standardowe biblioteki analityczne i wizualizacyjne, w tym: pandas, numpy, matplotlib, seaborn, 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

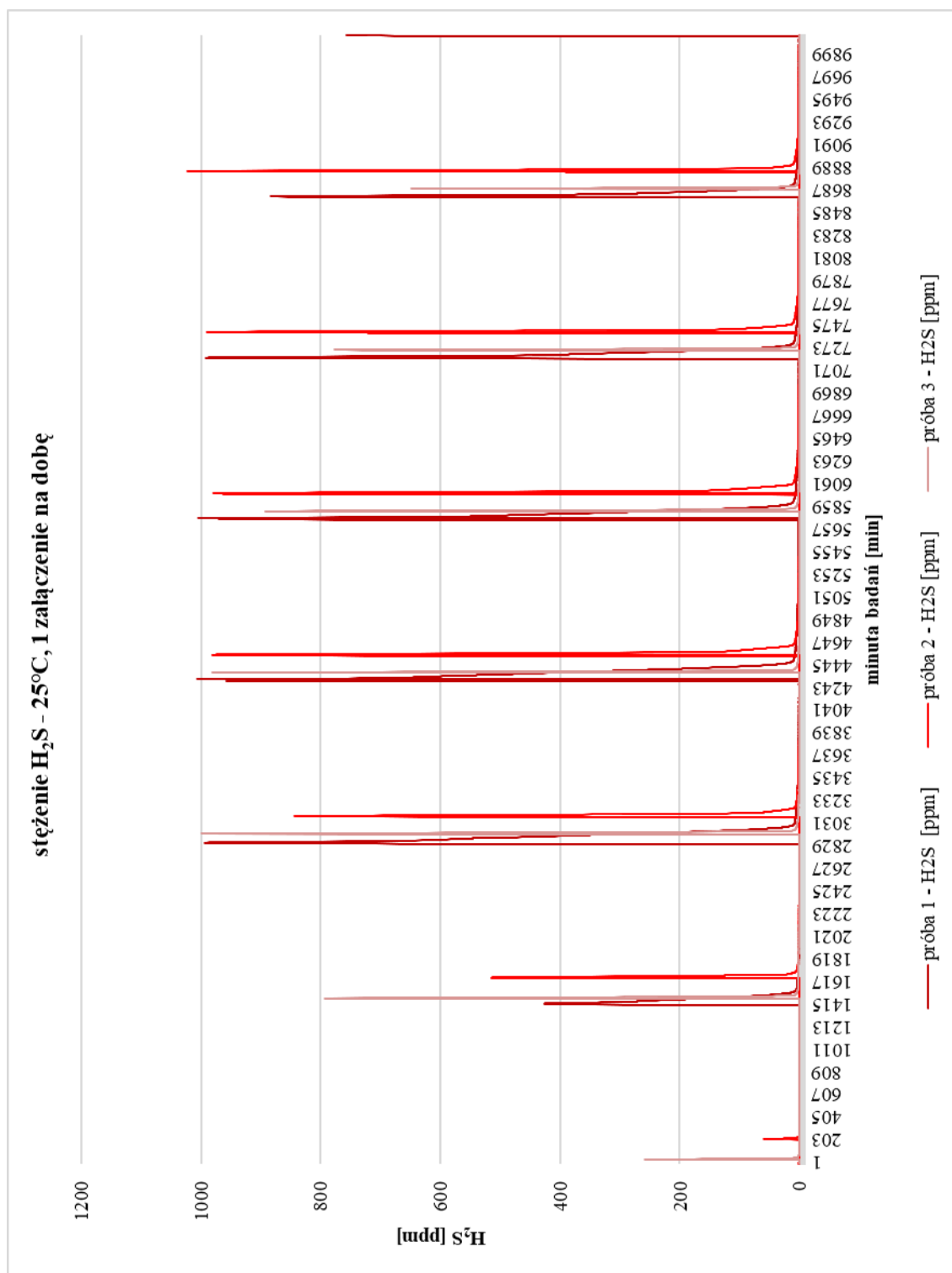
4.1. Wyniki badań w skali laboratoryjnej

Na wykresach 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. W Tab. 4.1 zestawiono numery wykresów przedstawiających wyniki badań w skali laboratoryjnej.

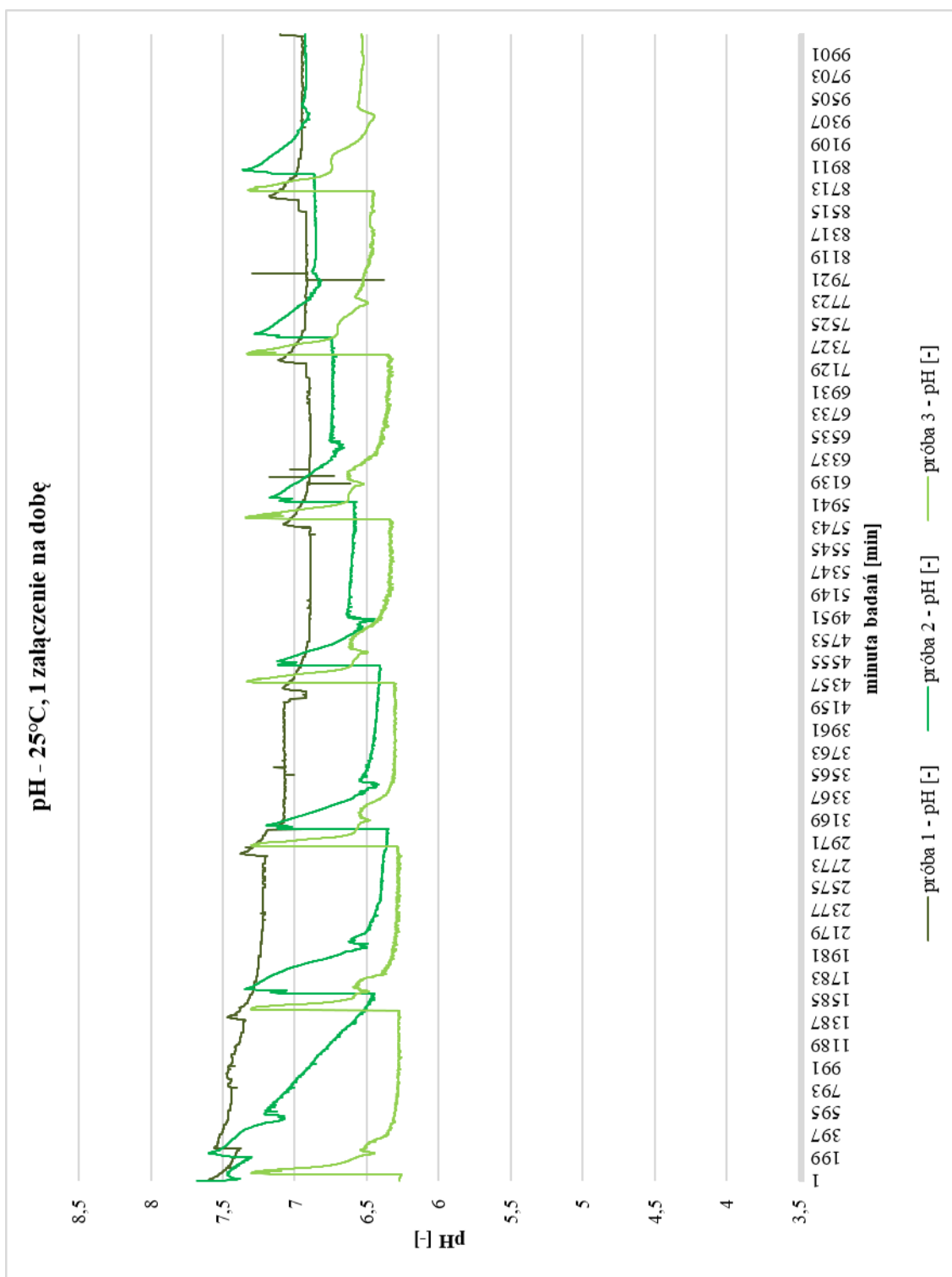
Tab. 4.1 Zestawienie wykresów przedstawiających wyniki badań w skali laboratoryjnej

l.p.	podpunkt	numer wykresu	badany parametr	temperatura ścieków	liczba załączeń pompy w dobie
1	4.1.1	Rys. 4.1	H ₂ S	25	1
2		Rys. 4.2	pH	25	1
3		Rys. 4.3	redoks	25	1
4	4.1.2	Rys. 4.4	H ₂ S	20	1
5		Rys. 4.5	pH	20	1
6		Rys. 4.6	redoks	20	1
7	4.1.3	Rys. 4.7	H ₂ S	15	1
8		Rys. 4.8	pH	15	1
9		Rys. 4.9	redoks	15	1
10	4.1.4	Rys. 4.10	H ₂ S	10	1
11		Rys. 4.11	pH	10	1
12		Rys. 4.12	redoks	10	1
13	4.1.5	Rys. 4.13	H ₂ S	25	3
14		Rys. 4.14	pH	25	3
15		Rys. 4.15	redoks	25	3
16	4.1.6	Rys. 4.16	H ₂ S	20	3
17		Rys. 4.17	pH	20	3
18		Rys. 4.18	redoks	20	3
19	4.1.7	Rys. 4.19	H ₂ S	15	3
20		Rys. 4.20	pH	15	3
21		Rys. 4.21	redoks	15	3
22	4.1.8	Rys. 4.22	H ₂ S	10	3
23		Rys. 4.23	pH	10	3
24		Rys. 4.24	redoks	10	3
25	4.1.9	Rys. 4.25	H ₂ S	25	8
26		Rys. 4.26	pH	25	8
27		Rys. 4.27	redoks	25	8
28	4.1.10	Rys. 4.28	H ₂ S	20	8
29		Rys. 4.29	pH	20	8
30		Rys. 4.30	redoks	20	8
31	4.1.11	Rys. 4.31	H ₂ S	15	8
32		Rys. 4.32	pH	15	8
33		Rys. 4.33	redoks	15	8
34	4.1.12	Rys. 4.34	H ₂ S	10	8
35		Rys. 4.35	pH	10	8
36		Rys. 4.36	redoks	10	8

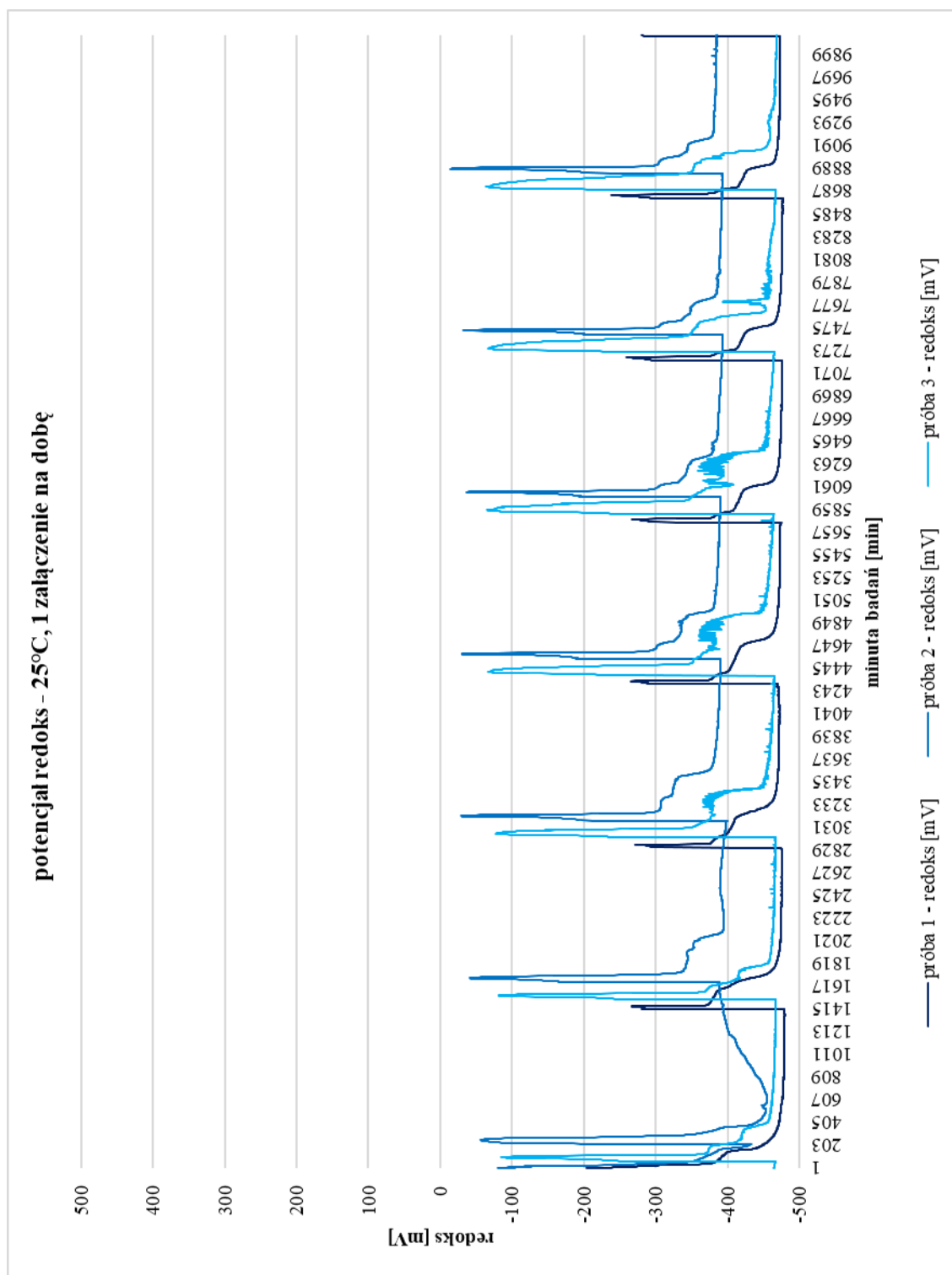
4.1.1. Temperatura: 25°C, liczba załączeń pompy w dobę: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h)



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

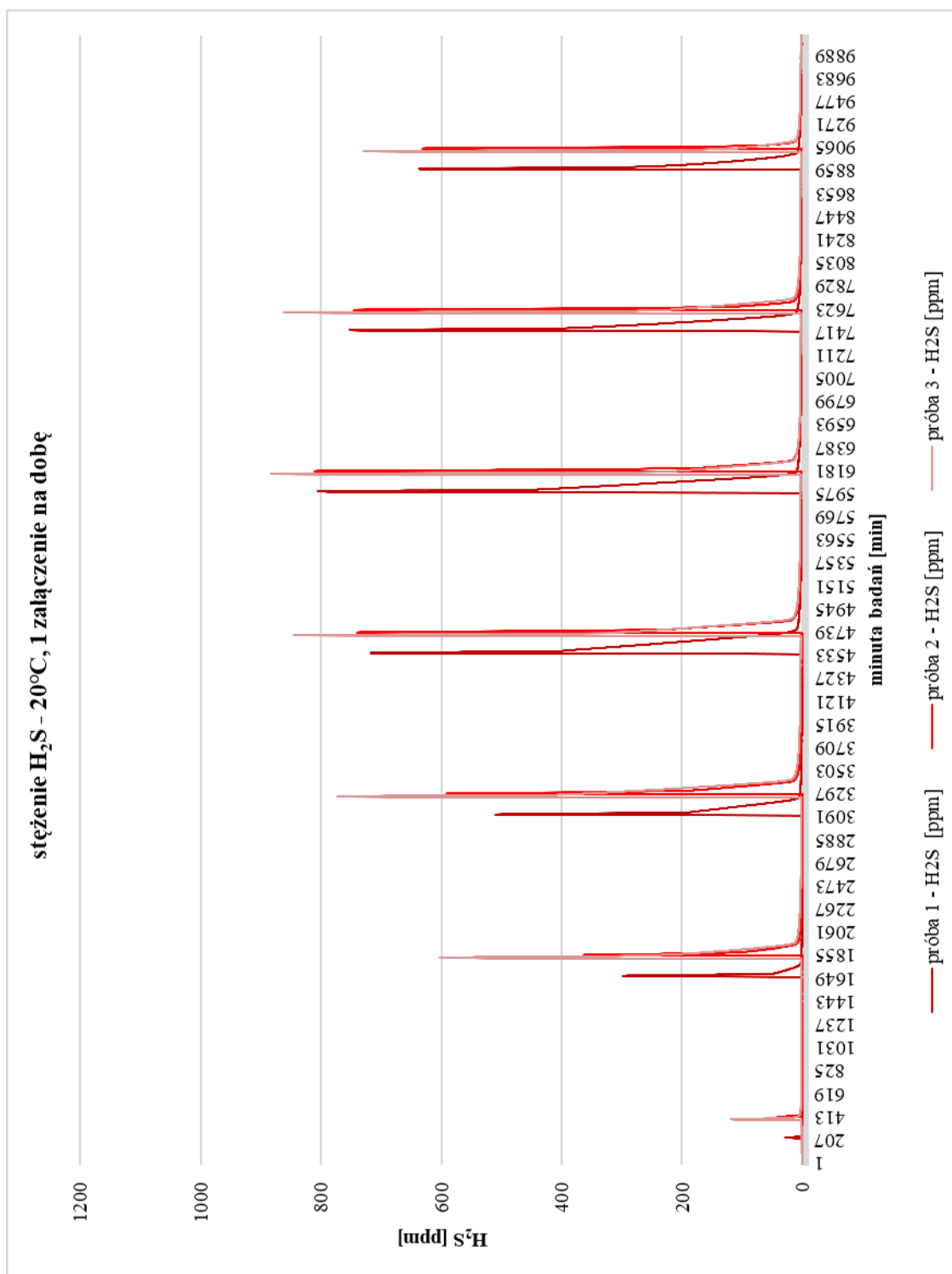


Rys. 4.2 pH przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę

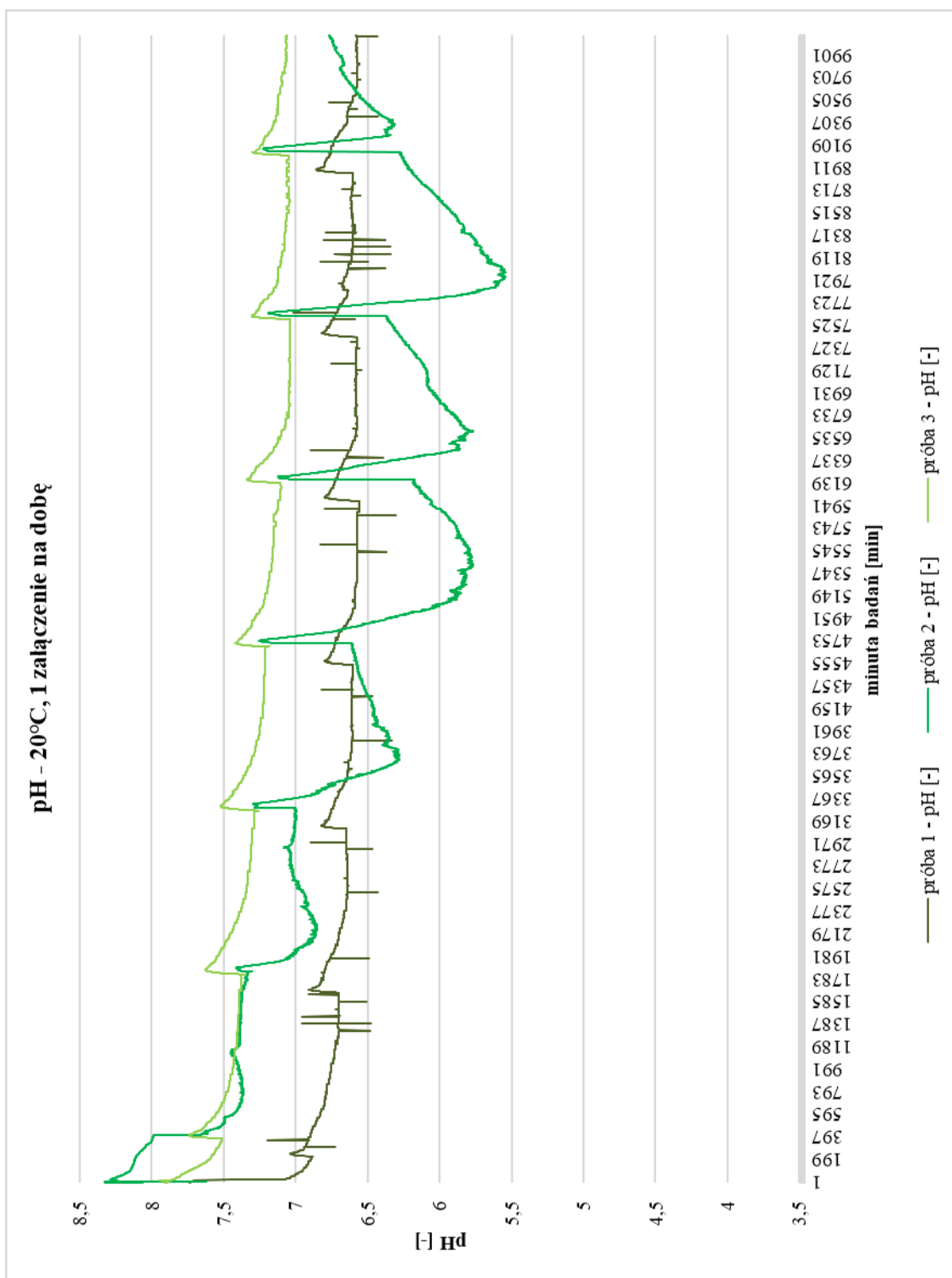


Rys. 4.3 Redoks przy temperaturze 25°C i 1 załączeniu pompy na dobę

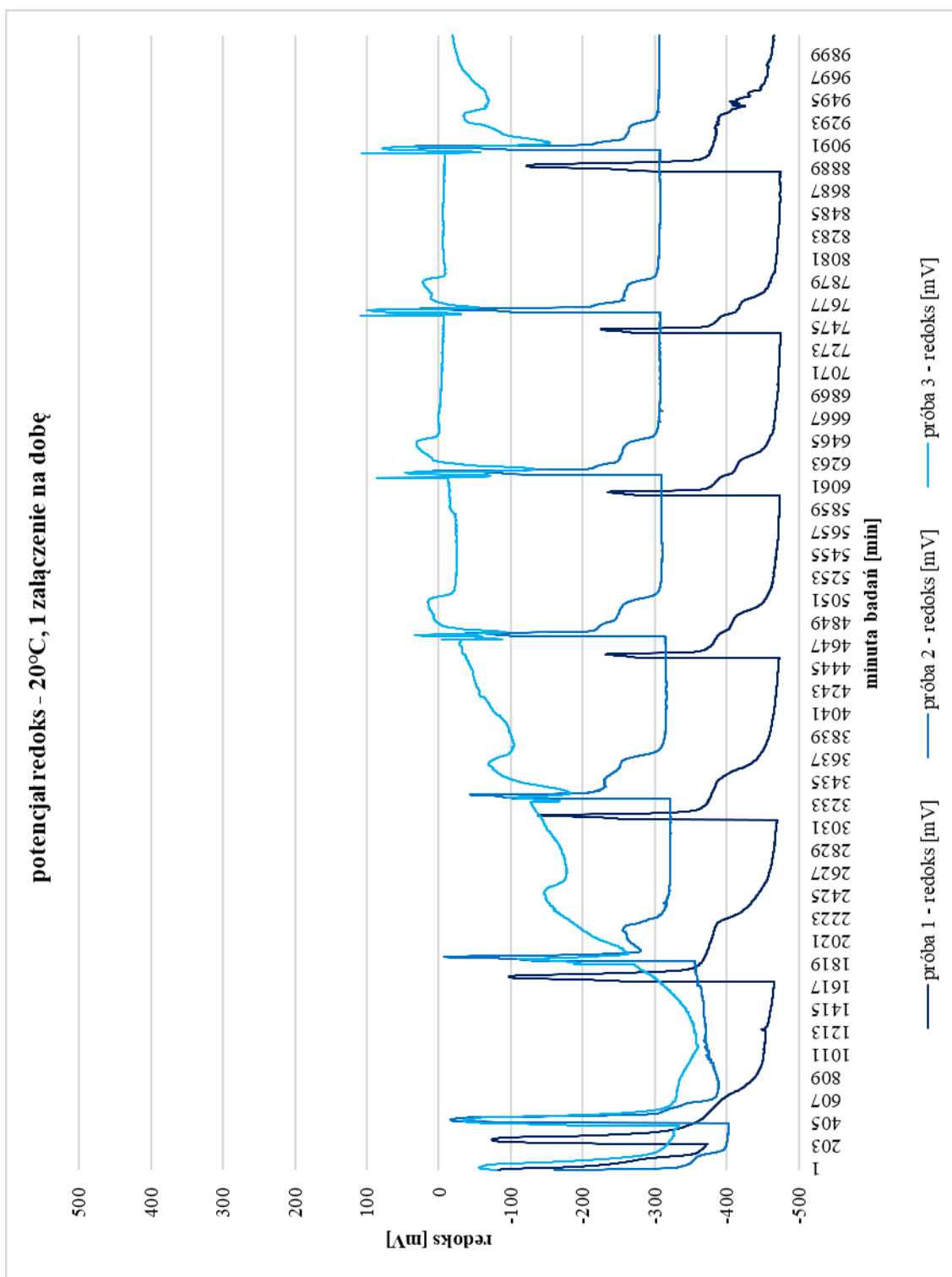
4.1.2. Temperatura: 20°C, liczba załączeń pompy w dobę: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h)



Rys. 4.4 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 20°C i 1 załączeniu pompy na dobę

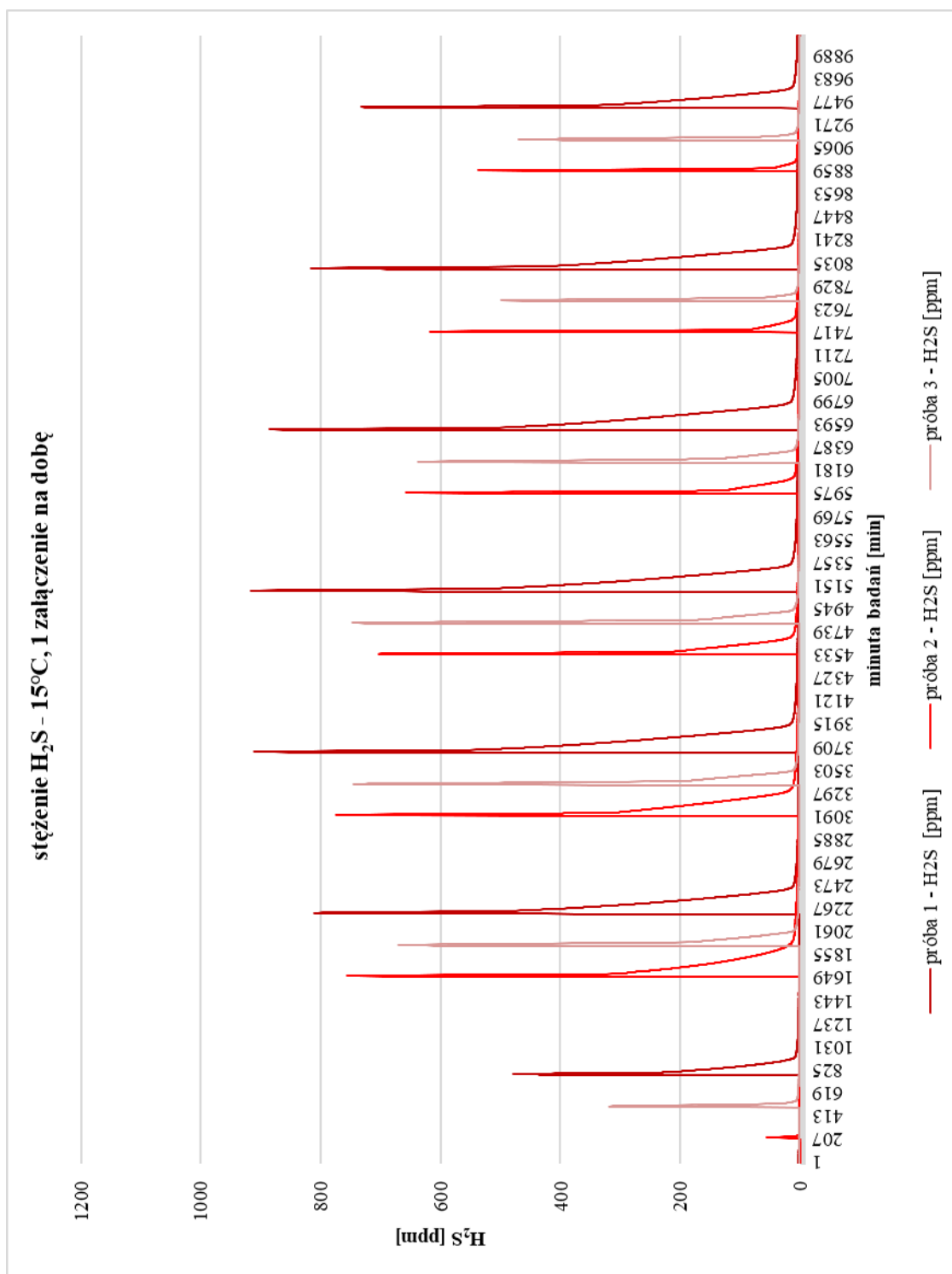


Rys. 4.5 pH przy temperaturze 20°C i 1 załączeniu pompy na dobę

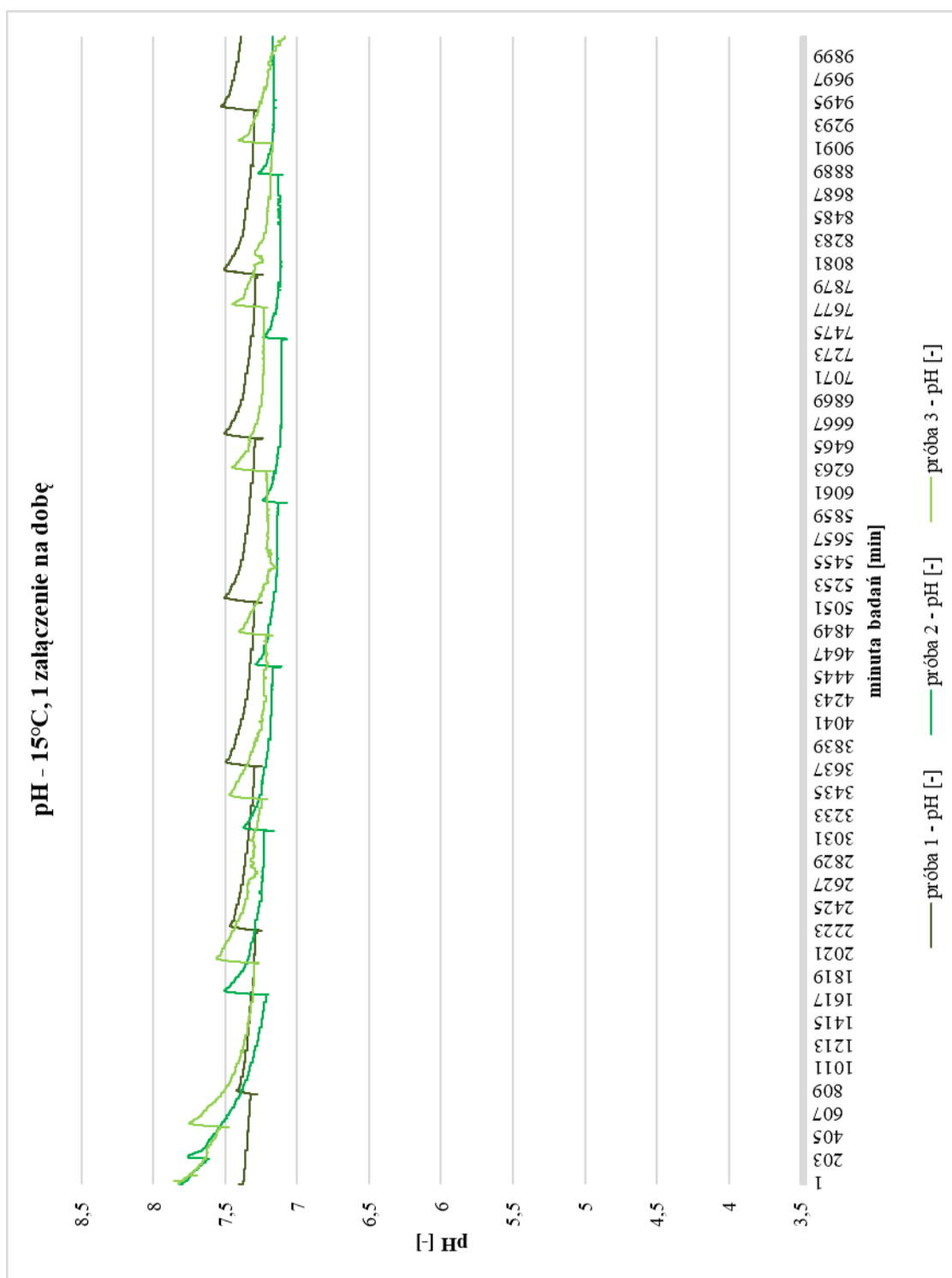


Rys. 4.6 Redoks przy temperaturze 20°C i 1 załączeniu pompy na dobę

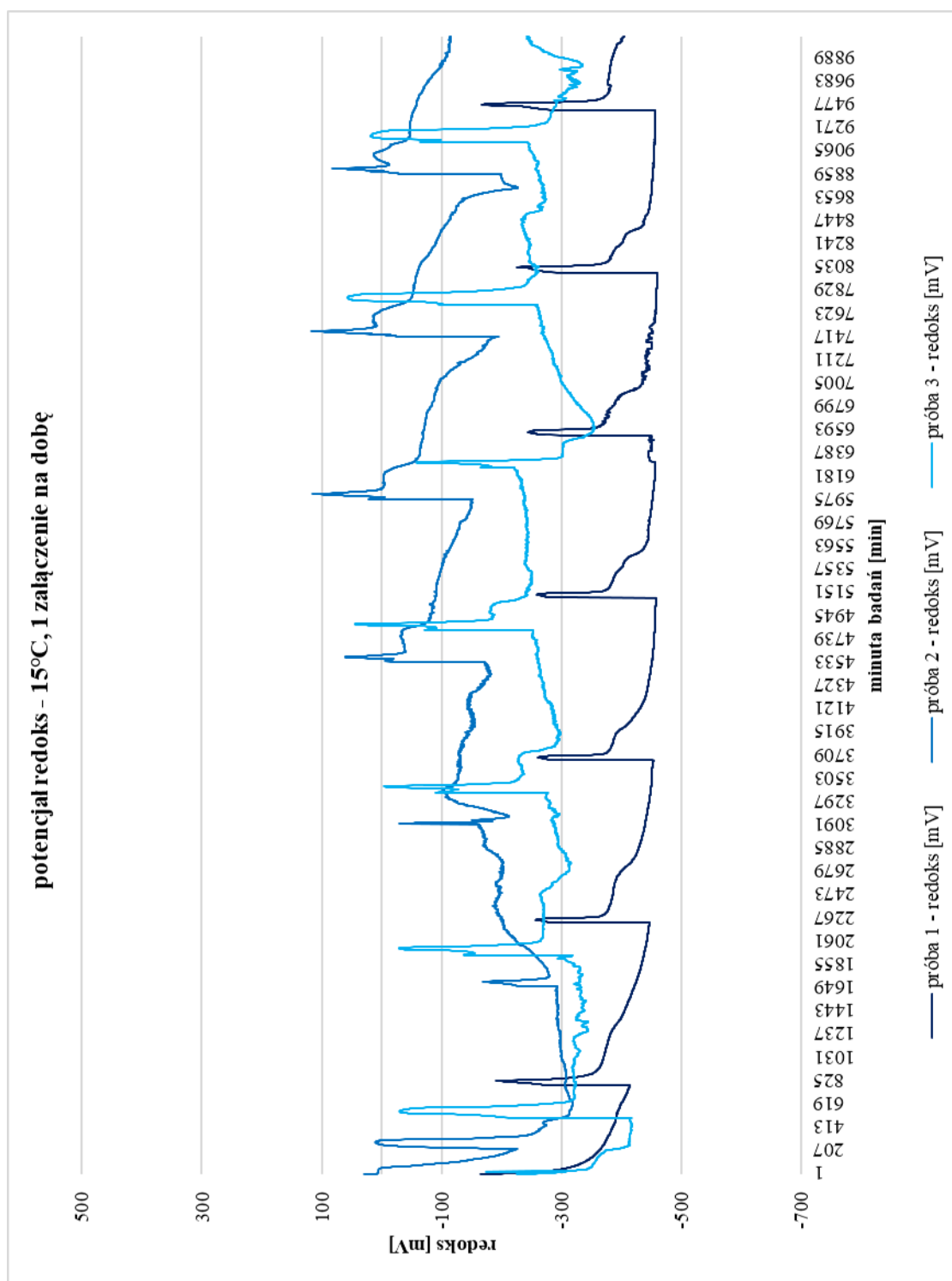
4.1.3. Temperatura: 15°C, liczba załączeń pompy w dobę: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h)



Rys. 4.7 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 15°C i 1 załączeniu pompy na dobę

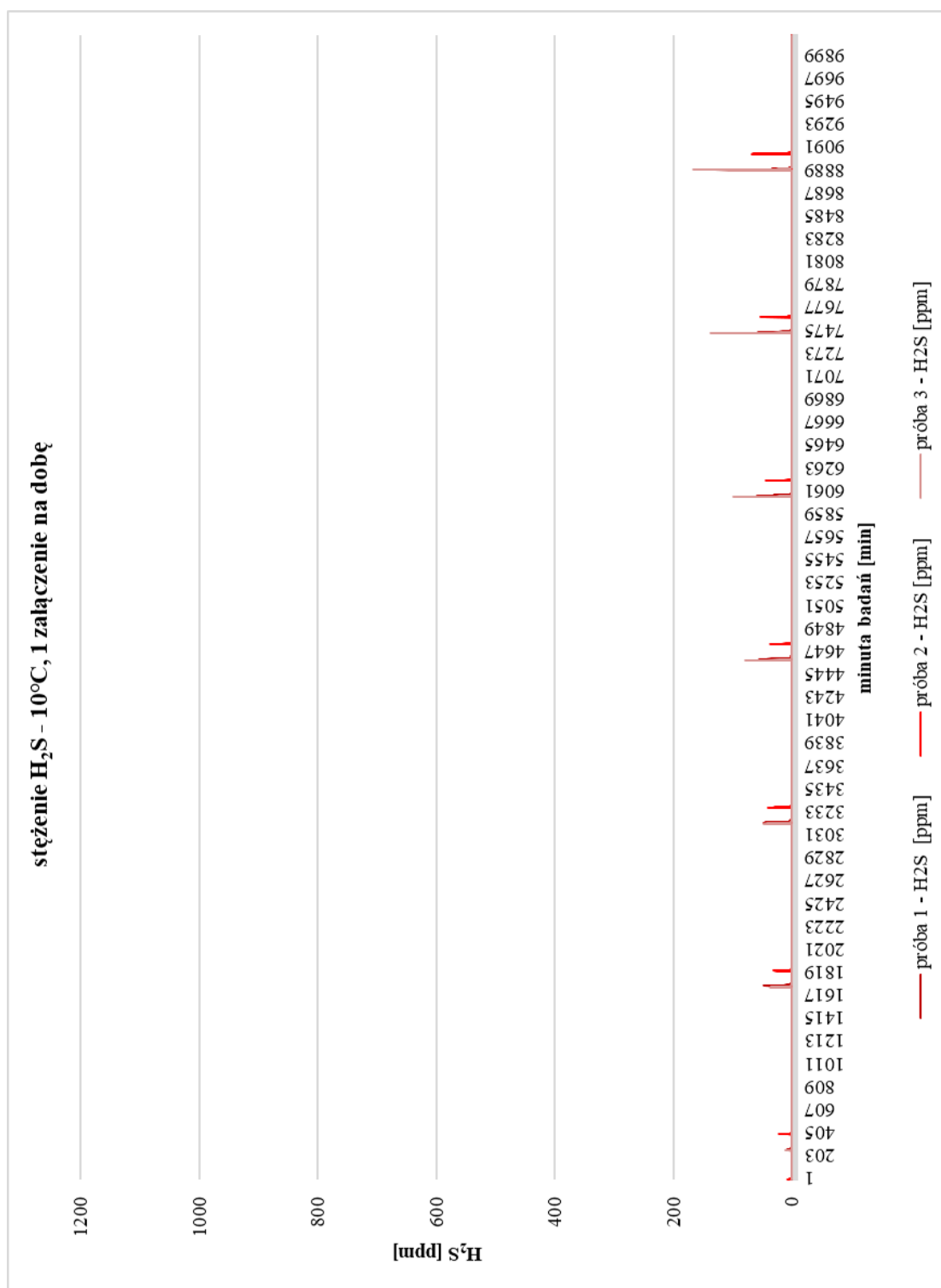


Rys. 4.8 pH przy temperaturze 15°C i 1 załączeniu pompy na dobę

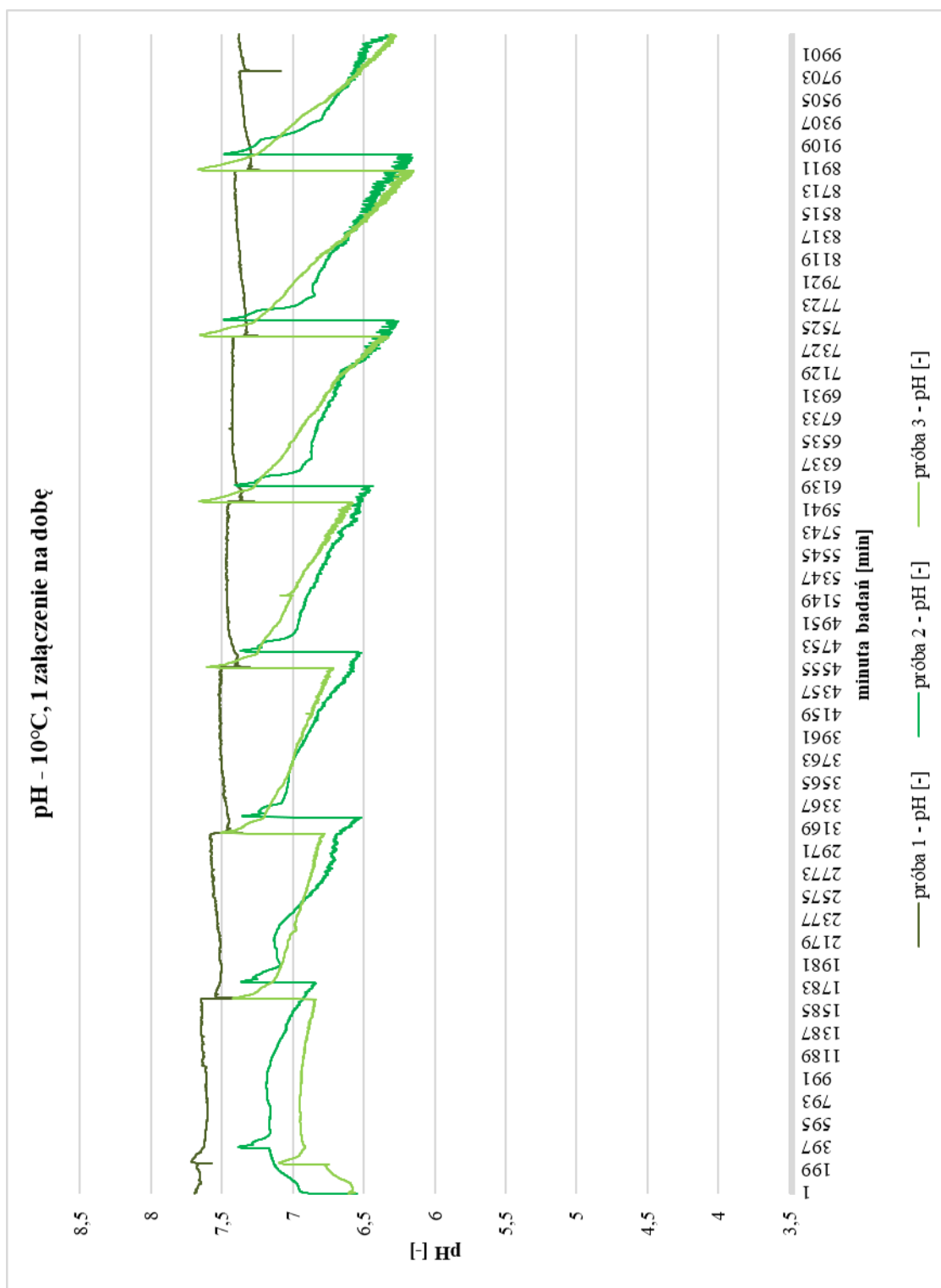


Rys. 4.9 Redoks przy temperaturze 15°C i 1 załączeniu pompy na dobę

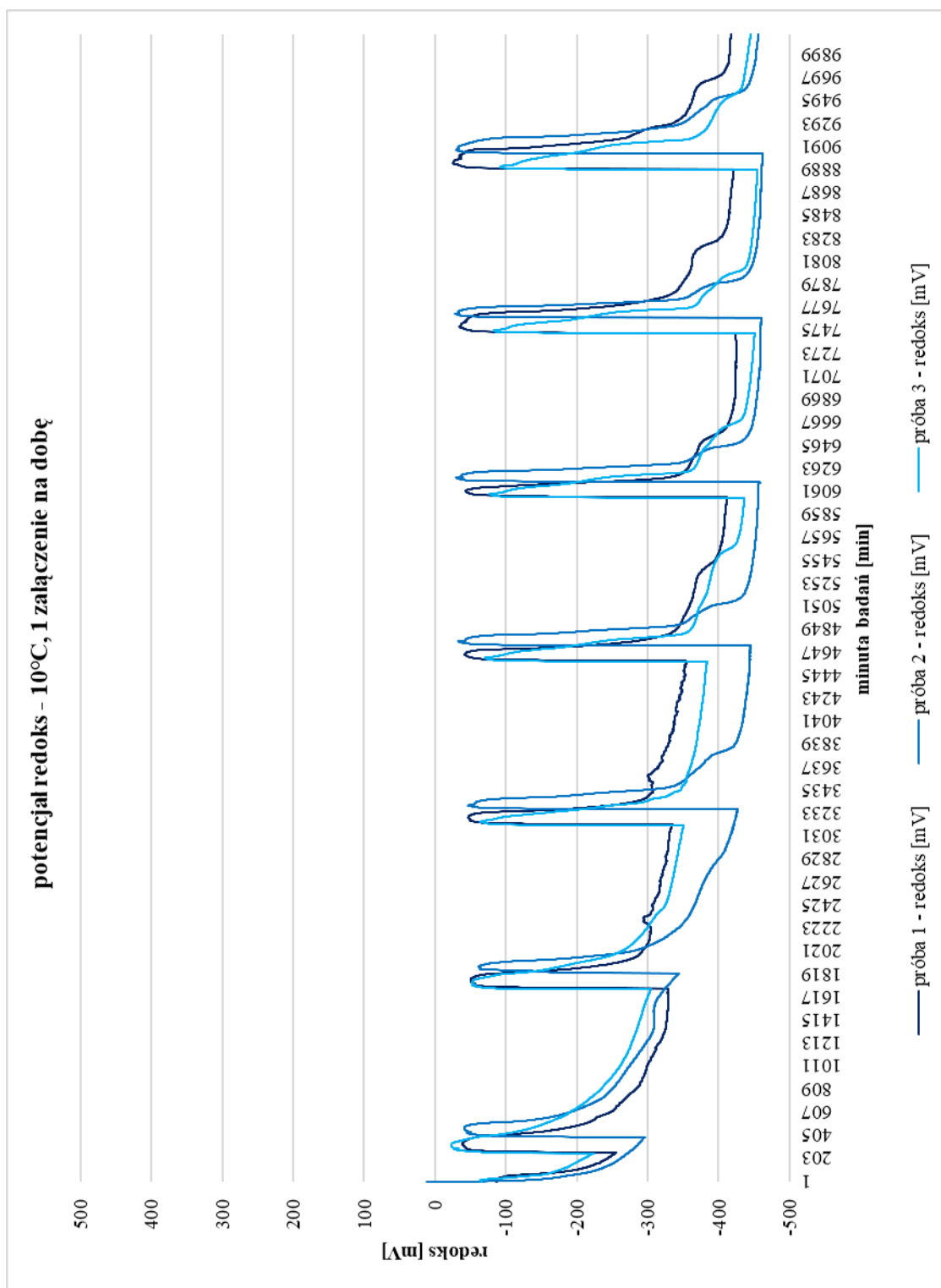
4.1.4. Temperatura: 10°C, liczba załączeń pompy w dobę: 1 (czas przetrzymania ścieków 24h)



Rys. 4.10 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 10°C i 1 załączeniu pompy na dobę

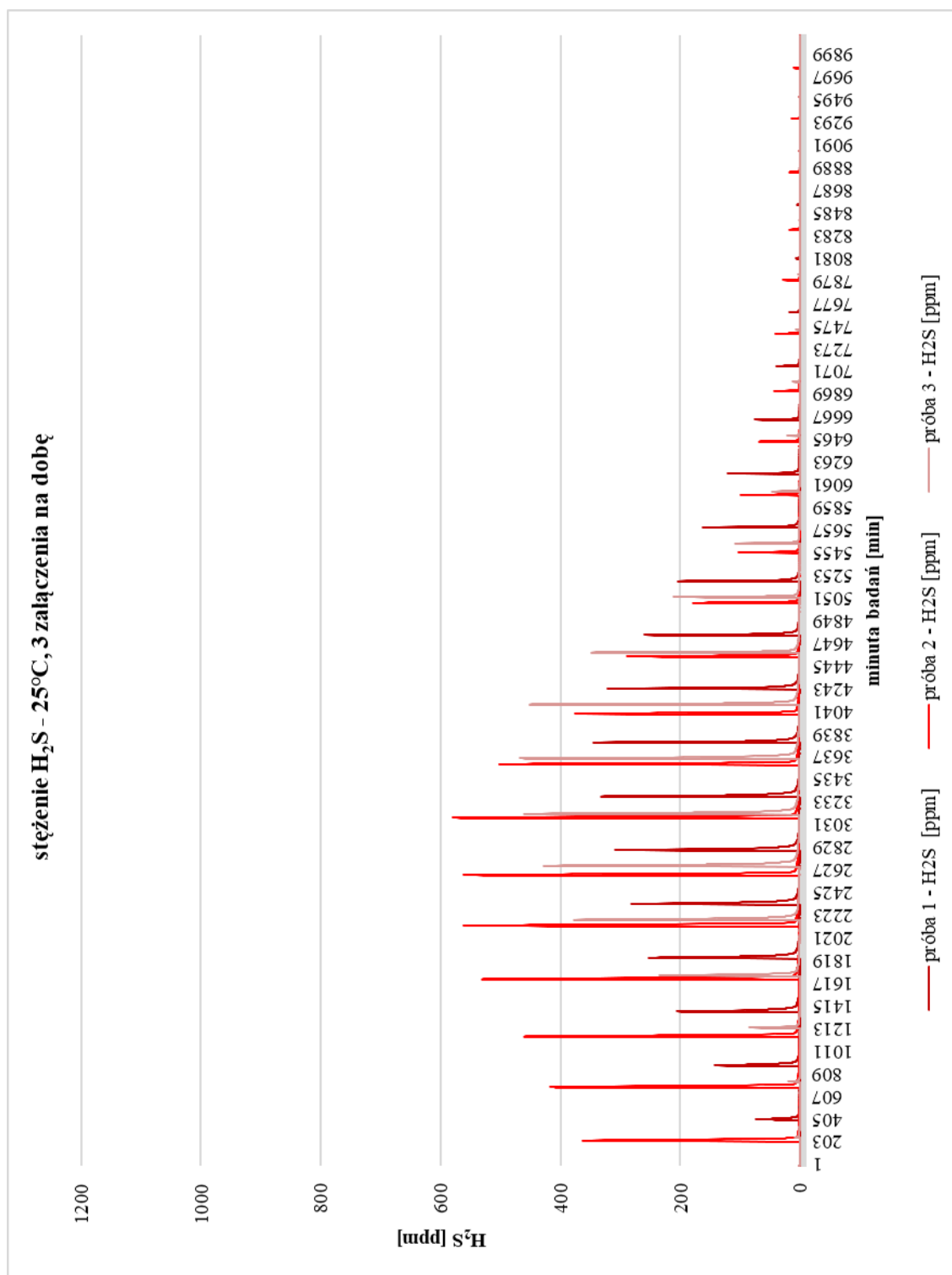


Rys. 4.11 pH przy temperaturze 10°C i 1 załączeniu pompy na dobę

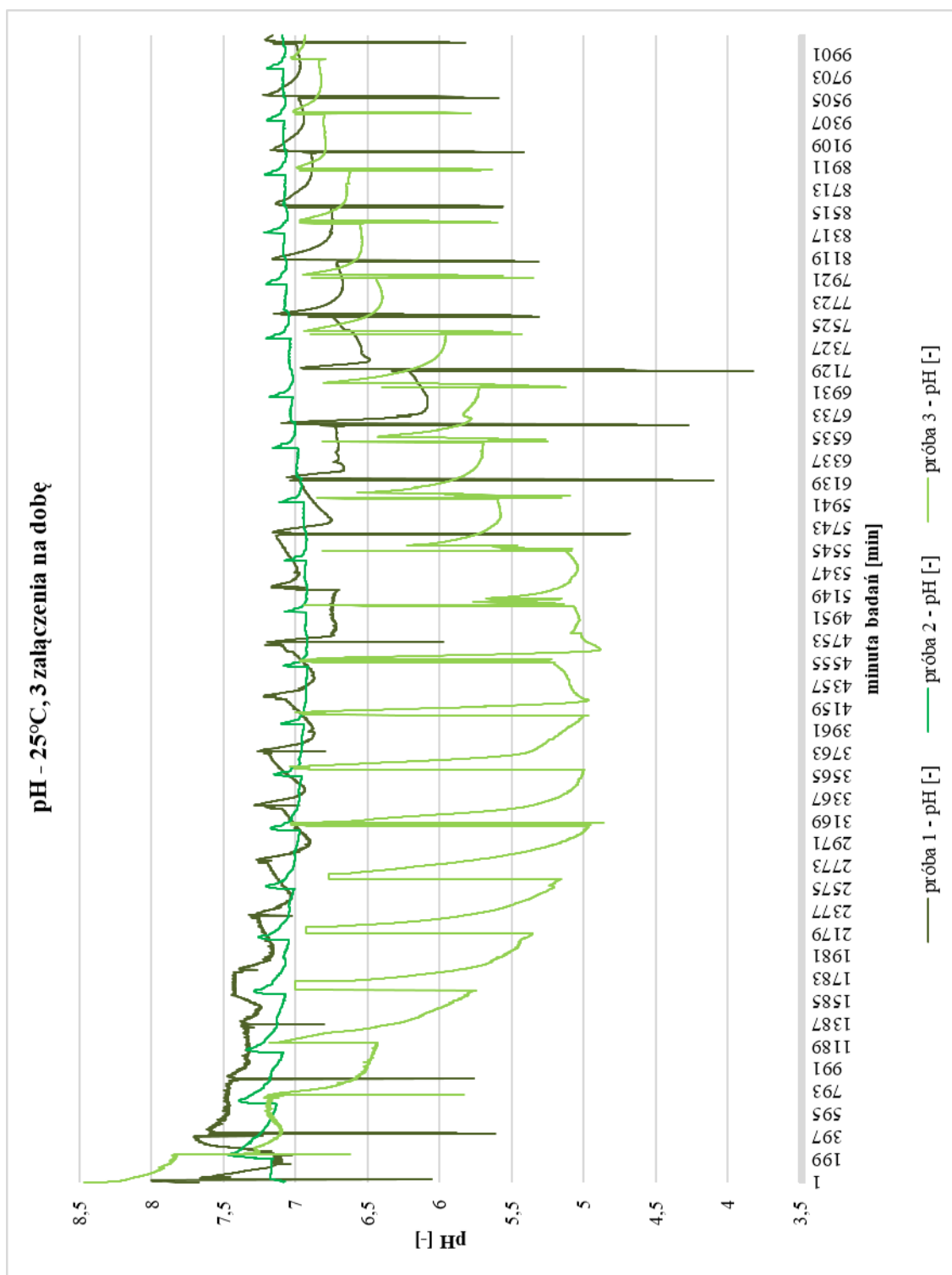


Rys. 4.12 Redoks przy temperaturze 10°C i 1 załączeniu pompy na dobę

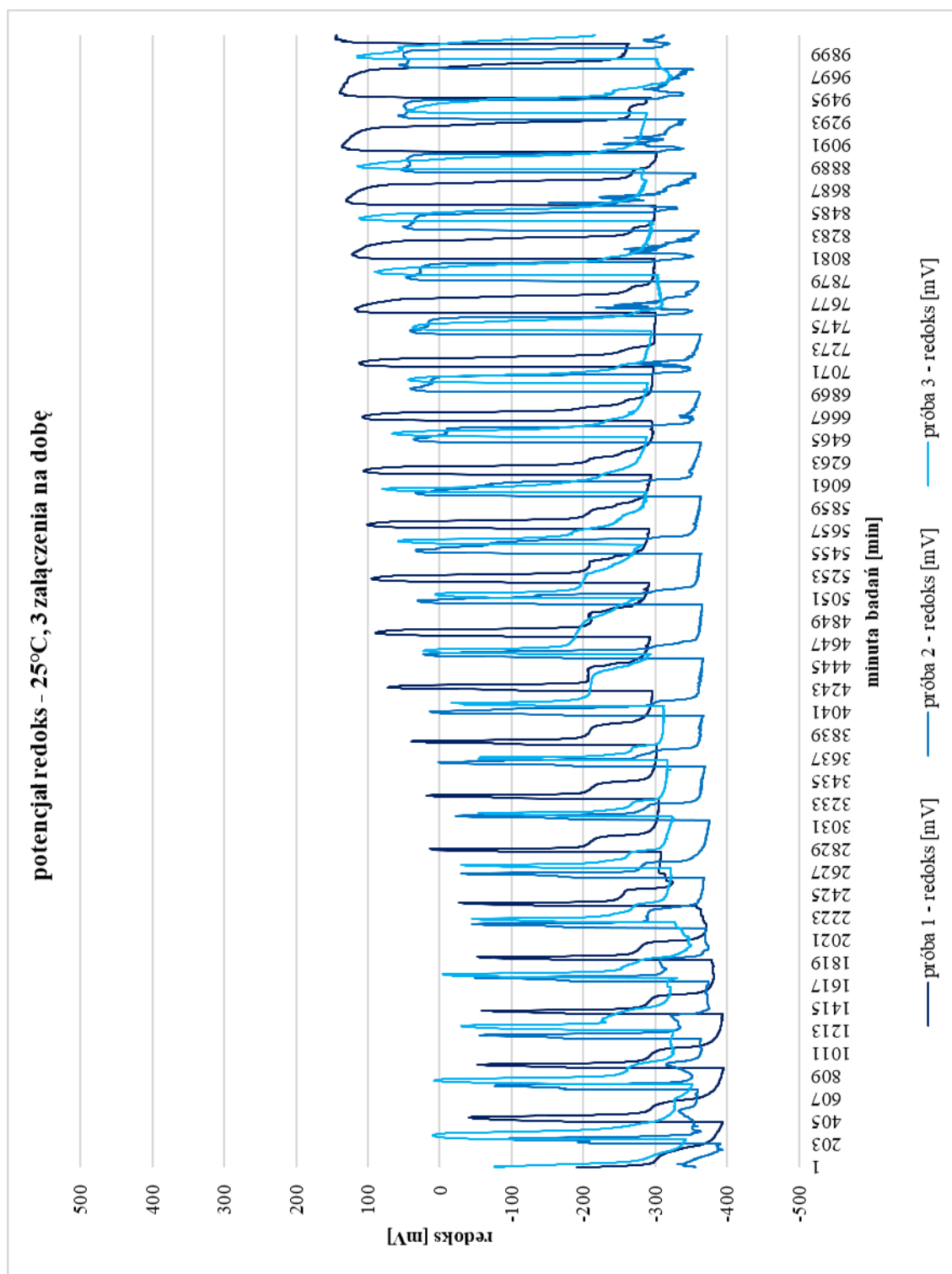
4.1.5. Temperatura: 25°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h)



Rys. 4.13 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 3 załączeniach pompy na dobę

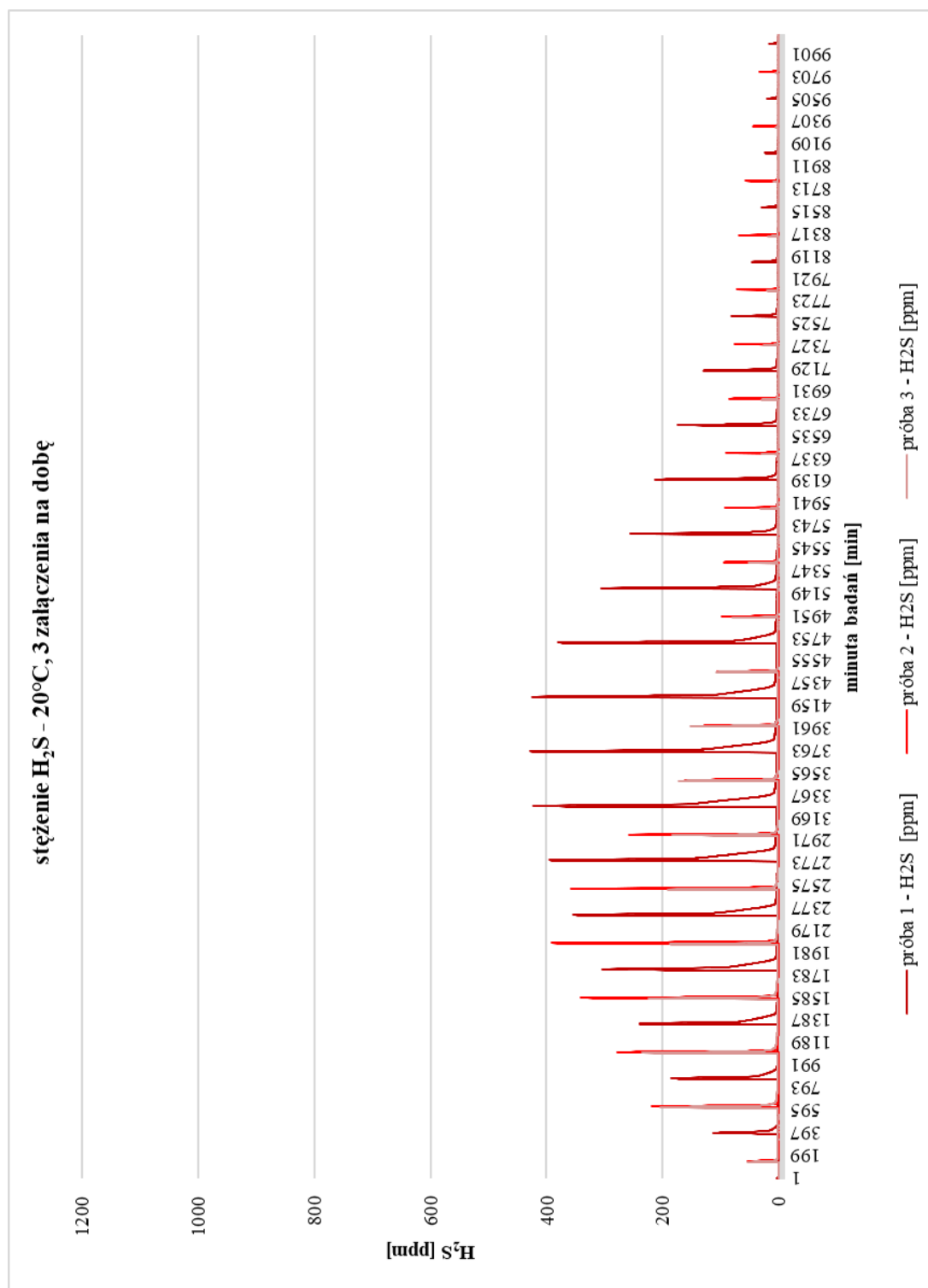


Rys. 4.14 pH przy temperaturze 25°C i 3 załączeniach pompy na dobę

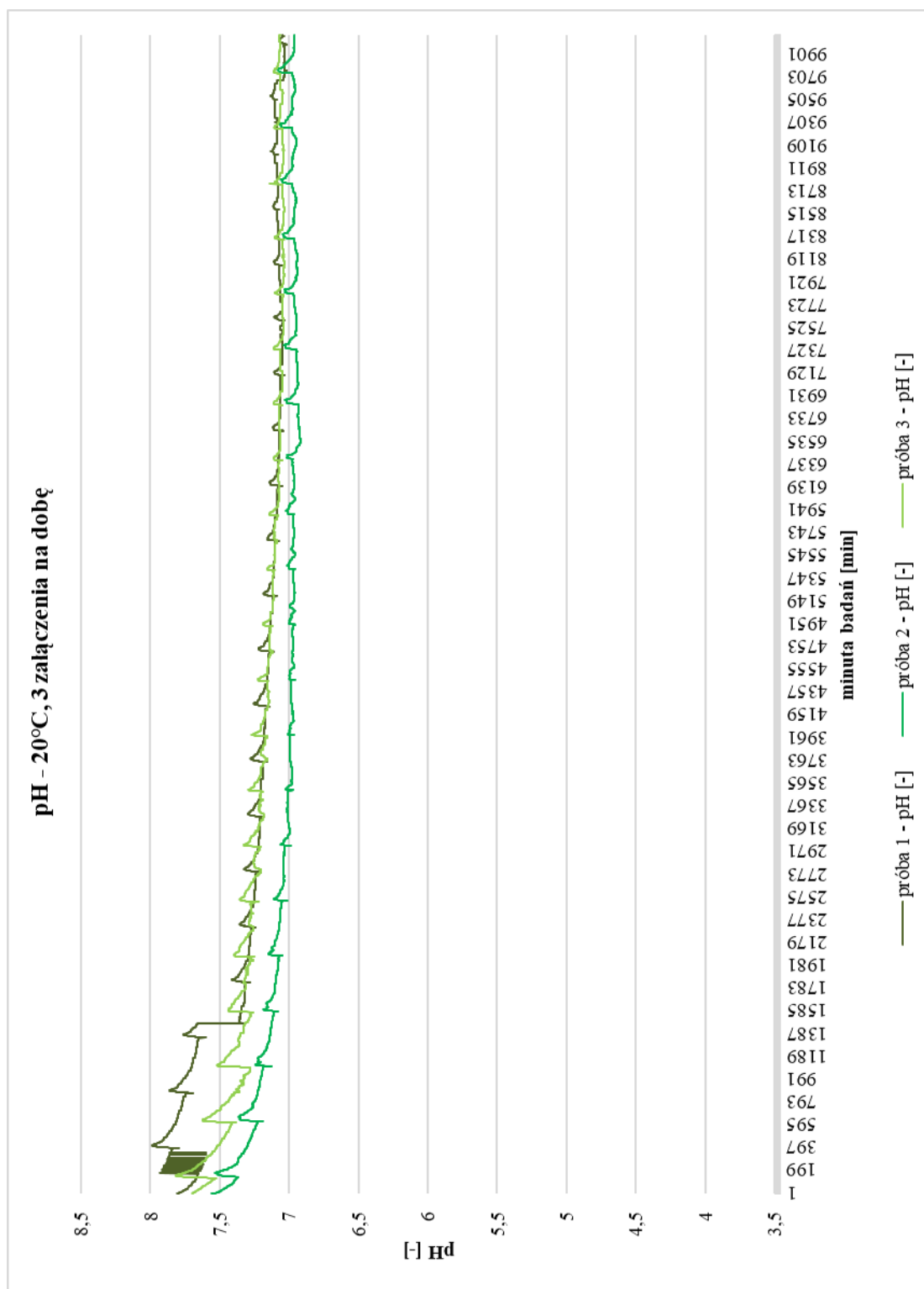


Rys. 4.15 Redoks przy temperaturze 25°C i 3 załączeniach pompy na dobę

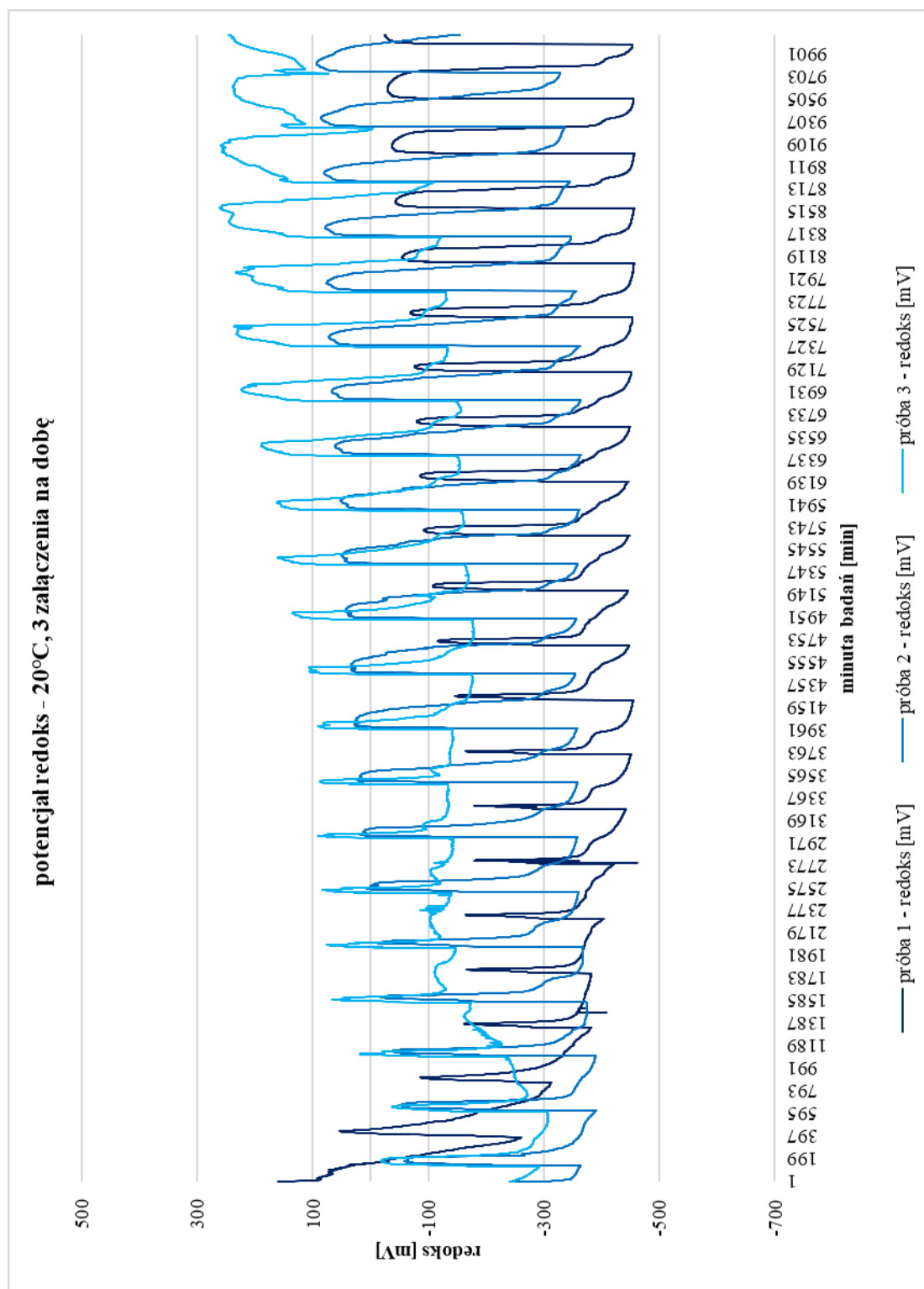
4.1.6. Temperatura: 20°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h)



Rys. 4.16 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 20°C i 3 załączeniach pompy na dobę

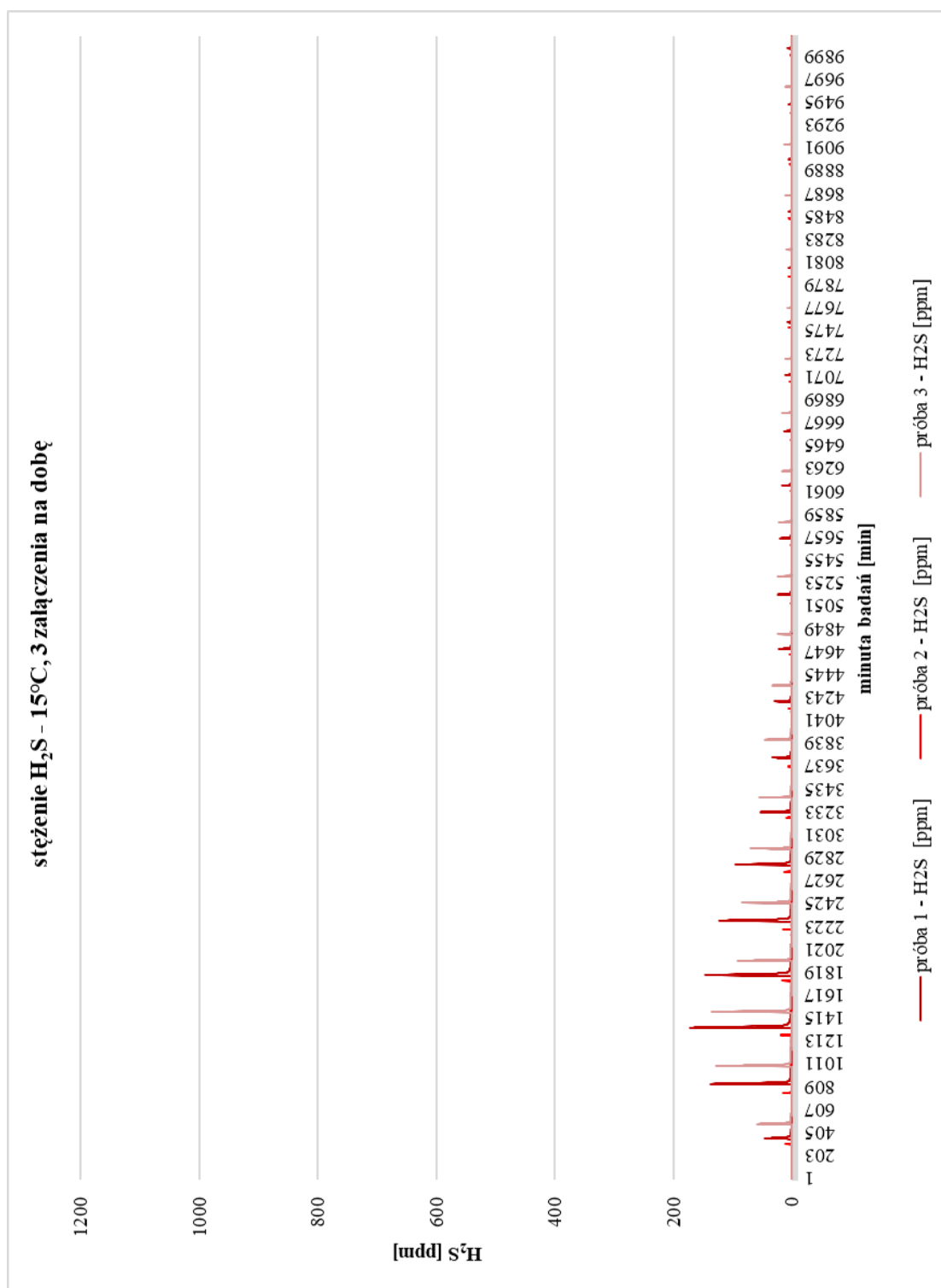


Rys. 4.17 pH przy temperaturze 20°C i 3 załączeniach pompy na dobę

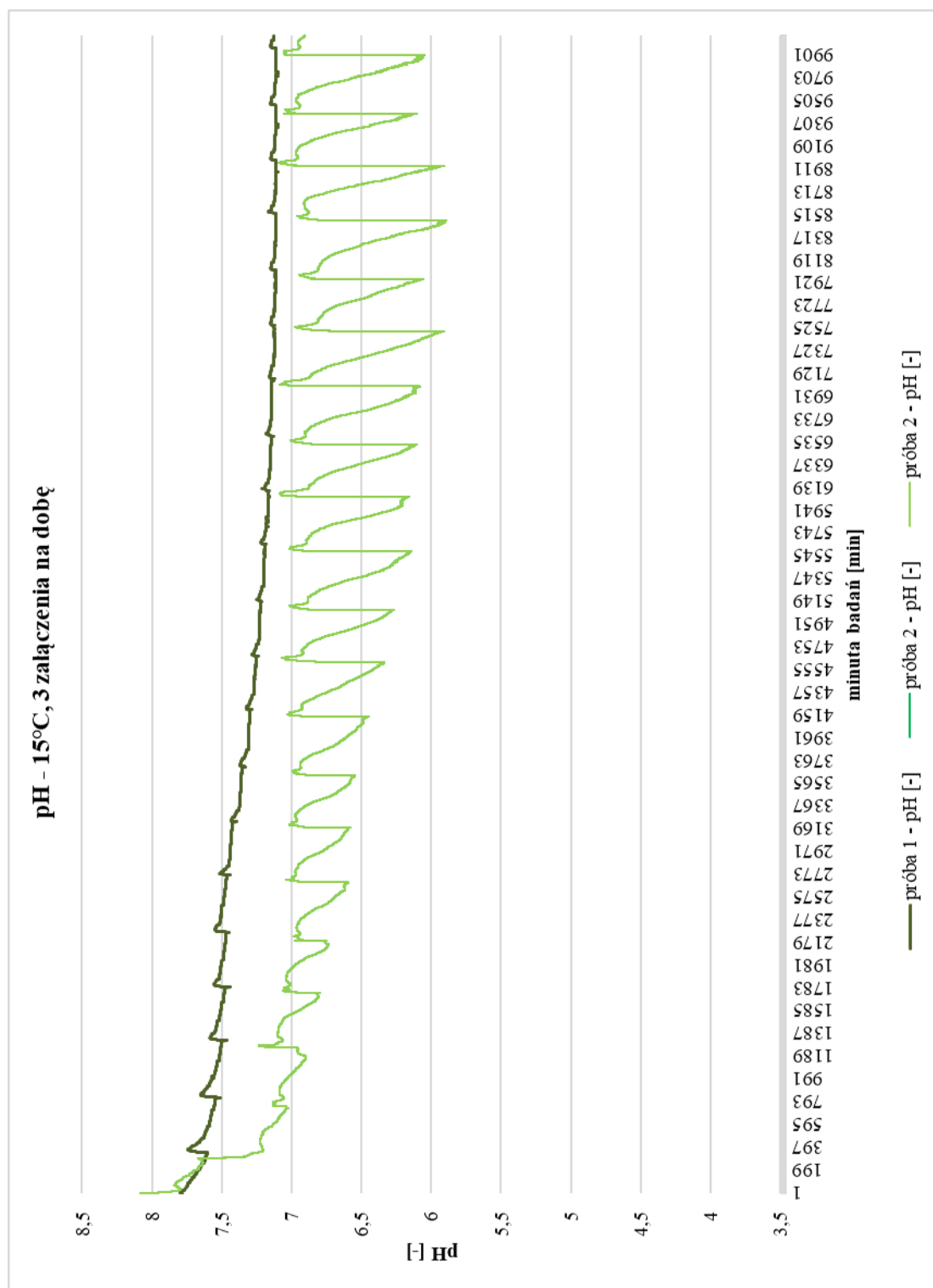


Rys. 4.18 Redoks przy temperaturze 20°C i 3 załączeniach pompy na dobę

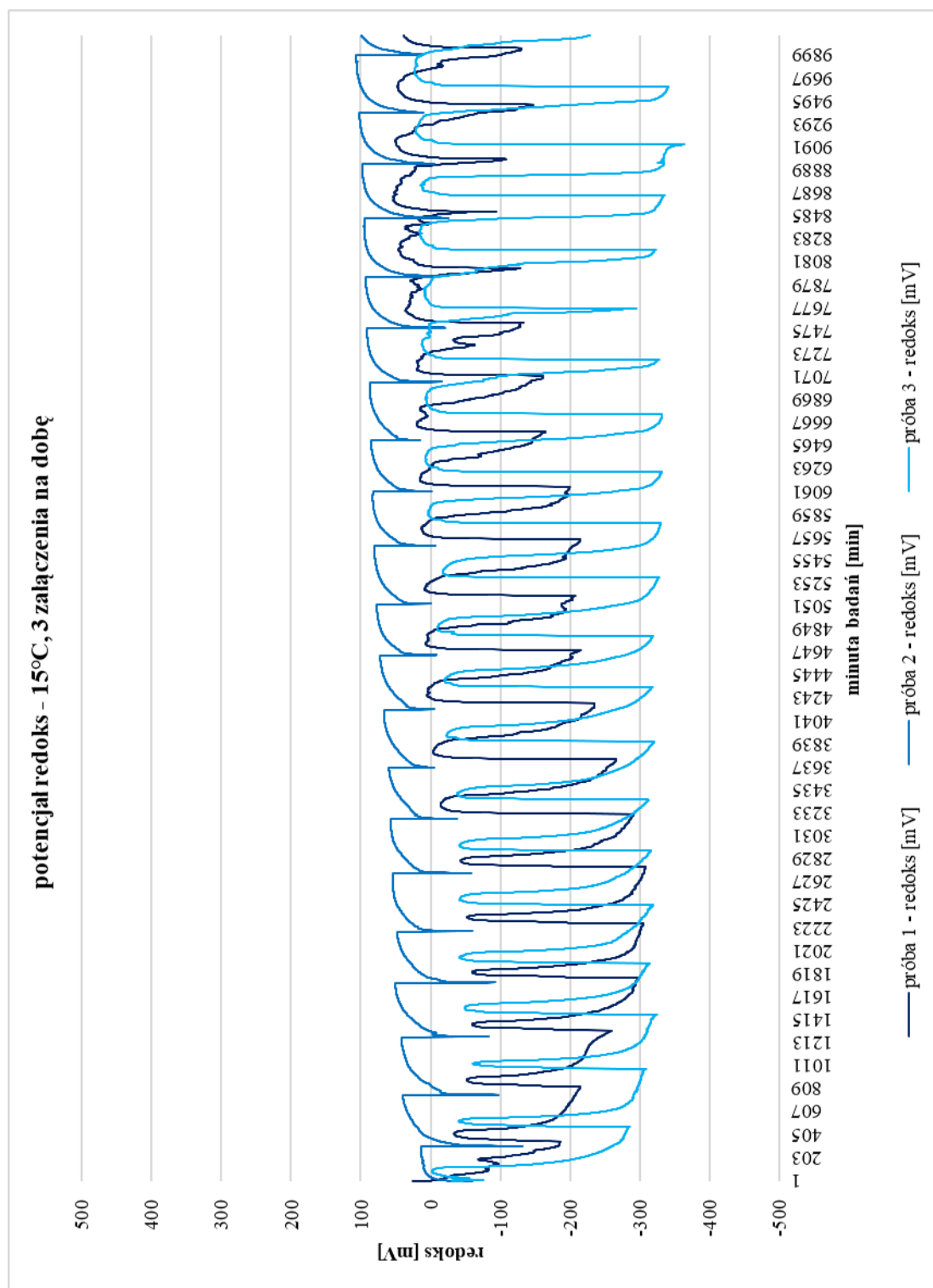
4.1.7. Temperatura: 15°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h)



Rys. 4.19 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 15°C i 3 załączeniach pompy na dobę

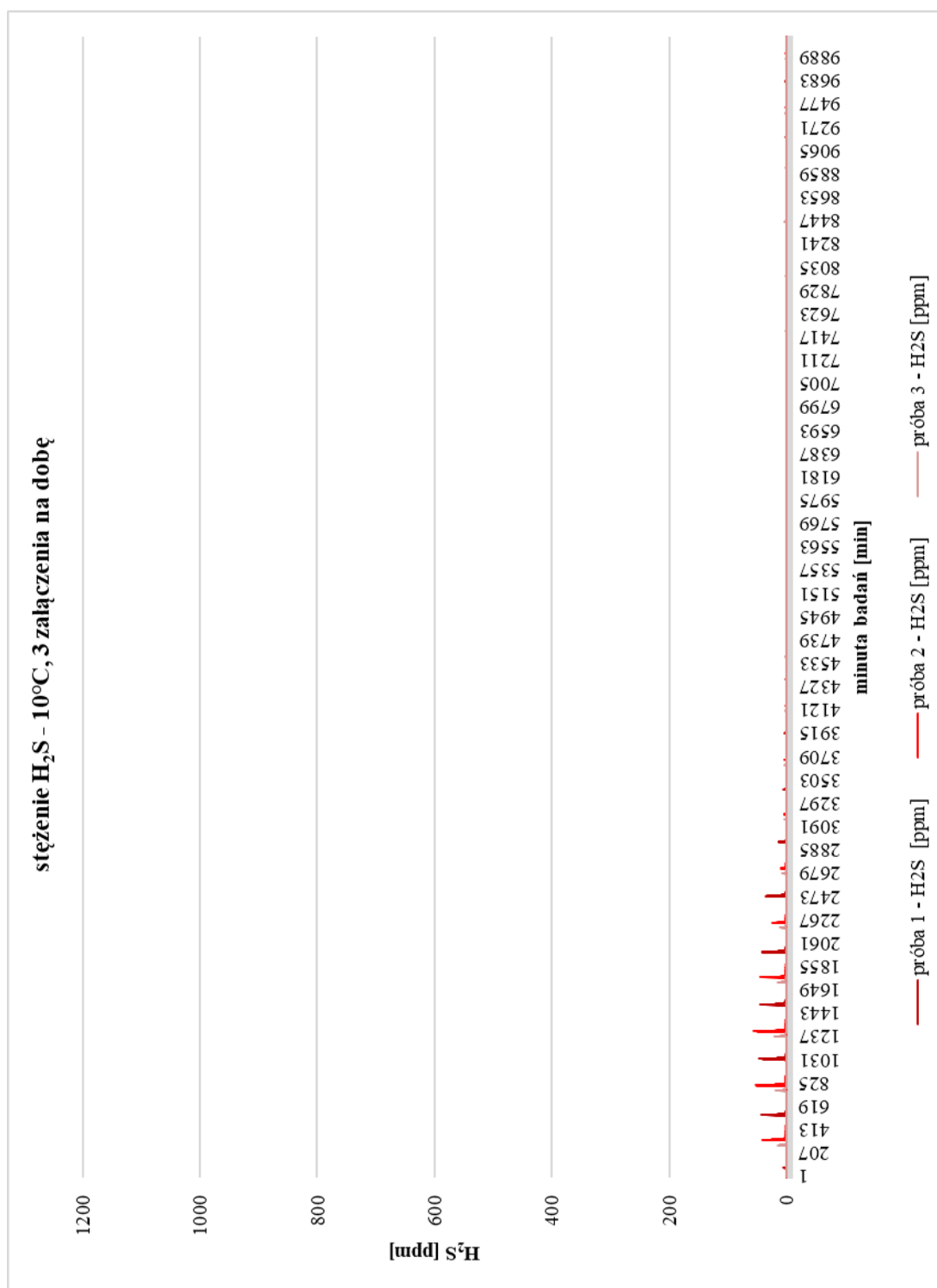


Rys. 4.20 pH przy temperaturze 15°C i 3 załączeniach pompy na dobę

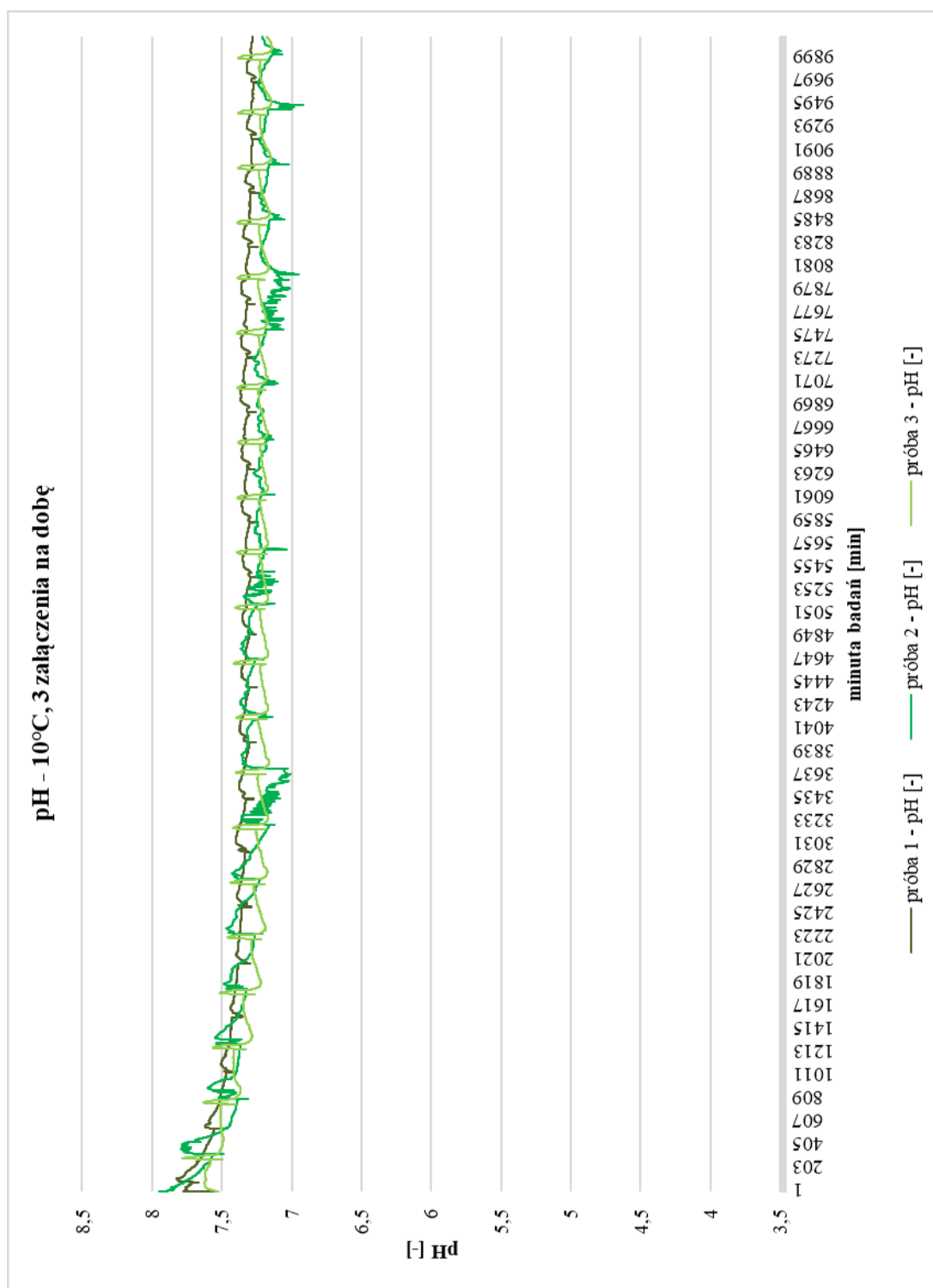


Rys. 4.21 Redoks przy temperaturze 15°C i 3 załączeniach pompy na dobę

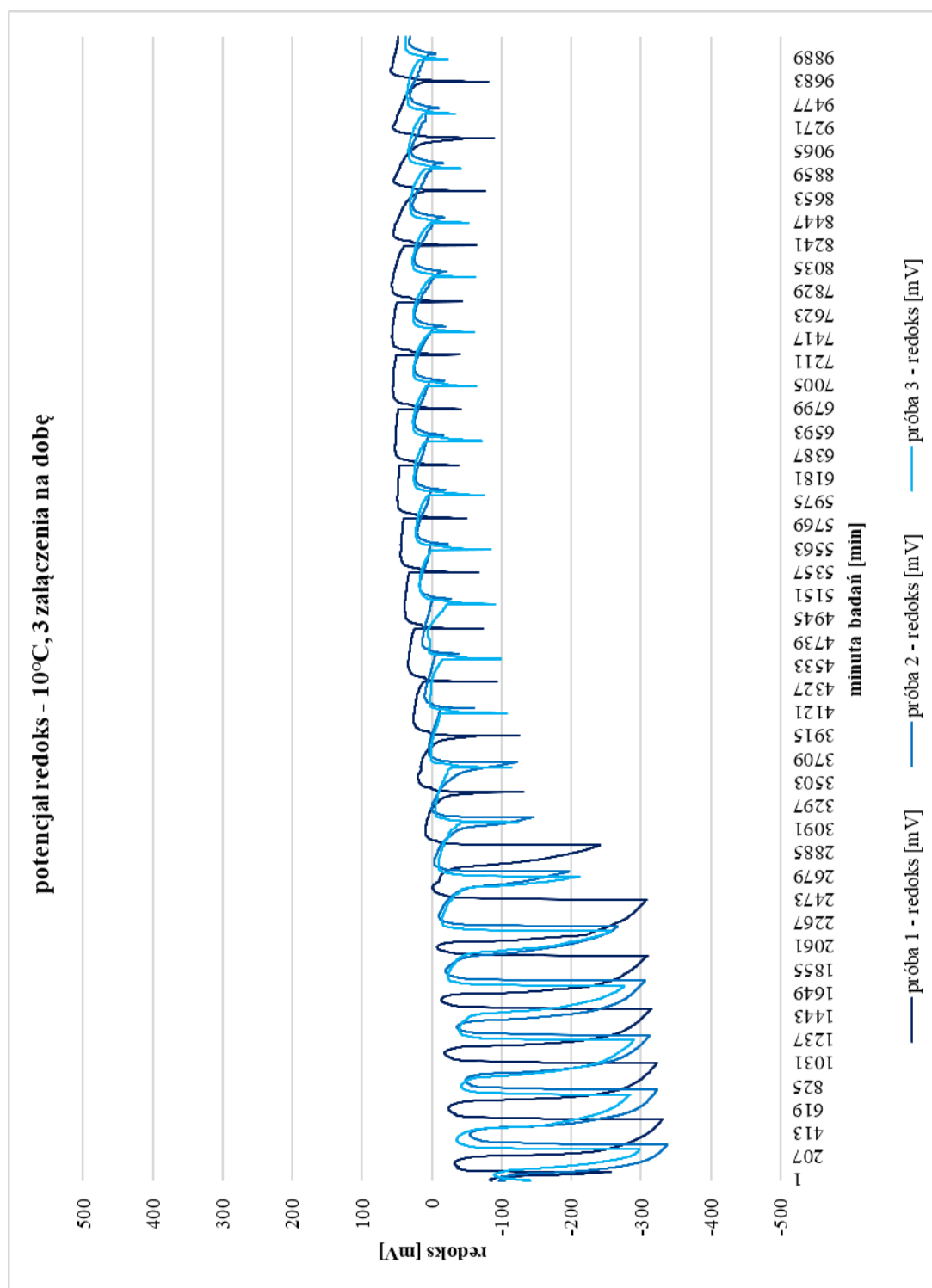
4.1.8. Temperatura: 10°C, liczba załączeń pompy w dobie: 3 (czas przetrzymania ścieków 8h)



Rys. 4.22 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 10°C i 3 załączeniach pompy na dobę

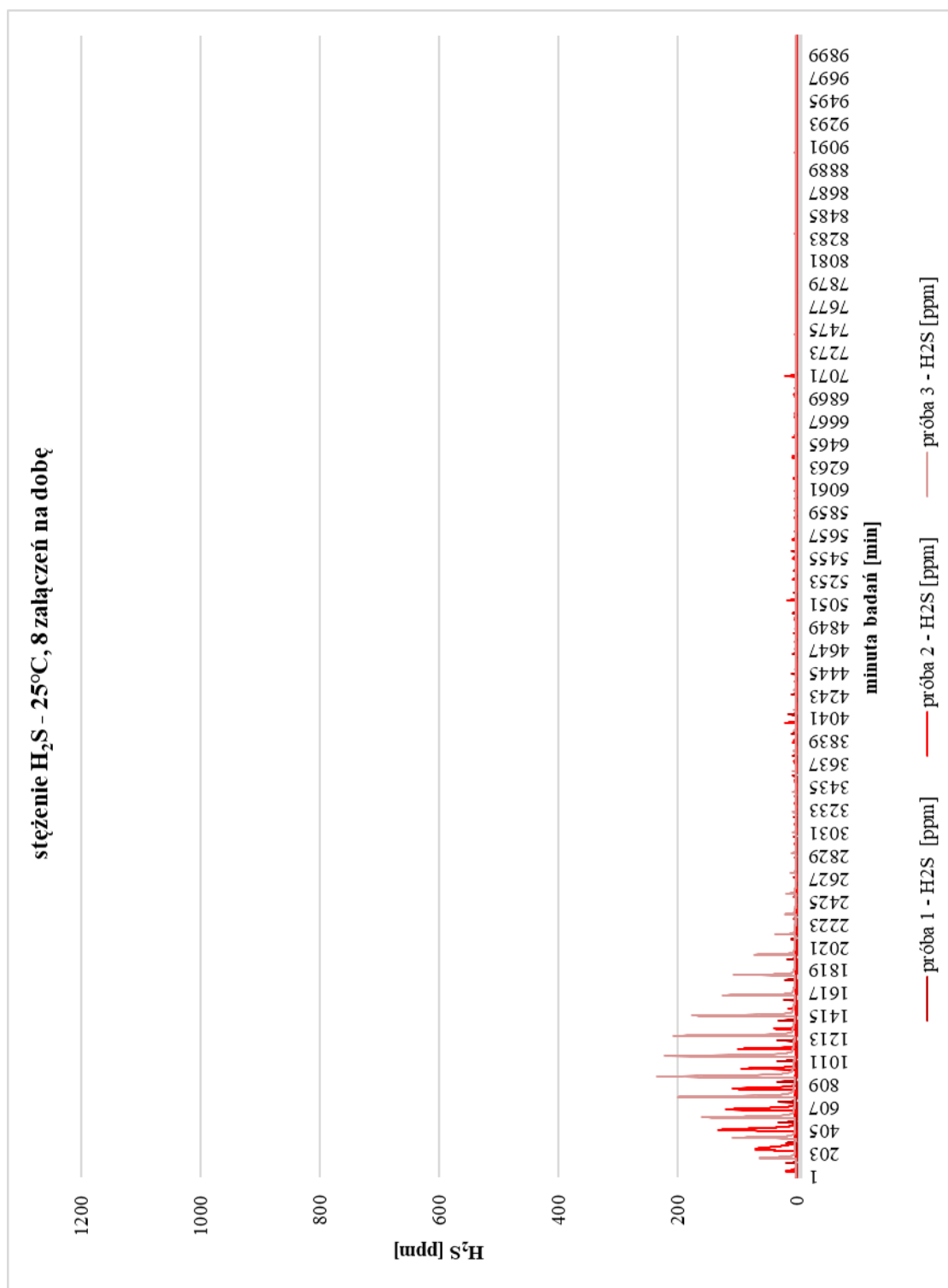


Rys. 4.23 pH przy temperaturze 10°C i 3 załączeniach pompy na dobę

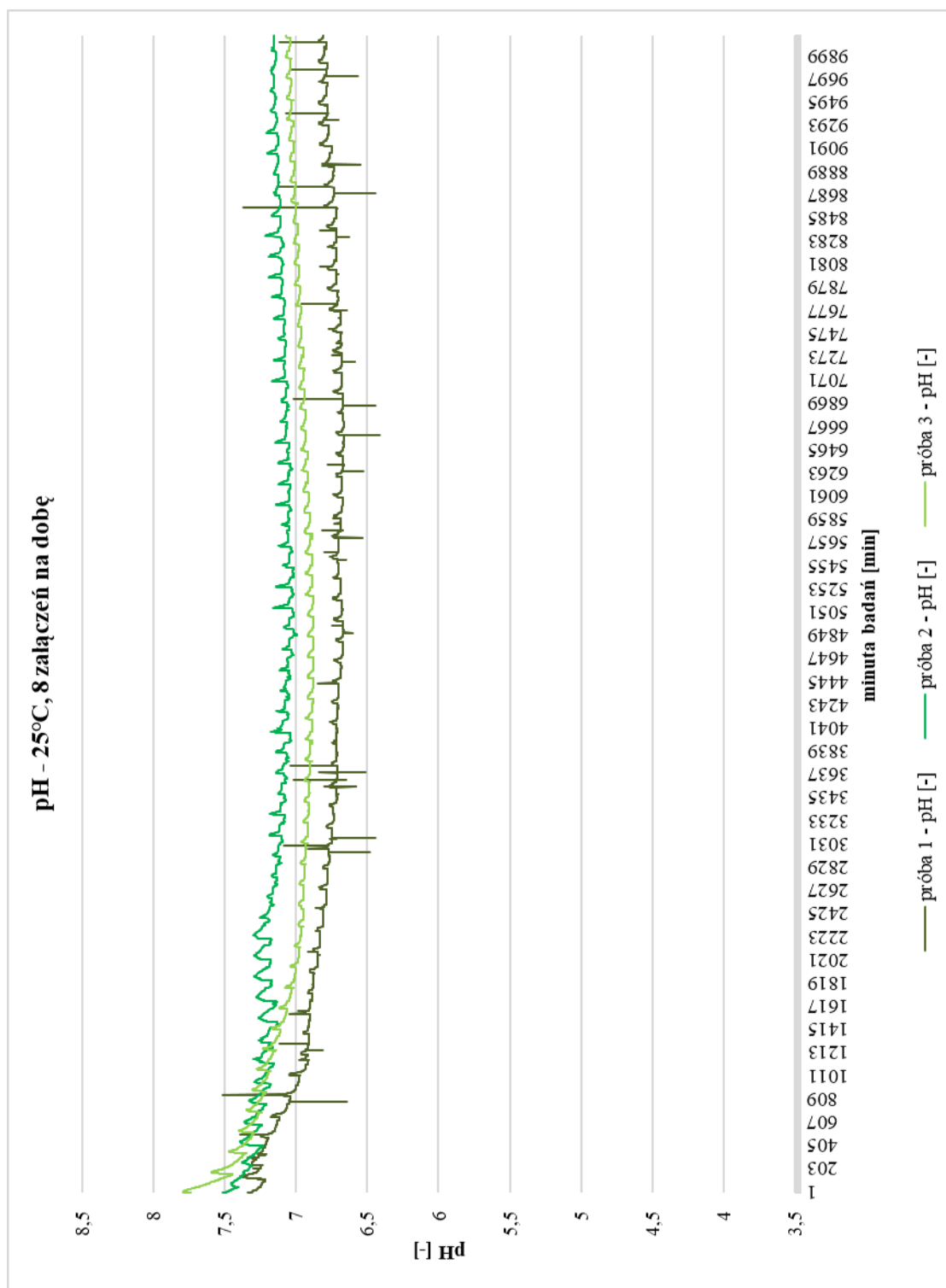


Rys. 4.24 Redoks przy temperaturze 10°C i 3 załączeniach pompy na dobę

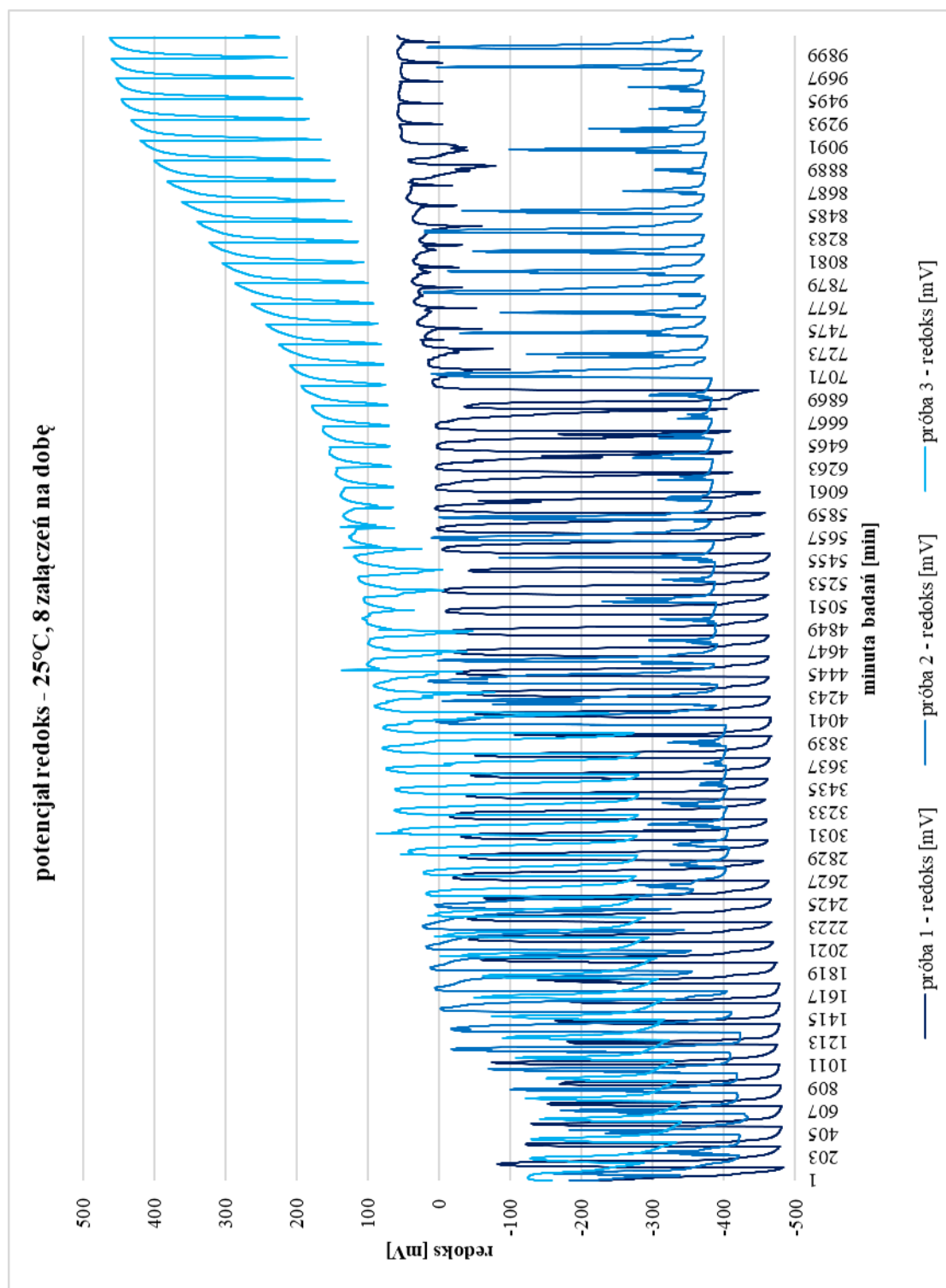
4.1.9. Temperatura: 25°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h)



Rys. 4.25 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 25°C i 8 załączeniach pompy na dobę

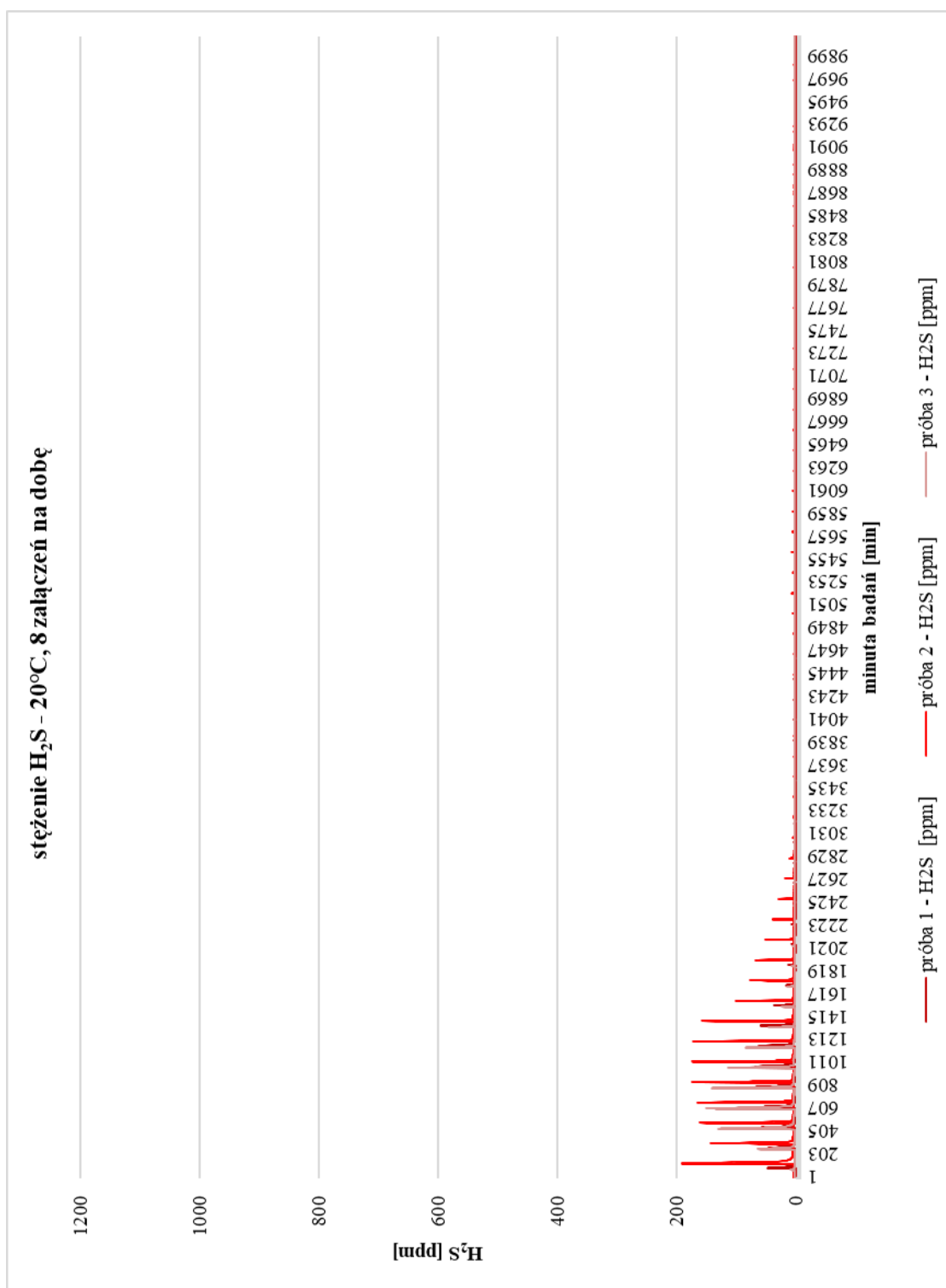


Rys. 4.26 pH przy temperaturze 25°C i 8 załączeniach pompy na dobę

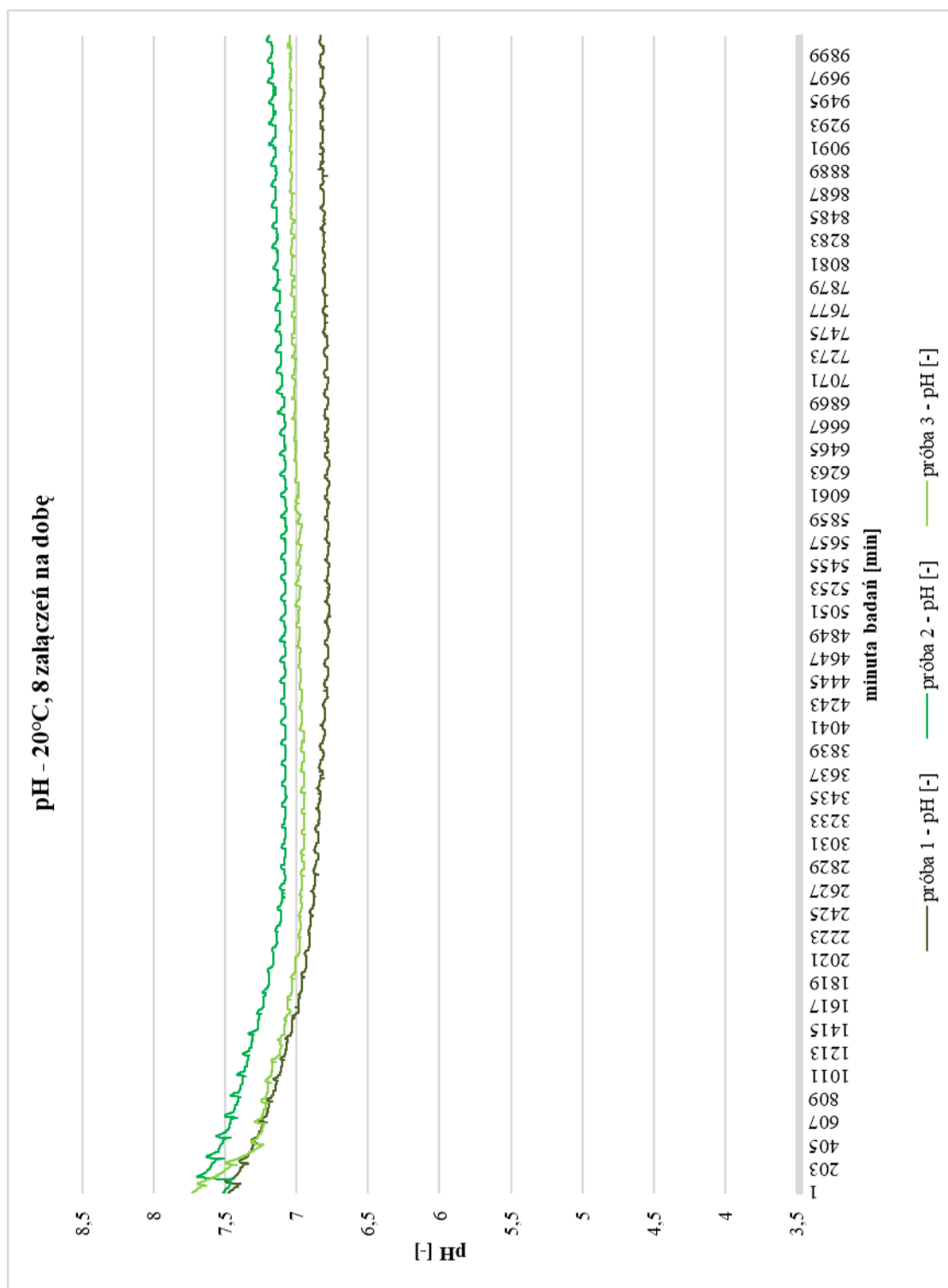


Rys. 4.27 Redoks przy temperaturze 25°C i 8 załączeniach pompy na dobę

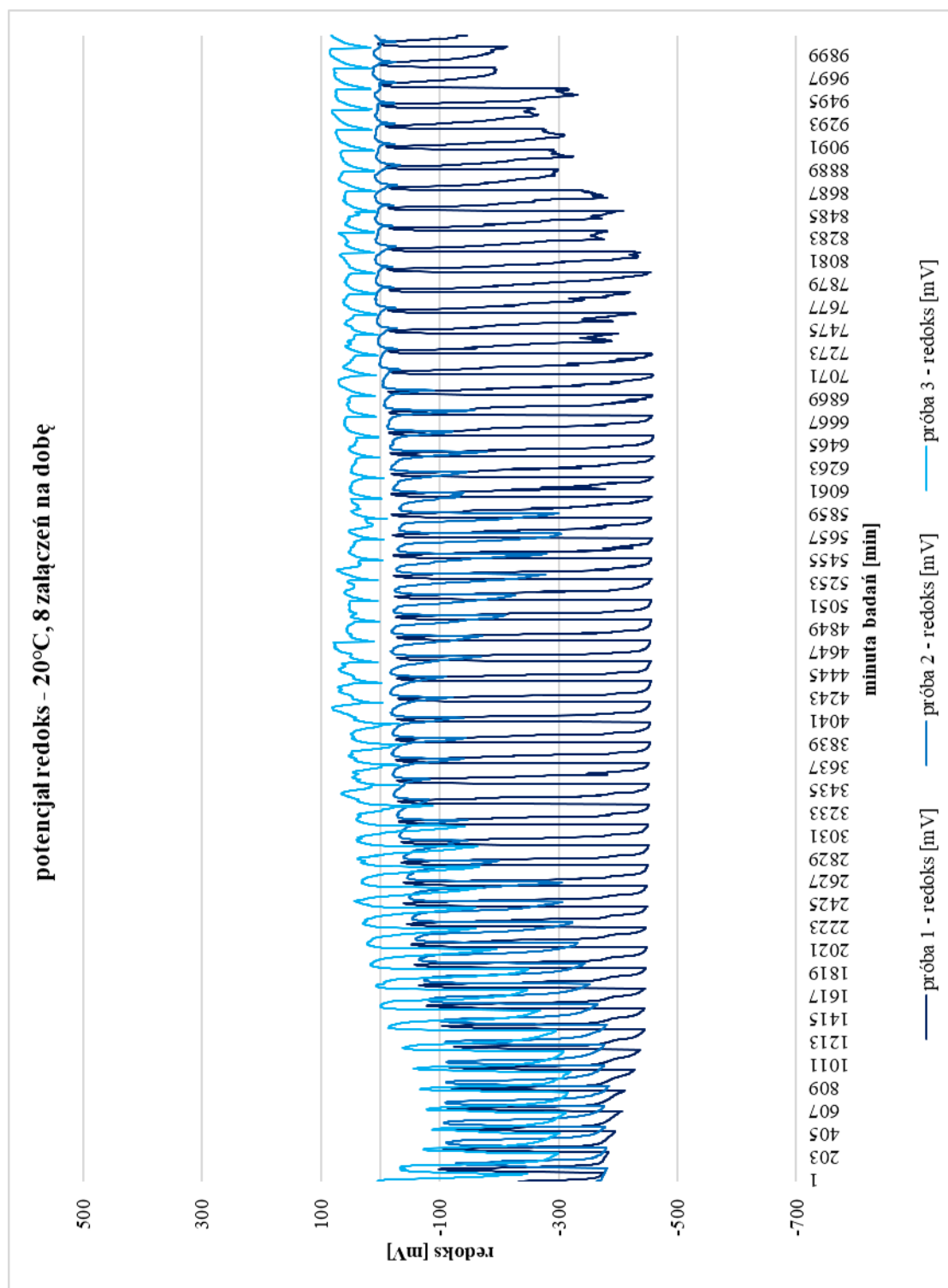
4.1.10. Temperatura: 20°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h)



Rys. 4.28 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 20°C i 8 załączeniach pompy na dobę



Rys. 4.29 pH przy temperaturze 20°C i 8 załączeniach pompy na dobę

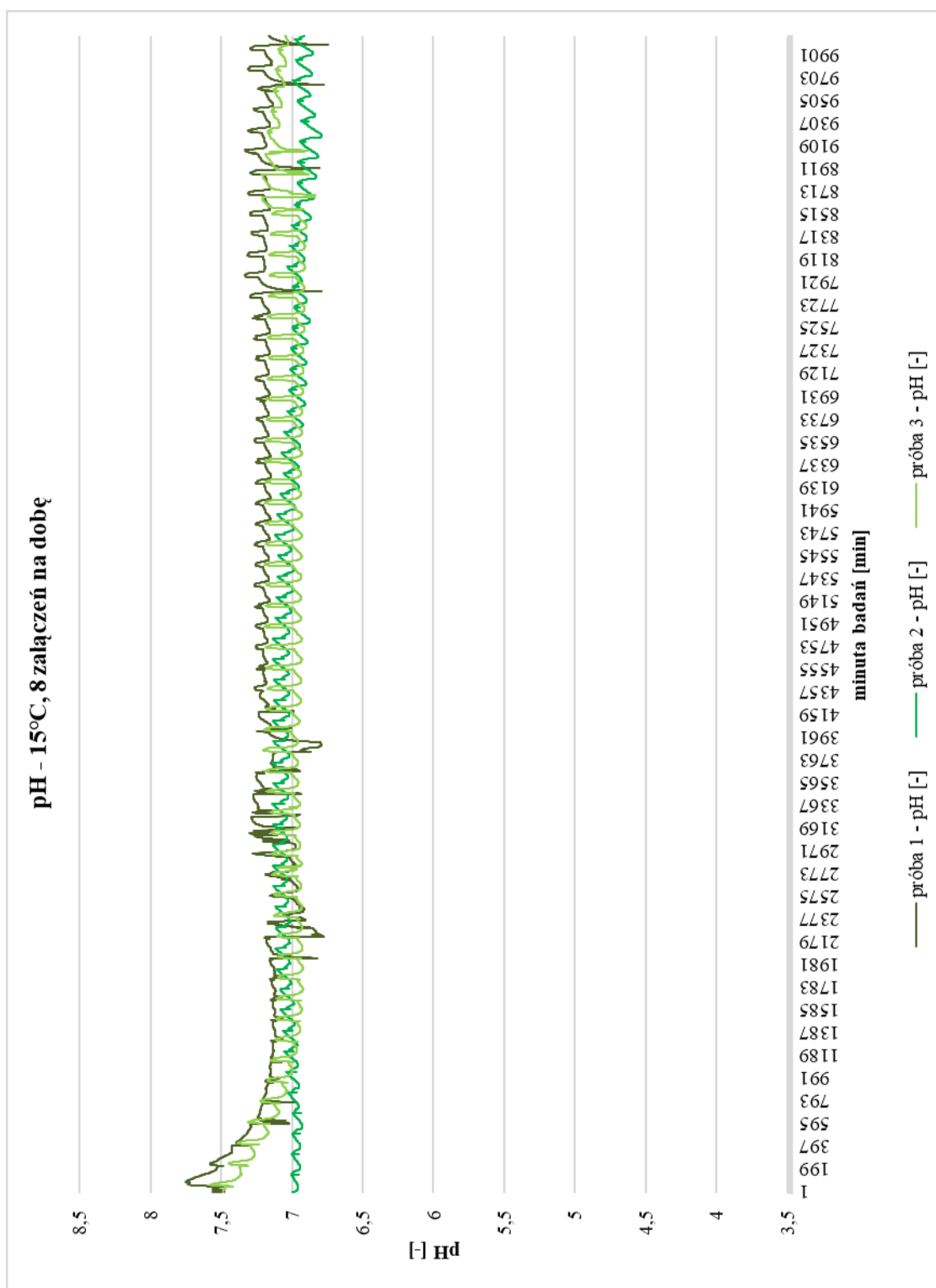


Rys. 4.30 Redoks przy temperaturze 20°C i 8 załączeniach pompy na dobę

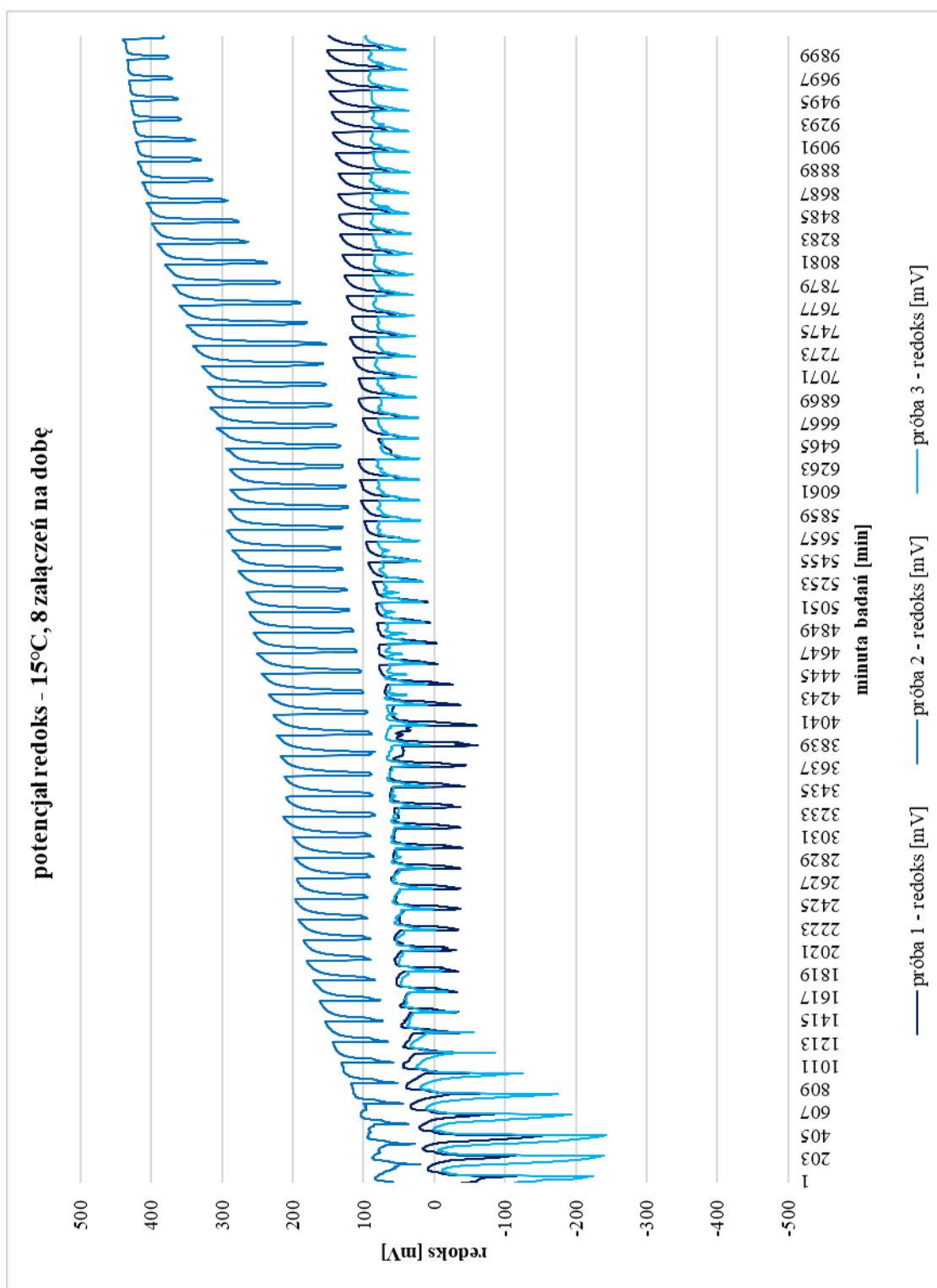
4.1.11. Temperatura: 15°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h)



Rys. 4.31 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 15°C i 8 załączeniach pompy na dobę

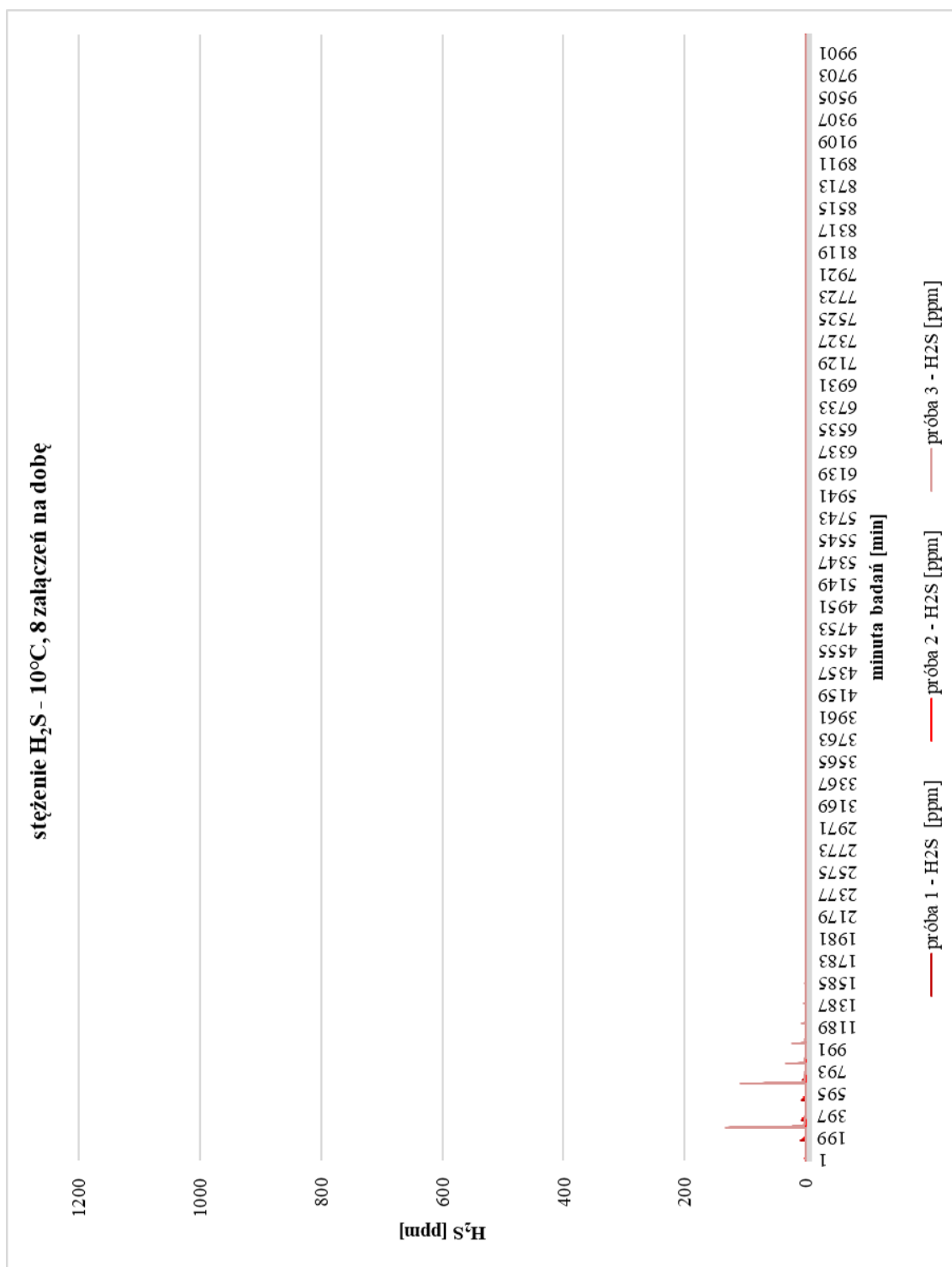


Rys. 4.32 pH przy temperaturze 15°C i 8 załączeniach pompy na dobę

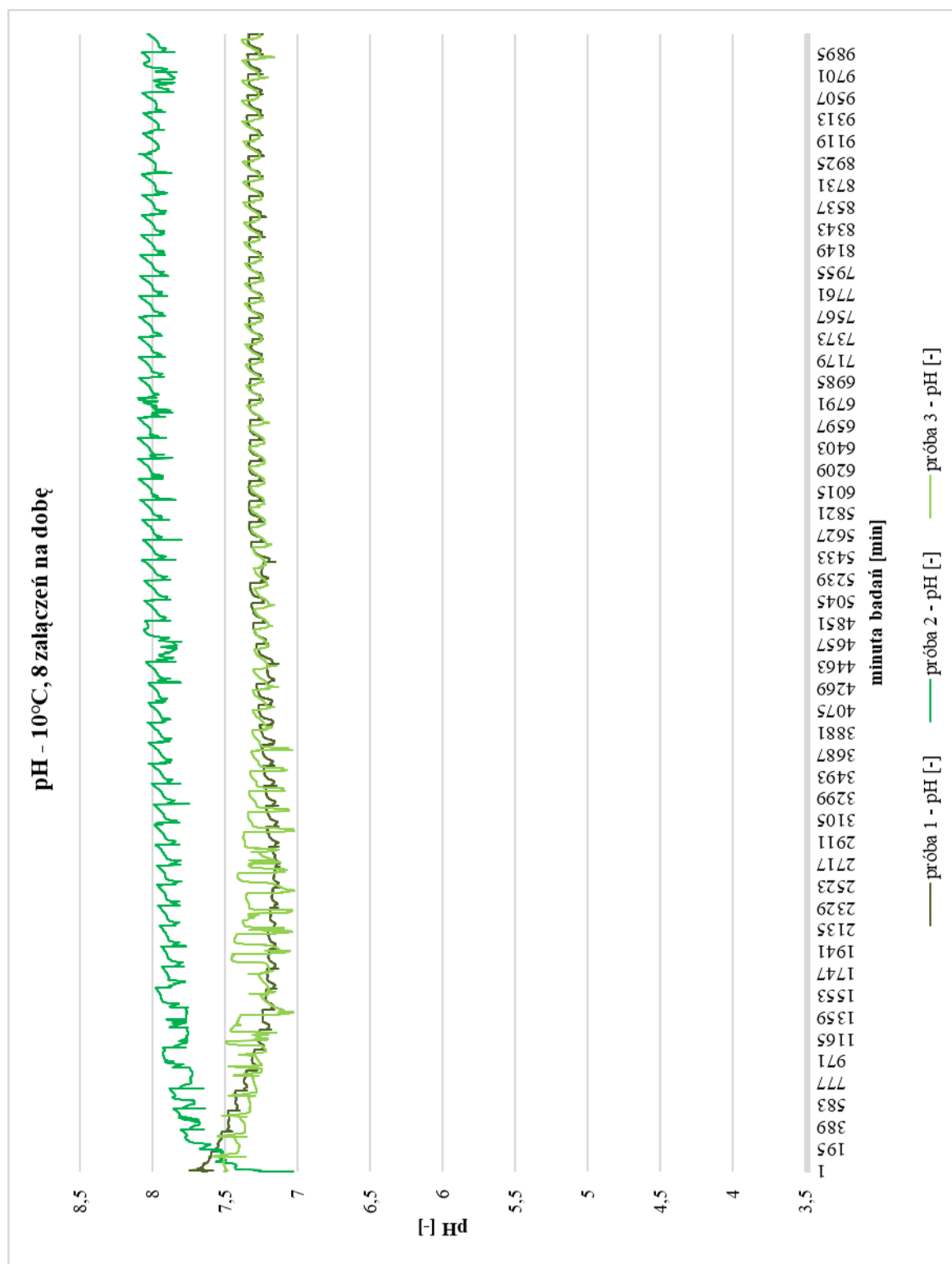


Rys. 4.33 Redoks przy temperaturze 15°C i 8 załączeniach pompy na dobę

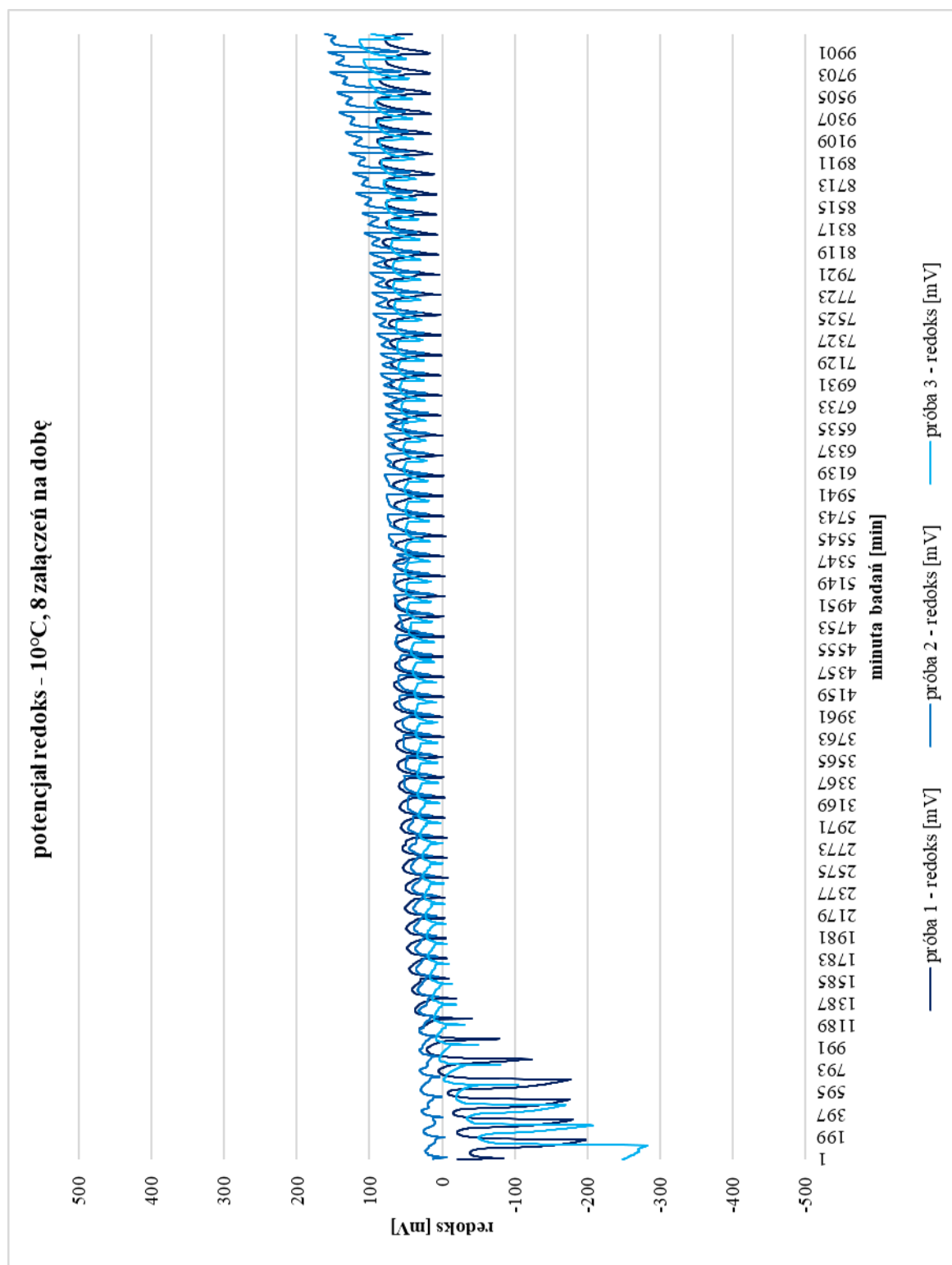
4.1.12. Temperatura: 10°C, liczba załączeń pompy w dobie: 8 (czas przetrzymania ścieków 3h)



Rys. 4.34 Stężenia siarkowodoru przy temperaturze 10°C i 8 załączeniach pompy na dobę



Rys. 4.35 pH przy temperaturze 10°C i 8 załączeniach pompy na dobę



Rys. 4.36 Redoks przy temperaturze 10°C i 8 załączeniach pompy na dobę

4.2. Wyniki badań w skali technicznej

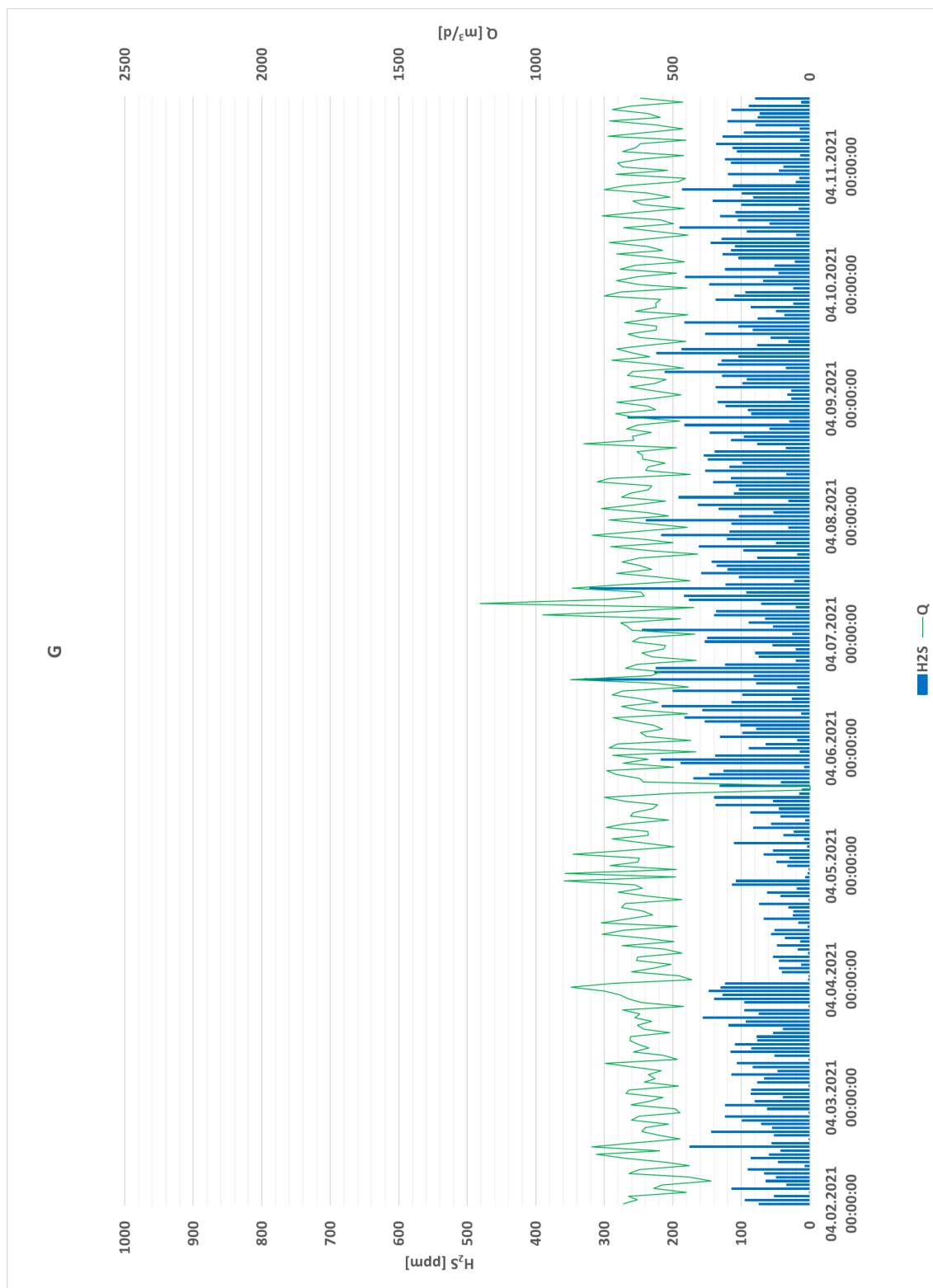
W punkcie 4.2.1 przedstawiono wyniki pomiarów stężeń siarkowodoru oraz przepływu na wybranych obiektach kanalizacyjnych. W Tab. 4.2 zestawione zostały typy obiektów oraz ich nazwy w odniesieniu do poszczególnych wykresów. Przepływ ścieków stanowi średni dobowy przepływ ścieków przez przepompownię zarówno w przypadku pomiaru stężenia siarkowodoru w komorach czerpnych jak i studniach rozprężnych. W przypadku braku technicznej możliwości montażu urządzenia pomiarowego w studni rozprężnej urządzenie zostało zamontowane w kolejnej studni grawitacyjnej. Stężenie siarkowodoru mierzone był z krokiem czasowym 5 minut w każdej z analizowanych lokalizacji.

Tab. 4.2 Zestawienie wykresów wyników pomiarów stężenia siarkowodoru oraz przepływu

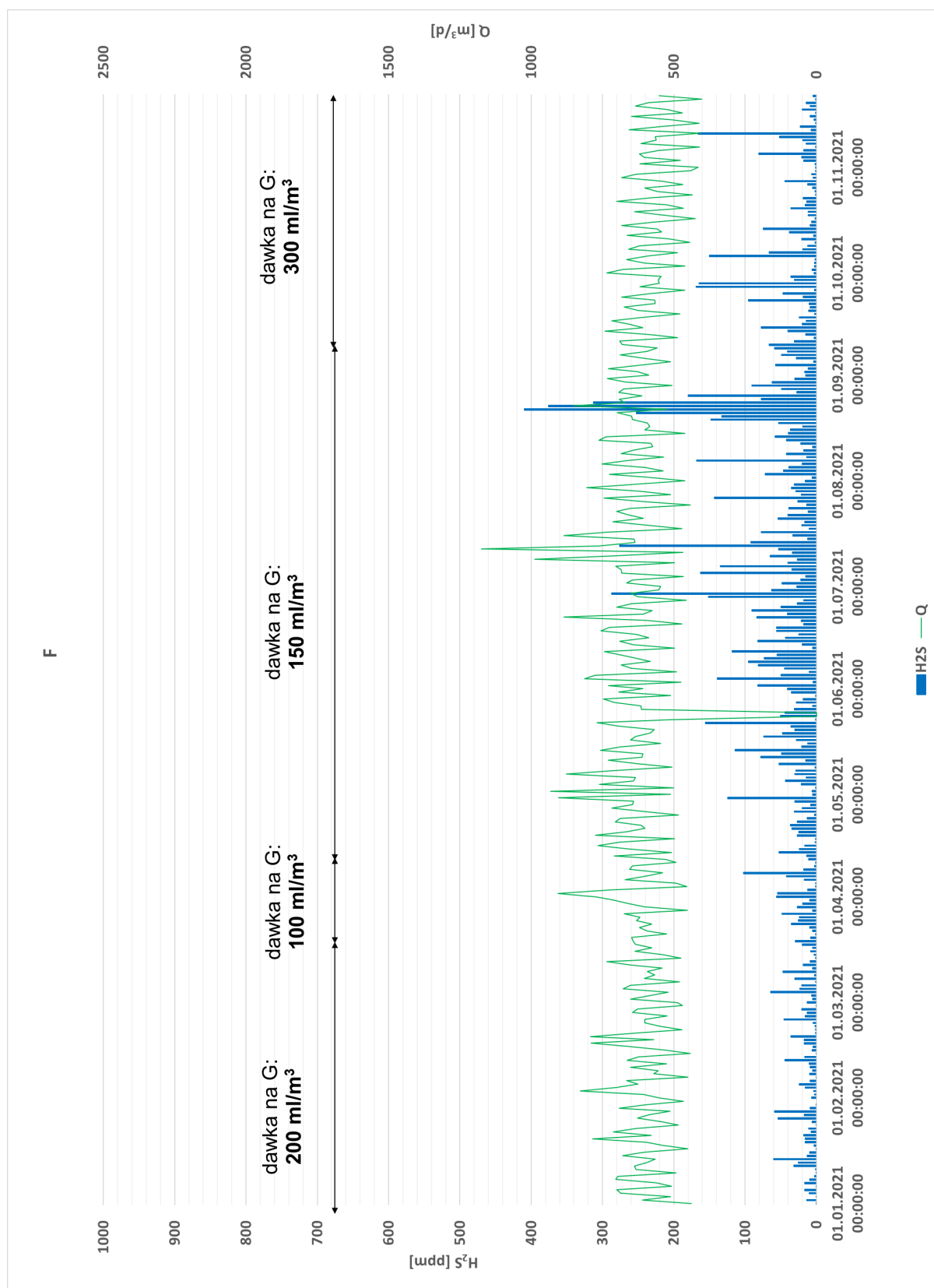
l.p.	numer wykresu	typ obiektu	nazwa obiektu
1	Rys. 4.37	komora czerpna	G
2	Rys. 4.38	komora czerpna	F
3	Rys. 4.39	komora czerpna	E
4	Rys. 4.40	komora czerpna	D
5	Rys. 4.41	komora czerpna	C
6	Rys. 4.42	komora czerpna	B
7	Rys. 4.43	Studnia grawitacyjna za studnią rozprężną	K
8	Rys. 4.44	studnia rozprężna	L
9	Rys. 4.45	studnia rozprężna	M
10	Rys. 4.46	studnia rozprężna	N
11	Rys. 4.47	Studnia grawitacyjna za studnią rozprężną	O
12	Rys. 4.48	studnia rozprężna	P

Punkt 4.2.2 przedstawia wyniki analiz fizykochemicznych ścieków w komorach czerpnych w wybranych lokalizacjach w porównaniu z dopuszczalnymi wartościami parametrów jakie powinny spełniać ścieki trafiające do systemu kanalizacyjnego. Wyniki analiz stanowią wartość chwilową i zostały zbadane na podstawie próbki ścieków pobranych w danych miesiącu w danych lokalizacjach.

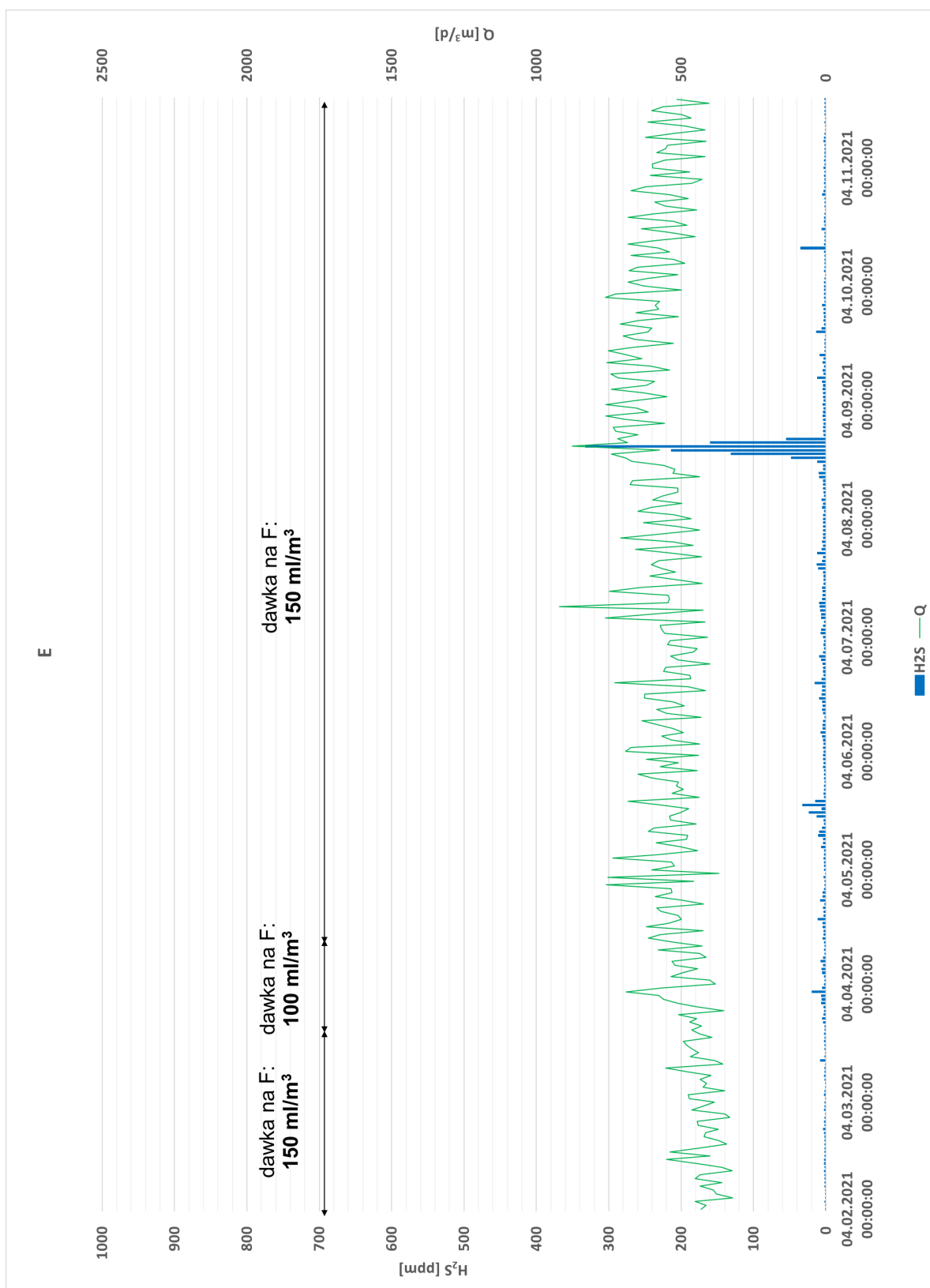
4.2.1. Wyniki pomiarów stężenia siarkowodoru i przepływu



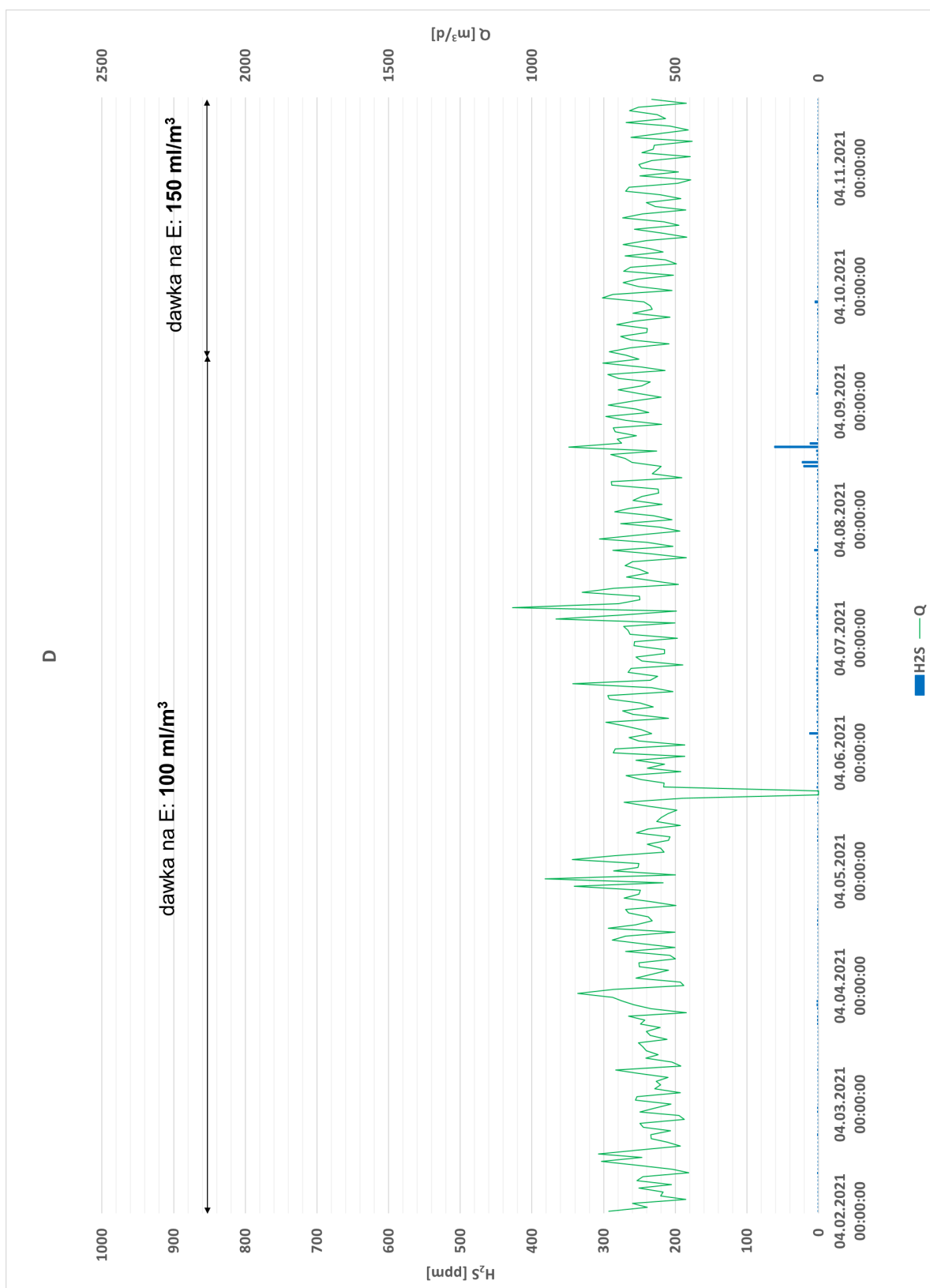
Rys. 4.37 Stężenie H_2S i przepływ na obiekcie G



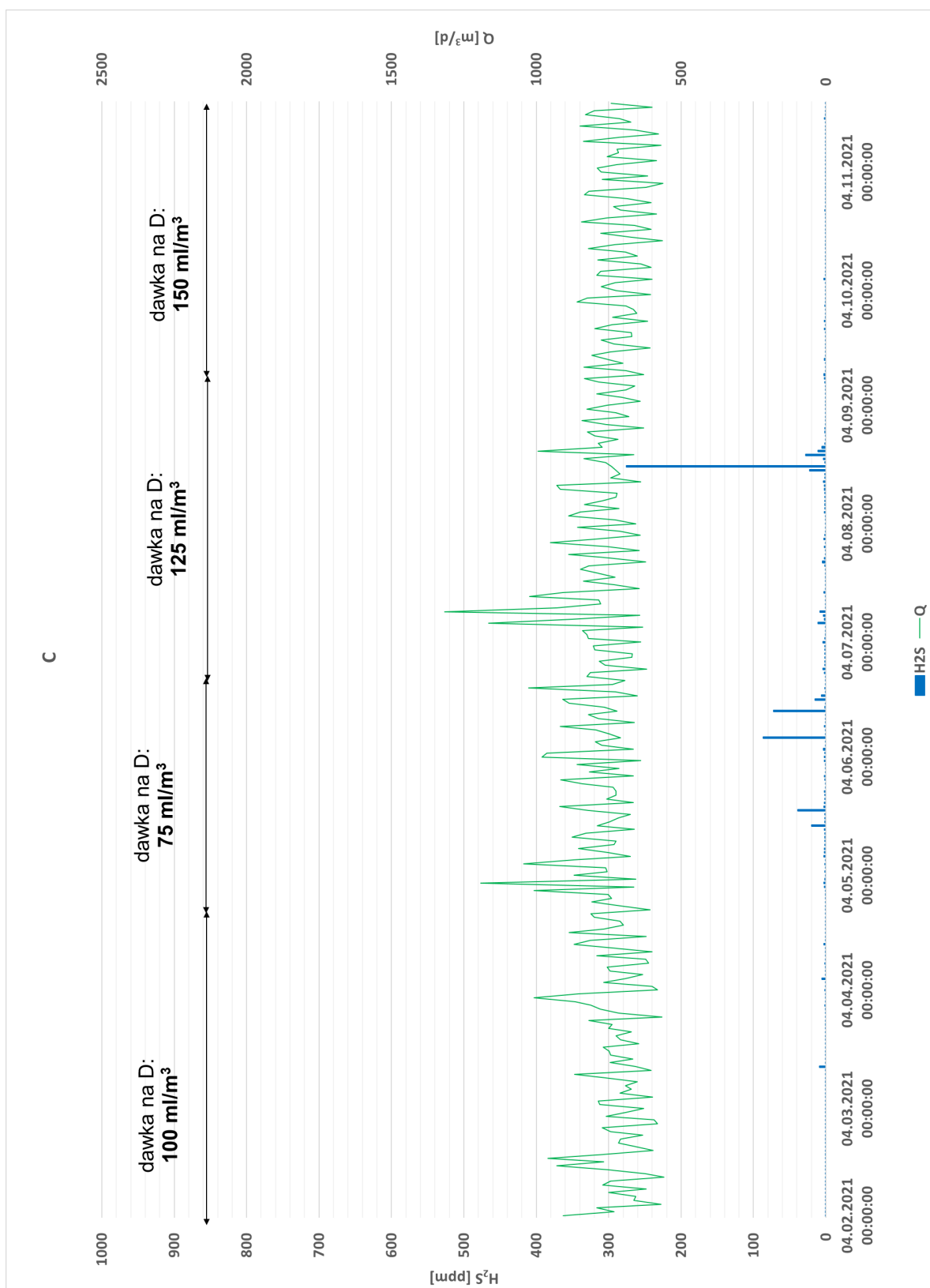
Rys. 4.38 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie F



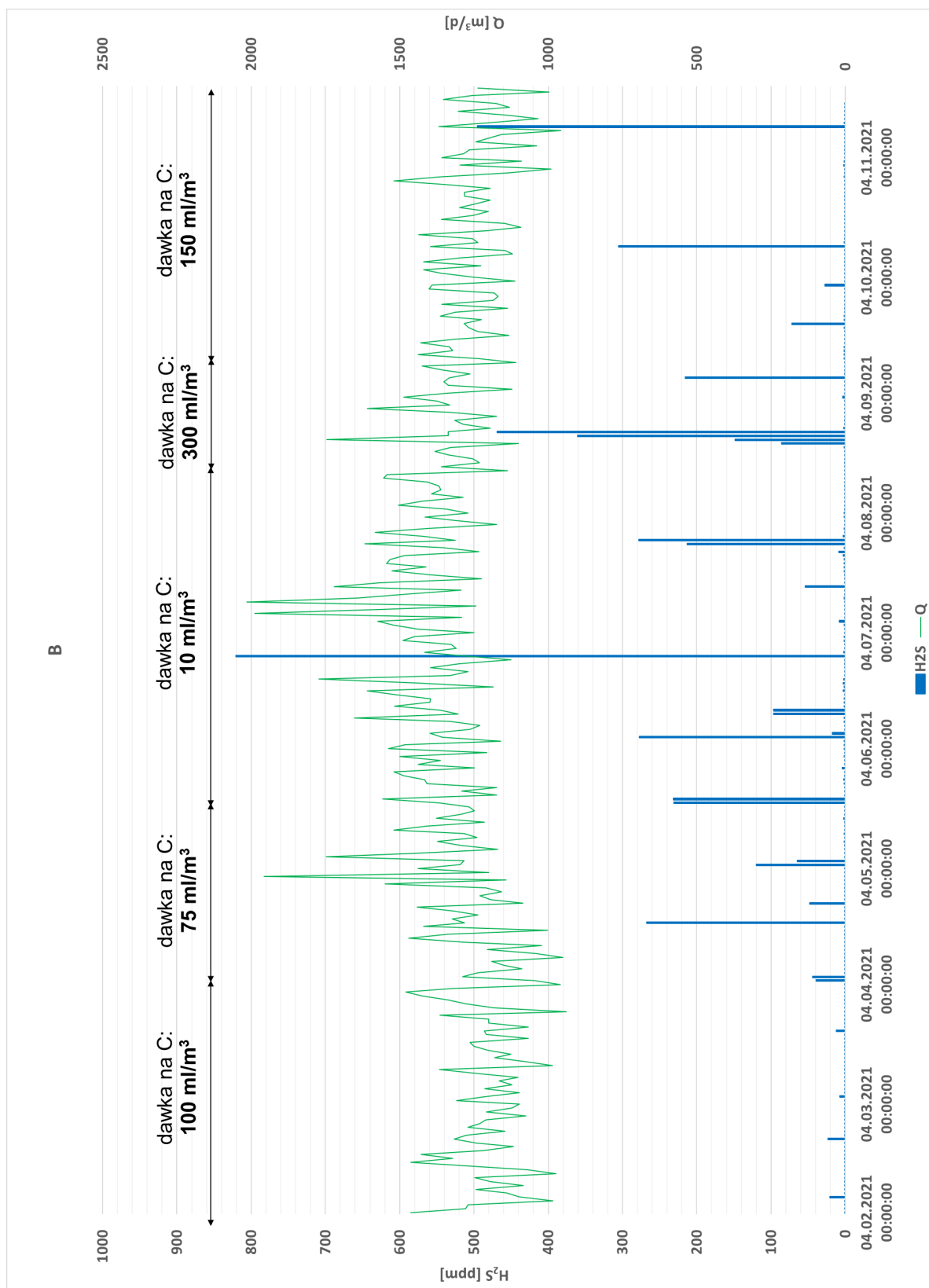
Rys. 4.39 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie E



Rys. 4.40 Stężenie H_2S i przepływ na obiekcie D



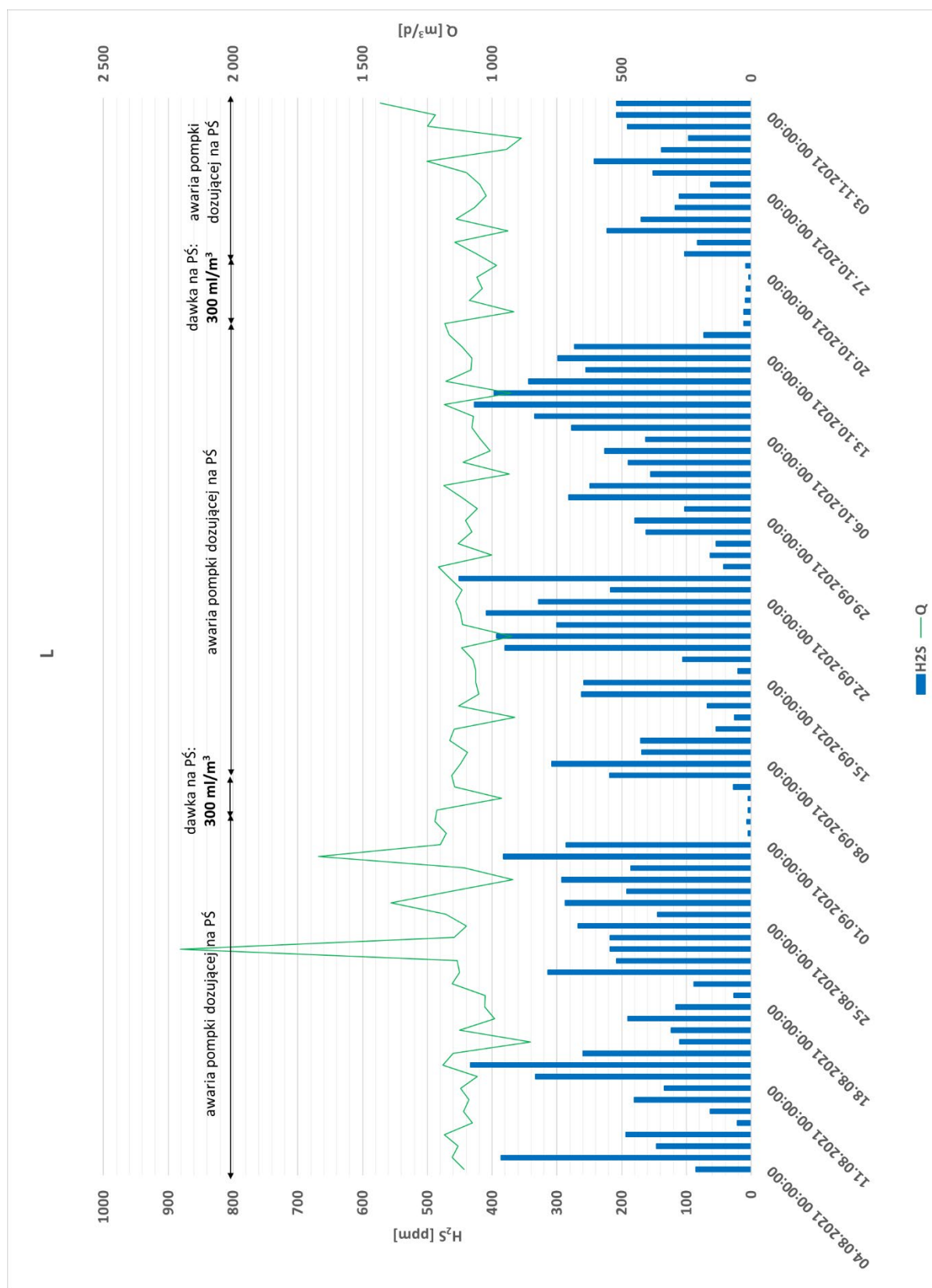
Rys. 4.41 Stężenie H_2S i przepływ na obiekcie C



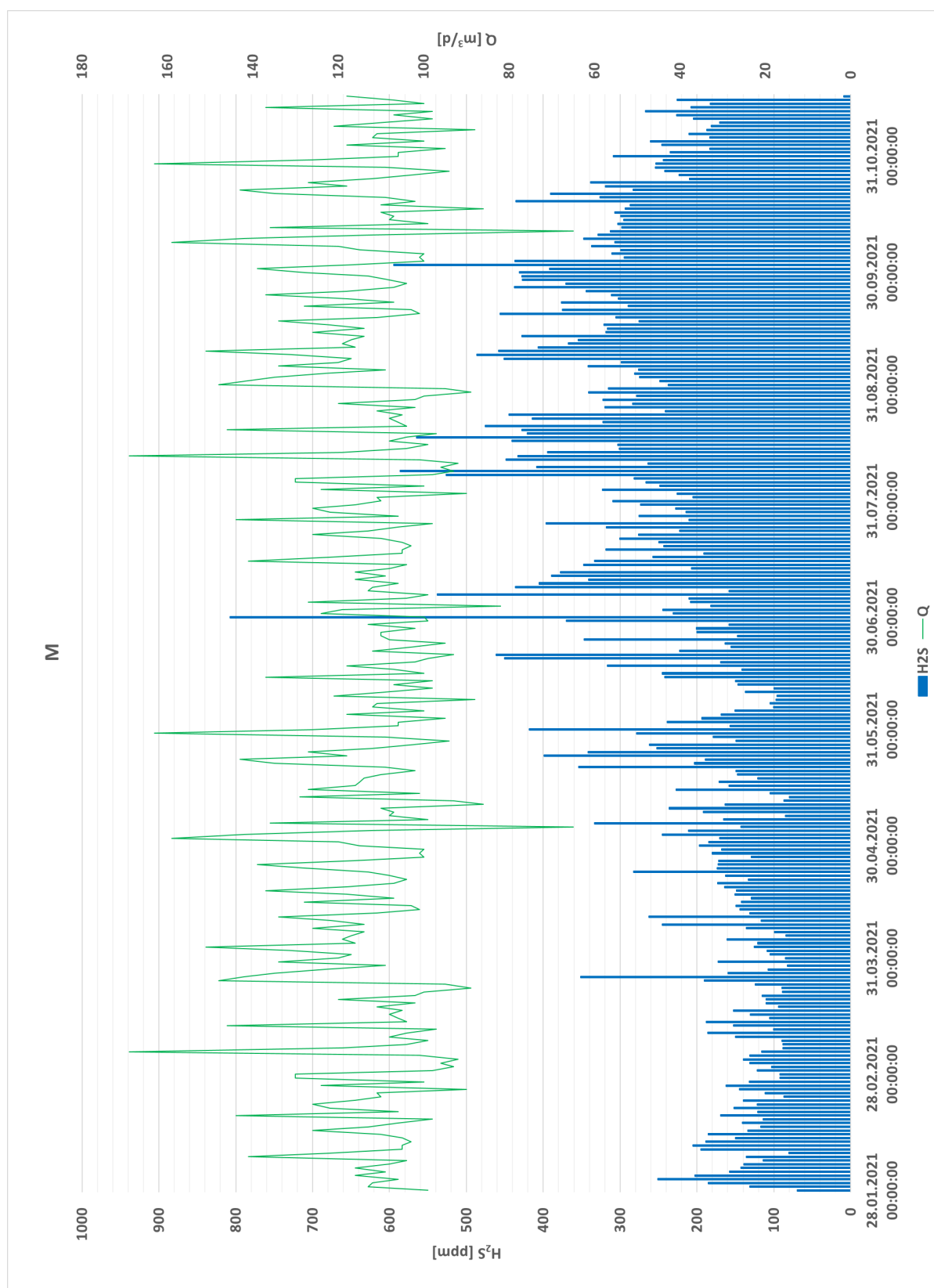
Rys. 4.42 Stężenie H_2S i przepływ na obiekcie B



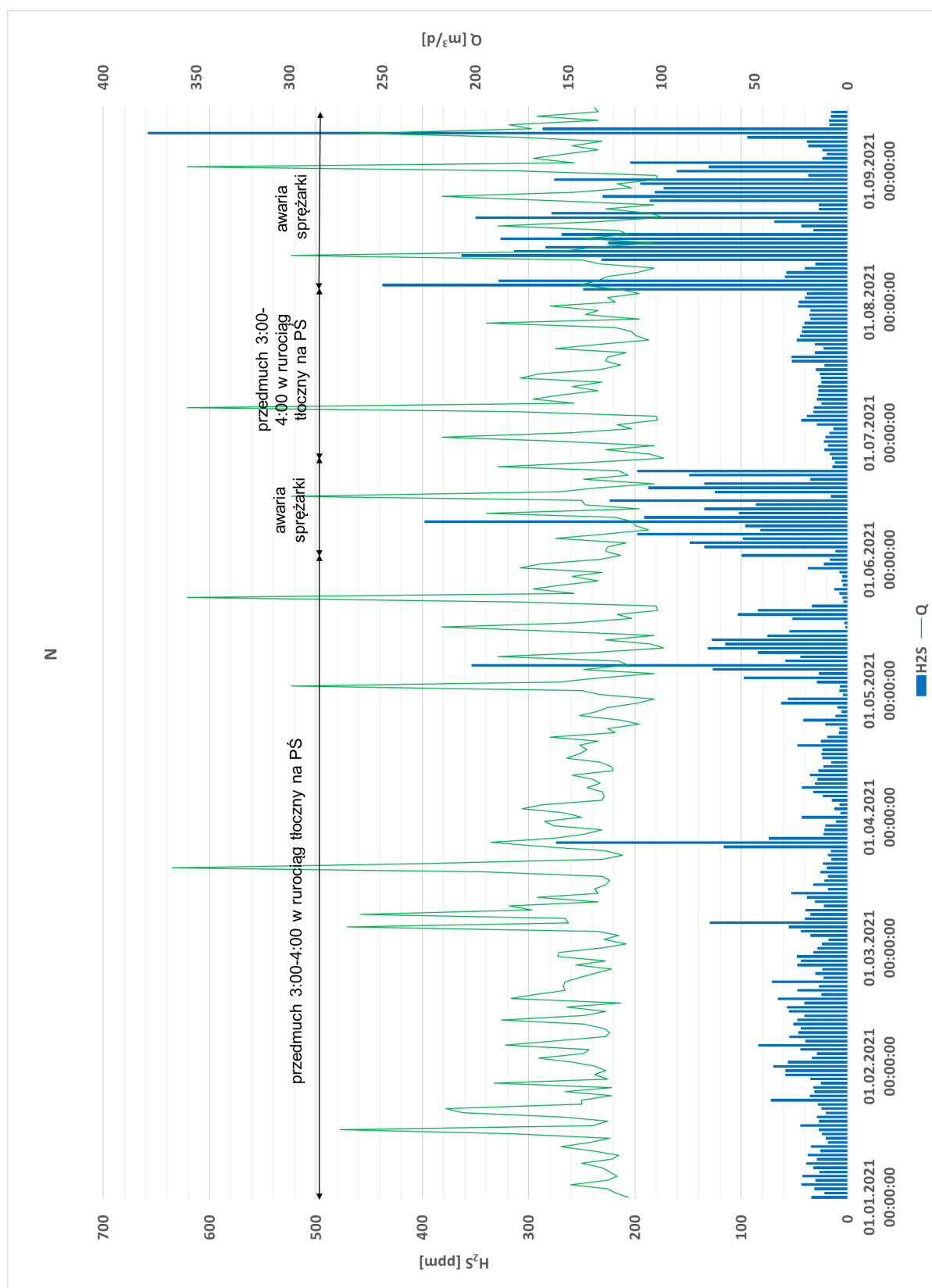
Rys. 4.43 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie K



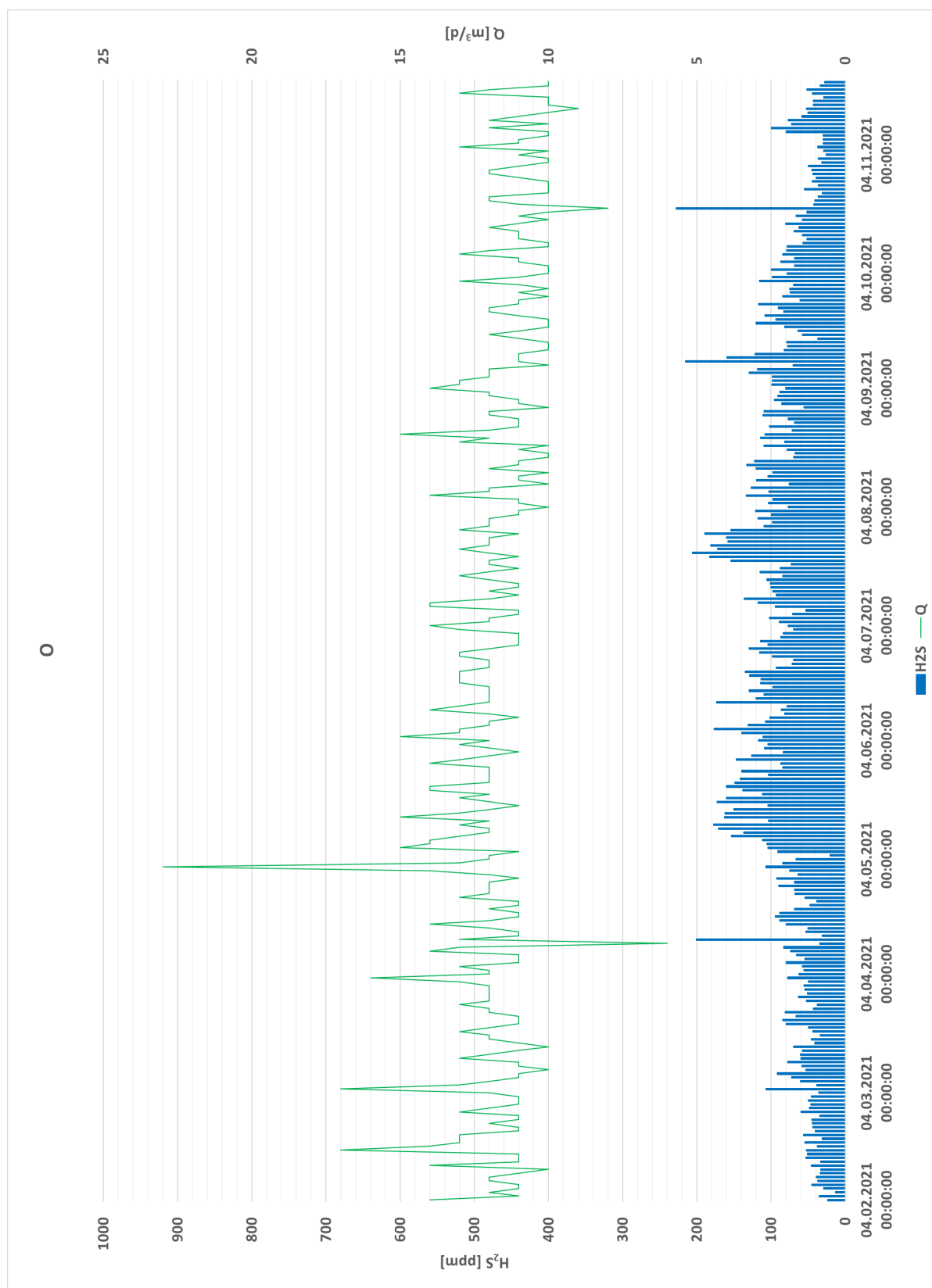
Rys. 4.44 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie L



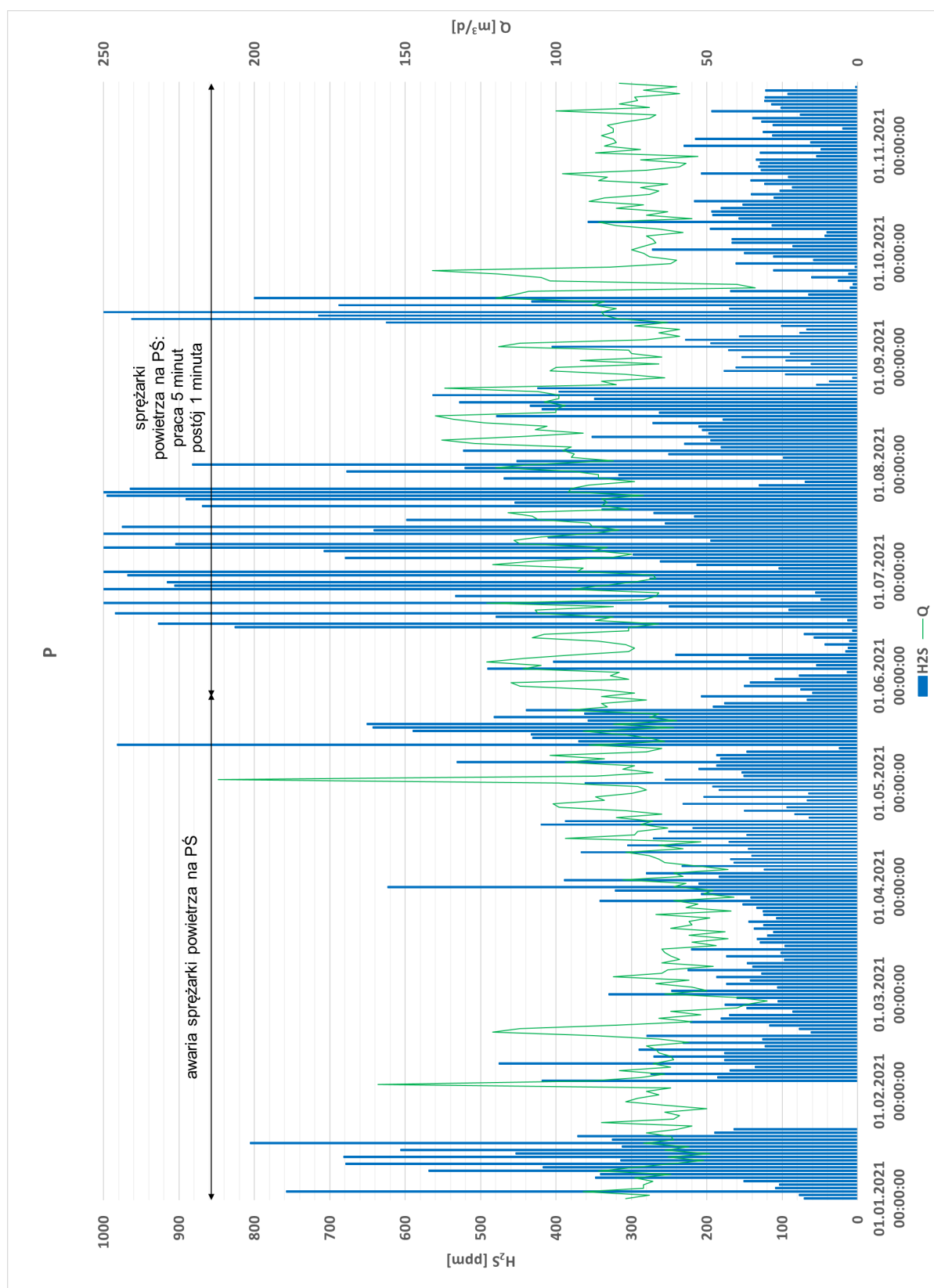
Rys. 4.45 Stężenie H_2S i przepływ na obiekcie M



Rys. 4.46 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie N



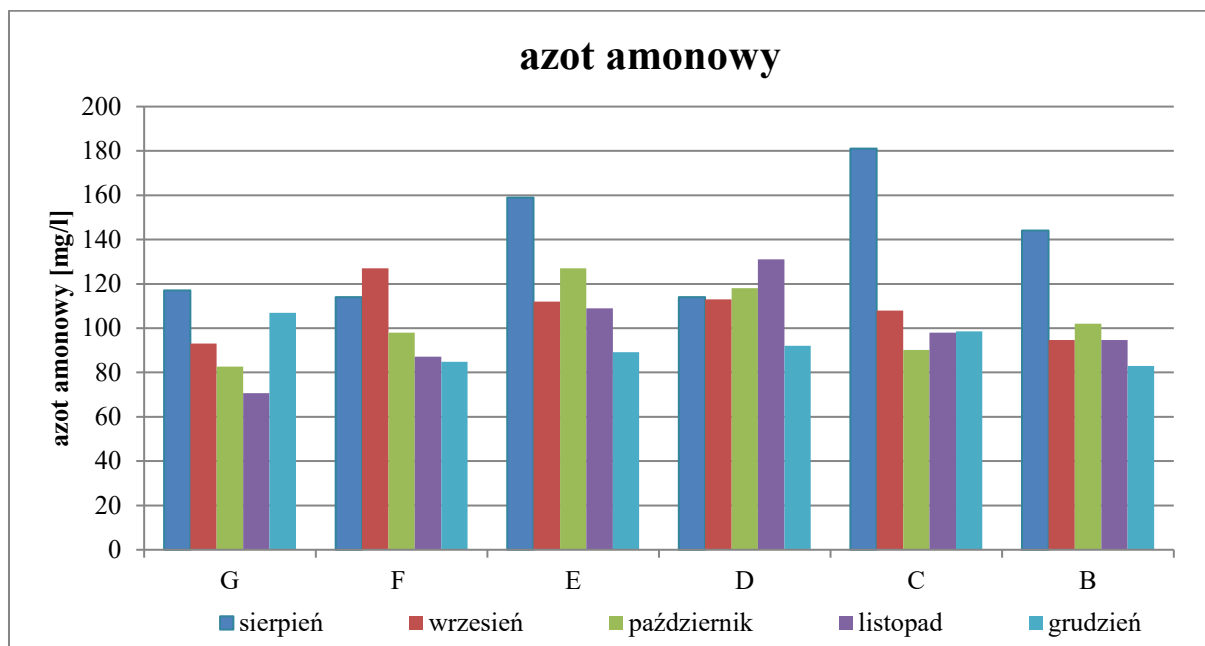
Rys. 4.47 Stężenie H_2S i przepływ na obiekcie O



Rys. 4.48 Stężenie H₂S i przepływ na obiekcie P

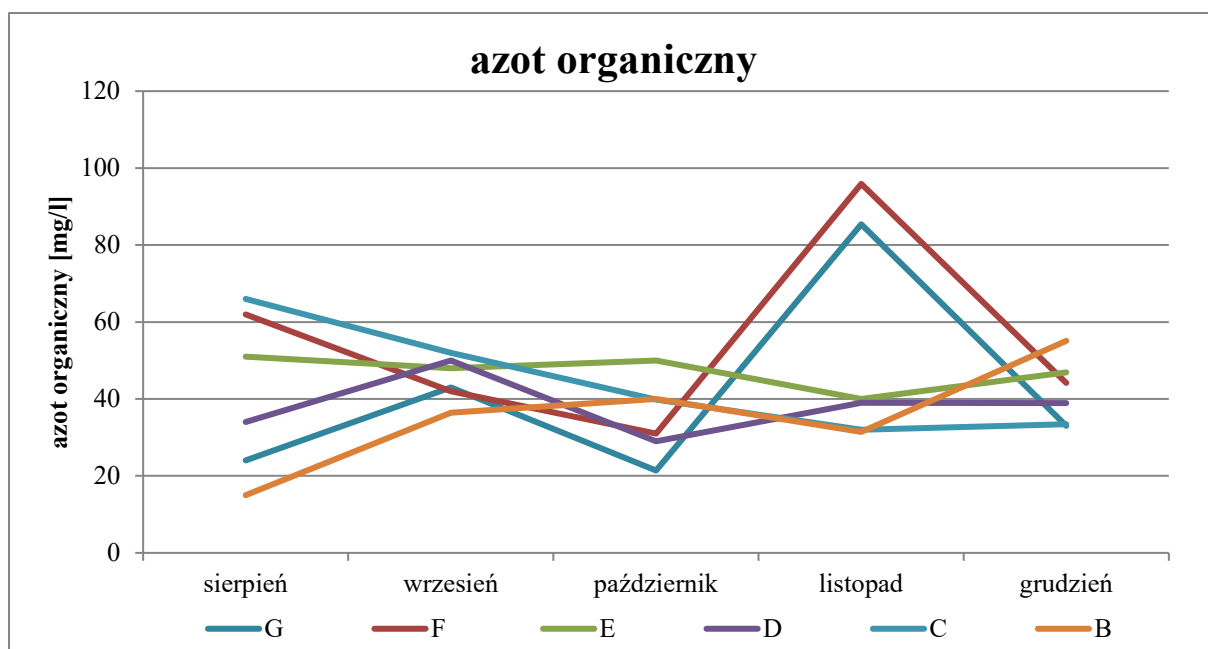
4.2.2. Wyniki analiz fizykochemicznych

W celu przeanalizowania przemian zachodzących w systemie kanalizacyjnym na przebiegu tranzytu utworzono Rys. 4.49. Najwyższe stężenia azotu amonowego odnotowano w sierpniu – 181 mg/l w lokalizacji C, natomiast najniższe stężenie wynosiło 70,6 mg/l w lokalizacji G. We wszystkich lokalizacjach stwierdzono wyższe stężenie azotu amonowego w miesiącu letnim (sierpień) niż w miesiącu zimowym (grudzień). Nie stwierdzono wyraźnej tendencji w kontekście zmienności stężenia azotu amonowego wraz z przebiegiem tranzytu w żadnym z analizowanych miesięcy.



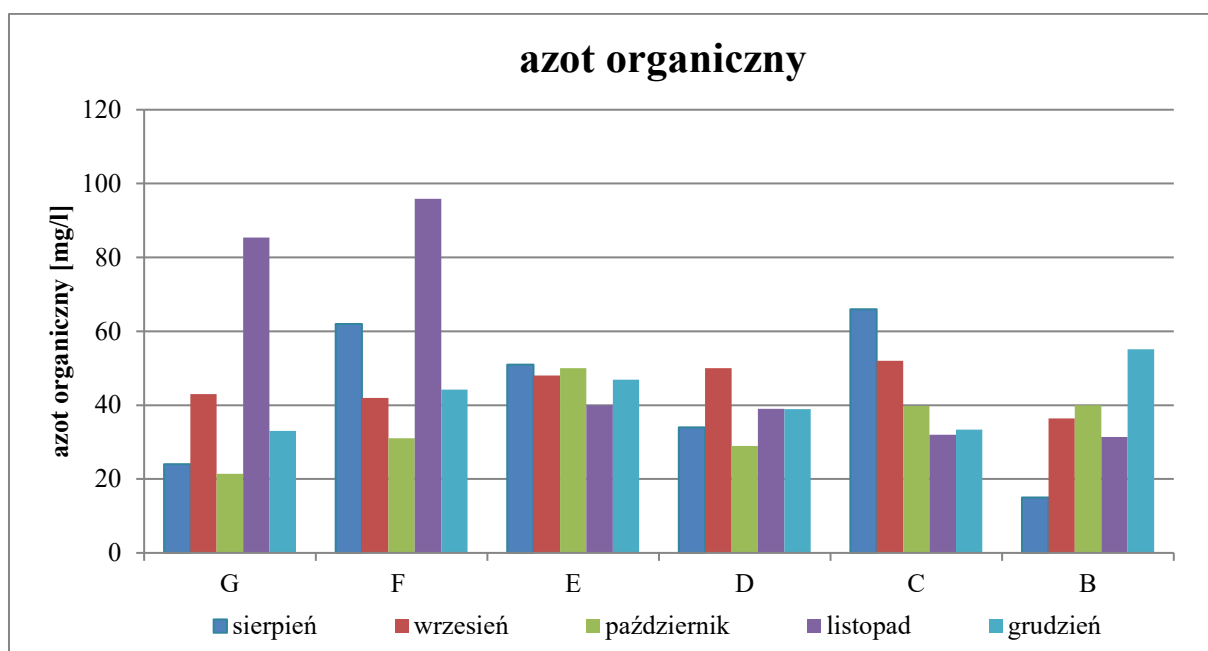
Rys. 4.49 Stężenie azotu amonowego w ściekach na tranzycie (obiekty G, F, E, D, C, B) dla wybranych miesięcy

Na Rys. 4.50 przedstawiono zmienność stężenia azotu organicznego we wskazanych lokalizacjach (zgodnie ze schematem analizowanego tranzytu systemu kanalizacyjnego przedstawionego na Rys. 3.3). Najwyższe stężenia azotu organicznego na poziomie ok. 90 mg/l odnotowano w listopadzie na początku tranzytu w lokalizacjach G i F. Natomiast najniższe stężenie wynosiło 15 mg/l najbliższej oczyszczalni ścieków, w lokalizacji B. Nie stwierdzono zależności stężenia azotu organicznego w ściekach od temperatury powietrza.



Rys. 4.50 Stężenie azotu organicznego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

W celu przeanalizowania przemian zachodzących w systemie kanalizacyjnym na przebiegu tranzytu utworzono Rys. 4.51. Nie stwierdzono wyraźnej powtarzającej się tendencji w kontekście zmienności stężenia azotu organicznego wraz z przebiegiem tranzytu.



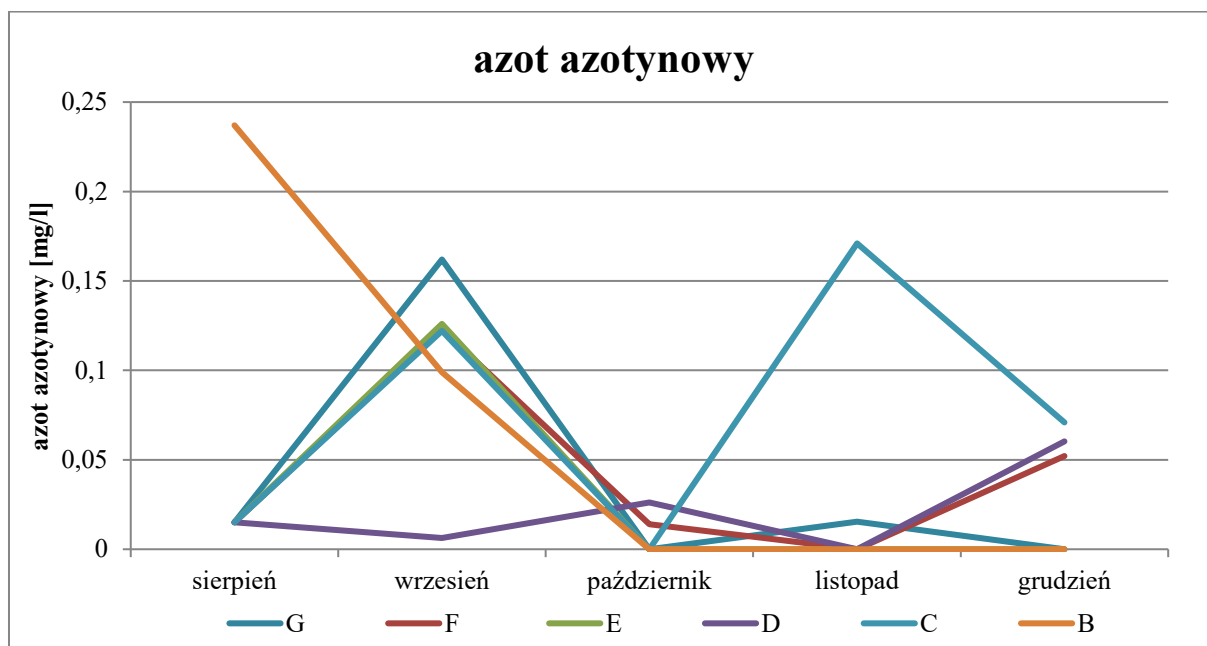
Rys. 4.51 Stężenie azotu organicznego w ściekach na tranzycie (obiekty G, F, E, D, C, B) dla wybranych miesięcy

Na Rys. 4.52 przedstawiono zmienność stężenia azotu azotanowego we wskazanych lokalizacjach. Najwyższe stężenia azotu azotanowego odnotowano we wrześniu – 4,03 mg/l w lokalizacji D. Nie biorąc pod uwagę wspomnianego wrześniowego piku, najwyższą średnią stężeń azotu azotanowego stwierdzono w grudniu. Nie stwierdzono tendencji zmienności stężenia parametru na przebiegu tranzytu.



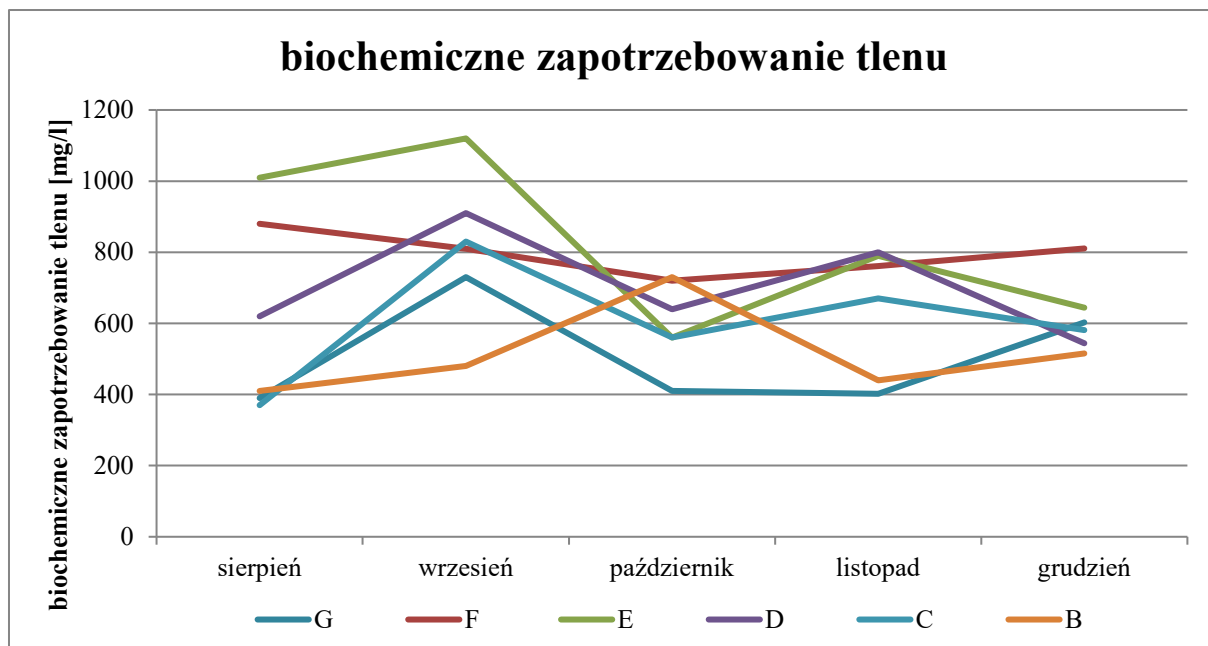
Rys. 4.52 Stężenie azotu azotanowego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.53 przedstawiono zmienność stężenia azotu azotynowego we wskazanych lokalizacjach. Nie stwierdzono wyraźnej tendencji zmiany parametru w zależności od pory roku lub przebiegu tranzytu.



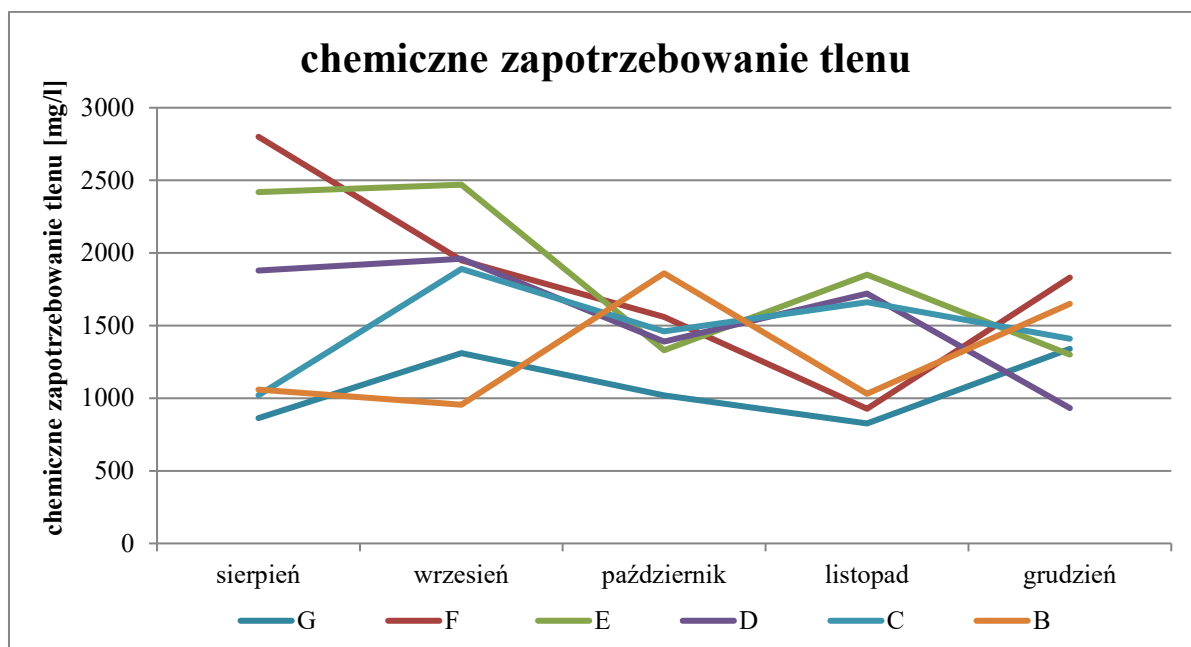
Rys. 4.53 Stężenie azotu azotynowego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.54 przedstawiono zmienność BZT₅ we wskazanych lokalizacjach. Najwyższą wartość BZT₅ odnotowano we wrześniu w lokalizacji E – 1120 mg/l. Nie stwierdzono zależności pomiędzy stężeniem parametru, a temperaturą powietrza lub przebiegiem tranzytu.



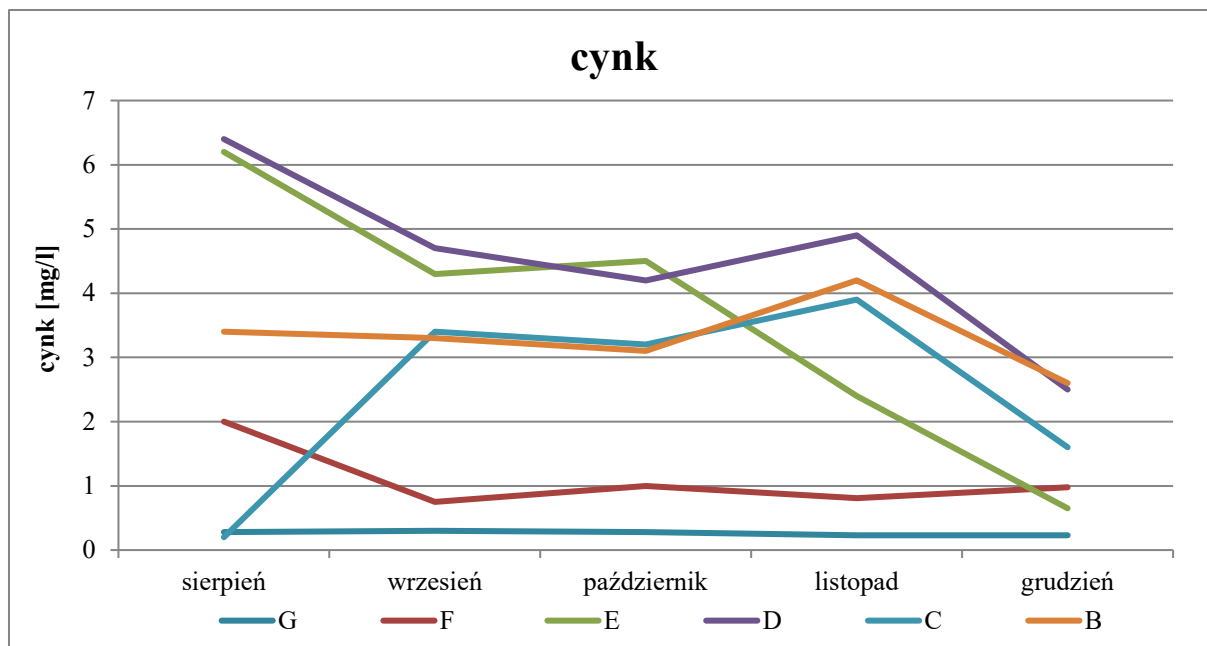
Rys. 4.54 BZT₅ w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.55 przedstawiono zmienność ChZT we wskazanych lokalizacjach. Najwyższą wartość ChZT odnotowano w sierpniu w lokalizacji F – 2800 mg/l. Nie stwierdzono zależności pomiędzy stężeniem parametru, a temperaturą powietrza lub przebiegiem tranzytu.



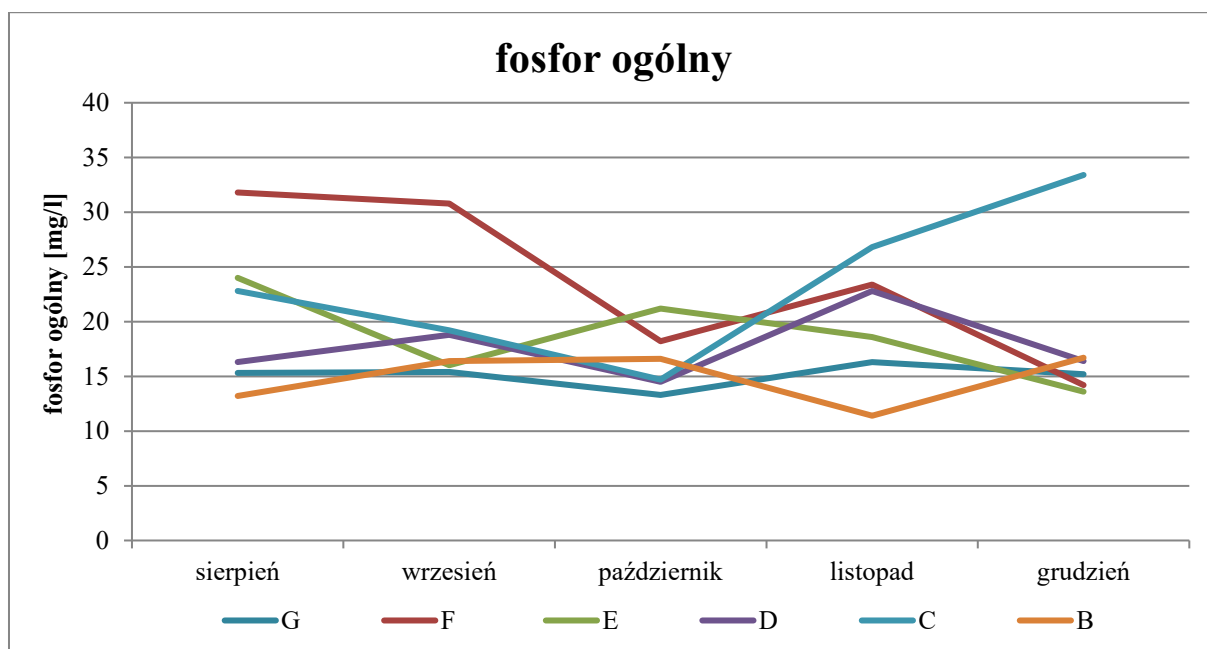
Rys. 4.55 ChZT w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.56 przedstawiono zmienność stężenia cynku we wskazanych lokalizacjach. Dwukrotnie stwierdzono podwyższoną wartości stężenia cynku (powyżej 5mg/l) w ściekach wprowadzanych do systemu kanalizacyjnego – w sierpniu w lokalizacji E i D.



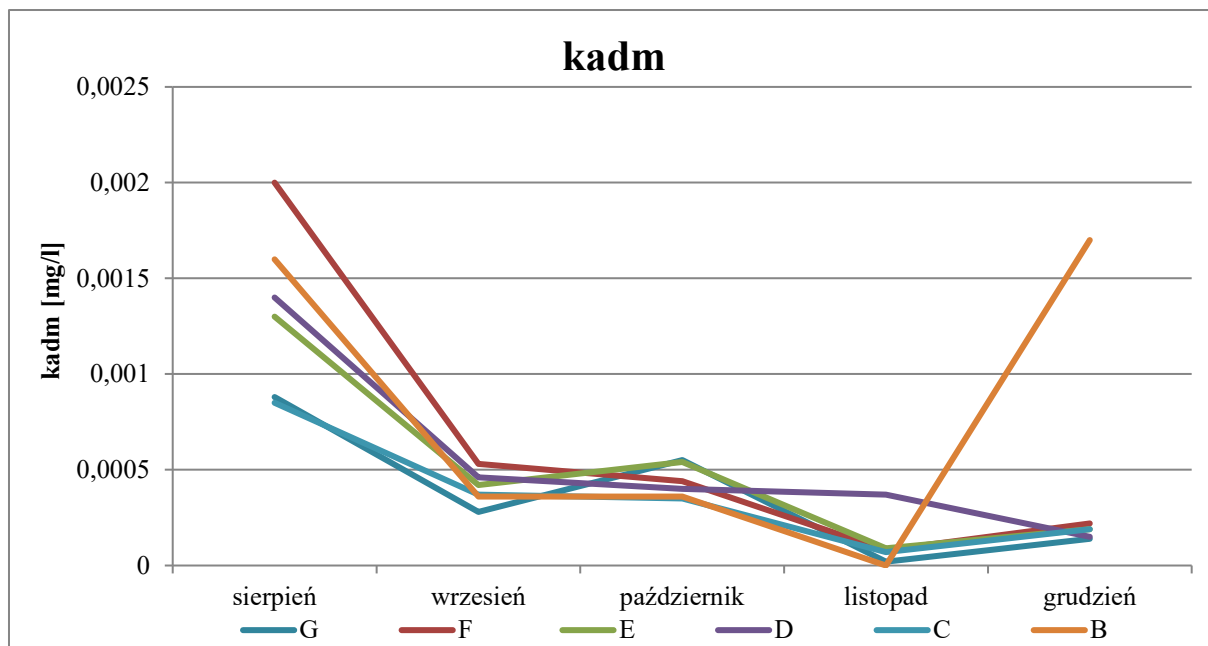
Rys. 4.56 Stężenie cynku w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Rys. 4.57 przedstawiona zmienność stężenia fosforu ogólnego na tranzyście. Dwukrotnie stwierdzono podwyższoną wartości stężenia fosforu ogólnego (powyżej 30 mg/l) w ściekach wprowadzanych do systemu kanalizacyjnego – w sierpniu w lokalizacji F i w grudniu w lokalizacji C.



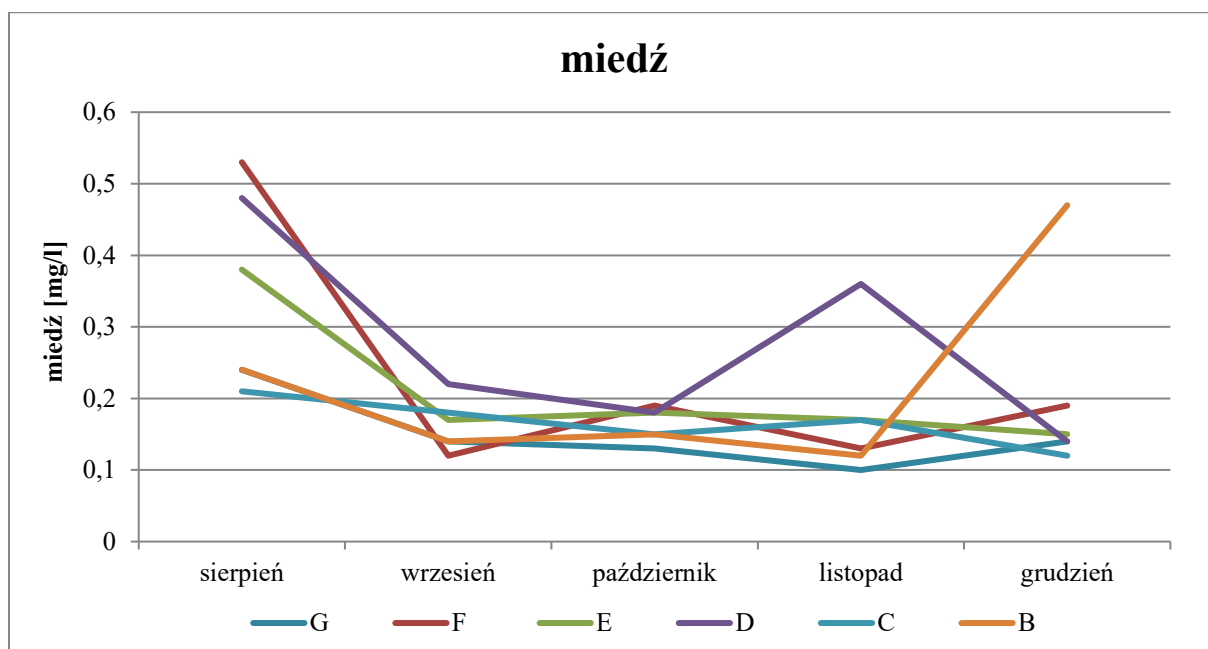
Rys. 4.57 Stężenie fosforu ogólnego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Rys. 4.58 przedstawia zmiany stężenie kadmu w ściekach na poszczególnych obiektach w czasie. Wraz ze spadkiem temperatury widoczny jest spadek stężenia kadmu w ściekach. Wyjątek stanowi obiekt B w grudniu, gdzie stężenie kadmu wyniosło 0,0017 [mg/l].



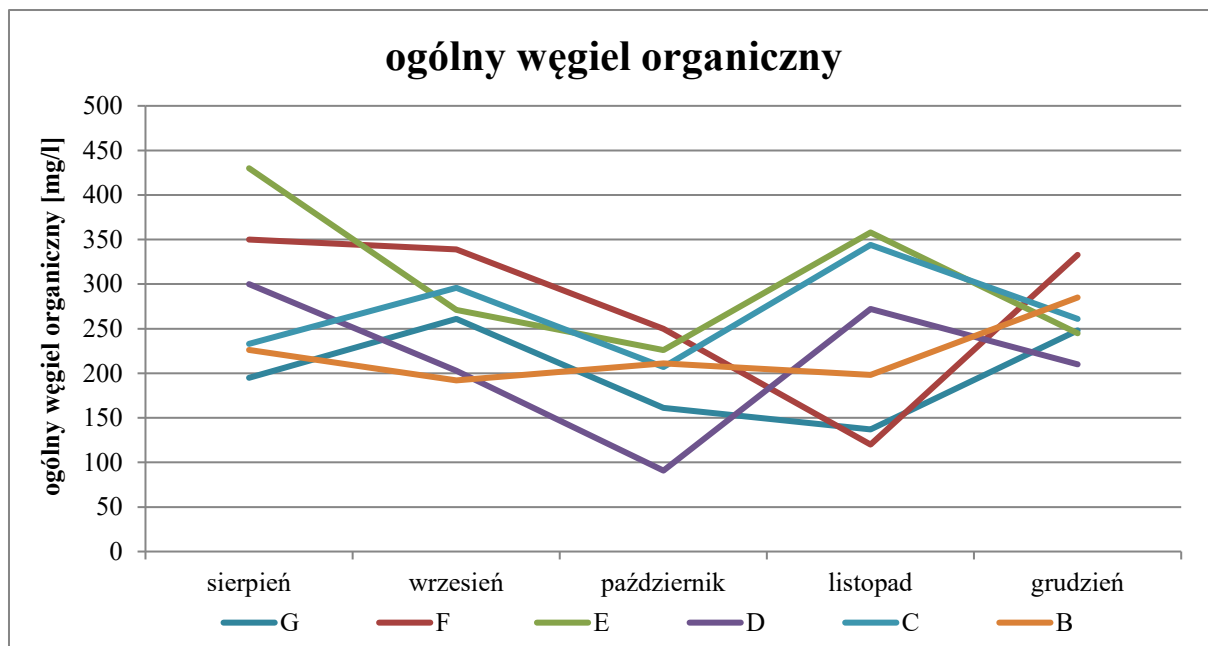
Rys. 4.58 Stężenie kadmu w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Rys. 4.59 przedstawia zmienność stężenia miedzi na przestrzeni czasu na poszczególnych przepompowniach tranzytowych. Stwierdzono tendencję obniżania się stężenia miedzi wraz ze spadkiem temperatury. Wyjątek stanowią pomiary w listopadzie na obiekcie D oraz w grudniu na obiekcie B.



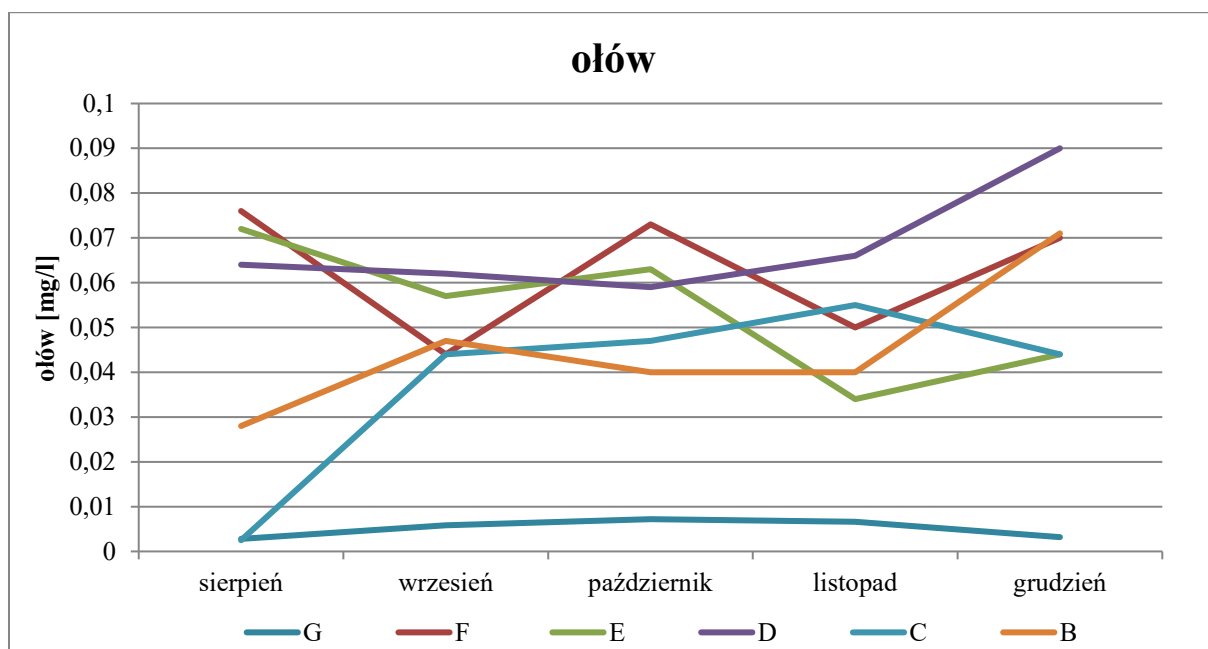
Rys. 4.59 Stężenie miedzi w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Stężenie ogólnego węgla organicznego przedstawionego na Rys. 4.60 oscylowało w przedziale 90 do 430 [mg/l] na całym trzylatnym. Nie stwierdzono zmienności wartości w zależności o temperatury powietrza.



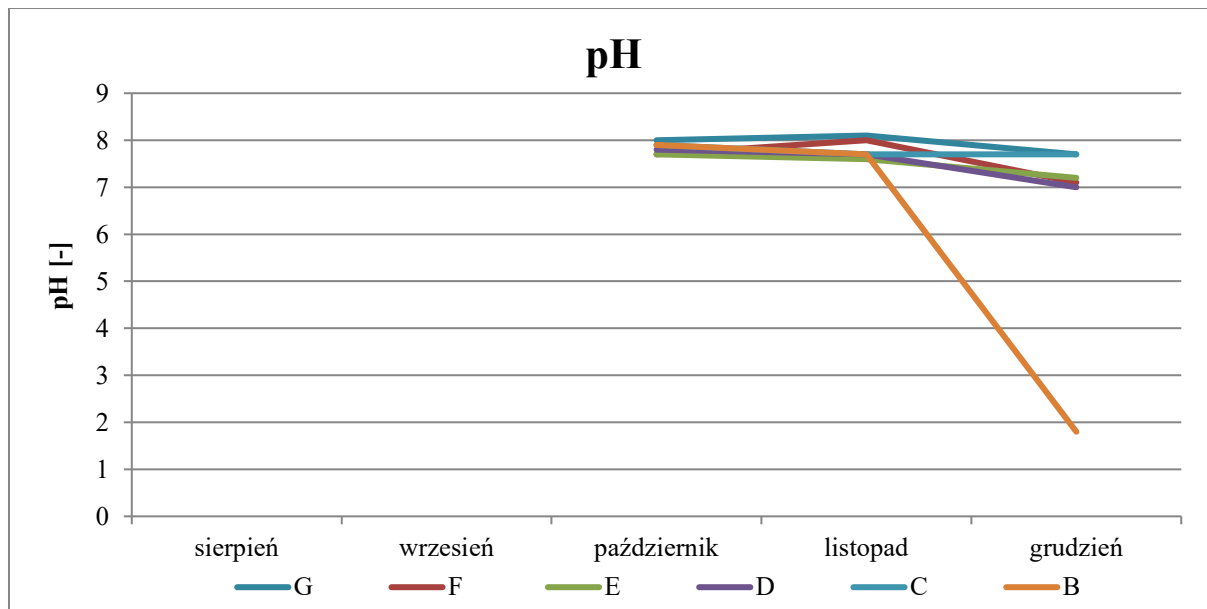
Rys. 4.60 Stężenie ogólnego węgla organicznego w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.61 przedstawiono zmianę stężenia ołowiu w ściekach na poszczególnych przepompowniach na przestrzeni 5 miesięcy. Stwierdzono niskie stężenie ołowiu przez wszystkie miesiące na pierwszej przepompowni tranzytowej G. Stężenie wzrasta od przepompowni B i utrzymuje się na poziomie od 0,025 do 0,09 [mg/l] na pozostałych obiektach.



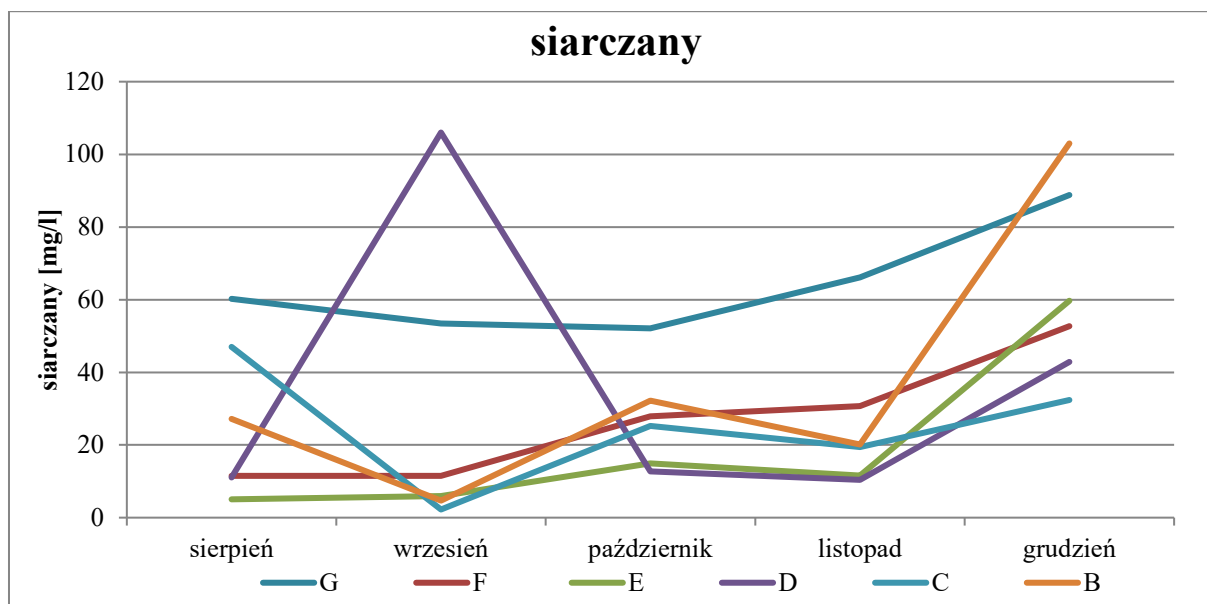
Rys. 4.61 Stężenie ołowiu w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Rys. 4.62 przedstawia zmiany pH na obiektach od października do grudnia. pH utrzymywało się na poziomie 7-8. Wyjątek stanowił grudzień na obiekcie B, gdzie wartość pH wynosiła poniżej 2. W zlewni obiektu B znajduje się strefa przemysłowa, wnioskować można, że do obiektu B incydentalnie trafiają nielegalne zrzuty ścieków o parametrach niespełniających dopuszczalnych wartości. Brak danych pomiarowych pH w sierpniu i wrześniu był spowodowany awarią sondy pomiarowej.



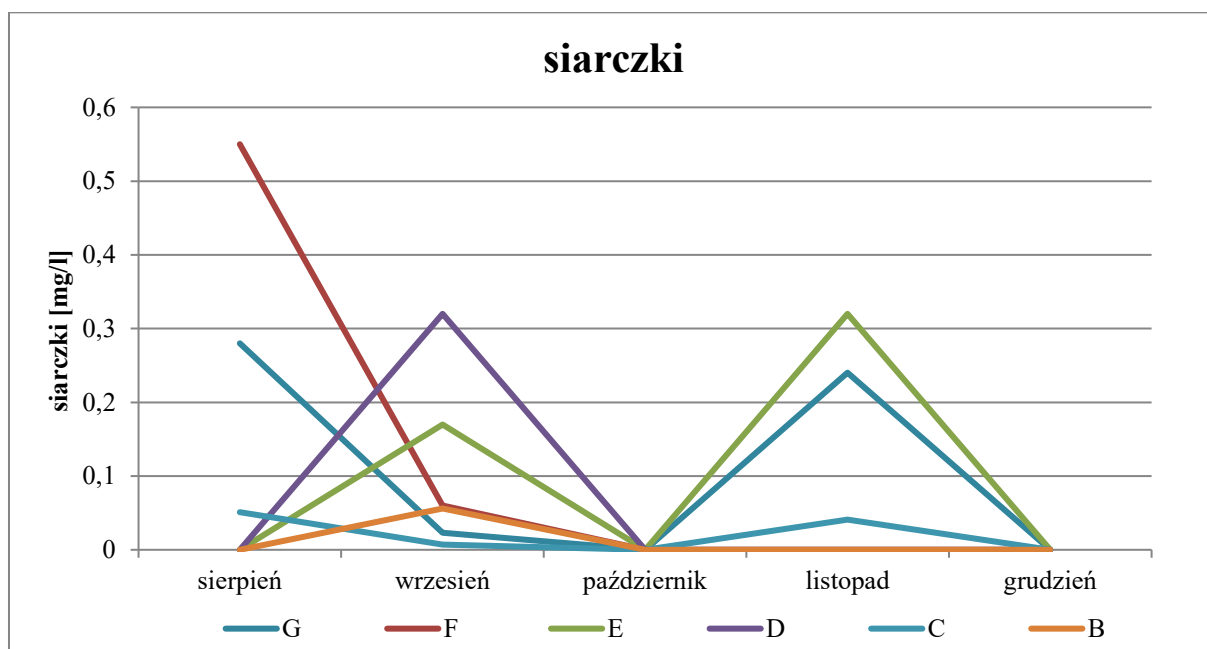
Rys. 4.62 pH w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.63 przedstawiono zmiany stężeń siarczanów na przepompowniach tranzytowych. Stężenie siarczanów osiągnęło maksymalne wartości – powyżej 100 [mg/l] we wrześniu na obiekcie D oraz w grudniu na obiekcie B. Zauważalna jest tendencja wzrostu stężeń siarczanów na wszystkich obiektach w grudniu.



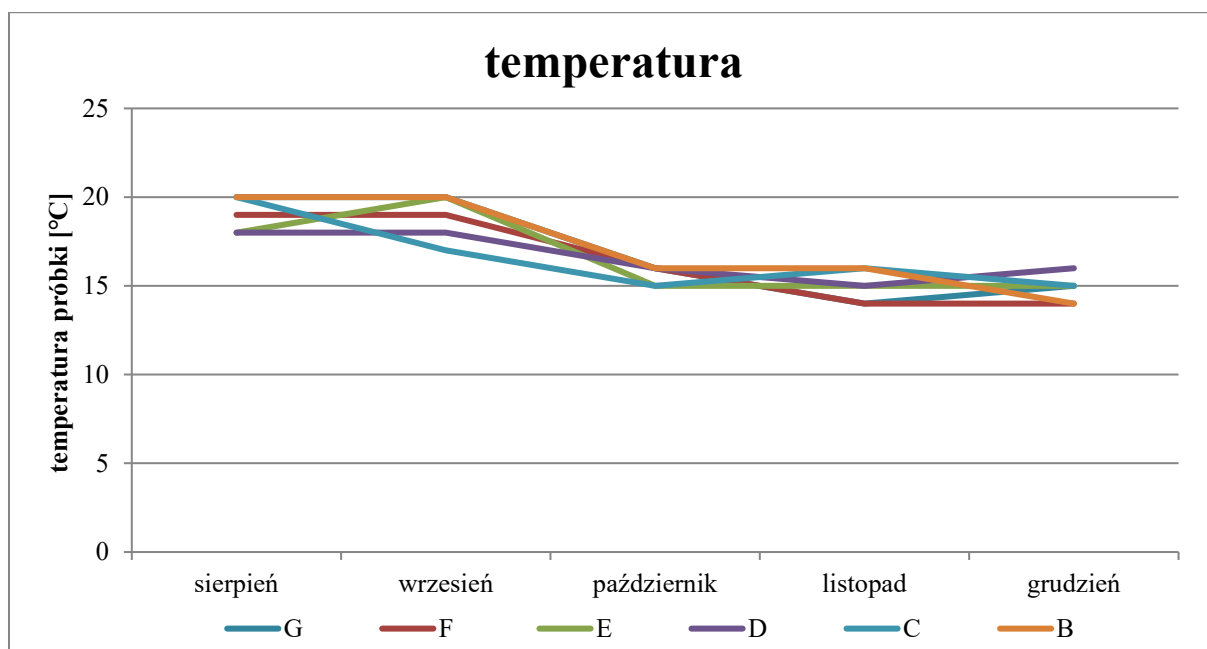
Rys. 4.63 Stężenie siarczanów w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Rys. 4.64 przedstawia zmiany stężeń siarczków na tranzycie na przestrzeni pięciu miesięcy. Nie stwierdzono zależności między stężeniem siarczków w ściekach, a przebiegiem tranzytu oraz temperaturą powietrza. Maksymalną wartość na poziomie 0,55 [mg/l] odnotowano w sierpniu na obiekcie F.



Rys. 4.64 Stężenie siarczków w ściekach na obiektach G, F, E, D, C, B

Na Rys. 4.65 przedstawiono zmianę temperatury ścieków na tranzycie na przestrzeni 5 miesięcy. Zgodnie z przewidywaniami, temperatura ścieków spadała wraz ze spadkiem temperatury powietrza.



Rys. 4.65 Temperatura ścieków na obiektach G, F, E, D, C, B

5. ANALIZA I INTERPRETACJA

5.1. Analiza wyników badań laboratoryjnych

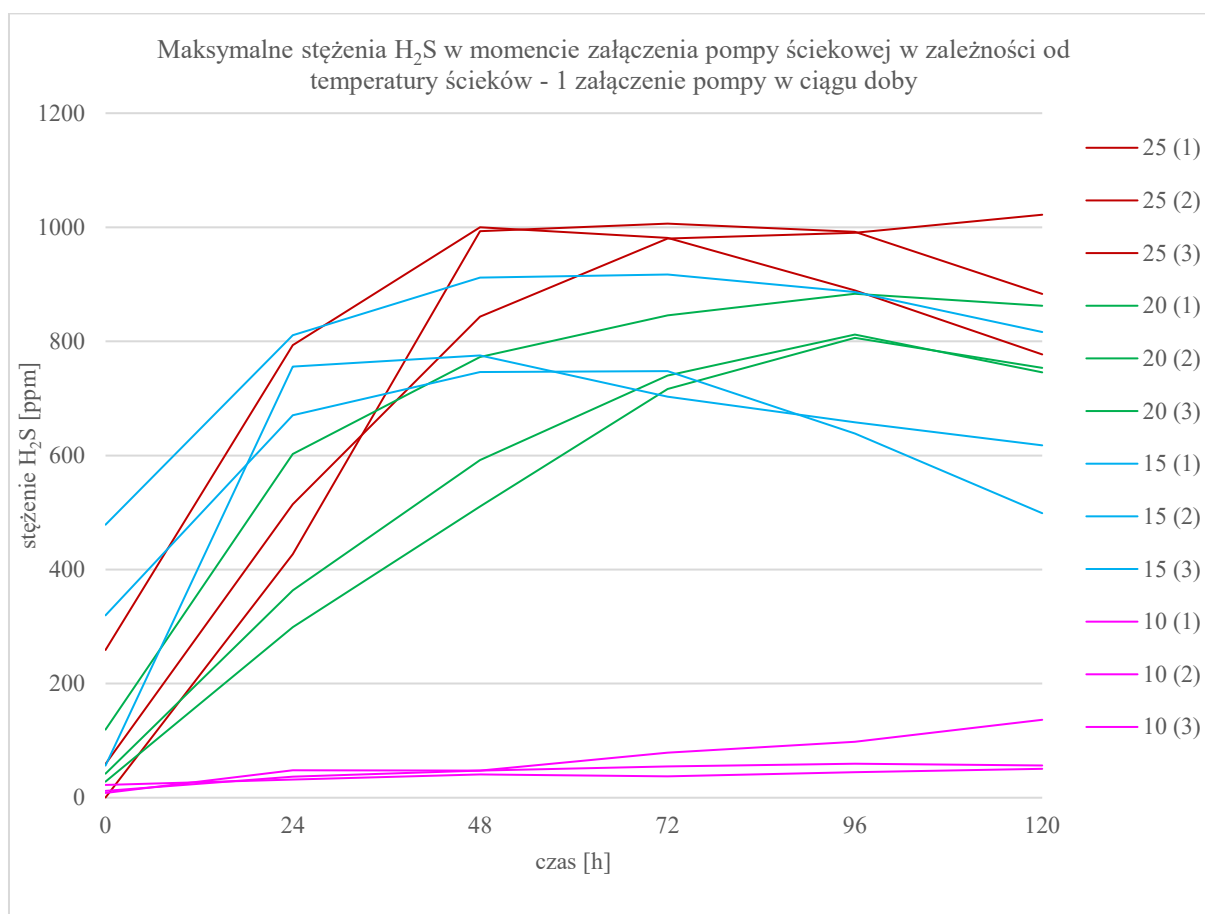
W badaniach laboratoryjnych poddano analizie czasy przetrzymania ścieków na poziomie 3, 8 i 24h. Czas przetrzymania ścieków na poziomie 3h został wytypowany na podstawie doświadczeń eksploatacyjnych. Zgodnie z tezą pracy założono, że czas przetrzymania ścieków do 3h w rurociągu ciśnieniowym, nie będzie powodował wzrostu stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym. Czas przetrzymania ścieków na poziomie 8h został wybrany z uwagi na zapisy w normie PN-EN 1671:2001 tj. *W celu ograniczania powstawania gazu, ścieki nie powinny być przetrzymywane dłużej niż 8h wewnątrz systemu. Długość tego czasu może zależeć od przepisów krajowych i lokalnych oraz warunków lokalnym* (Polski Komitet Normalizacyjny, 2001), która obowiązywała w momencie rozpoczęcia badań. W roku 2018 norma PN-EN 1671:2001 została zastąpiona przez normy:

- PN-EN 16932-1:2018-05 (Zewnętrzne systemy kanalizacyjne -- Systemy pompowe -- Część 1: Wymagania podstawowe),
- PN-EN 16932-2:2018-05 (Zewnętrzne systemy kanalizacyjne -- Systemy pompowe -- Część 2: Systemy ciśnieniowe),
- PN-EN 16932-3:2018-05 (Zewnętrzne systemy kanalizacyjne -- Systemy pompowe -- Część 3: Systemy podciśnieniowe).

Czas przetrzymania ścieków na poziomie 24h został wytypowany jako czas, po którym zagniwanie ścieków i wzrost stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym będzie intensywne. Jednocześnie przyjęto, że dłuższe czasy znacząco nie wpłyną już na zwiększenie powstawania i emisję siarkowodoru.

Przedstawione poniżej analizy pokazują maksymalne stężenia siarkowodoru w powietrzu dla poszczególnych temperatur (10, 15, 20 i 25°C), zależności 20 najwyższych odnotowanych wyników stężenia siarkowodoru w powietrzu od temperatury oraz zmienność pH i redoks. Każda z analiz została przeprowadzona dla czasów przetrzymania ścieków 24h, 8h oraz 3h. 20 najwyższych odnotowanych pomiarów stężeń siarkowodoru zostały każdorazowo odnotowane w momencie pracy pomp ścieków. Wynika to z wydzielania się gazowej formy siarkowodoru w momencie ruchu strumienia ścieków. Rzeczywista temperatura ścieków w układzie nie zawsze odpowiadała temperaturze zadanej ze względu na brak technicznej możliwości lepszego odizolowania rurociągu tłoczego od otoczenia.

5.1.1. Czas przetrzymania ścieków 24h



Rys. 5.1 Zależność maksymalnych stężeń H_2S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków

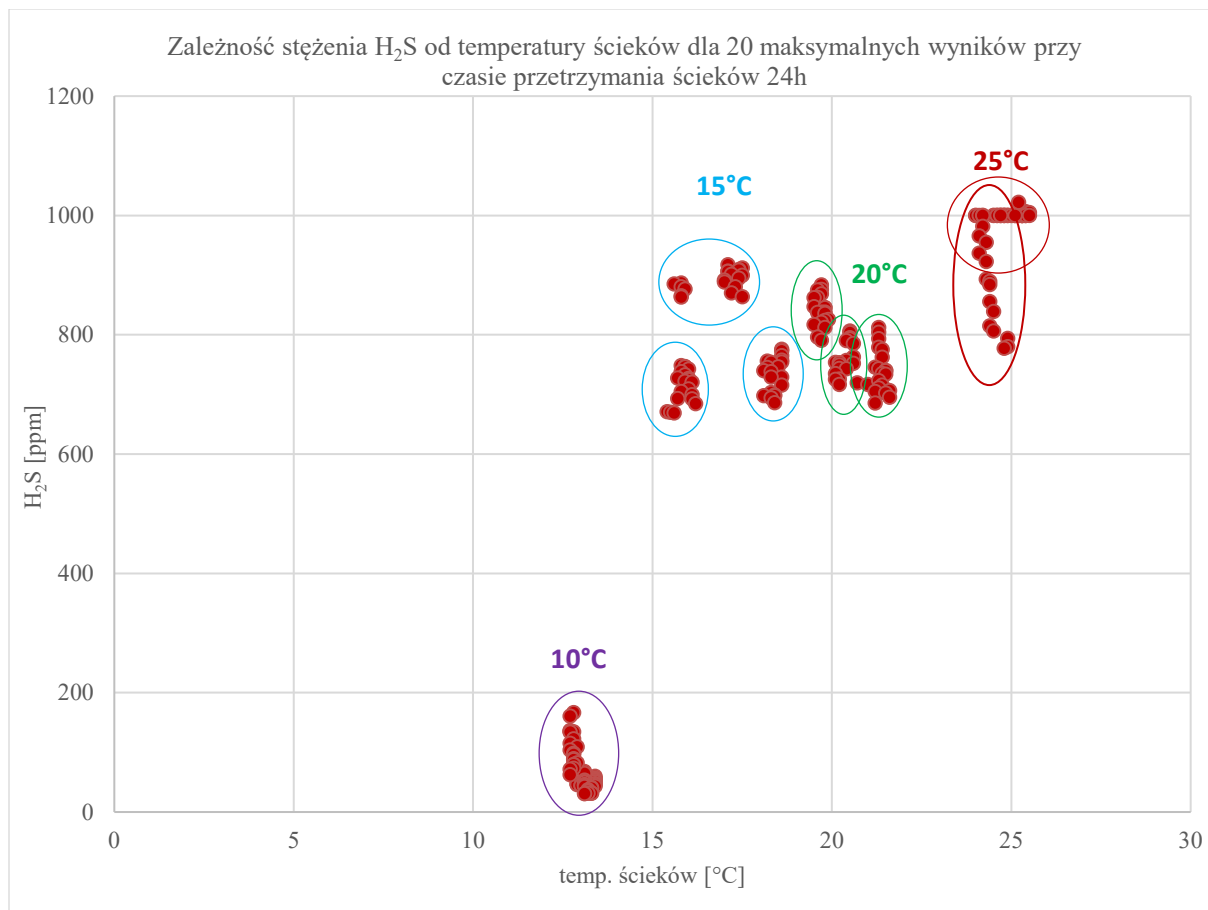
We wszystkich seriach pomiarowych wyraźnie widać wpływ załączania się pompy ściekowej na wzrost stężenia siarkowodoru w powietrzu. Na powyższym wykresie (Rys. 5.1) przedstawiono zależność maksymalnych wartości stężeń H_2S zarejestrowanych przez sondę pomiarową od momentów załączania pompy ścieków w interwale 24-godzinnym w zależności od temperatury ścieków. Każda seria pomiarowa dla danej temperatury została wykonana trzykrotnie.

Badania wykazały, że przy czasie przetrzymania ścieków równym 24h już po 48 godzinach od uruchomienia układu stężenia siarkowodoru znacząco wzrasta dla temperatur 15, 20 i 25°C osiągając maksymalnie odpowiednio 911,54 ppm, 772,75 ppm i 1000 ppm. W przypadku temperatury 10°C po 48 godzinach stwierdzono maksymalną wartość stężenia H_2S na poziomie 47,52 ppm.

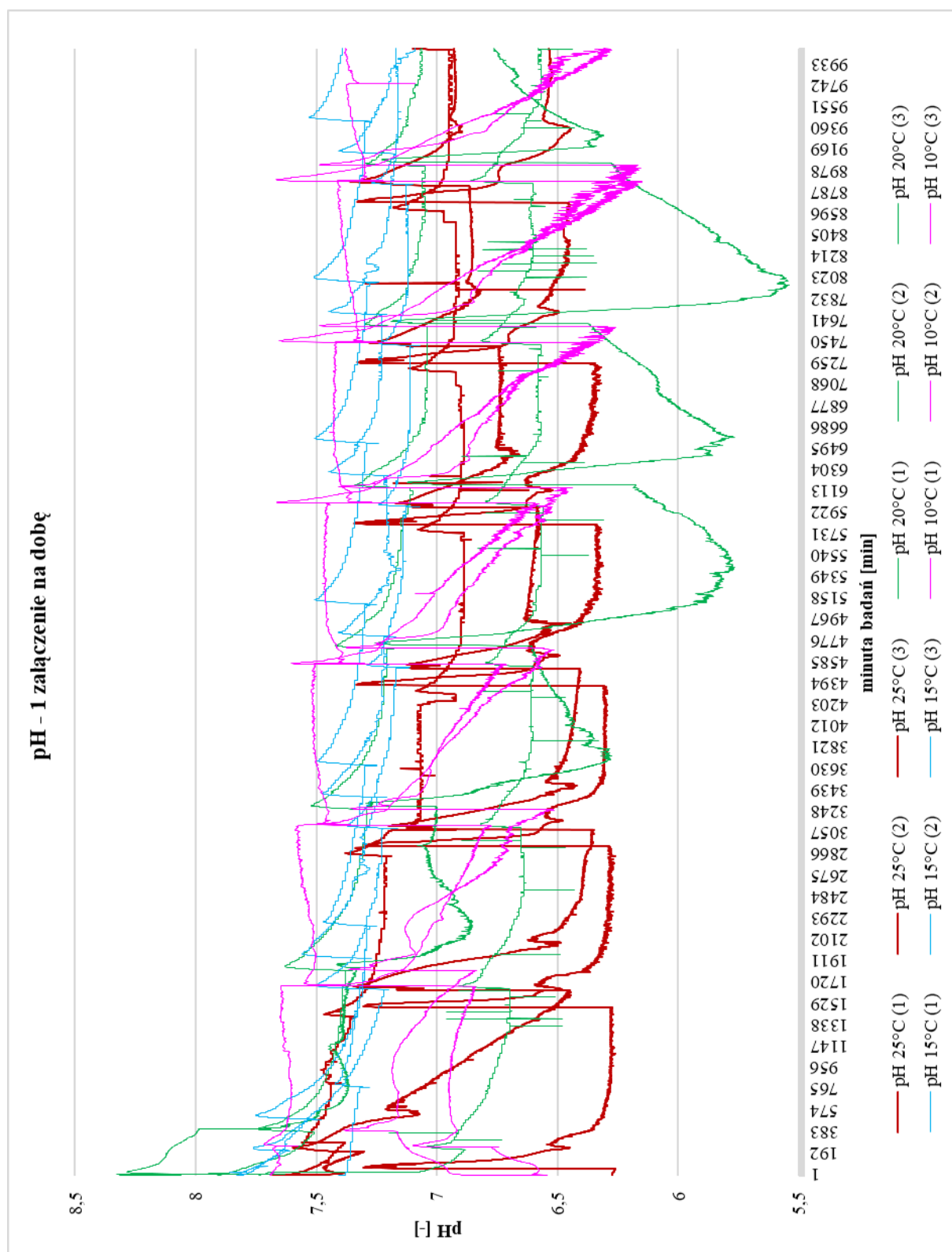
Z powyższych obserwacji wynika, że czas przetrzymania ścieków wynoszący 24h jest wystarczający do wytworzenia biofilmu składającego się z bakterii beztlenowych. Dodatkowo należy zaznaczyć, że temperatura w zakresie 15-25°C sprzyja przebiegowi beztlenowych procesów biochemicznych, podczas gdy w temperaturze 10°C procesy te wyraźnie zwalniają.

Ten fakt jest również widoczny na poniższym wykresie (Rys. 5.2) przedstawiającym zależność stężenia H_2S od temperatury ścieków, w którym uwzględniono 20 najwyższych

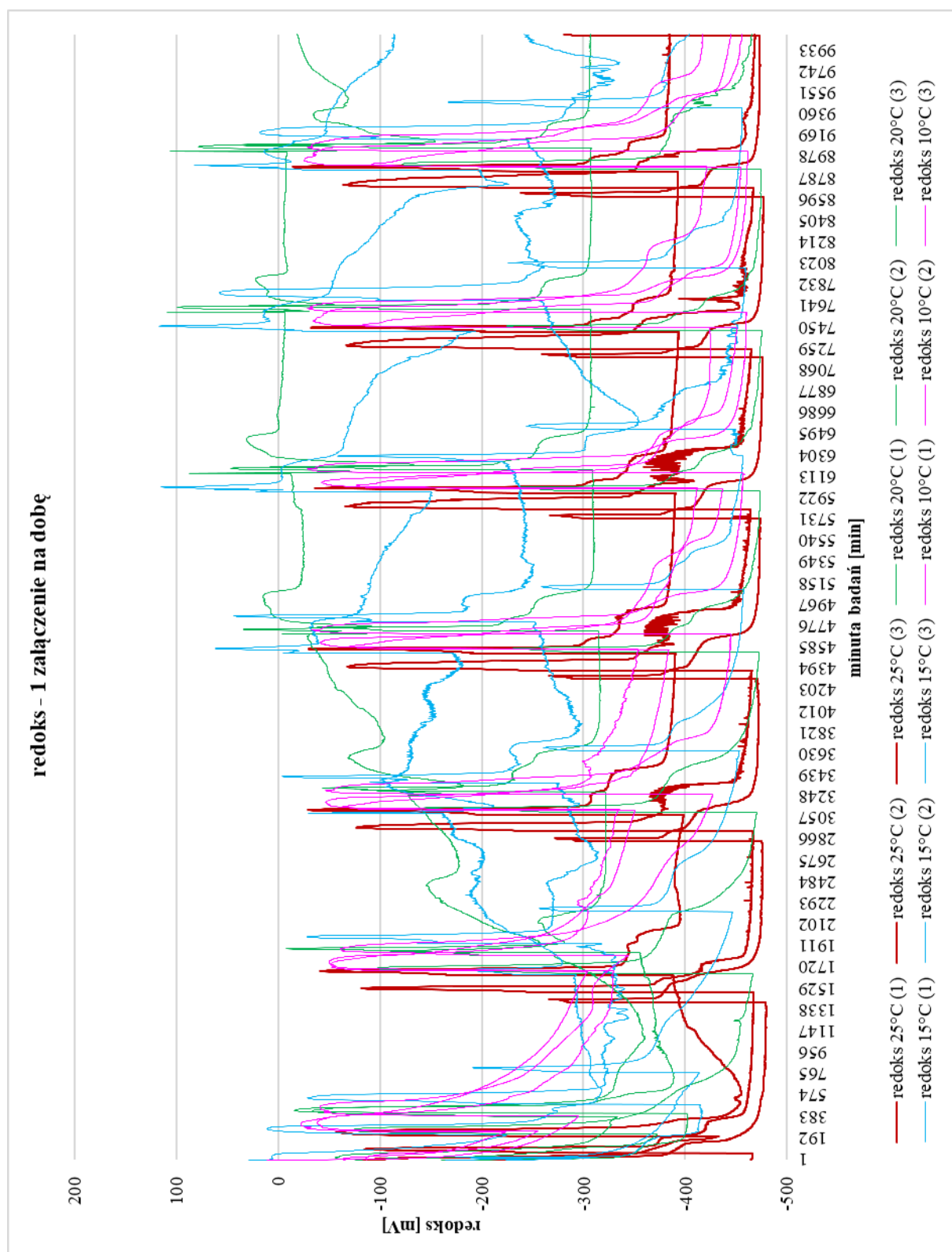
wartości zarejestrowanych w każdej serii pomiarowej. Dane dla temperatury 10°C wyraźnie odbiegają od wyników dla 15, 20 i 25°C, przy czym obserwuje się wyraźny trend wzrostu stężeń H_2S wraz ze wzrostem temperatury.



Rys. 5.2 Zależność stężenia siarkowodoru od temperatury ścieków dla 20 maksymalnych wyników przy czasie przetrzymania ścieków 24h



Rys. 5.3 Wartości pH badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz jednego załączenia pomp ściekowych w dobę

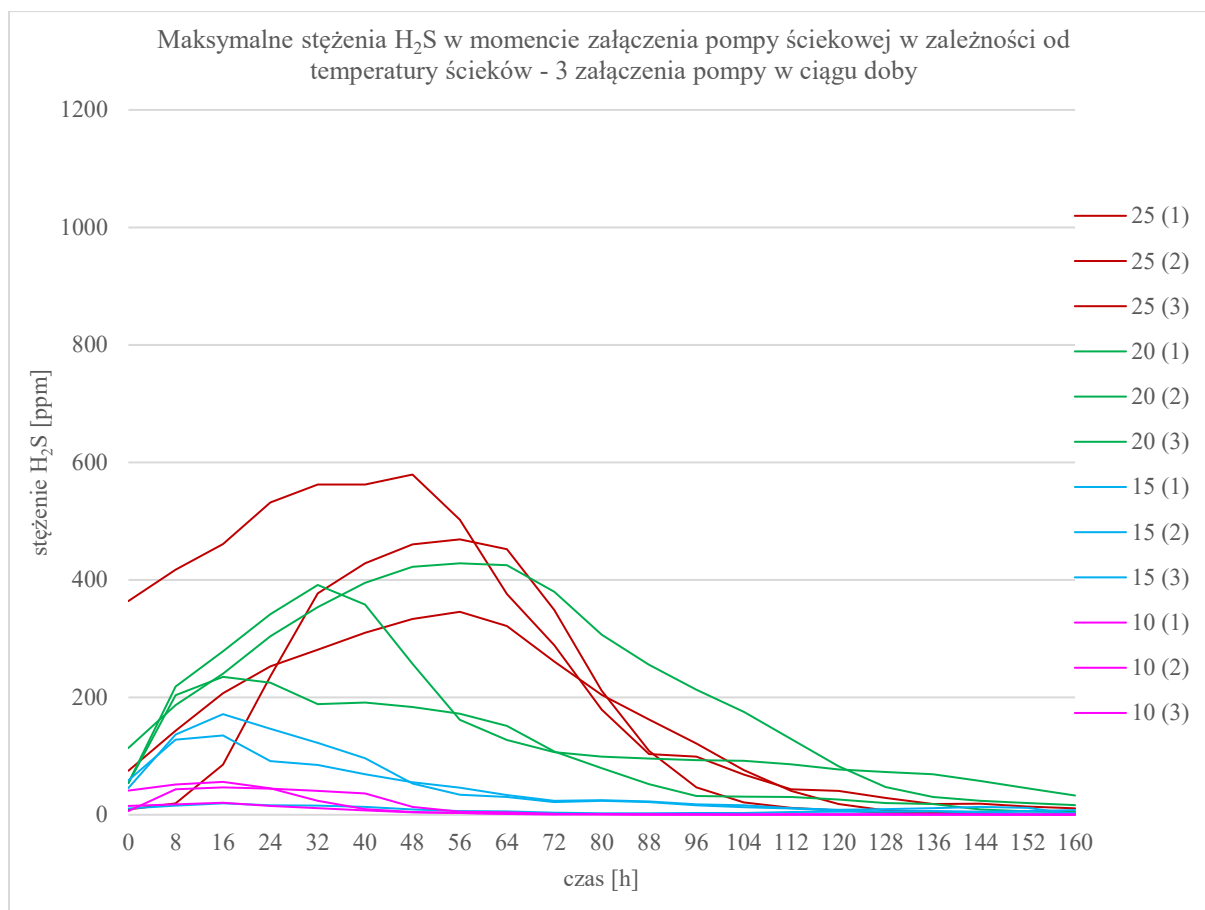


Rys. 5.4 Wartości redoks badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz jednego załączenia pomp ściekowych w dobie

Przy jednym cyklu załączenia pomp ściekowych na dobę zakres pH wahał się pomiędzy 5,54 a 8,33 (Rys. 5.3). Nie stwierdzono znaczącego wpływu temperatury ścieków na wartości pH. Wraz z czasem przetrzymania ścieków zaobserwowano początkowy spadek wartości pH, a następnie, podczas pracy pomp ściekowych, wzrost pH wynikający z ruchu ścieków w układzie. Po wyłączeniu pomp ściekowych wartości pH ponownie spadały, wracając do poziomu wyjściowego.

Potencjał redoks mieścił się w przedziale od -479,9 do 117,2 mV (Rys. 5.4). Wyraźnie widoczny jest proces natleniania ścieków podczas pracy pomp. Wywołana nią turbulencja sprzyja rozpuszczaniu się tlenu z powietrza oraz emisji H_2S ze ścieków do atmosfery. Dlatego w momentach wzrostu stężenia siarkowodoru obserwowano również wzrost wartości potencjału redoks. W trakcie pojedynczych serii pomiarowych wartości potencjału redoks stopniowo wzrastały po wyłączeniu pomp, jednak nie było to regułą, a zjawisko to nie wykazywało zależności od temperatury ścieków.

5.1.2. Czas przetrzymania ścieków 8h



Rys. 5.5 Wykres zależności maksymalnych stężeń H_2S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków

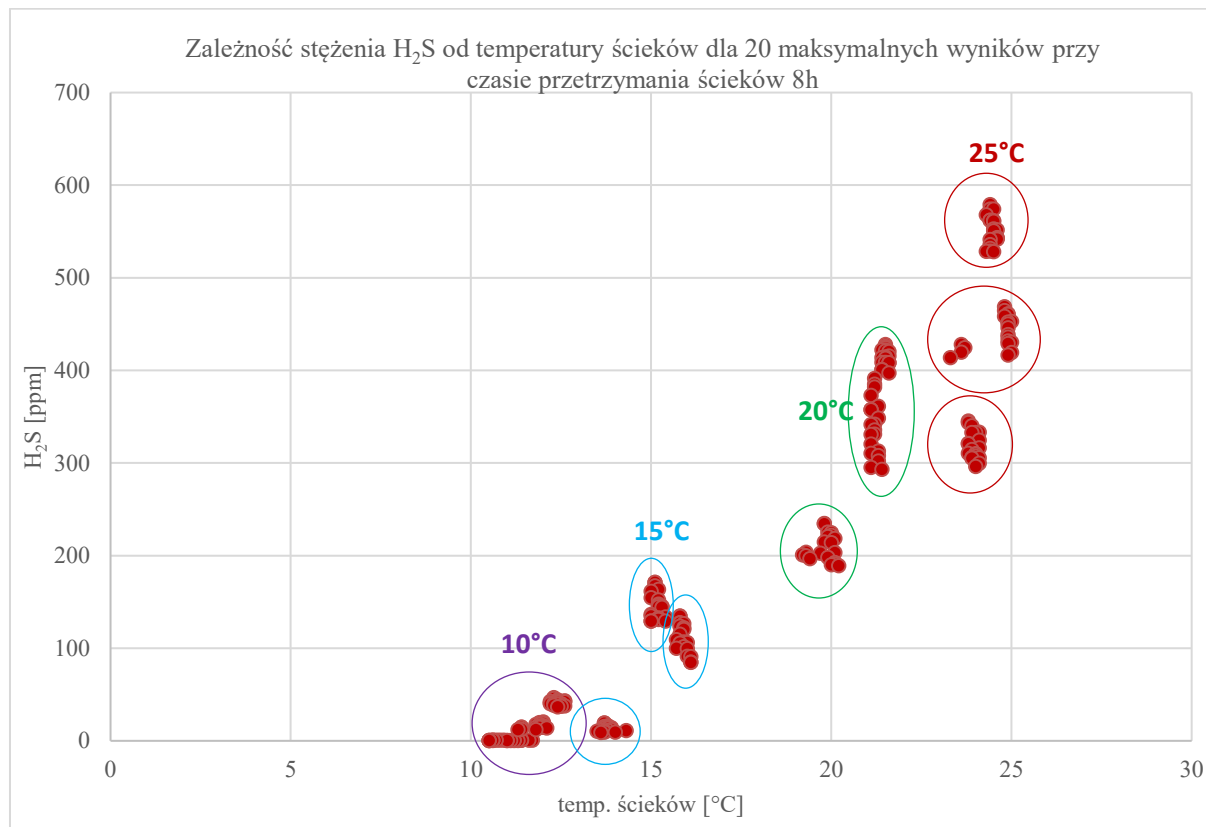
Na powyższym wykresie (Rys. 5.5) przedstawiono zależność maksymalnych wartości stężenia H_2S zarejestrowanych przez sondę pomiarową od momentów załączania pompy ścieków w interwale 8-godzinny w zależności od temperatury ścieków. Każda seria pomiarowa dla danej temperatury została wykonana trzykrotnie.

Badania wykazały, że przy czasie przetrzymania ścieków równym 8h stężenia siarkowodoru zaczęły wzrastać dla temperatur 15, 20 i 25°C, osiągając maksymalnie odpowiednio 171,28 ppm, 428,10 ppm i 579,22 ppm w ciągu pierwszych 72h. W przypadku temperatury 10°C maksymalne stężenie H_2S wyniosło 55,99 ppm.

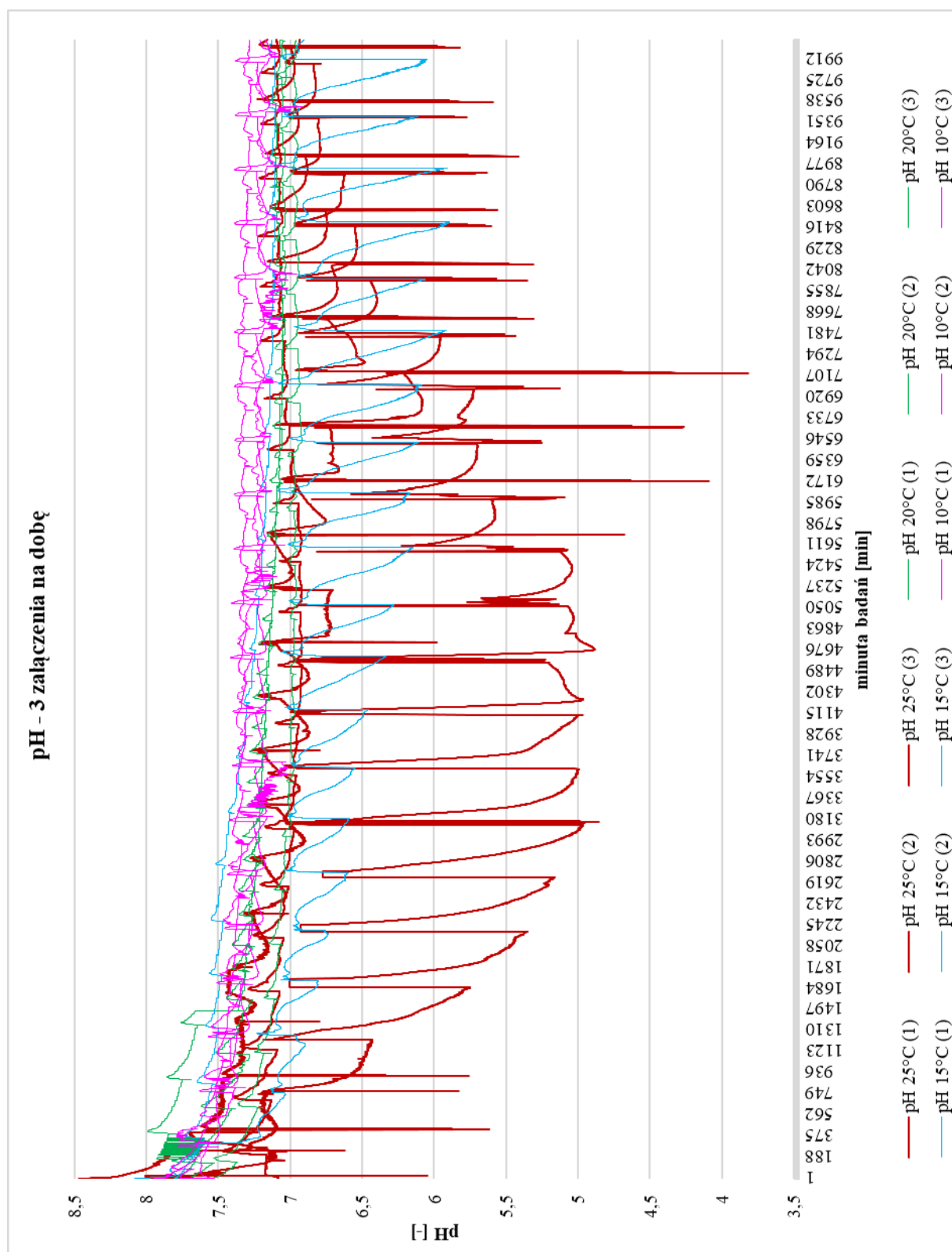
Po upływie 72h wartości stężenia H_2S zaczęły spadać dla wszystkich temperatur, osiągając ostatecznie po 160 godzinach poziom bliski zeru. Wyniki te sugerują, że czas przetrzymania ścieków wynoszący 8h pozwala na zachowanie warunków tlenowych wewnątrz układu, a początkowy wzrost stężenia H_2S może wynikać z jakości ścieków dostarczonych do systemu.

Podobnie jak w przypadku czasu przetrzymania 24h, widać wyraźną różnicę w stężeniach H_2S przy temperaturze 10°C w porównaniu do 15, 20 i 25°C, co potwierdza niższą aktywność bakterii beztlenowych w niższych temperaturach.

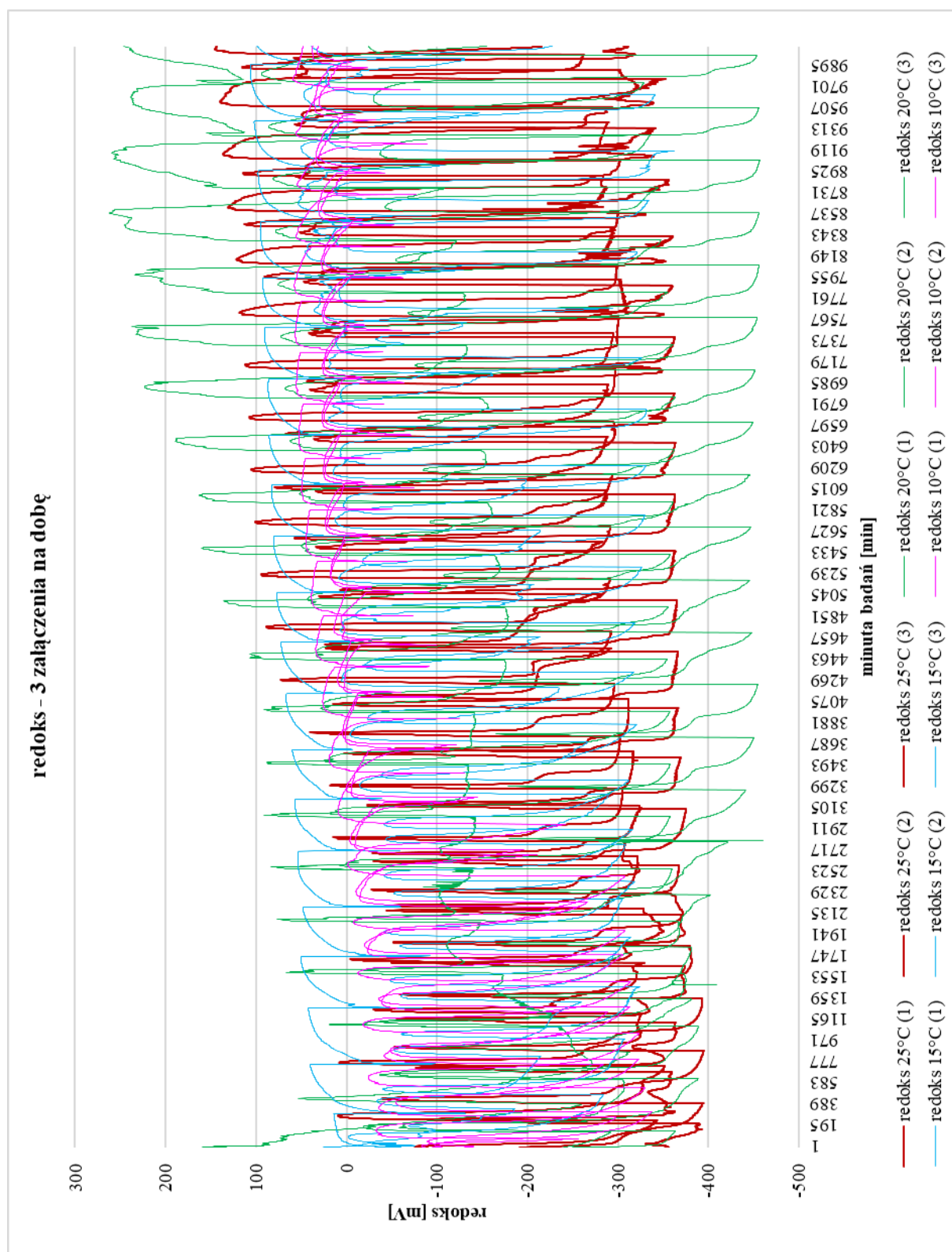
Na poniższym wykresie (Rys. 5.6), przedstawiającym zależność stężenia H_2S od temperatury ścieków, uwzględniono 20 najwyższych wartości z każdej serii pomiarowej. Podobnie jak dla czasu przetrzymania 24h, obserwuje się wyraźny wzrost stężeń siarkowodoru wraz ze wzrostem temperatury ścieków.



Rys. 5.6 Zależność stężenia siarkowodoru od temperatury ścieków dla 20 maksymalnych wyników przy czasie przetrzymania ścieków 8h



Rys. 5.7 Wartości pH badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz trzech załączeń pomp ściekowych w dobie

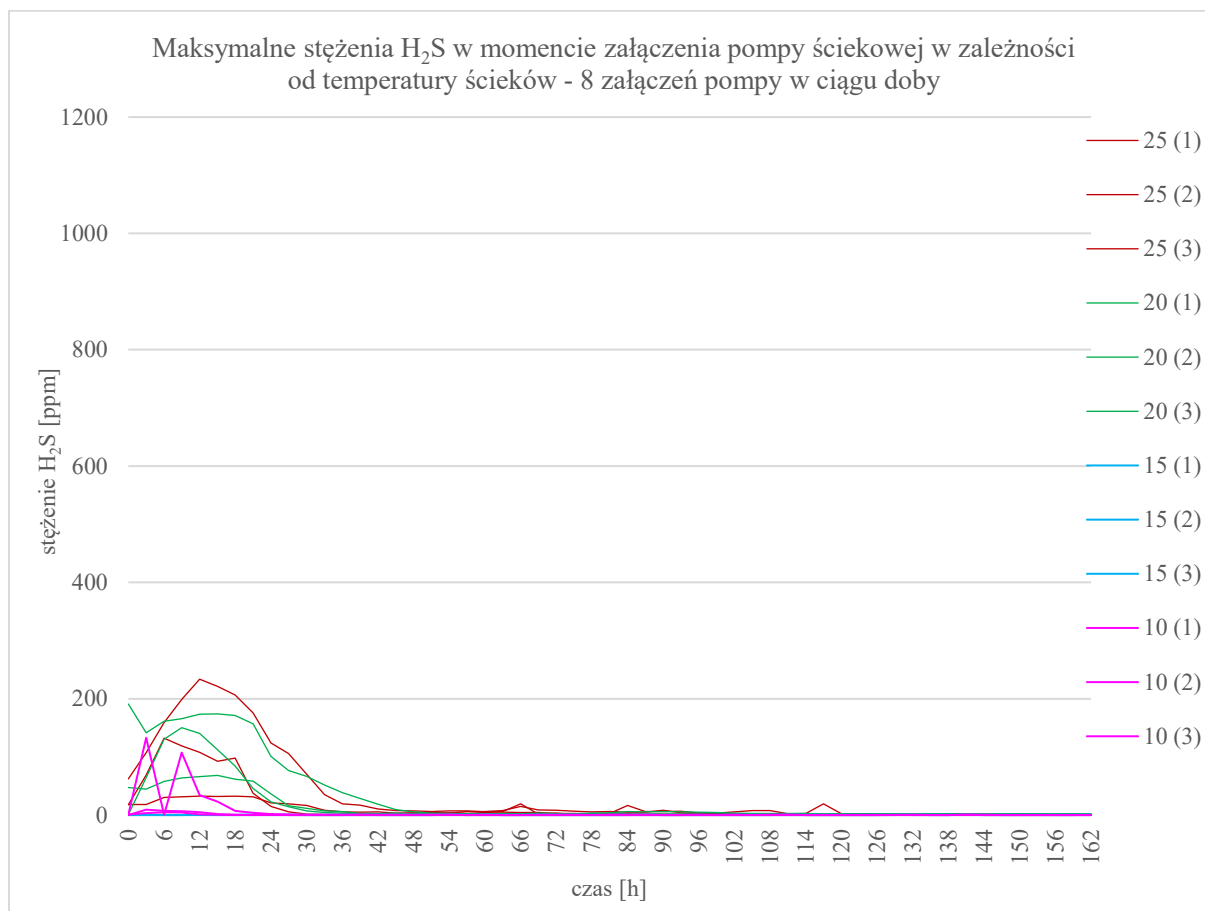


Rys. 5.8 Wartości redoks badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz trzech załączeń pomp ściekowych w dobie

Zakres pH wahał się pomiędzy 3,82 a 8,43 (Rys. 5.7). Należy jednak zauważyć, że niskie wartości pH poniżej 5,9 odnotowano jedynie w jednej serii pomiarowej przy temperaturze 25°C, co może wynikać z jakości ścieków pobranych do badań. Ścieki były pobierane bezpośrednio z tej samej lokalizacji w sieci kanalizacyjnej, jednak ich właściwości zmieniają się dynamicznie. Nie stwierdzono znaczącego wpływu temperatury ścieków na wartości pH. Wraz z czasem przetrzymywania ścieków obserwowano początkowy spadek pH, a następnie podczas pracy pomp ściekowych wzrost wartości pH wynikający z mieszania ścieków w układzie. Po wyłączeniu pomp pH ponownie spadało, wracając do poziomu wyjściowego.

Potencjał redoks mieścił się w przedziale -460,7 do 261,9 mV (Rys. 5.8). Na wykresie widoczna jest wyraźna zmienność wartości potencjału, związana z cykliczną pracą pomp. W momentach ich załączenia następowało natlenianie ścieków, wynikające z turbulencji przepływu, które sprzyjało rozpuszczaniu tlenu z powietrza oraz jednocześnie emisji siarkowodoru (H_2S) ze ścieków do atmosfery. W konsekwencji w okresach wzrostu stężenia H_2S obserwowano również zwiększenie wartości potencjału redoks. Nie stwierdzono zależności wartości potencjału redoks od temperatury ścieków.

5.1.3. Czas przetrzymania ścieków 3h



Rys. 5.9 Wykres zależności maksymalnych stężeń H_2S w momencie załączenia pompy ściekowej od temperatury ścieków

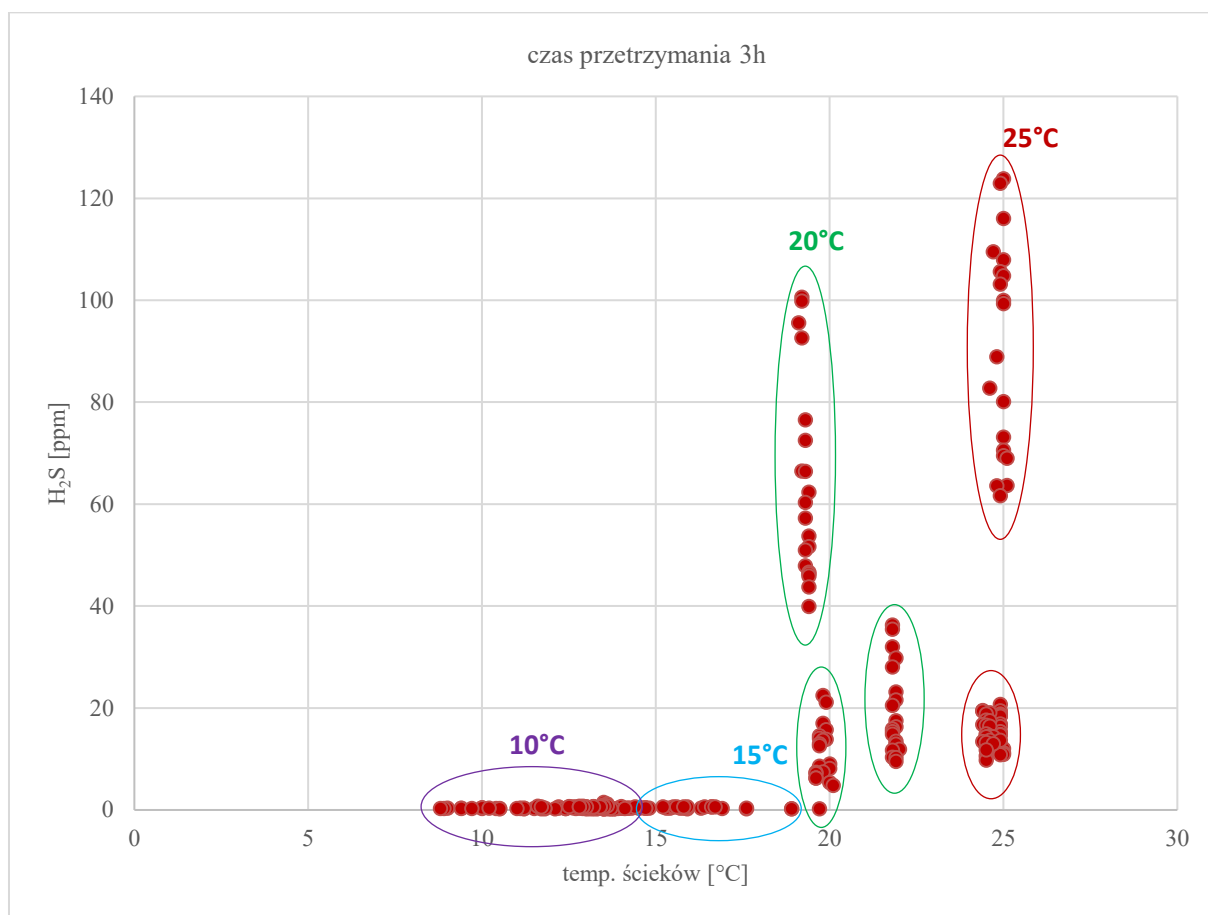
Analogicznie do wykresów Rys. 5.1 i Rys. 5.5 na wykresie Rys. 5.9 przedstawiono zależność maksymalnych wartości stężeń H_2S zarejestrowanych przez sondę pomiarową od momentów załączania pompy ścieków w interwale 3-godzinny w funkcji temperatury ścieków. Seria pomiarowa dla każdej z analizowanych temperatur została wykonana trzykrotnie.

Przeprowadzone badania wykazały, że przy czasie przetrzymania wynoszącym 3h w początkowej fazie eksperymentu (pierwsze 24 godziny) stężenia H_2S wzrastały dla temperatur 10, 20 i 25°C osiągając odpowiednio maksymalnie 132,8 ppm, 190,96 ppm oraz 233,59 ppm. Początkowe wzrosty należy wiązać z jakością ścieków pobranych z sieci kanalizacyjnej, które w pierwszej dobie charakteryzowały się ograniczoną stabilnością. Po upływie 24h od rozpoczęcia pomiarów stężenia siarkowodoru zaczęły spadać (dla temperatur 10, 20 i 25°C), natomiast dla temperatury 15°C nie odnotowano wyraźnego wzrostu. W kolejnych cyklach wartości mieściły się w zakresie 0-20 ppm.

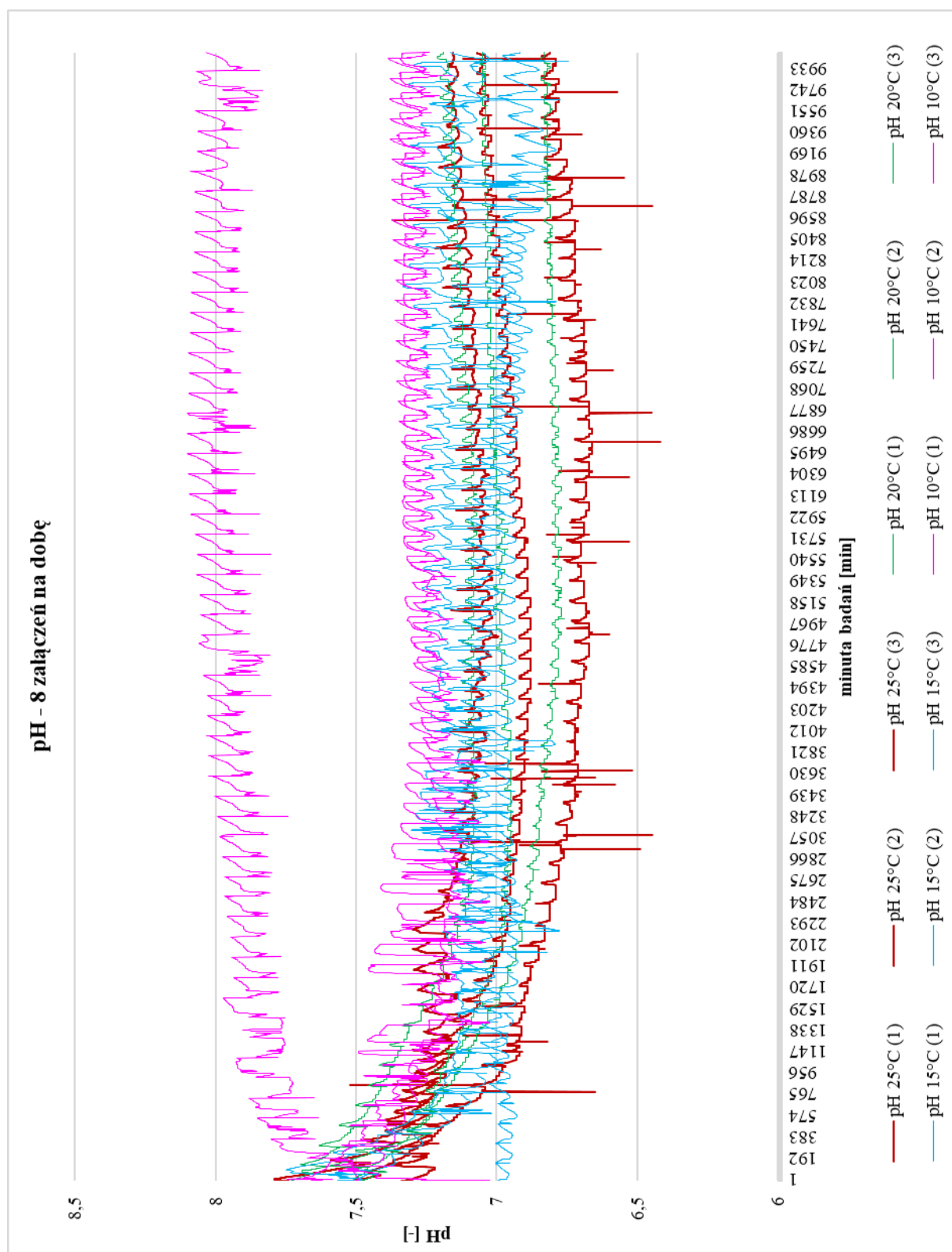
Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że czas przetrzymania ścieków na poziomie 3h sprzyja utrzymaniu warunków tlenowych w układzie, a nawet poprawie jakości ścieków pod względem stopnia natlenienia dzięki ich odpowiedniemu napowietrzeniu.

Na poniższym wykresie (Rys. 5.10), przedstawiającym zależność pomiędzy stężeniem H_2S , a temperaturą ścieków uwzględniono 20 najwyższych wartości uzyskanych w każdej serii pomiarowej. Z uwagi na ustalanie się jakości ścieków w pierwszej dobie, do analizy wzięto pod uwagę wyniki pomiarów od drugiego dnia badań. Dane z pierwszej doby zostały pominięte, gdyż ich uwzględnienie prowadziłoby do zniekształcenia obrazu sytuacji.

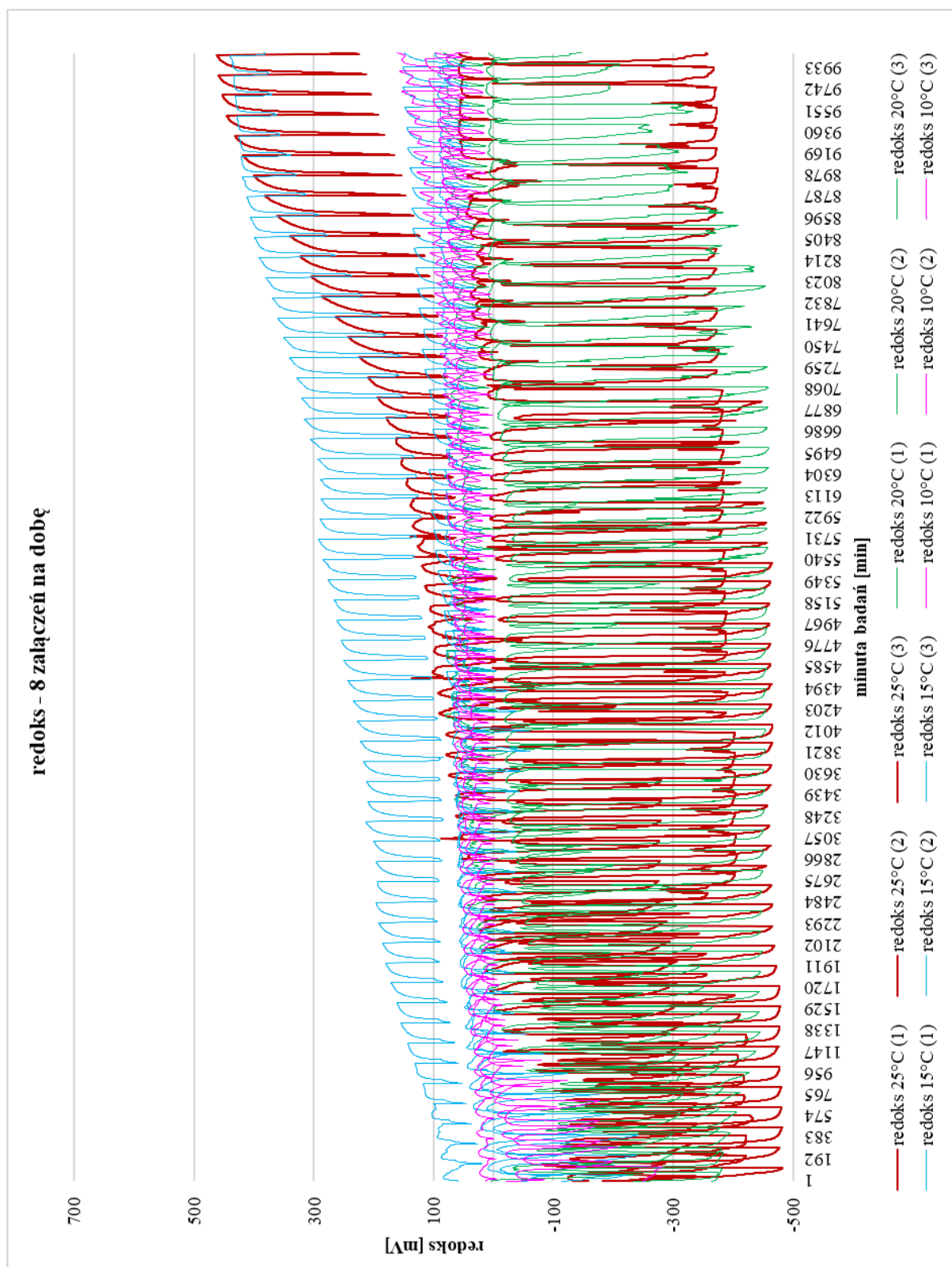
Podobnie jak w przypadku przetrzymania ścieków na poziomie 8h i 24h, na wykresie widoczny jest wyraźny wzrost stężenia siarkowodoru wraz ze wzrostem temperatury ścieków, jednak w tym przypadku dynamika procesu jest ograniczona, co wskazuje na korzystny wpływ krótkiego czasu przetrzymania na minimalizację emisji H_2S .



Rys. 5.10 Zależność stężenia siarkowodoru od temperatury ścieków dla 20 maksymalnych wyników przy czasie przetrzymania ścieków 3h



Rys. 5.11 Wartości pH badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz ośmiu załączeń pomp ściekowych w dobę



Rys. 5.12 Wartości redoks badanych ścieków przez 7 dni dla temperatur 10, 15, 20 i 25°C oraz ośmiu załączeń pomp ściekowych w dobę

Zakres wartości pH ścieków mieścił się w przedziale od 6,42 do 8,10 (Rys. 5.11). Przebiegi krzywych dla poszczególnych temperatur charakteryzują się dużą powtarzalnością, co potwierdza, że temperatura nie miała istotnego wpływu na kształt zmian pH w czasie trwania badań. Dominującym czynnikiem determinującym przebieg zmian były cykle pracy pomp ściekowych – w trakcie ich załączeń następował krótkotrwały wzrost pH, wynikający z intensywnego mieszania i napowietrzania medium, natomiast po wyłączeniu pomp wartości pH ulegały obniżeniu, powracając do poziomu sprzed cyklu. W miarę wydłużania czasu przetrzymania ścieków obserwowano niewielki, stopniowy spadek wartości pH, co można wiązać z zachodzącymi procesami biochemicznymi. W jednej z serii pomiarowych dla temperatury 10°C odnotowano jednak odmienny przebieg, w którym zamiast stopniowego spadku wartości pH zaobserwowano jego wzrost. Zjawisko to najprawdopodobniej wynikało ze specyfiki składu ścieków w badanej próbie i nie stanowiło tendencji ogólnej. Fakt ten potwierdza zmienność właściwości ścieków oraz konieczność uzyskania powtarzalnych serii pomiarowych dla uzyskania wiarygodnych wyników.

Potencjał redoks w badanym układzie osiągał wartości od -482,5 do 462,2 mV (Rys. 5.12). Krzywe dla różnych temperatur przebiegają w podobny sposób, co potwierdza, że temperatura ścieków nie miała istotnego wpływu na wartość potencjału redoks. Charakterystyczne są cykliczne wahania związane z pracą pomp ściekowych - w momentach ich załączeń następował wyraźny wzrost wartości potencjału redoks, wynikający z intensywnego mieszania i turbulencji, które sprzyjały rozpuszczaniu tlenu z powietrza w ściekach oraz jednoczesnej emisji siarkowodoru do atmosfery kanalizacyjnej. Po wyłączeniu pomp wartości potencjału redoks ulegały ponownemu obniżeniu, powracając do wcześniejszego poziomu. Zjawisko to koreluje z obserwowanym spadkiem stężeń siarkowodoru, opisanym wcześniej, i potwierdza, że okresowe natlenianie ścieków w trakcie pracy pomp skutecznie ogranicza procesy beztlenowe sprzyjające emisji H₂S.

Podsumowując dane przedstawione na wykresach Rys. 5.1, Rys. 5.5 i Rys. 5.9, można stwierdzić, że dla temperatury 10°C nie zaobserwowano istotnych wzrostów stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym niezależnie od czasu przetrzymania ścieków (3h, 8h, 24h). Natomiast dla temperatur 15, 20 i 25°C widoczne były efekty procesu zagniwania ścieków w postaci wzrostu stężenia H₂S przy każdym z badanych czasów przetrzymania.

Dla czasu przetrzymania 3h stężenie siarkowodoru wzrastało w pierwszych 12 godzinach badań, a następnie spadało, osiągając wartości bliskie zeru po 48 godzinach. W przypadku czasu przetrzymania 8h, stężenie H₂S rosło do około 56 godzin, a następnie zaczęło spadać, osiągając wartości bliskie zeru po około 160 godzinach. Dla najdłuższego czasu przetrzymania 24h stężenie siarkowodoru osiągało maksymalne wartości w okolicy 48 godzin i utrzymywało się na podobnym poziomie do końca badań, bez wyraźnej tendencji spadkowej.

Z powyższych obserwacji wynika, że dłuższy czas przetrzymania ścieków prowadzi do dłużej utrzymujących się podwyższonych stężeń siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym. Ponadto wyraźnie widać, że wyższa temperatura ścieków skutkuje wyższymi odnotowanymi stężeniami H₂S.

5.2. Analiza wyników badań w skali technicznej

5.2.1. Stężenia siarkowodoru i przepływy

Jak przedstawiono na Rys. 3.3 obiekty G, F, E, D, C, B są głównymi przepompowniami tranzytowymi, dzięki którym ścieki są odbierane z kanalizacji grawitacyjnej oraz mniejszych przepompowni ścieków i transportowane do oczyszczalni. Pomiar stężenia H_2S i przepływu wykonywany był od lutego do połowy listopada 2021 roku.

Obiekt G (Rys. 4.37) stanowi pierwszą tranzytową przepompownię, do której trafiają dodatkowo ścieki dowożone przez wozy asenizacyjne. W związku z tym na wykresie widoczne są spadki stężenia siarkowodoru w weekendy, kiedy punkt jest zamknięty. W tygodniu wartości wzrastają do ok. 200 ppm, maksymalnie osiągając w roku wartość bliską 350 ppm. Na wykresie widać wzrost stężenia siarkowodoru w okresie letnim. Podobną zależność uzyskano podczas wykonywania badań w skali laboratoryjnej, gdzie wraz ze wzrostem temperatury ścieków rosło stężenie H_2S . Z uwagi na wysoki stopień zagnicia ścieków trafiających do komór czerpnych obiektu G, do rurociągu tłoczego dozowany był chlorek żelaza (II) celem ograniczenia uciążliwości zapachowych oraz korozji siarczanowej na dalszych obiektach tranzytowych.

Obiekt F (Rys. 4.38) stanowi drugą przepompownię tranzytową, do której dopływają ścieki z obiektów G, F1, F2, F3, F4 i F5. Dzięki dozowaniu chemii technologicznej do rurociągu tłoczego przepompowni G na obiekcie F widoczny jest spadek stężenia H_2S do ok. 50ppm w okresie zimowym i ok. 100ppm w okresie letnim. Brak spadku stężeń H_2S do wartości bliskich 0, prawdopodobnie związany jest z dopływem do przepompowni F ścieków zagniętych z przepompowni F4. W dniach 20-23.09 odnotowano znaczny wzrost stężenia H_2S , powyżej 400ppm. Było to związane z czyszczeniem zbiornika chemii technologicznej na obiekcie G i wyłączeniem dozowania chlorku żelaza (II) do rurociągu tłoczego. Dzięki temu możliwe było porównanie jak przedstawiałyby się wartości H_2S na obiekcie bez zastosowania chemii.

Wartości stężenia siarkowodoru na obiekcie E (Rys. 4.39) w ciągu roku wynosiły średnio ok. 3ppm. Maksymalnie 40ppm. Na wykresie można zaobserwować jednej wyraźny pik do 335ppm podczas czyszczenia zbiorników chemii technologicznej na obiektach G i F. Poza tym wyjątkiem wyniki były zadowalające.

Na obiekcie D (Rys. 4.40) wartości stężenia H_2S oscylowały w okolicach 0ppm, co daje bardzo zadowalający wynik. Wyjątek stanowi czyszczenie zbiorników chemii technologicznej na obiektach tranzytowych, kiedy wartości H_2S wzrosły do 30ppm.

Stężenie siarkowodoru w komorze czerpnej obiektu C (Rys. 4.41) również oscylowało w okolicach 0ppm, poza pojedynczymi pikami. Największy z nich odnotowano w przerwie dozowania chemii technologicznej, wartość stężenia H_2S wzrosła wtedy do ok. 300ppm.

Mimo wyraźnego spadku stężeń H_2S na obiektach D i C, na obiekcie B (Rys. 4.42) widoczne są regularne piki nawet do ponad 800ppm. Widać, że większość wzrostów stężenia siarkowodoru pokrywa się ze wzrostem przepływu ścieków na obiekcie. Na podstawie analizy systemu oceniono, że możliwym źródłem są nielegalne zrzuty ścieków zagniętych do kanalizacji w zlewni obiektu B. Dzięki opomiarowaniu obiektów w zlewni przepompowni B możliwe będzie wykrycie kierunku z jakiego dopływają zagnięte ścieki.

Na obiekcie K (Rys. 4.43), stanowiącym studnię grawitacyjną za studnią rozprężną, stężenie siarkowodoru wzrastało do wartości maksymalnej ok. 150 ppm. Wyjątkiem były dwa piki do ok. 400 ppm w czerwcu oraz lipcu. Mogą one być związane z nielegalnym zrzutem ścieków, ponieważ wartości pokrywają się ze zwiększonym przepływem ścieków. Średnie stężenie H_2S w studni rozprężnej utrzymywało się na poziomie ok. 10 ppm od lutego do połowy września. Wartości stężenia siarkowodoru wzrosły w połowie września i utrzymywały się średnio na poziomie ok. 15 ppm do końca listopada. Nie stwierdzono jaka była przyczyna wzrostu stężenia H_2S od połowy września.

W studni rozprężnej stanowiącej obiekt L stężenia siarkowodoru osiągały maksymalne wartości ok. 450 ppm (Rys. 4.44). Wyraźnie widoczna jest skuteczność dawkowania chlorku żelaza (II) na przepompowni ścieków. W momencie dawkowania stężenie siarkowodoru spadało do wartości 0-15 ppm.

Na obiekcie M (Rys. 4.45), który stanowi studnię rozprężną, stężenia siarkowodoru osiągały maksymalne wartości do ok. 600ppm, wyjątek stanowi jednorazowo odnotowana wartość ponad 800ppm w czerwcu. Wyraźnie widoczny jest wzrost średnich stężeń siarkowodoru w powietrzu w miesiącach letnich. Średnie stężenie siarkowodoru w lutym wynosiło ok. 35ppm, natomiast w sierpniu średnia wartość wzrosła do ponad 125ppm.

Stężenia w studni rozprężnej N (Rys. 4.46) w trakcie stosowania technologii przedmuchów rurociągu tłoczego utrzymywały się na średnim poziomie ok. 10-15 ppm. Zauważalny był wzrost stężeń siarkowodoru w momencie awarii sprężarki, wzrosły wtedy wartości średnie do ok. 25ppm. W okresach wyłączenia sprężarki widoczne są również znacznie częstsze pojedyncze piki stężenia H_2S w powietrzu, zarówno w czerwcu jak i w sierpniu i wrześniu.

W studni grawitacyjnej O (Rys. 4.47), znajdującej się za studnią rozprężną, średnie stężenie siarkowodoru wzrastały z wartości ok. 15ppm w lutym do ponad 50ppm w lipcu. Maksymalne stężenia osiągały wartości ponad 200ppm.

Średnie stężenie siarkowodoru w studni rozprężnej P (Rys. 4.48) wynosiły miesięcznie od ok. 20 do 90 ppm. Wartości maksymalne niejednokrotnie sięgały wartości 1000ppm, niezależnie od stosowania metody zapobiegania zagniwaniu ścieków w postaci dozowania powietrza do rurociągu tłoczego. Przypuszcza się, że brak efektywności metody związany był z częstymi zanikami energii elektrycznej na obiekcie i tym samym wyłączeniem sprężarki powietrza. Zauważono również konieczność przetestowania innych czasów pracy i postoju układu dozującego sprężone powietrze do rurociągu tłoczego. Brak wyników stężenia siarkowodoru na przełomie stycznia i lutego związany był z awarią urządzenia pomiarowego.

5.2.2. Badania fizykochemiczne ścieków

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury i Rozwoju z dnia 25 sierpnia 2015 roku zmieniające rozporządzenie w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych ustalono dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń dla niektórych substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego w ściekach przemysłowych wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych (Rozporządzenie, 2015):

Tab. 5.1 Dopuszczalne wartości dla pozostałych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych

WSKAŹNIK	JEDNOSTKA	WARTOŚĆ DOPUSZCZALNA
azot amonowy	mg/l	100
azot azotynowy	mg/l	10
cynk	mg/l	5
kadm	mg/l	0,4
miedź	mg/l	1
ołów	mg/l	1
siarczany	mg/l	500
siarczki	mg/l	1

Zgodnie z Rozporządzeniem (Rozporządzenie, 2015) wartości poniższych wskaźników ustalono na podstawie dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ładunkiem tych zanieczyszczeń:

Tab. 5.2 Dopuszczalne wartości dla pozostałych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych ustalone na podstawie dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ładunkiem tych zanieczyszczeń

WSKAŹNIK	JEDNOSTKA	WARTOŚĆ DOPUSZCZALNA
Pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT ₅)	mg/l	800
chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)	mg/l	1500
fosfor ogólny	mg/l	10
ogólny węgiel organiczny	mg/l	400

W związku z powyższym przedstawione wyniki badań laboratoryjnych ścieków z poszczególnych obiektów zostały porównane do wartości dopuszczalnych podanych w tabelach (Tab. 5.1 i Tab. 5.2).

Dopuszczalna wartość azotu amonowego w ściekach na poziomie 100 [mg/l] została przekroczona w sierpniu na wszystkich obiektach, osiągając maksymalną wartość ponad 180

[mg/l] na obiekcie C. W kolejnych miesiącach wartości zmniejszyły się, oscylując jednak ciągle wokół wartości 100 [mg/l], niejednokrotnie ją przekraczając.

Wykonano również analizy azotu Kjeldahla, którego sumę stanowi azot amonowy i organiczny. Na podstawie tego możliwe było obliczenie wartości azotu organicznego. Na wykresie widoczne jest wyraźny wzrost wartości azotu organicznego dla obiektów G i F w listopadzie do odpowiednio 85,4 [mg/l] i 95,6 [mg/l]. Poza tym wartości oscylują wokół 40 [mg/l] niezależnie od miesiąca badań. Można wnioskować, że na początku tranzytu wartości azotu organicznego są relatywnie wyższe, niż na kolejnych obiektach z uwagi na przemianę azotu organicznego w azot amonowy wraz z transportem ścieków.

Wartości azotu azotynowego osiągnęły maksymalnie 0,237 [mg/l] dla obiektu B w sierpniu przy dopuszczalnej wartości 10 [mg/l].

W związku ze stosunkowo wysokimi wartościami azotu amonowego oraz azotu organicznego również wartości azotu ogólnego osiągnęły wysokie wartości, maksymalnie 247 [mg/l] dla obiektu C w sierpniu. Średnia wartość azotu ogólnego wynosiła 152 [mg/l].

Wartości BZT₅ przekroczyły znacząco dopuszczalną wartość 800 [mg/l] dla obiektu E w sierpniu i wrześniu osiągając maksymalnie 1120 [mg/l] oraz dla obiektów F i D odpowiednio w sierpniu i wrześniu nie przekraczając jednak wartości 900 [mg/l]. Dla obiektu B, znajdującego się najbliżej oczyszczalni wartości nie zostały przekroczone w żadnej z analizowanych próbek.

Wartości ChZT przekroczyły dopuszczalne wartości dla każdego z badanych obiektów poza lokalizacją C. Najwyższe wartości odnotowano w lokalizacjach F, E i D.

W pierwszym miesiącu analiz (sierpień) oznaczono nieznaczne przekroczenie wartości OWO w lokalizacji E oraz niewielkie przekroczenie dopuszczalnego stężenia cynku w lokalizacjach E i D.

Wartości fosforu ogólnego były przekroczone dla każdej z analizowanych próbek osiągając maksymalnie 33,4 [mg/l] w grudniu w lokalizacji C.

Dopuszczalne wartości nie zostały przekroczone w żadnej z analizowanych próbek dla następujących wskaźników: kadmu, miedzi, ołowiu, siarczany, siarczki. W żadnej z próbek nie została również przekroczona dopuszczalna temperatura ścieków. Dla jednej z badanych próbek w lokalizacji B w grudniu otrzymano bardzo niską wartość pH = 1,8. Było to prawdopodobnie wynikiem nielegalnego zrzutu ścieków przemysłowych.

Analizując razem wykres Rys. 4.42, na którym widoczne są okresowe piki stężenia siarkowodoru oraz podwyższone wartości kadmu, miedzi i siarczanów oraz niskie pH ścieków wnioskować można, że do obiektu B incydentalnie trafiają nielegalne zrzuty ścieków o parametrach niespełniających dopuszczalnych wartości. W zlewni obiektu B znajduje się strefa przemysłowa, która może stanowić źródło ścieków o tak niskim pH. Rekomendacją jest opomiarowanie sieci grawitacyjnej doprowadzającej ścieki do obiektu B pod kątem stężeń siarkowodoru, przy jednoczesnym opomiarowaniu obiektu B. W ten sposób możliwe jest wyeliminowanie części zlewni i znalezienie kierunku z jakiego doprowadzone są ścieki złej

jakości porównując stężenia H_2S z obiektu B ze stężeniami zmierzonymi w studniach grawitacyjnych.

Aby uzupełnić ocenę jakości ścieków w badanych obiektach, wykonano analizę statystyczną wybranych wskaźników fizykochemicznych. Zestawiono podstawowe miary tendencji centralnej i zmienności, tj. średnią arytmetyczną, medianę, odchylenie standardowe oraz wartości minimalne i maksymalne. Dzięki temu możliwe było określenie nie tylko przeciętnych wartości poszczególnych parametrów, ale również ich zmienności oraz występowania wartości skrajnych, które mogą świadczyć o okresowych dopływach ścieków o odmiennym składzie (np. nielegalne zrzuty). Zestawienie wyników przedstawiono w tabeli Tab. 5.3.

Tab. 5.3 Analiza statystyczna parametrów fizykochemicznych ścieków

l.p.	parametr	jednostka	średnia	mediana	odchylenie standardowe	wartość minimalna	wartość maksymalna
1	azot amonowy	mg/l	108	105	24	71	181
2	azot azotanowy	mg/l	0,351	0,1	0,807	0	4,03
3	azot azotynowy	mg/l	0,045	0,015	0,064	0	0,237
4	azot Kjeldahla	mg/l	152	145	28	104	247
5	azot ogólny	mg/l	152	145	28	104	247
6	biochemiczne zapotrzebowanie tlenu	mg/l	658	642	193	370	1120
7	chemiczne zapotrzebowanie tlenu	mg/l	1522	1435	508	826	2800
8	cynk	mg/l	2,55	2,55	1,88	0,2	6,4
9	fosfor ogólny	mg/l	18,91	16,5	5,74	11,4	33,4
10	kadm	mg/l	0,0005	0,0004	0,0005	0	0,002
11	miedź	mg/l	0,21	0,17	0,12	0,1	0,53
12	ogólny węgiel organiczny	mg/l	248	247	76	91	430
13	ołów	mg/l	0,046	0,047	0,025	0,003	0,09
14	pH	-	-	7,7	-	7,0 (1,8*)	8,4
15	siarczany	mg/l	34,95	27,55	28,82	2,24	106
16	siarczki	mg/l	0,071	0	0,136	0	0,55
17	temperatura próbki	°C	16,73	16	2,15	14	20

*wartość minimalna, wynikająca prawdopodobnie z incydentalnego zrzutu ścieków przemysłowych o parametrach niespełniających dopuszczalnych wartości

Analiza statystyczna parametrów fizykochemicznych ścieków pozwoliła na określenie wartości typowych oraz zmienności badanych wskaźników. Stężenie azotu amonowego wynosiło średnio 108 mg/l, a mediana była nieznacznie niższa (105 mg/l), co świadczy o stosunkowo równomiernym rozkładzie wyników. Zakres zmienności (71–181 mg/l) oraz

odchylenie standardowe na poziomie 24 mg/l wskazują jednak, że w wielu przypadkach dochodziło do przekroczenia wartości dopuszczalnej (100 mg/l). W przypadku azotu azotanowego średnia wartość (0,351 mg/l) była istotnie wyższa od mediany (0,100 mg/l), a wysokie odchylenie standardowe (0,807 mg/l) sugeruje obecność pojedynczych próbek o podwyższonych stężeniach. Podobna sytuacja dotyczyła azotu azotynowego, którego średnie stężenie (0,045 mg/l) i mediana (0,015 mg/l) były bardzo niskie, a jedynie wartości maksymalne (0,237 mg/l) wskazują na incydentalne wzrosty. Niemniej, wszystkie oznaczenia pozostawały zdecydowanie poniżej wartości granicznej 10 mg/l.

Stężenie azotu Kjeldahla oraz azotu ogólnego wynosiło średnio 152 mg/l przy medianie 145 mg/l i odchyleniu standardowym 28 mg/l. Wyniki te potwierdzają, że główną formą azotu obecnego w ściekach były frakcje amonowa i organiczna. Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅) osiągało średnio 658 mg/l, a wartości mieściły się w zakresie 370–1120 mg/l. Stosunkowo wysokie odchylenie standardowe (193 mg/l) wskazuje na dużą zmienność, a w części przypadków odnotowano przekroczenia wartości dopuszczalnej 800 mg/l. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) wykazywało jeszcze większą zmienność niż BZT₅: średnia wynosiła 1522 mg/l, przy medianie 1435 mg/l i odchyleniu standardowym 508 mg/l. Zakres od 826 do 2800 mg/l wskazuje, że większość próbek znajdowała się w pobliżu lub powyżej dopuszczalnej wartości granicznej 1500 mg/l.

Spośród metali ciężkich najwyższe stężenia odnotowano dla cynku, którego średnia wartość wynosiła 2,55 mg/l, przy zakresie 0,20–6,40 mg/l. Oznacza to, że w części próbek dopuszczalna norma 5 mg/l została przekroczona. Kadm, miedź oraz ołów występowały w ilościach śladowych, znacznie poniżej wartości dopuszczalnych, a ich zmienność w czasie była niewielka. Fosfor ogólny osiągał średnio 18,91 mg/l (zakres 11,40–33,40 mg/l), co oznacza systematyczne przekroczenia dopuszczalnej wartości (10 mg/l). Wysokie stężenia fosforu stanowią więc trwały problem jakościowy badanych ścieków.

Ogólny węgiel organiczny (OWO) występował średnio na poziomie 248 mg/l, przy medianie 247 mg/l i odchyleniu standardowym 76 mg/l. Choć wartości maksymalne (430 mg/l) przekraczały dopuszczalny poziom 400 mg/l, w większości przypadków mieściły się poniżej normy. Wartości pH oscylowały wokół obojętnych lub lekko zasadowych (średnia 7,44; mediana 7,70), jednak minimalne pH = 1,8 stanowiło wynik skrajny i najprawdopodobniej było skutkiem nielegalnego zrzutu ścieków przemysłowych.

Siarczany charakteryzowały się średnim stężeniem 34,95 mg/l, co stanowiło wartość znacznie poniżej dopuszczalnej normy (500 mg/l), choć zakres wyników (2,24–106 mg/l) wskazuje na lokalne wzrosty. Siarczki występowały incydentalnie – mediana równa 0 potwierdza brak ich detekcji w większości próbek. Średnia 0,071 mg/l oraz maksymalna wartość 0,55 mg/l pozostają znacznie poniżej dopuszczalnego poziomu (1 mg/l). Temperatura próbek była stabilna i wynosiła średnio 16,7°C, z zakresem 14–20°C i niskim odchyleniem standardowym (2,15°C).

Podsumowując, spośród analizowanych parametrów największe problemy jakościowe dotyczyły azotu amonowego, fosforu ogólnego oraz ładunku organicznego mierzonego wskaźnikami BZT₅ i ChZT. Wskazują one na wysoką podatność ścieków na procesy gnilne i potencjalne ryzyko generowania siarkowodoru w sieci kanalizacyjnej. Cynk, choć przekraczał

normy tylko incydentalnie, stanowił jedyny metal ciężki wymagający uwagi. Z kolei parametry takie jak siarczany, siarczki oraz większość metali (kadm, miedź, ołów) nie stanowiły istotnego zagrożenia, a ich wartości utrzymywały się stabilnie poniżej dopuszczalnych norm.

5.3. Budowa modelu matematycznego. Opis teoretyczny, równania

W ramach niniejszej rozprawy doktorskiej opracowano autorski model matematyczny umożliwiający obliczanie stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym w zależności od czasu przetrzymania ścieków w rurociągach tłocznych systemów grawitacyjno-ciśnieniowych oraz temperatury ścieków. Celem konstrukcji tego modelu było stworzenie narzędzia, które z jednej strony w sposób teoretyczny odzwierciedla nieliniowy charakter procesów prowadzących do emisji siarkowodoru, a z drugiej strony pozostaje praktyczne i możliwe do zastosowania w warunkach eksploatacyjnych systemów w pełnej skali technicznej.

Dotychczasowe modele spotykane w literaturze wymagają zwykle znajomości wielu parametrów fizykochemicznych ścieków, takich jak stężenie siarczanów, BZT, ChZT, pH czy zawartość tlenu rozpuszczonego. Choć podejścia te pozwalają uzyskać szczegółowe opisy procesów, ich wykorzystanie w praktyce eksploatacyjnej jest utrudnione ze względu na wysokie koszty analiz, konieczność poboru prób i dużą zmienność składu ścieków w czasie i przestrzeni. Zaletą zaproponowanego modelu jest oparcie się wyłącznie na dwóch zmiennych operacyjnych, które mogą być łatwo monitorowane w sieci kanalizacyjnej: czasie przetrzymania ścieków (t) oraz ich temperaturze (T), a mają istotny wpływ na ilość tworzącego się i emitowanego do atmosfery siarkowodoru.

Przyjęta postać równania uwzględnia fakt, że oba czynniki – czas oraz temperatura – nie działają niezależnie, lecz w sposób synergiczny. Wydłużony czas przetrzymania ścieków przy wyższej temperaturze prowadzi do wyraźnego przyspieszenia procesów biochemicznych odpowiedzialnych za powstawanie siarkowodoru. Aby uchwycić tę zależność, zastosowano formę multiplikatywną z dodatkowym parametrem kształtu umożliwiającym dostosowanie dynamiki funkcji do warunków rzeczywistych.

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

gdzie:

- t – czas przetrzymania ścieków [h],
- T – temperatura ścieków [$^{\circ}\text{C}$],
- $T_{\min}$, $T_{\max}$ – 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:

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

Dobór granicznych wartości temperatur wynikał z zakresu przyjętego w badaniach laboratoryjnych oraz danych eksploatacyjnych z sieci kanalizacyjnych. W warunkach rzeczywistych temperatura ścieków w kanalizacji poniżej 10°C oraz powyżej 25°C występuje incydentalnie, dlatego przyjęty przedział odzwierciedla typowe warunki pracy systemów kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej. Współczynnik skalujący a został dobrany w taki sposób, aby uzyskać zgodność rzędu wielkości przewidywanych stężeń z wynikami pomiarów, natomiast parametr kształtu w odpowiada za dopasowanie dynamiki modelu do przebiegów empirycznych.

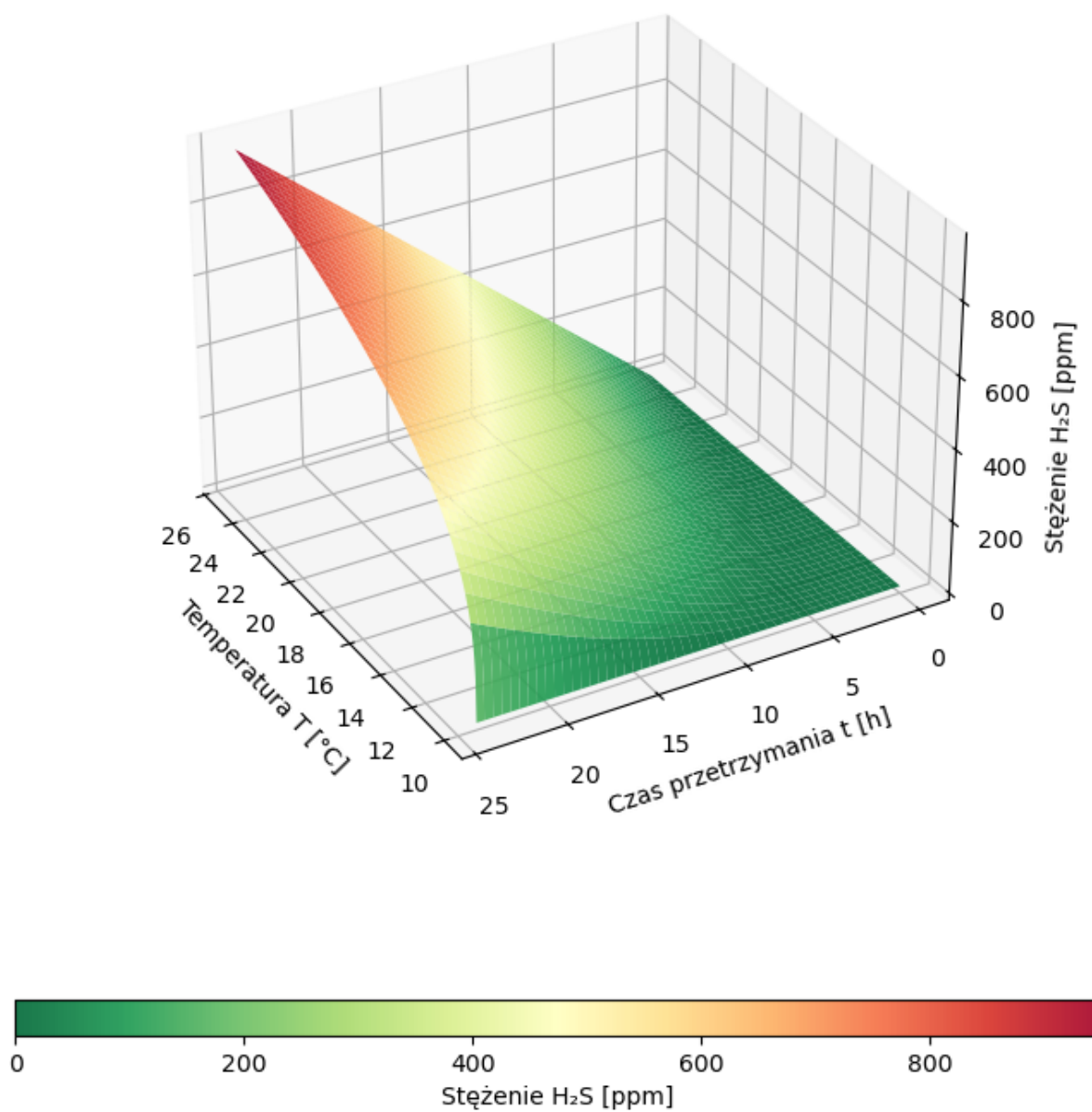
Model opiera się na kilku istotnych założeniach teoretycznych. Przyjmuje się, że w temperaturach niższych niż $T_{\min}$ proces powstawania siarkowodoru nie zachodzi, natomiast dla $T \geq T_{\max}$ osiągany jest stan, w którym dalszy wzrost stężenia H_2S ulega znacznemu spowolnieniu. Funkcja uwzględnia również fakt, że czas przetrzymania ścieków w rurociągu jest niezbędny do zajścia procesów biochemicznych - dla $t \rightarrow 0$ wartość funkcji dąży do zera. Parametr w pełni rolę regulatora tempa wzrostu, co umożliwia dopasowanie modelu do danych empirycznych uzyskanych w różnych warunkach.

Zakres stosowalności modelu ogranicza się do temperatur mieszczących się w przedziale $[T_{\min}, T_{\max}]$ oraz czasów charakterystycznych dla przepływu grawitacyjno-ciśnieniowego, które w praktyce eksploatacyjnej najczęściej wynoszą od 0 do 24 godzin. Poza tym zakresem równanie nie ma interpretacji fizycznej i traktowane jest wyłącznie jako ekstrapolacja matematyczna.

Aby zilustrować zbiór rozwiązań równania, przygotowano wizualizacje graficzne modelu (przy założeniach, że: $T_{\min} = 10^{\circ}\text{C}$, $T_{\max} = 25^{\circ}\text{C}$, $a = 40$, $w = 8$). Na rysunkach (Rys. 5.13, Rys. 5.14, Rys. 5.15) przedstawiono powierzchnie trójwymiarowe w trzech różnych ujęciach, które ukazują zależność wartości funkcji od czasu i temperatury ścieków. Zaprezentowane wykresy ukazują, że wraz ze wzrostem temperatury oraz wydłużeniem czasu przetrzymania ścieków w rurociągu tłocznym wartości funkcji rosną, przy czym tempo tego wzrostu ma charakter nieliniowy. Uzupełnieniem analizy jest mapa konturowa (Rys. 5.16), która przedstawia linie izowartości funkcji w przestrzeni (t, T) . Wizualizacja ta umożliwia łatwą identyfikację obszarów, w których przewidywane stężenie siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym przyjmuje zbliżone wartości, co ułatwia interpretację zależności pomiędzy czasem przetrzymania a temperaturą ścieków.

Modelowane stężenie siarkowodoru

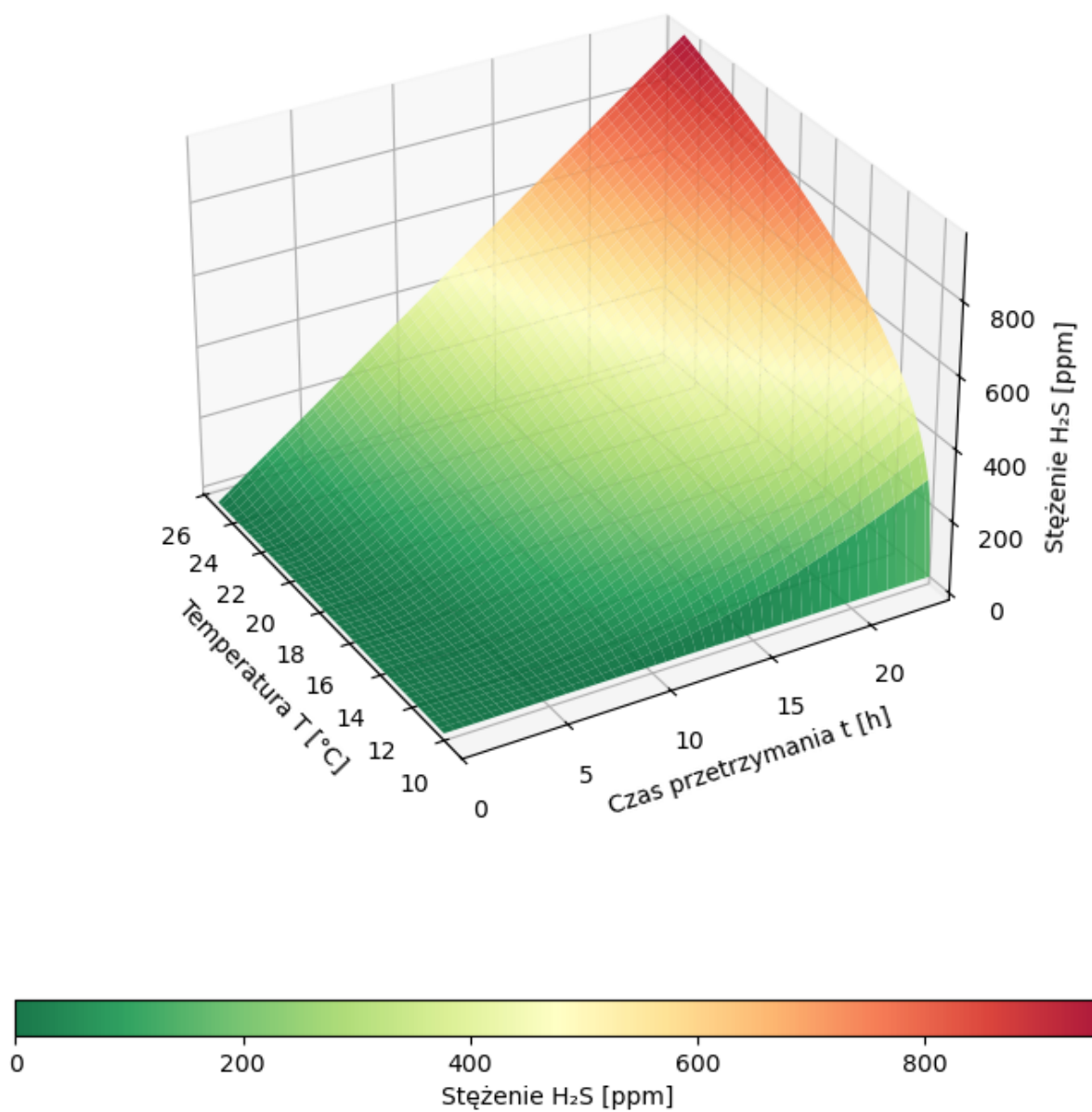
$$z = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - T_{min}}{T_{max} - T_{min}} \right)^{\frac{w}{t}}$$



Rys. 5.13 Modelowane stężenie siarkowodoru - kąt 1

Modelowane stężenie siarkowodoru

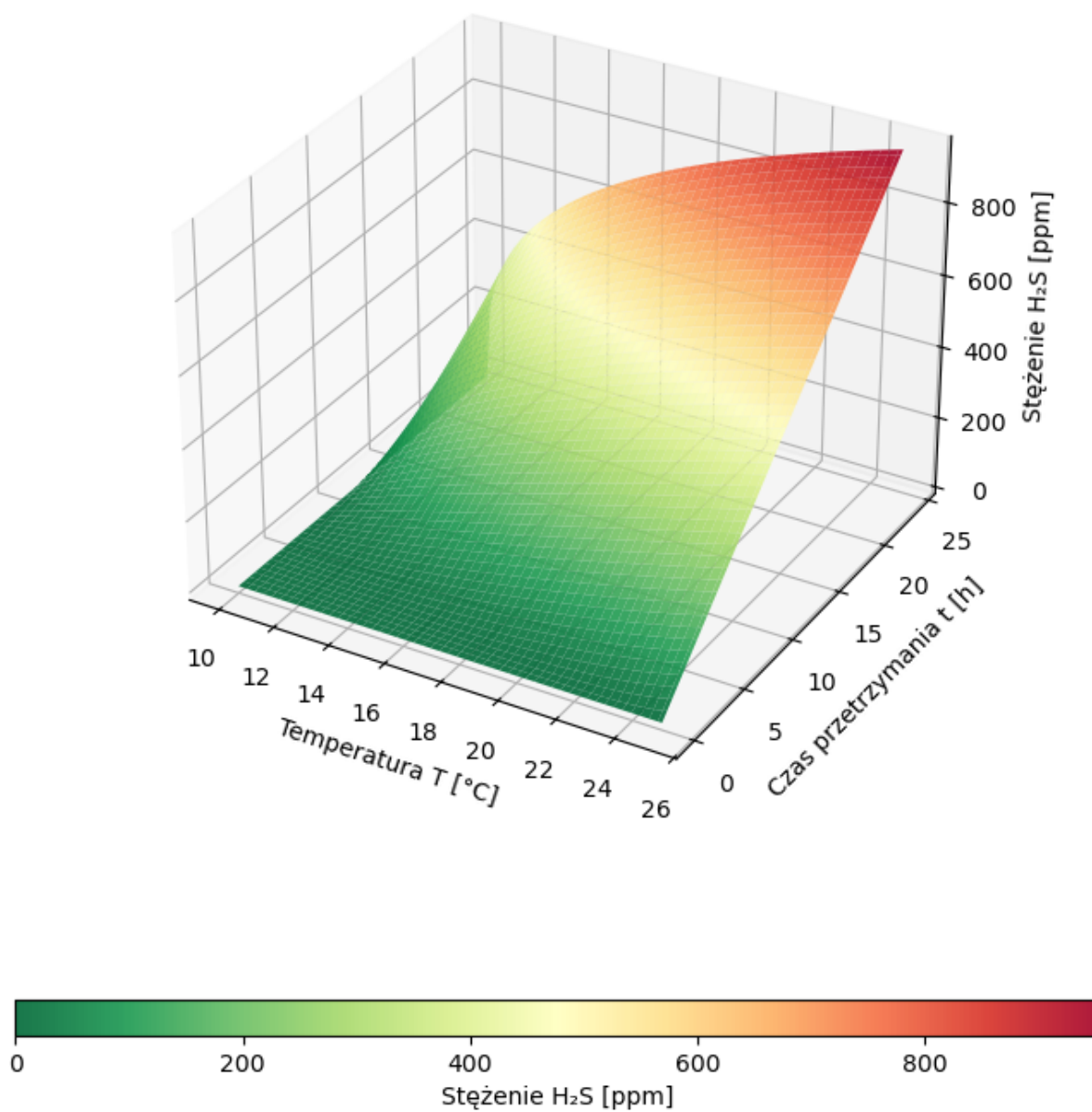
$$z = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - T_{min}}{T_{max} - T_{min}} \right)^{\frac{w}{t}}$$



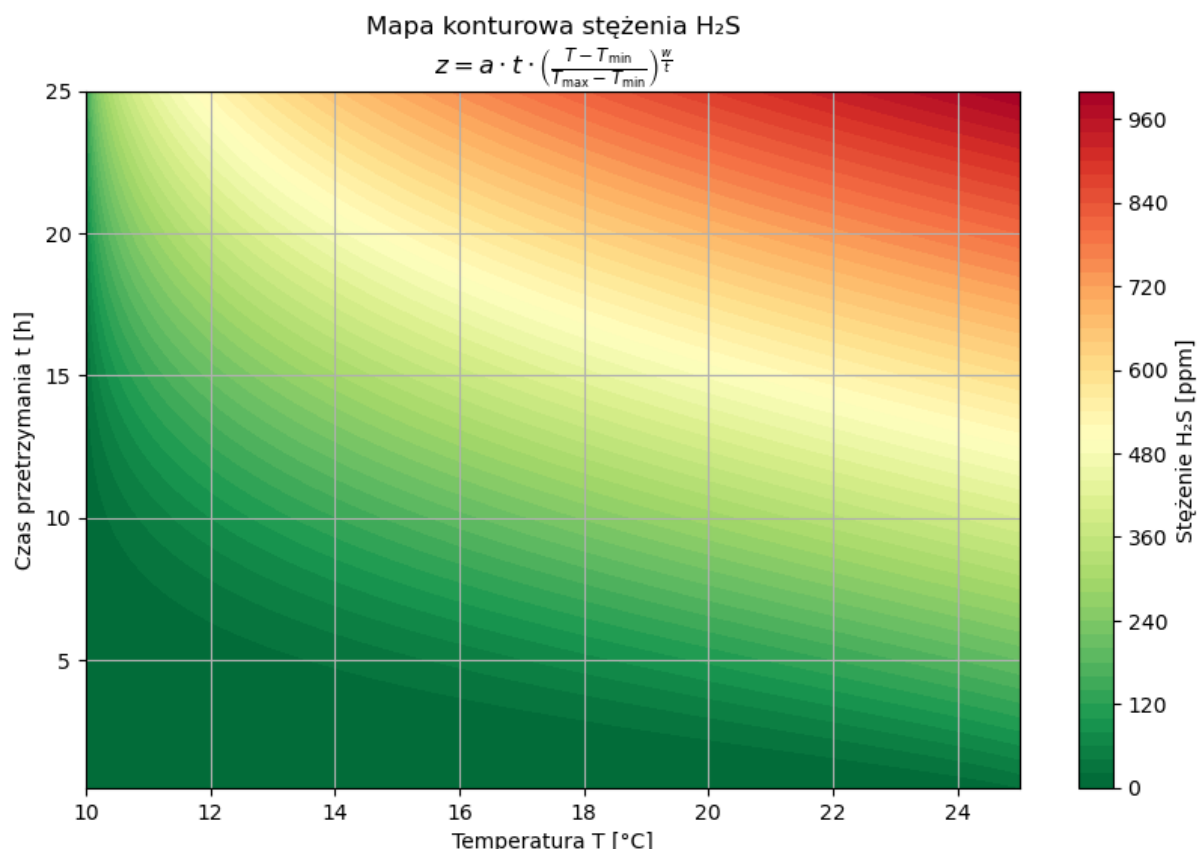
Rys. 5.14 Modelowanie stężenia siarkowodoru - kąt 2

Modelowane stężenie siarkowodoru

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



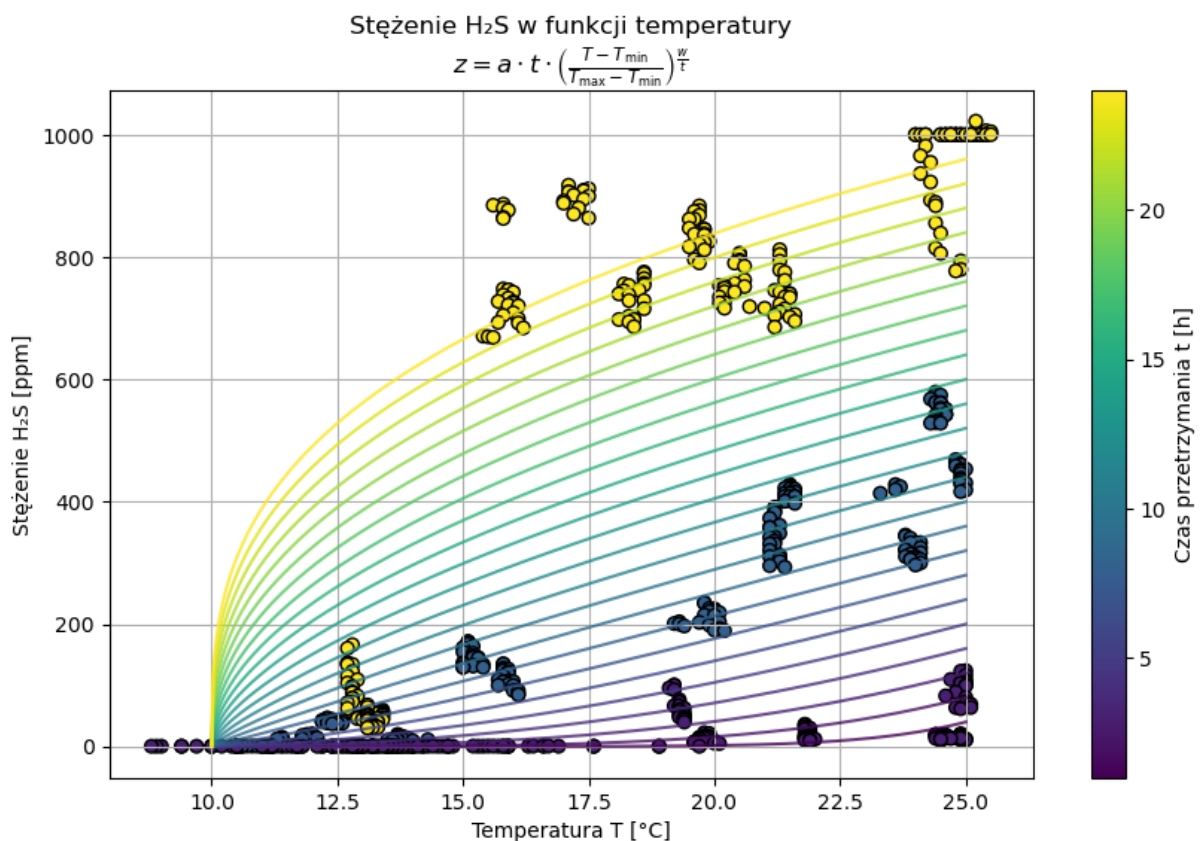
Rys. 5.15 Modelowanie stężenia siarkowodoru - kąt 3



Zaobserwowany kształt powierzchni (Rys. 5.13, Rys. 5.14, Rys. 5.15) wskazuje, że zarówno czas przetrzymania, jak i temperatura ścieków działają w sposób synergiczny – dopiero ich jednoczesny wzrost prowadzi do istotnego zwiększenia stężenia H₂S. W niskich temperaturach oraz przy krótkich czasach przetrzymania wartości funkcji pozostają na niskim poziomie, co oznacza, że ryzyko emisji siarkowodoru w takich warunkach jest niewielkie. Jednakże wraz ze wzrostem temperatury i wydłużeniem czasu przetrzymania następuje gwałtowne przyspieszenie procesu, czego odzwierciedleniem jest stroma część powierzchni widoczna na wykresach trójwymiarowych. Oznacza to, że długie czasy zatrzymania ścieków w przewodach, zwłaszcza w okresach podwyższonej temperatury, czyli w okresie letnim, stanowią warunki szczególnie sprzyjające intensywnej produkcji i emisji siarkowodoru. Mapa konturowa (Rys. 5.16) dodatkowo pozwala wskazać obszary krytyczne, w których wartości stężenia H₂S osiągają poziomy potencjalnie niebezpieczne dla eksploatacji systemu kanalizacyjnego (przedstawione w Tab. 2.1 Wpływ podwyższonego stężenia siarkowodoru na człowieka). Interpretacja ta potwierdza przydatność modelu do praktycznej oceny ryzyka oraz identyfikacji sytuacji wymagających działań zapobiegawczych.

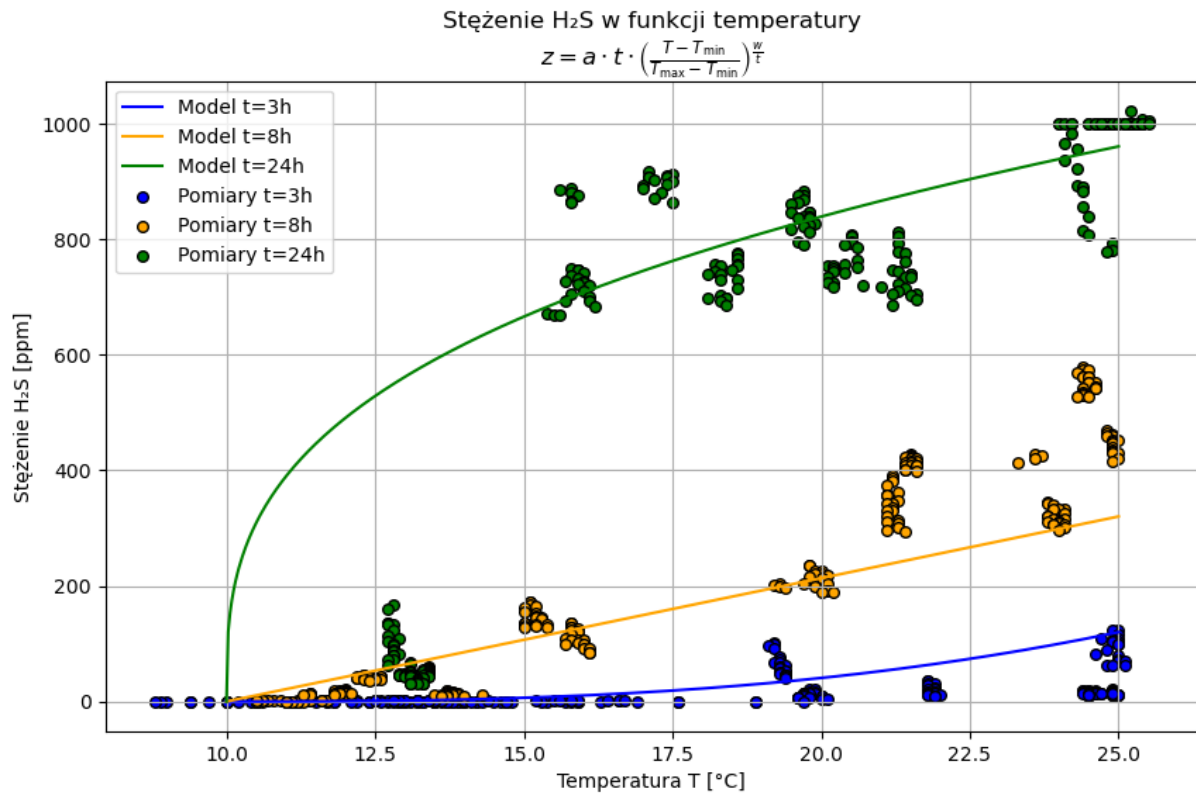
Dla lepszego zobrazowania dynamiki zmian przygotowano również wykresy dwuwymiarowe. Pierwszy z nich (Rys. 5.17) przedstawia przebieg funkcji w zależności od temperatury dla kolejnych godzin w przedziale 1-24h. Analiza tych krzywych wskazuje, że dla krótkich czasów wzrost funkcji jest łagodny, natomiast 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. 5.17 Krzywe stężenia H_2S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania od 1 do 24h

Drugim wariantem wizualizacji jest wykres dwuwymiarowy (Rys. 5.18), 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. 5.17), na rysunku zaznaczono punktowo 20 najwyższych wartości z każdego pomiaru laboratoryjnego, co pozwala ocenić stopień zgodności modelu matematycznego z obserwacjami doświadczalnymi.



Rys. 5.18 Krzywe stężenia H₂S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h

Interpretacja obu wykresów dwuwymiarowych (Rys. 5.17, Rys. 5.18) 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.

Należy jednak zwrócić uwagę, że dla czasu przetrzymania ścieków 24h obserwuje się większe odchylenia pomiędzy wartościami teoretycznymi i pomiarami laboratoryjnymi w zakresie niższych temperatur. W celu poprawy odwzorowania wyników eksperymentów laboratoryjnych podjęto próbę modyfikacji równania, polegającą na wprowadzeniu przesunięcia dolnej granicy temperatury w zależności od czasu przetrzymania ścieków. Zmodyfikowana postać równania przyjęła formę:

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

gdzie:

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

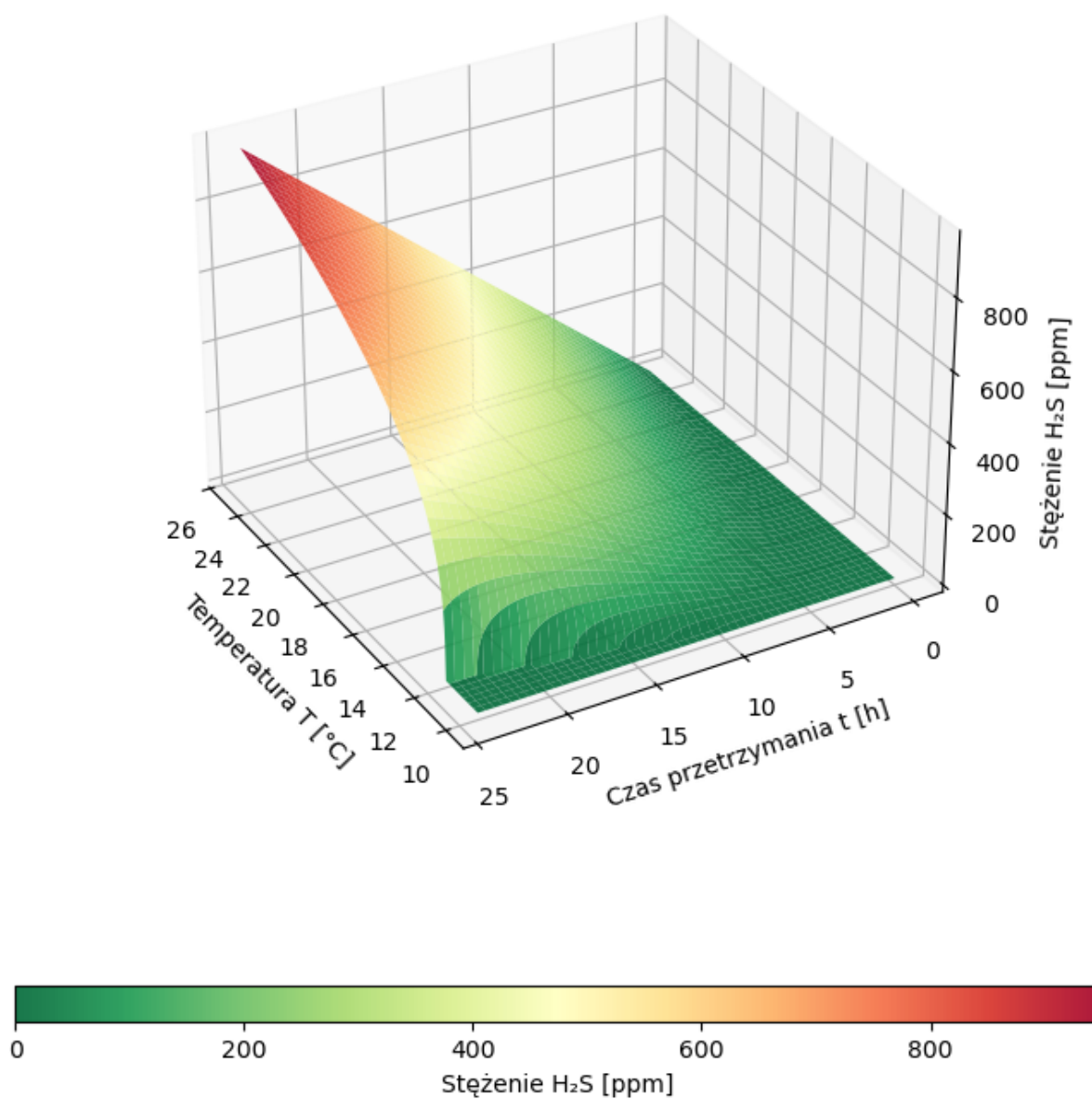
Wprowadzenie dynamicznej wartości minimalnej temperatury $\left(9 + \frac{t}{8}\right)$ pozwoliło na lepsze odwzorowanie warunków obserwowanych w badaniach laboratoryjnych, zwłaszcza w przypadku długiego czasu przetrzymania (24h) i niższych temperatur. Korekta ta sprawia, że model uwzględnia fakt, iż wraz z wydłużaniem czasu przebywania ścieków w przewodzie rośnie znaczenie początkowej jakości i aktywności mikrobiologicznej, a tym samym efektywna temperatura inicjująca procesy powstawania H_2S przesuwają się ku wyższym wartościom.

Analogicznie jak w przypadku modelu bazowego, dla zmodyfikowanego równania przygotowano wizualizacje graficzne w postaci powierzchni trójwymiarowych (Rys. 5.19, Rys. 5.20, Rys. 5.21) oraz mapy konturowej (Rys. 5.22). Kształt uzyskanych powierzchni jest zbliżony do wariantu podstawowego, jednak w zakresie niższych temperatur i dłuższych czasów przetrzymania widoczne jest przesunięcie krzywych ku wyższym wartościom, co skutkuje lepszym dopasowaniem do danych empirycznych. Szczególnie wyraźnie efekt ten zaznacza się dla czasu przetrzymania 24h, gdzie model bazowy niedoszacowywał wartości stężeń H_2S .

Mapa konturowa dla równania zmodyfikowanego (Rys. 5.22) pokazuje jednak również efekt uboczny wprowadzonej korekty. W zakresie niższych temperatur pojawia się nielogiczne zakrzywienie linii izowartości, skutkujące sytuacją, w której przy temperaturze ok. 11°C przewidywane stężenie H_2S dla 12h czasu przetrzymania ścieków jest wyższe niż dla 24h. Taki wynik pozostaje w sprzeczności z oczekiwanym przebiegiem zjawiska oraz z obserwacjami empirycznymi. Można zatem stwierdzić, że równanie w zmodyfikowanej postaci nie jest adekwatne dla całego analizowanego przedziału temperatur, a jego stosowanie mogłoby być uzasadnione jedynie dla wartości $T > 12^{\circ}\text{C}$, w których przewidywania modelu pozostają spójne z rzeczywistymi zależnościami.

Modelowane stężenie siarkowodoru

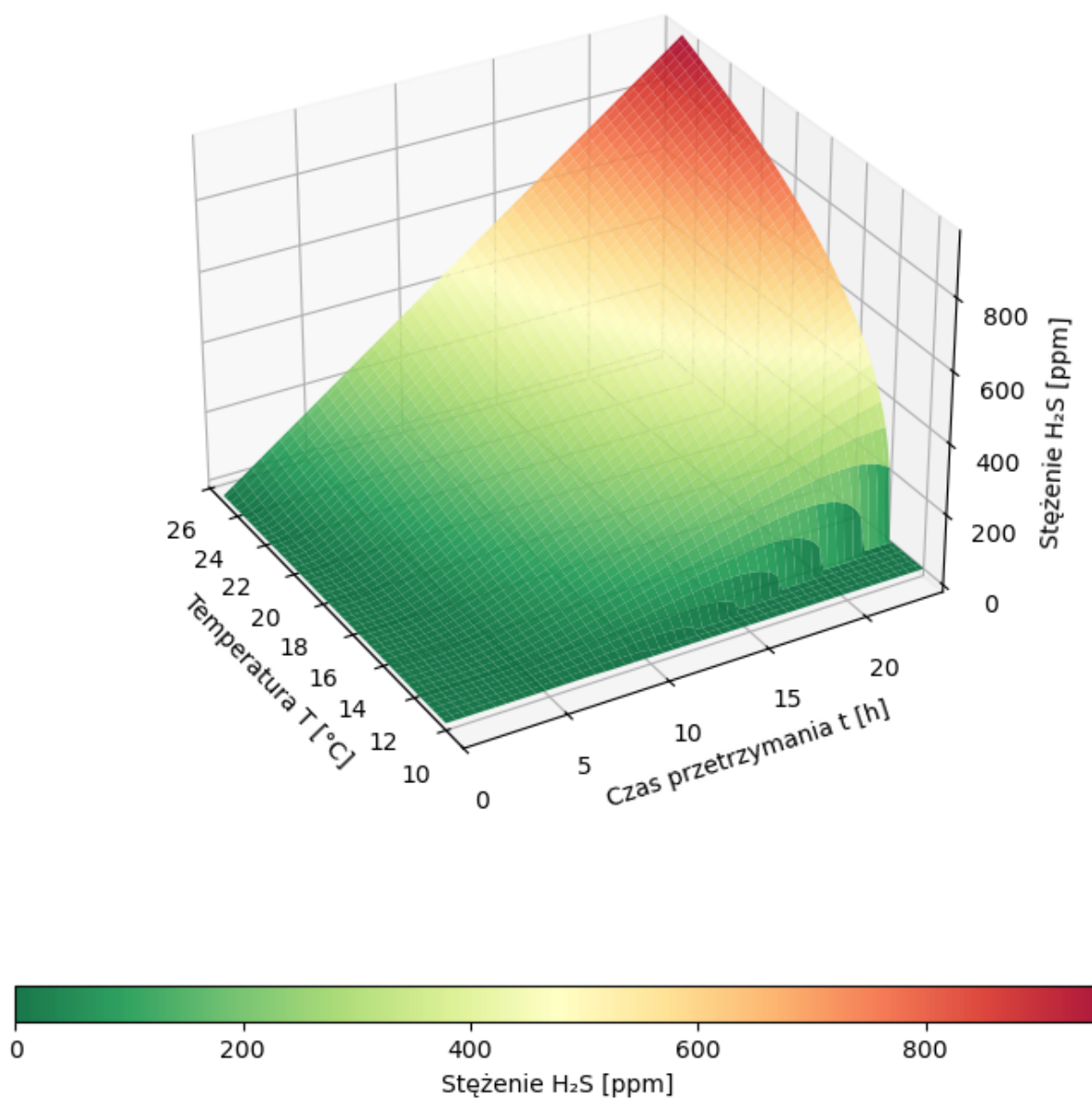
$$z = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - (9 + \frac{t}{g})}{T_{\max} - (9 + \frac{t}{g})} \right)^{\frac{w}{T}}$$



Rys. 5.19 Modelowane stężenie siarkowodoru dla wzoru zmodyfikowanego (5.2) - kąt 1

Modelowane stężenie siarkowodoru

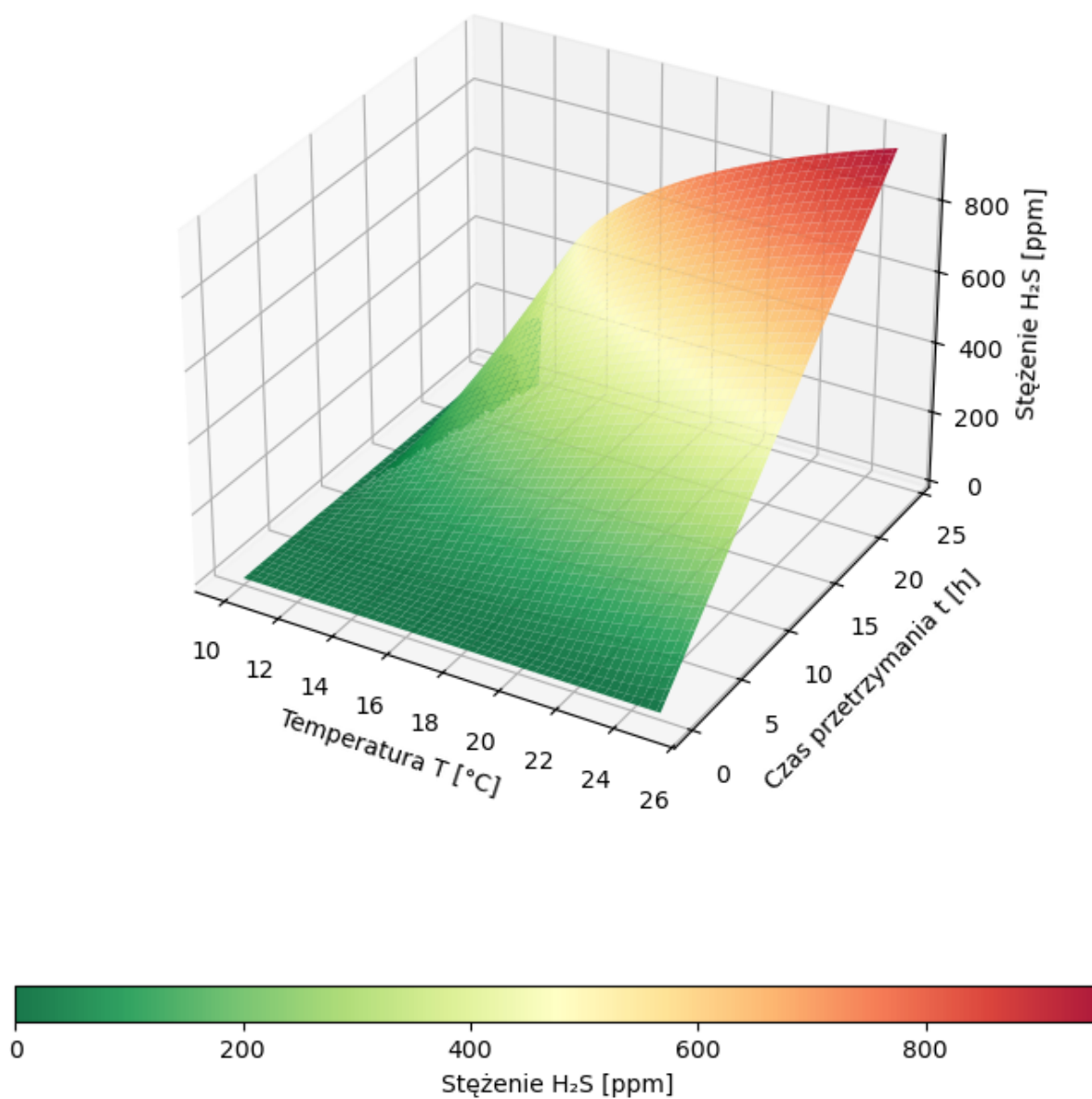
$$z = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - (9 + \frac{t}{g})}{T_{\max} - (9 + \frac{t}{g})} \right)^{\frac{w}{T}}$$



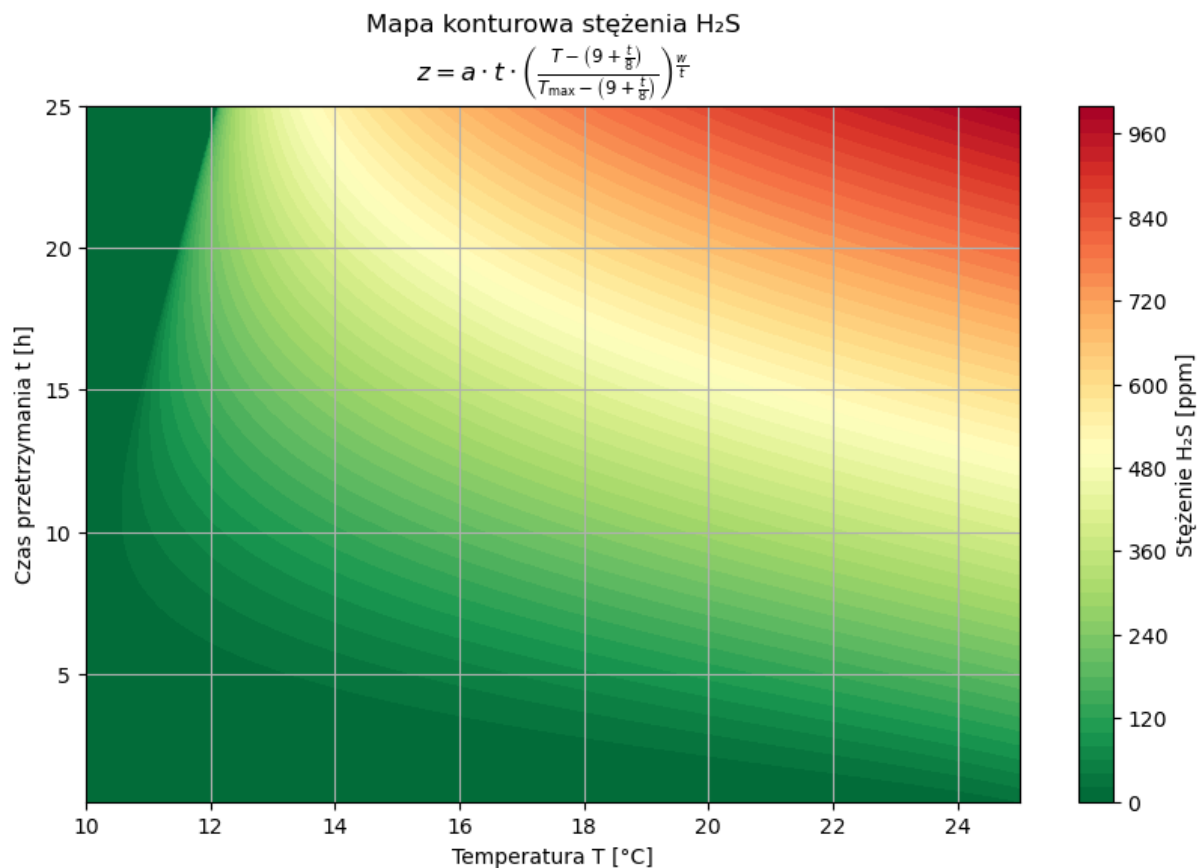
Rys. 5.20 Modelowane stężenie siarkowodoru dla wzoru zmodyfikowanego (5.2) - kąt 2

Modelowane stężenie siarkowodoru

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

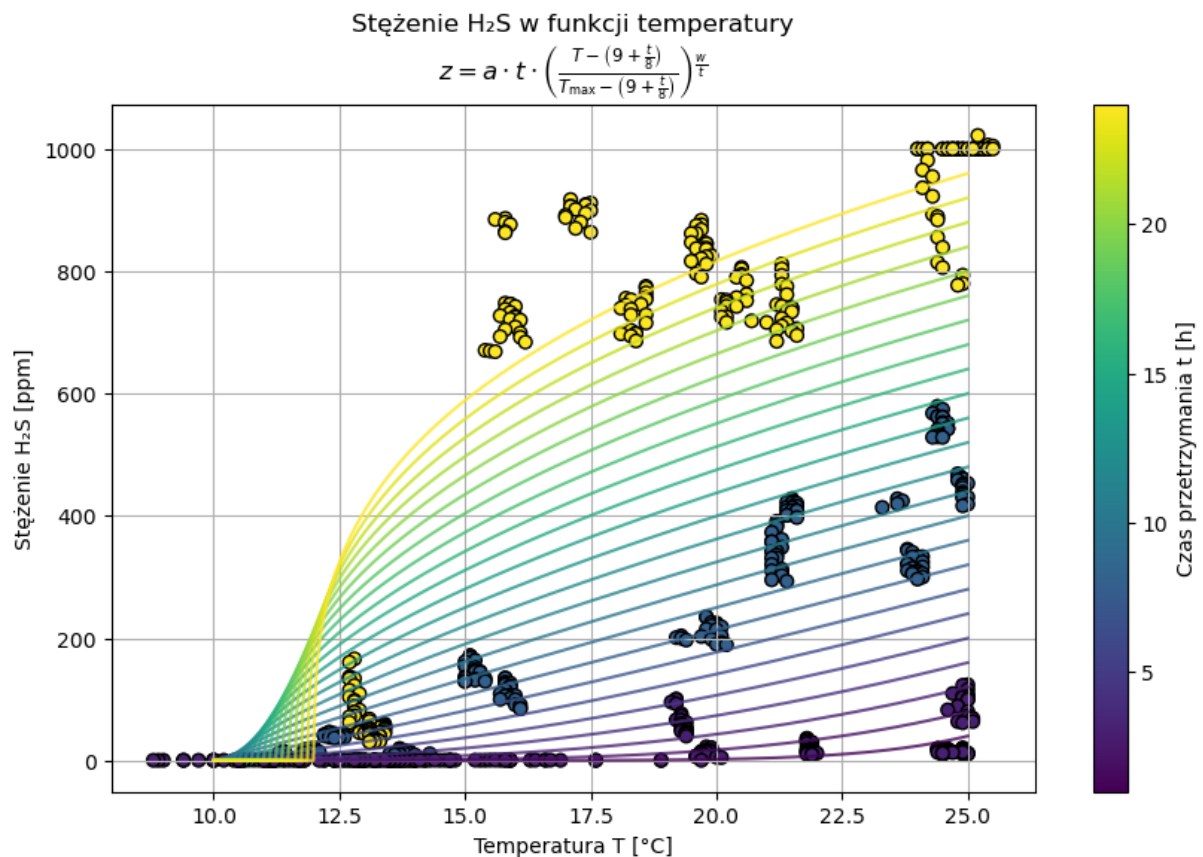


Rys. 5.21 Modelowane stężenie siarkowodoru dla wzoru zmodyfikowanego (5.2) - kąt 3



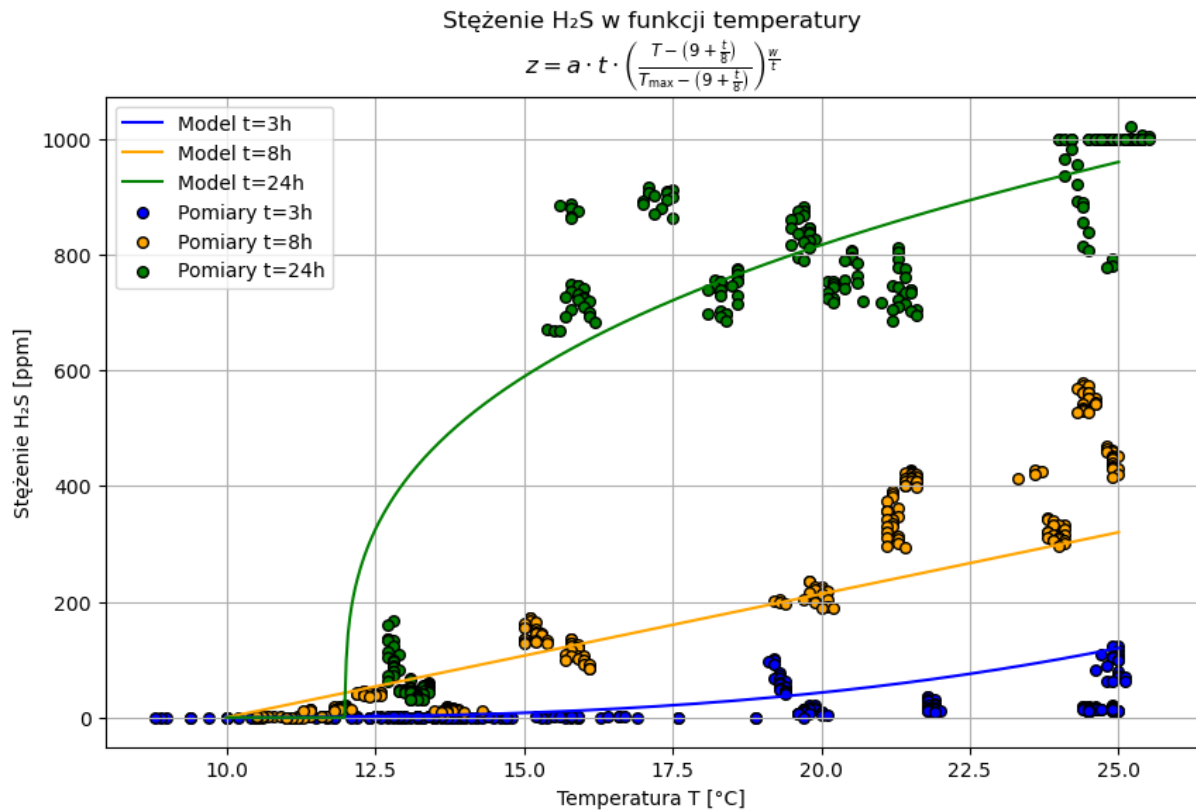
Rys. 5.22 Mapa konturowa stężenia H₂S dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)

Kolejnym etapem była analiza przebiegów dwuwymiarowych dla równania zmodyfikowanego. Pierwszy wykres (Rys. 5.23) przedstawia zależność wartości funkcji od temperatury w przedziale 1-24h. Zmodyfikowana postać równania powoduje podwyższenie wartości w zakresie niższych temperatur, co skutkuje lepszym dopasowaniem do danych empirycznych przy dłuższych czasach przetrzymania. Na wykresie zaznaczono również punktowo 20 najwyższych wartości z każdego pomiaru laboratoryjnego, co pozwala na ocenę stopnia zgodności modelu z obserwacjami. Widać jednak, że w okolicach temperatury 11°C krzywe nie wykazują spodziewanej monotoniczności - dla czasu przetrzymania ścieków na poziomie 12h przewidywane wartości są wyższe niż dla 24h, co pozostaje w sprzeczności z przebiegiem zjawiska w rzeczywistych warunkach. Można zatem stwierdzić, że równanie w zmodyfikowanej postaci nie jest adekwatne w całym analizowanym przedziale, a jego stosowanie mogłoby być uzasadnione dopiero dla wartości $T > 12^{\circ}\text{C}$, w których przewidywania modelu pozostają spójne z danymi pomiarowymi i obserwowaną dynamiką procesu.



Rys. 5.23 Krzywe stężenia H₂S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania od 1 do 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.2)

Drugi wykres (Rys. 5.24) przedstawia zależność pomiędzy temperaturą ścieków a przewidywanym stężeniem H₂S w powietrzu kanalizacyjnym dla wybranych czasów przetrzymania ścieków (3h, 8h i 24h). Podobnie jak wcześniej, na rysunku zaznaczono punktowo 20 najwyższych wartości z każdego pomiaru laboratoryjnego. Analiza wykresu wskazuje, że zmodyfikowana postać równania lepiej odwzorowuje dane empiryczne niż model bazowy - krzywe przebiegają bliżej wartości uzyskanych w badaniach laboratoryjnych, szczególnie dla czasu przetrzymania 24h. Jednocześnie należy zauważyć, że model w zmodyfikowanej postaci można uznać za wiarygodny jedynie w zakresie temperatur powyżej 12°C, natomiast w niższych temperaturach jego stosowanie jest nieuzasadnione ze względu na niejednoznaczny charakter krzywych.



Rys. 5.24 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.

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

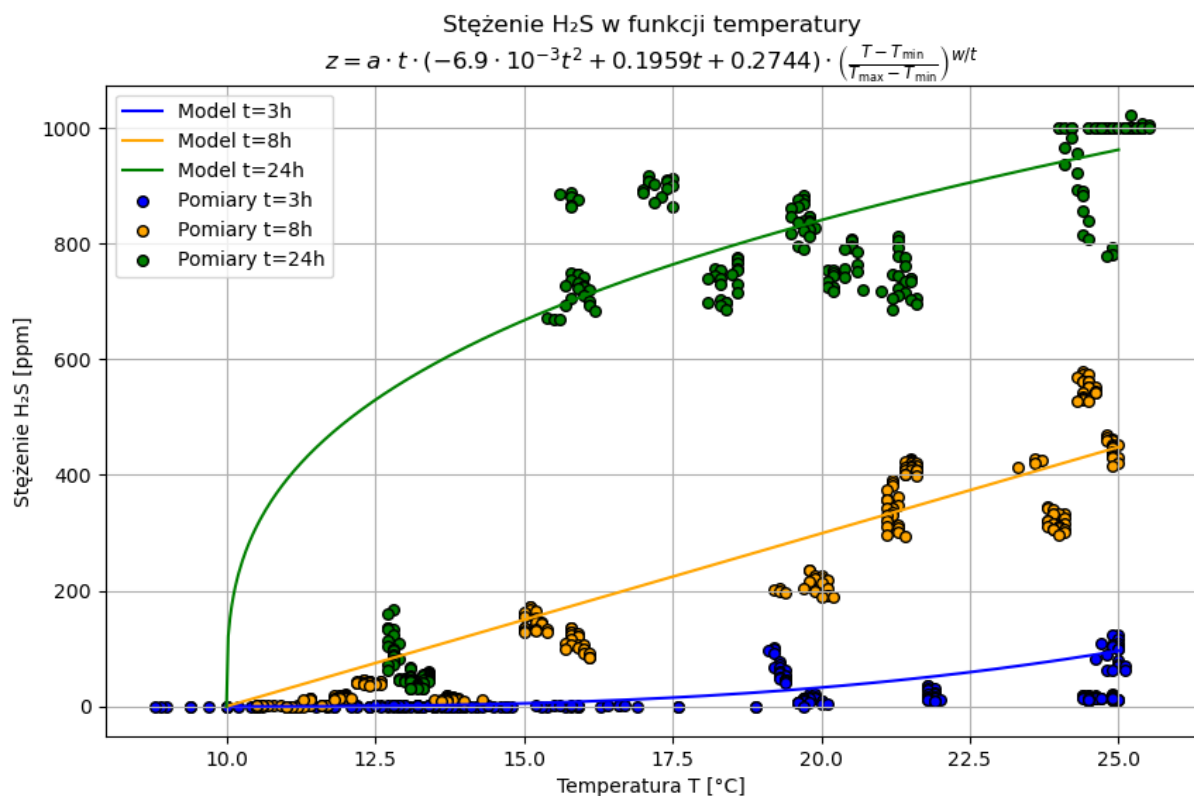
$$f(t, T) = a \cdot t \cdot (-6,9 \cdot 10^{-3} t^2 + 0,1959t + 0,2744) \cdot \left(\frac{T - (9 + \frac{t}{8})}{T_{\max} - (9 + \frac{t}{8})} \right)^{\frac{w}{t}} \quad (5.4)$$

gdzie:

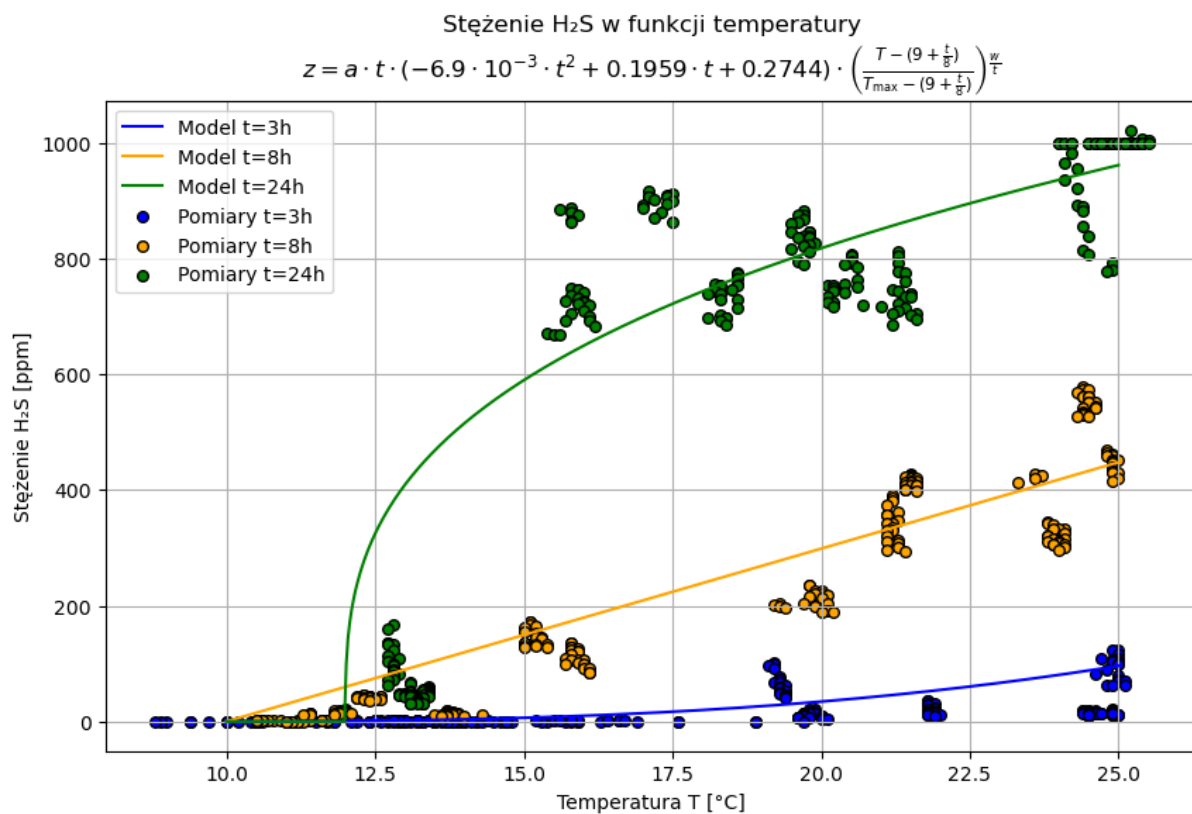
- t – czas przetrzymania ścieków [h],
- T – temperatura ścieków [°C],
- $T_{\min}$, $T_{\max}$ – odpowiednio minimalna i maksymalna wartość temperatury rozpatrywanego przedziału,
- a – współczynnik skalujący,
- w – parametr kształtu krzywej, regulujący dynamikę wzrostu funkcji.

Wprowadzona poprawka do równania bazowego (5.1) i zmodyfikowanego (5.2), została opracowana dla lepszego odwzorowania dynamiki emisji H₂S na podstawie uzyskanych danych doświadczalnych, czyli dla czasów przetrzymania odpowiednio 3, 8 i 24h. Poprawę zgodności

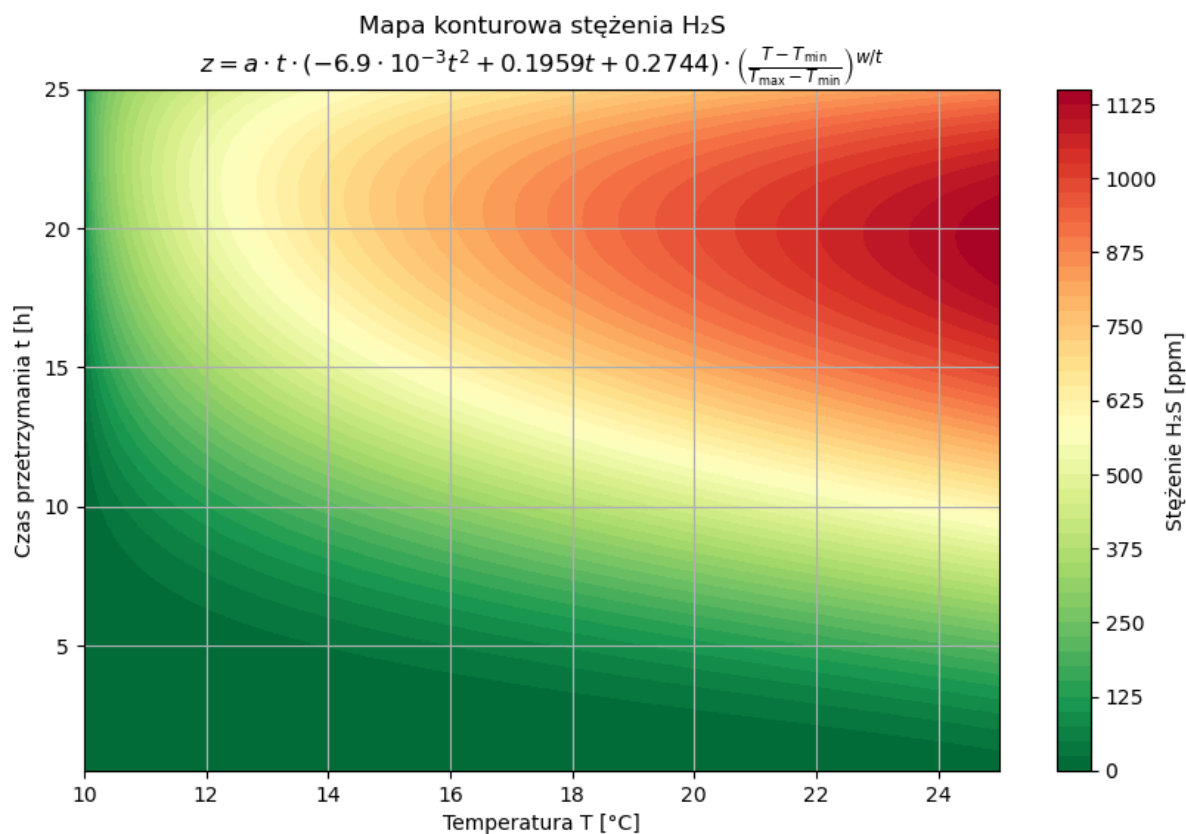
pokazano na rysunkach Rys. 5.25 (dla wzoru 5.3) i Rys. 5.26 (dla wzoru 5.4). Jednak analizując powierzchnię rozwiązań i mapy konturowe (Rys. 5.27 i Rys. 5.28) ujawniono lokalne ekstrema, które nie mają uzasadnienia fizycznego. Prognozowane stężenia siarkowodoru osiągały wartości maksymalne przy około 20 godzinach czasu przetrzymania, a następnie zaczynały maleć. W rezultacie cała funkcja przyjmowała kształt „dzwonowy” względem zmiennej czasu, co nie odpowiada rzeczywistemu przebiegowi zjawiska, w którym wydłużony czas przetrzymania ścieków zawsze prowadzi do intensyfikacji procesów beztlenowych i wzrostu stężenia H_2S . Ponadto na wykresach widoczne były nienaturalne załamania i zakrzywienia powierzchni, które utrudniały interpretację wyników.



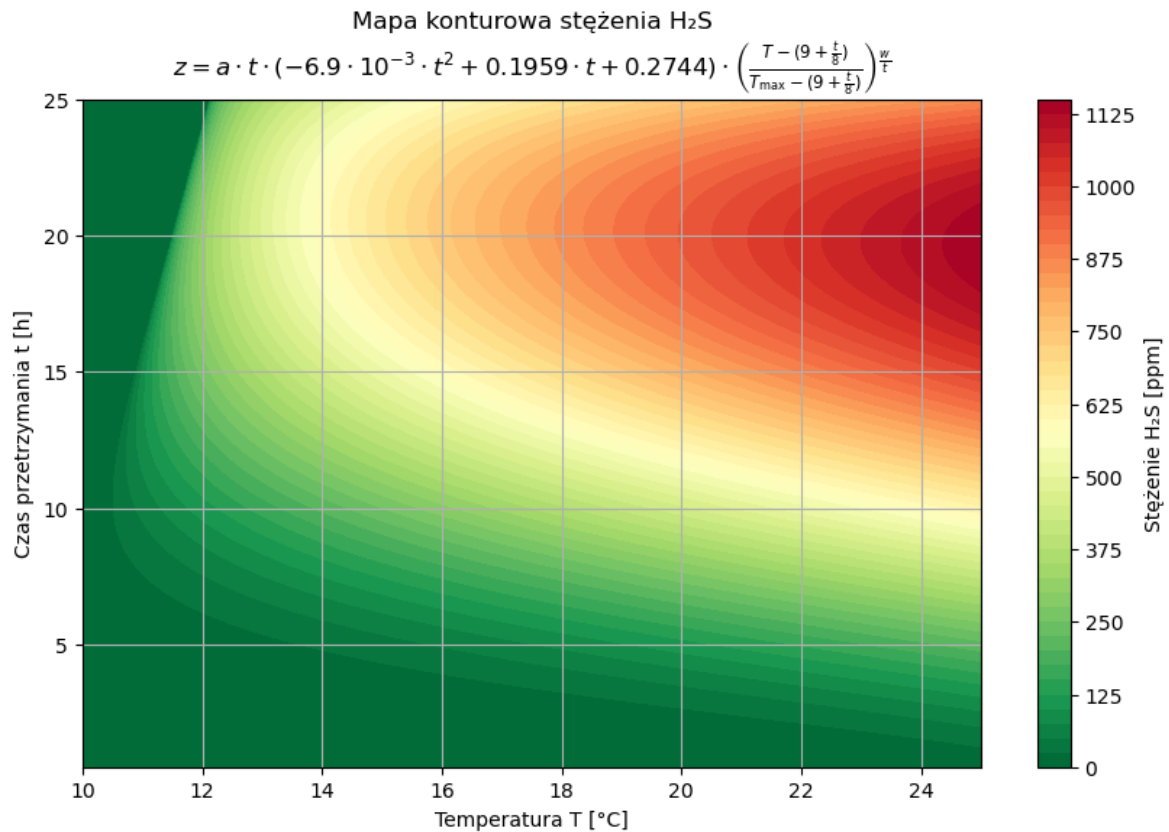
Rys. 5.25 Krzywe stężenia H_2S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)



Rys. 5.26 Krzywe stężenia H₂S w funkcji temperatury ścieków dla czasu przetrzymania 3h, 8h i 24h dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)



Rys. 5.27 Mapa konturowa stężenia H₂S dla wzoru zmodyfikowanego (5.3)



Rys. 5.28 Mapa konturowa stężenia H₂S dla wzoru zmodyfikowanego (5.4)

Z tego względu równania 5.3 i 5.4 uznano za nieodpowiednie do uogólnienia i nieprzydatne do dalszych analiz. Za najbardziej użyteczną i stabilną postać modelu uznano najprostsze równanie bazowe (wzór 5.1), ewentualnie z rozważeniem modyfikacji w ograniczonym zakresie (wzór 5.2).

Podsumowując, w ramach niniejszej rozprawy przeanalizowano cztery warianty równań opisujących zależność stężenia siarkowodoru w powietrzu kanalizacyjnym od temperatury i czasu przetrzymania ścieków. Wzór bazowy (5.1) okazał się funkcją prostą, stabilną i dość dobrze odwzorowującą ogólne zależności, przy zachowaniu przejrzystości i możliwości praktycznego zastosowania. Modyfikacja polegająca na wprowadzeniu dynamicznej wartości minimalnej temperatury (wzór 5.2) pozwoliła poprawić dopasowanie danych empirycznych i prognoz modelu w ograniczonym zakresie, zwłaszcza przy długich czasach przetrzymania ścieków, jednak zawodziła w niższych temperaturach, co ogranicza jej użyteczność. Dalsze warianty (wzory 5.3 i 5.4), oparte na dodaniu poprawki w postaci wielomianu drugiego stopnia zależnego od czasu, generowały w niektórych obszarach powierzchni rozwiązań wyniki sprzeczne z rzeczywistym przebiegiem procesów – przewidywały maksymalne wartości H₂S przy ok. 20 godzinach czasu przetrzymania ścieków, a następnie ich spadek, co wynikało z matematycznej struktury poprawki. Z tego względu zostały odrzucone jako nieprzydatne do zastosowań praktycznych i trudne do interpretacji. Dlatego w dalszej części rozprawy, do porównania wyników modelu z danymi uzyskanymi w skali technicznej zastosowano wzór (5.1). Dla pełności analizy równolegle przeprowadzono ocenę wzoru (5.2), aby zweryfikować, czy ta modyfikacja może przynieść korzyści w praktycznych zastosowaniach.

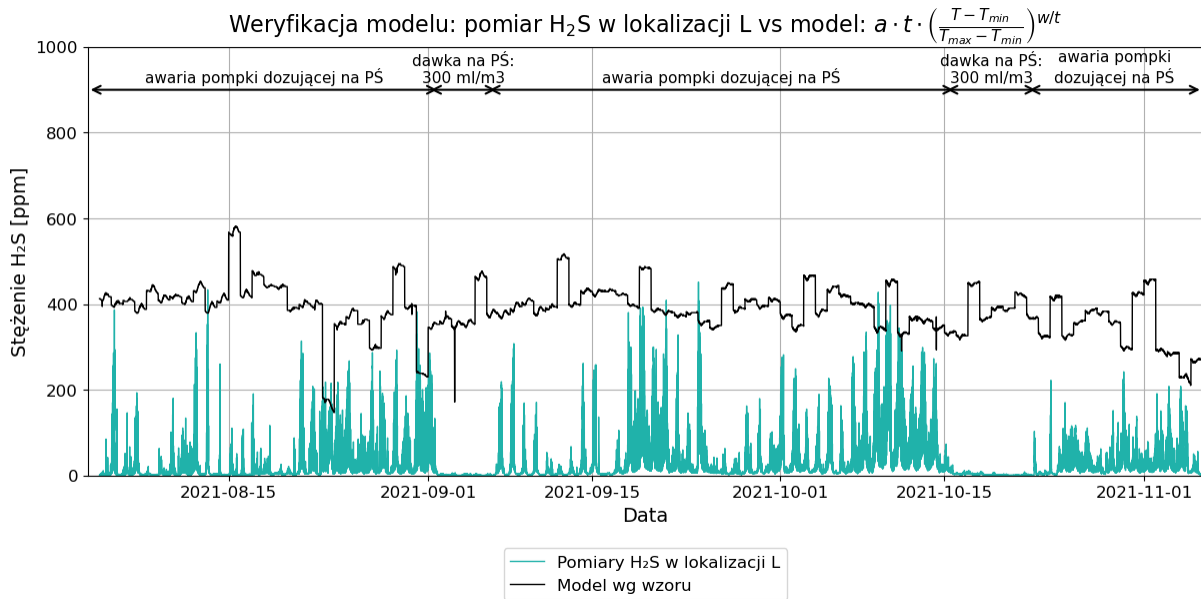
5.4. Weryfikacja modelu na wybranych obiektach w skali technicznej

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 na odpływie 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.

LOKALIZACJA L

Weryfikację modelu rozpoczęto od lokalizacji L, w której średni czas przetrzymania ścieków w przewodzie tłocznym wynosi ok. 11h. Układ obejmuje rurociąg tłoczny o długości ok. 4400m i średnicy nominalnej DN 400 mm. Punktem pomiarowym była studnia rozprężna przepompowni ścieków. Sama przepompownia wyposażona jest w instalację umożliwiającą dozowanie chlorku żelaza (II) do przewodu tłoczego, a efekty tego działania obserwowane były w studni rozprężnej.



Rys. 5.29 Weryfikacja modelu: pomiar H₂S w lokalizacji L vs model wg wzoru (5.1)

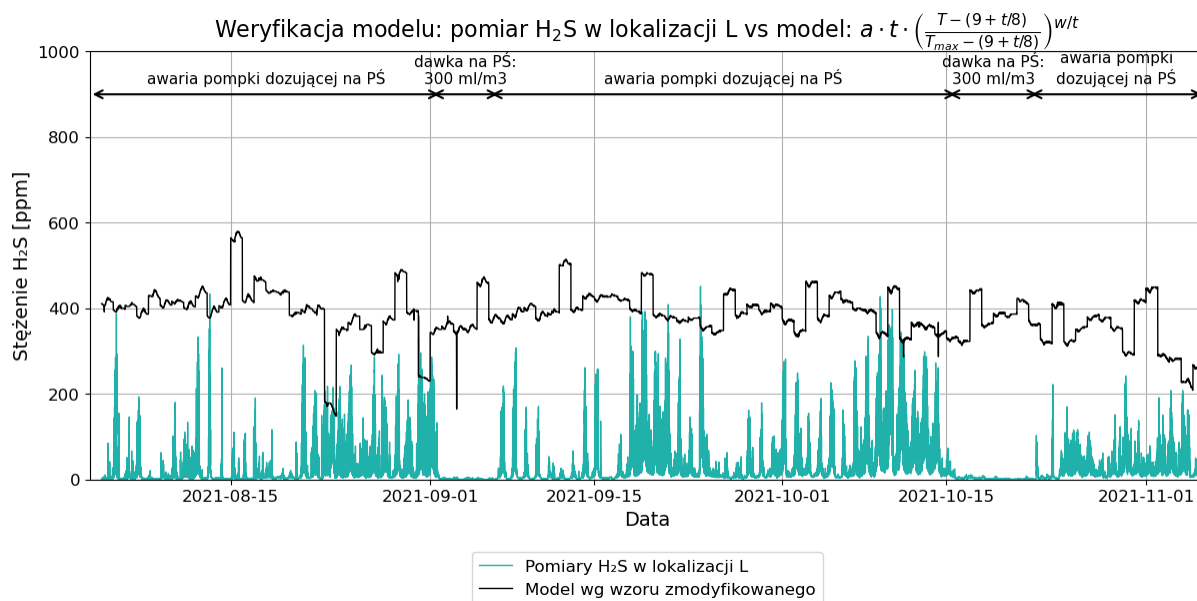
Na wykresie (Rys. 5.29) przedstawiono zestawienie danych pomiarowych z wartościami obliczonymi ze wzoru (5.1) $f(t, T) = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - T_{min}}{T_{max} - T_{min}} \right)^{w/t}$. Ponieważ w warunkach prawidłowego dozowania stężenia H₂S były znacznie obniżone względem wartości teoretycznych, do analizy przydatne były głównie okresy awarii pompy dozującej. W tych fragmentach przebieg krzywych modelowych i pomiarowych jest zbliżony, co potwierdza, że równanie poprawnie odwzorowuje naturalny przebieg procesów zachodzących w ściekach. W niektórych momentach widoczne są krótkotrwałe spadki stężeń, które mogą odpowiadać próbom naprawy urządzenia dozującego lub chwilowym okresom jego częściowego działania.

Model poprawnie odzwierciedla rząd wielkości obserwowanych stężeń H₂S, jednak nie odwzorowuje w pełni ich szczegółowej dynamiki w czasie. Różnice pomiędzy wartościami teoretycznymi a pomiarami należy interpretować ostrożnie. Mogą one wynikać zarówno z wpływu chemii technologicznej ograniczającej emisję, jak i z przyjęcia temperatury ścieków na podstawie danych z oczyszczalni. Szczególnie w okresie późnej jesieni (koniec października i listopad) rzeczywista temperatura w sieci mogła być niższa niż ta użyta w obliczeniach (rejestrwana w oczyszczalni), co prowadziło do zawyżenia wartości prognozowanych przez model w stosunku do wyników pomiarowych.

Dla pełności analizy porównano również wyniki uzyskane ze wzoru zmodyfikowanego

$$(5.2) f(t, T) = a \cdot t \cdot \left(\frac{T - \left(9 + \frac{t}{8}\right)}{T_{max} - \left(9 + \frac{t}{8}\right)} \right)^{w/t} \quad (\text{Rys. 5.30}).$$

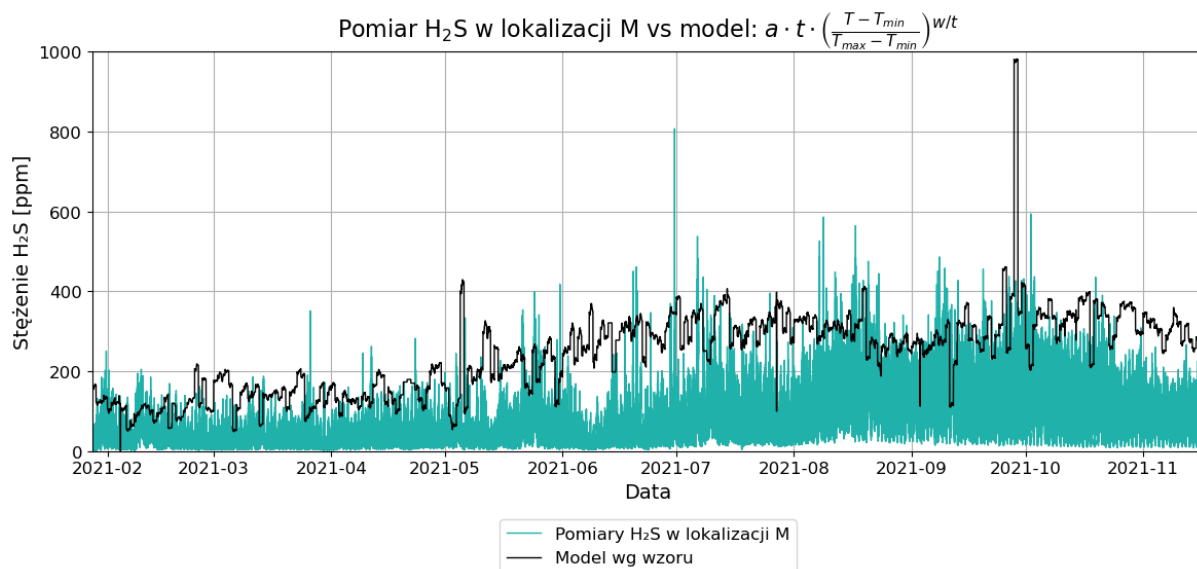
W warunkach lokalizacji L krzywe nie różniły się istotnie od przebiegów otrzymanych na podstawie wzoru bazowego, dlatego za podstawę dalszych porównań przyjęto równanie w postaci (5.1).



Rys. 5.30 Weryfikacja modelu: pomiar H_2S w lokalizacji L vs model wg wzoru zmodyfikowanego (5.2)

LOKALIZACJA 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.



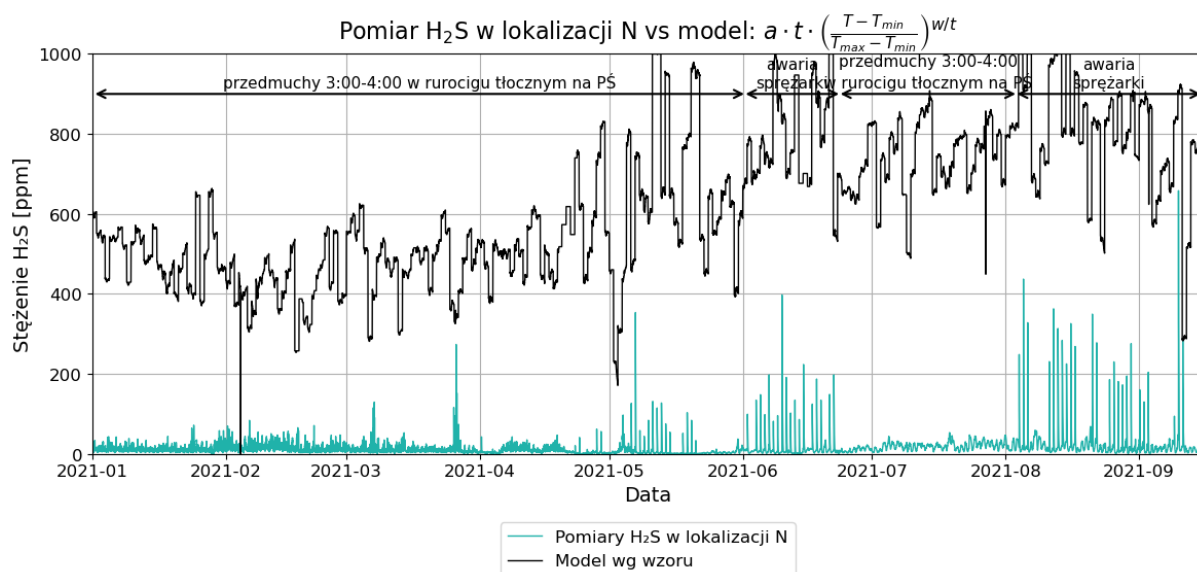
Rys. 5.31 Weryfikacja modelu: pomiar H_2S w lokalizacji M vs model wg wzoru (5.1)

Na wykresie (Rys. 5.31) 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 H_2S 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 H_2S rejestrowane w danych pomiarowych mogą być następstwem zdarzeń incydentalnych, takich jak dopływ ścieków zagnitych (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.

LOKALIZACJA N

W lokalizacji N średni czas przetrzymania ścieków w przewodzie tłocznym wynosi ok. 20,5h. Rurociąg tłoczny ma długość ok. 2400m i średnicę nominalną DN 200 mm. Układ ten został wyposażony w instalację do okresowych przedmuchów powietrzem, których celem było ograniczanie procesów beztlenowych i poprawa warunków w przewodzie. Zjawisko to miało istotny wpływ na rejestrowane stężenia siarkowodoru - w warunkach regularnych przedmuchów wartości były znacząco niższe niż teoretycznie prognozowane przez model.



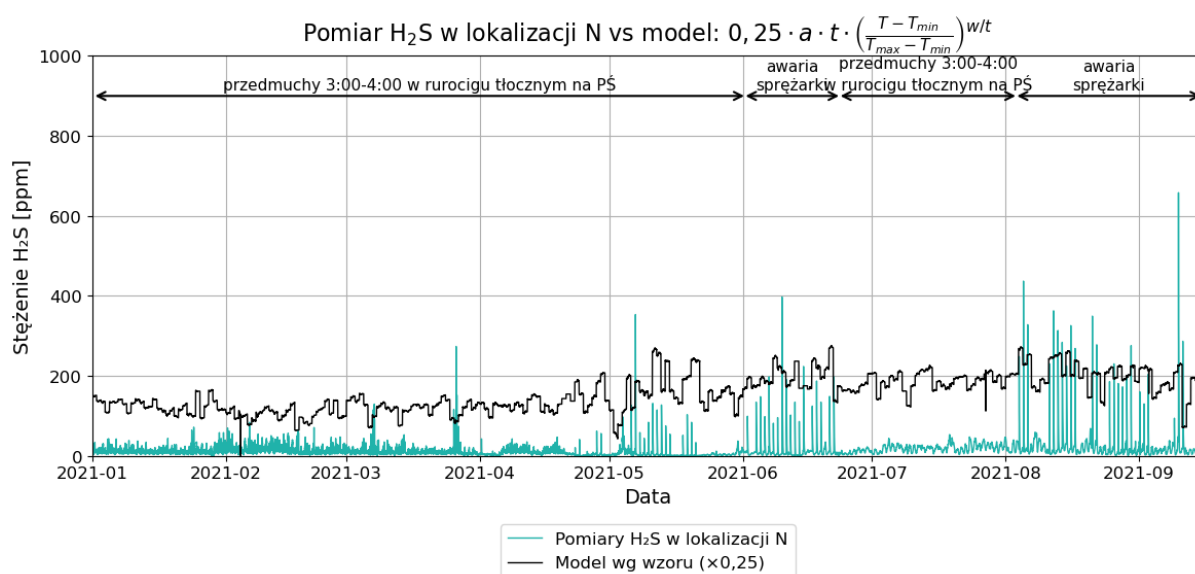
Rys. 5.32 Weryfikacja modelu: pomiar H_2S w lokalizacji N vs model wg wzoru (5.1)

Na wykresie (Rys. 5.32) przedstawiono zestawienie wartości pomiarowych z wynikami obliczeń uzyskanych na podstawie równania bazowego. Widoczne są wyraźne różnice pomiędzy przebiegami - model przewiduje wyższe stężenia H_2S , podczas gdy pomiary wskazują na ich wyraźną obniżkę w wyniku napowietrzania ścieków.

Z tego względu do analizy uwzględniono jedynie okresy awarii sprężarki, w których przedmuchi nie były realizowane. Nawet w takich warunkach wartości pomiarowe

pozostawały niższe od teoretycznych, co można wiązać z oderwaniem części biofilmu podczas wcześniejszych przedmuchów i w konsekwencji mniejszą ilością bakterii siarkowych odpowiedzialnych za formowanie H_2S .

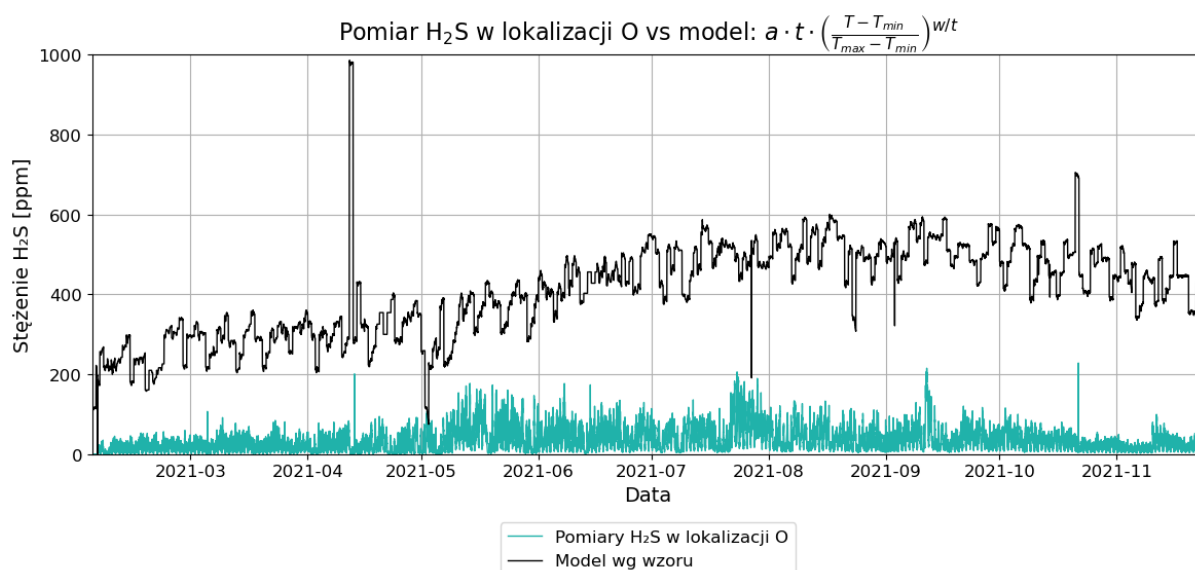
Aby lepiej odnieść model do warunków rzeczywistych w tych specyficznych okresach, wprowadzono współczynnik korekcyjny 0,25. Po przeskalowaniu, wartości teoretyczne odpowiadają rzędem wielkości oraz trendem zmian pomiarom terenowym, ale wyłącznie w czasie, gdy sprężarka była niesprawna i przedmuchi nie były prowadzone (Rys. 5.33). W okresach normalnej pracy układu, przy regularnych przedmuchach, zastosowanie modelu - nawet po korekcie - nie oddaje rzeczywistych stężeń, które były znacznie obniżone na skutek intensywnego natleniania przewodu.



Rys. 5.33 Weryfikacja modelu: pomiar H_2S w lokalizacji N vs model wg wzoru (5.1) (korekta współczynnikiem 0,25)

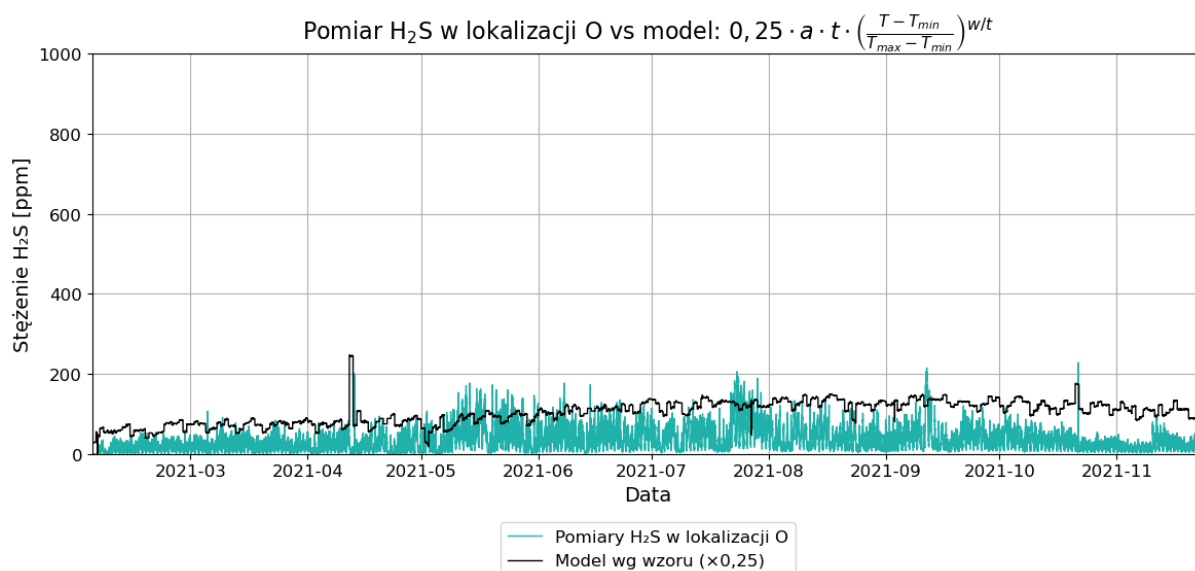
LOKALIZACJA O

W lokalizacji O średni czas przetrzymania ścieków w przewodzie tłocznym wynosi ok. 14h. Rurociąg tłoczny ma długość ok. 1600m i średnicę nominalną DN 110 mm. W przeciwieństwie do pozostałych lokalizacji, w tym przypadku pomiar stężenia H_2S nie mógł być prowadzony w studni rozprężnej ze względu na brak dostępu technicznego. Rejestrację wykonano dopiero w kolejnej studni kanału grawitacyjnego, zlokalizowanej za studnią rozprężną. Należy podkreślić, że takie rozwiązanie skutkuje obniżeniem wartości rejestrowanych względem rzeczywistego poziomu emisji w studni rozprężnej, ponieważ znacząca część siarkowodoru ulatnia się do atmosfery w studni rozprężnej i nie jest odnotowywana przez sondę pomiarową.



Rys. 5.34 Weryfikacja modelu: pomiar H₂S w lokalizacji O vs model wg wzoru (5.1)

Na wykresie (Rys. 5.34) przedstawiono porównanie danych pomiarowych ze stężeniami obliczonymi według wzoru. Model wskazuje wyższe wartości prognozowanych stężeń niż te uzyskane pomiarowo, co pozostaje zgodne z oczekiwaniami wynikającymi z miejsca rejestracji danych. Aby oszacować skalę zaniżenia i lepiej odnieść model do wartości pomiarowych, wykonano dodatkowy wykres (Rys. 5.35), w którym wartości teoretyczne zostały przemnożone przez współczynnik korekcyjny 0,25.



Rys. 5.35 Weryfikacja modelu: pomiar H₂S w lokalizacji O vs model wg wzoru (5.1) (korekta współczynnikiem 0,25)

Na wykresie po korekcie (Rys. 5.35) widoczna jest poprawa zgodności wartości modelowych z danymi pomiarowymi. Przeskalowanie wyników teoretycznych współczynnikiem 0,25 pozwoliło uzyskać przebiegi odpowiadające rzędem wielkości wartościom zmierzonym. Model dobrze odwzorowuje również kierunek i dynamikę zmian stężeń w funkcji temperatury i czasu przetrzymania ścieków.

Należy jednak podkreślić, że zgodność nie jest pełna - szczególnie w okresie jesiennym (koniec października i listopad), podobnie jak w przypadku wcześniej opisywanych pompowni, wartości prognozowane przez model przewyższają pomiary terenowe. Prawdopodobną przyczyną również w tym przypadku jest przyjęcie temperatury ścieków na podstawie danych z oczyszczalni, podczas gdy rzeczywista temperatura ścieków w sieci mogła być w tym czasie niższa.

Pomimo tych ograniczeń można stwierdzić, że model po korekcie prawidłowo oddaje rząd wielkości oraz ogólne trendy zmian stężenia H_2S w lokalizacji O, nawet jeśli nie odwzorowuje szczegółowych wartości w całym okresie obserwacji.

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 H_2S , 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. W poszczególnych lokalizacjach na wyniki wpływały także czynniki eksploatacyjne: dozowanie chlorku żelaza (lokalizacja L), okresowe przedmuchy powietrzem (lokalizacja N) czy brak dostępu do studni rozprężnej i pomiary w dalszej części układu (lokalizacja O). W dwóch ostatnich przypadkach zastosowanie współczynnika korekcyjnego (0,25) pozwalało na lepsze dopasowanie modelu do danych empirycznych i ocenę rzeczywistej skali zjawiska.

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.

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

Na podstawie przeprowadzonych badań laboratoryjnych i w skali technicznej, a także analizy skuteczności stosowanych metod ograniczania zagniwania ścieków, opracowano algorytm postępowania w sytuacji wystąpienia problemów odorowo-korozyjnych w systemach kanalizacji grawitacyjno-ciśnieniowej. Algorytm łączy elementy diagnostyczne (identyfikacja miejsca i charakteru problemu) z elementami decyzyjnymi. Stanowi on narzędzie wspierające podejmowanie decyzji w warunkach eksploatacyjnych, ale równocześnie podsumowuje logikę badań przeprowadzonych w niniejszej pracy.

Etap 1. Diagnoza wystąpienia problemu eksploatacyjnego:

- przyjęcie zgłoszenia od mieszkańców lub pracowników eksploatacji dotyczącego uciążliwości zapachowej,
- stwierdzenie występowania postępującej korozji siarczanowej elementów infrastruktury.

Etap 2. Charakterystyka układu kanalizacyjnego

- sporządzenie schematu zlewni z oznaczeniem przepompowni ścieków, długości i średnic przewodów tłocznych oraz studni rozprężnych, schemat powinien przedstawiać trasę przepływu ścieków,
- pozyskanie lub stworzenie mapy z naniesieniem kluczowych elementów układu takich jak przepompownie ścieków, trasy rurociągów tłocznych, studnie rozprężne oraz inne kluczowe elementy infrastruktury kanalizacyjnej (np. punkt zlewczy ścieków).

Etap 3. Analiza warunków hydraulicznych

- analiza pracy przepompowni ścieków znajdujących się w obrębie zlewni, określenie średnich dobowych przepływów ścieków przez poszczególne przepompownie,
- obliczenie średnich czasów przetrzymania ścieków we wszystkich przewodach tłocznych:

$$t = \frac{V}{Q}$$

gdzie:

t - czas przetrzymania ścieków [h],

V - objętość rurociągu tłoczego [m³],

Q - średni przepływ ścieków [m³/h].

Etap 4. Prognoza ryzyka powstawania siarkowodoru

- w przypadku czasu przetrzymania przekraczającego 3 h – oszacowanie stężenia H_2S w studniach rozprężnych na podstawie opracowanego modelu matematycznego (5.1):

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

gdzie:

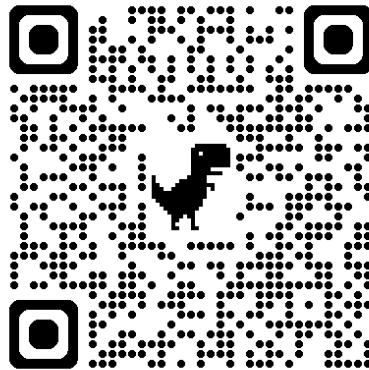
- t – czas przetrzymania ścieków [h],
- T – temperatura ścieków [$^{\circ}C$],
- T_{min} , T_{max} – odpowiednio minimalna i maksymalna wartość temperatury rozpatrywanego przedziału,
- a – współczynnik skalujący,
- w – parametr kształtu krzywej, regulujący dynamikę wzrostu funkcji.

Parametry modelu:

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

lub skorzystanie ze stworzonego w ramach rozprawy „Kalkulatora stężenia H_2S ”:

<https://martastachowiak.github.io/h2s-kalkulator/>



Rys. 5.36 QR kod do stworzonego kalkulatora stężeń H_2S na podstawie opracowanego modelu

- identyfikacja lokalizacji, w których prognozowane stężenie przekracza wartości potencjalnie niebezpieczne (wg Tab. 2.1 Wpływ podwyższonego stężenia siarkowodoru na człowieka), oznaczenie ich na mapie.

Etap 5. Porównanie prognoz z lokalizacją problemu

- zestawienie miejsc występowania odorów lub korozji z wynikami prognoz modelowych,
- weryfikacja, czy problemy pokrywają się z lokalizacjami wysokiego ryzyka.

Etap 6. Działania diagnostyczne

- wykonanie pomiarów stężenia H_2S w powietrzu kanalizacyjnym w lokalizacjach wskazanych przez model,
- w przypadku istotnych przekroczeń - identyfikacja źródeł dopływu ścieków o pogorszonej jakości (np. zrzuty przemysłowe, ścieki zagniłe).

Etap 7. Testowanie metod zaradczych

- wdrożenie próbnych działań ograniczających zagniwanie ścieków (np. dozowanie chemii technologicznej, napowietrzanie przewodów tłocznych, przedmuchy),
- ocena skuteczności zastosowanych metod na podstawie wyników pomiarów stężenia H_2S przez cały czas trwania testów.

Etap 8. Ocena efektywności i wybór rozwiązania docelowego

- porównanie skuteczności testowanych metod obniżenia stężenia siarkowodoru,
- przeprowadzenie analizy kosztowo-efektywnościowej,
- wybór optymalnego rozwiązania technicznego, ekonomicznego i organizacyjnego.

Etap 9. Działania kontrolne i monitoring

- wdrożenie wybranej metody zaradczej w trybie ciągłym lub okresowym,
- prowadzenie monitoringu stężenia H_2S i kluczowych parametrów fizykochemicznych ścieków w lokalizacjach ryzykownych,
- weryfikacja stabilności uzyskanych efektów.

6. 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, BZT, 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 ścieków 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 eksploataatorów, a w dalszej przyszłości - do integracji z metodami sztucznej inteligencji, co pozwoliłoby na automatyzację oceny ryzyka emisji siarkowodoru w sieciach kanalizacyjnych.

7. LITERATURA

1. Anwar A., Liu X., Zhang L. 2022. *Biogenic corrosion of cementitious composite in wastewater sewerage system – A review*. Process Safety and Environmental Protection 165. 545-585.
2. Aquanet SA. 2015. *Poznań – 150 lat wodnej tradycji. Od poznańskich wodociągów i kanalizacji do Aquanetu 1865-2015*. Aquanet SA. Poznań.
3. Aquanet SA. 2015. *Raport Roczny 2015*. Aquanet SA. Poznań.
4. Ashley R. M., Hvitved-Jacobsen T., Bertrand-Krajewski J.-L. 1999. *Quo vadis sewer process modelling?* Water Science & Technology 39 (9). 9-22.
5. Batóg B., Batóg J. 2013. *Analiza tendencji zużycia wody w polskich miastach w sektorze gospodarstw domowych*. Zarządzanie i Finanse. R. 11, nr 3, cz. 2.
6. Bering S., Mazur J., Tarnowski K., Bogusławski B., Głowacka A. 2019. *Czynniki fizykochemiczne wskazujące na korozję betonu i odory w kanalizacji na obszarach wiejskich*. Przemysł Chemiczny 98 (9). 1384-1387.
7. Bolt A., Burszta-Adamiak E., Gudelis-Taraszkiewicz K., Suligowski Z., Tuszyńska A. 2012. *Kanalizacja – projektowanie, wykonanie, eksploatacja*. Seidel-Przywecki.
8. 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.
9. 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.
10. Budo A. 2019. *Zarazy, które dziesiątkowały ludzkość*. National Geographic. Pobrano 29.04.2024 z lokalizacji <https://www.national-geographic.pl/aktualnosci/zarazy-ktore-dziesiatkowaly-ludzkość>
11. Bujny J. 2016. *Paragraf na odór. Przeciwdziałanie uciążliwości zapachowej – niekończąca się historia*. Kierunek Wod-Kan. 1 (630).
12. 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.
13. Cen X., Li J., Jiang G., Zheng M. 2023. *A critical review of chemical uses in urban sewer systems*. Water Research 240.
14. 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.
15. Chicago Public Library. 1855-2004. *Chicago Sewers Collection*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://www.chipublib.org/fa-chicago-sewers-collection/>
16. Churchill P., Elmer D. 1999. *Hydrogen sulfide odor control in wastewater collection systems*. Presented at NEWEA annual conference.
17. Cipriania M., Schiavib R., Santosc F. 2018. *Odour control: A successful experience in sorocaba city – Brazil*. Water Practice & Technology 13 (1). 125-133.
18. Ćwiertnia R. 2022. *Początki poznańskich wodociągów i kanalizacji*. Pobrano 01.05.2024 https://trakt.poznan.pl/blog_article/195/pocz-tyki-pozna-skich-wodoci-g-lw-i-kanalizacji

19. Derkowska-Kostkowska B., Dygaszewicz E., Wysocka A., Zajączkowska T., Bartowski K., Łbik L., Romaniuk M., Winter P. 2011. *Historia wodociągów i kanalizacji w Bydgoszczy do 1945r.* Wojewódzki Ośrodek Kultury i Sztuki w Bydgoszczy. Bydgoszcz.
20. Derkowska-Kostkowska B., Wysocka A., Bartowski K., Lewicki K., Siwiak W., Sypniewski T., Winter P. 2012. *Historia wodociągów i kanalizacji w Bydgoszczy 1945-2012.* Wojewódzki Ośrodek Kultury i Sztuki w Bydgoszczy. Bydgoszcz.
21. Dohnalik K. 1986. *Geneza i rozwój wodociągów i kanalizacji Miasta Krakowska 1882-1982.* Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Krakowie. Kraków.
22. Dymaczewski Z. 2011. *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków.* Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski. Poznań.
23. Dymaczewski, Z. 2015. *Kanalizacja grawitacyjna jako system transportu oraz przemian biochemicznych ścieków.* Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej. Poznań.
24. Edytorzy Encyklopedii Britannica. 2016. *"tahāra" Encyclopedia Britannica.* Pobrano 30.04.2024 <https://www.britannica.com/topic/tahara-Islam>.
25. F.R. Rolnik Nadwiślański. 1900. *Kanalizacja miasta Warszawy jako narzędzie judaizmu i szarlataneryi.* Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji https://pl.wikisource.org/wiki/Kanalizacja_miasta_Warszawy_jako_narz%C4%99dzie_judaizmu_i_szarlataneryi
26. 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.
27. 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.
28. 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.
29. Folgier A. 2023. *Regulacje prawne dotyczące uciążliwości zapachowej (stan obecny oraz projektowane zmiany).* Acta Universitatis Lodzensis. Folia Iuridica. Numer specjalny: W trosce o godność, życie i zdrowie człowieka – zagrożenia administracyjno-prawne.
30. Gajewski M. 1979. *Urządzenia Komunalne Warszawy. Zarys historyczny.* Państwowy Instytut Wydawniczy. Warszawa.
31. 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.
32. Gawroński R., Uberna A. 2010. *Przeciwdziałanie skutkom zagniwania ścieków na przykładzie wdrożenia w Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji w Bolesławcu.* Technologia Wody. 6 (08). 48-49.
33. Gdańskie Wodociągi Sp. z o.o. 2023. *Nasz rodowód.* Pobrano 04.08.2025 z lokalizacji <https://www.gdanskiewodociagi.pl/firma/rodowod.aspx>

34. Ge H., Zhang L., Batstone D. J., Keller J., Yuan Z. 2013. *Impact of Iron Salt Dosage to Sewers on Downstream Anaerobic Sludge Digesters: Sulfide Control and Methane Production*. Journal of environmental engineering. 594-601.
35. Głowacki, W. 2019. *Historia brudu. Od słowiańskich łaźni po kanalizację i ślawojki*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://polskatimes.pl/historia-brudu-od-slowianskich-lazni-po-kanalizacje-i-slawojki/ar/c15-14070091>
36. Główny Urząd Statystyczny. 2016. *Infrastruktura komunalna w 2015 r.* Warszawa.
37. Główny Urząd Statystyczny. 2023. *Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2022 r.* Warszawa, Lublin.
38. Goldstein B. D. 2012. *John Snow, the Broad Street pump and the precautionary principle*. Environmental Development 1. 3-9.
39. Gronczewska A.. 2014. *Historia Łodzi: Nowoczesna kanalizacja zastąpiła łódzkie rynsztoki*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://dzienniklodzki.pl/historia-lodzi-nowoczesna-kanalizacja-zastapila-lodzkie-rynsztoki-zdjecia/ar/3596043>
40. Grzegorek G., Psiuk J. 2016. *Wodociągi i kanalizacja Katowic*. Wydawnictwo Prasa i Książka Grzegorz Grzegorek. Katowice.
41. 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.
42. Gut P. 2015. *Dzieje wodociągów i kanalizacji w Szczecinie od XVI wieku do 2015 roku*. Zakład Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Szczecinie. Szczecin.
43. Gutierrez O., Park D., Sharma K. R., Yuan Z. 2010. *Iron salts dosage for sulfide control in sewers induces chemical phosphorus removal during wastewater treatment*. Water research 44. 3467-3475.
44. GIWK - Gdańska Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjna. 2023. *„Burzliwa” historia kanalizacji rozdzielczej w Gdańsku*. Kierunek Wod-Kan. Pobrano 03.08.2025 z lokalizacji <https://www.kierunekwodkan.pl/artukul,99901,burzliwa-historia-kanalizacji-rozdzielczej-w-gdansk.html>
45. GIWK - Gdańska Infrastruktura Wodociągowo-Kanalizacyjna. 2024. *Dziedzictwo historyczne - Historia systemu wodociągowo-kanalizacyjnego w Gdańsku*. Pobrano 01.05.2024 <https://www.giwk.pl/edukacja/dziedzictwo-historyczne/>
46. 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.
47. 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/>
48. Hvitved-Jacobsen T., Vollertsen J., Matos J.S. 2002. *The sewer as a bioreactor – a dry weather approach*. Water Science and Technology. 45 (3), 11–24.
49. Hvitved-Jacobsen T., Vollertsen J., Nielsen A.H. 2013. *Sewer processes*. CRC Press.
50. Imboden, D. *Paris Sewers Museum*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://europeforvisitors.com/paris/articles/paris-sewers-museum.htm>

51. Islamic Civilization. 2012. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <http://alfutuh.com/islamiccivilization/Cities%20of%20Islam/Urban.html>
52. Iurchenko V., Lebedeva E., Brigada E. 2016. *Environmental Safety of the Sewage Disposal by the Sewerage Pipelines*. Procedia Engineering 134. 181-186.
53. Jiang G., Gutierrez O., Sharma K. R., Keller J., Yuan Z. 2011. *Optimization of intermittent, simultaneous dosage of nitrite and hydrochloric acid to control sulfide and methane productions in sewers*. Water research 45. 6163-6172.
54. 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.
55. Jiang G., Sun J., Sharma K. R., Yuan Z. 2015. *Corrosion and odor management in sewer systems*. ScienceDirect. 33. 192-197.
56. Kaczor M. 2022. *Przedmuchy wraz z napowietrzaniem z wykorzystaniem stacji BTS*. Wodociągi-Kanalizacja 12 (226).
57. Kancelaria Senatu – Biuro analiz i dokumentacji. 2014. *Regulacje prawne dotyczące przeciwdziałania uciążliwościom zapachowym (odorum) w wybranych krajach Unii Europejskiej*. Warszawa.
58. Karnowski J.M. 1964. *Urządzenia kanalizacyjne w Poznaniu*. Kronika Miasta Poznania, Kwartalnik poświęcony problematyce współczesnego Poznania. Rocznik XXXII, nr 4, s. 30-35.
59. Karnowski J.M. 1995. *Kanalizacja Poznania*.
60. Klaczyński E. 2012. *Technologie usuwania odorów z sieci kanalizacyjnej na przykładzie gminy Śrem oraz z indywidualnych systemów odprowadzania ścieków*. Forum eksploatatora 2 (59). 68-72.
61. Kłoss-Trębaczekiewicz H., Osuch-Pajdzińska E. 2005. *Analiza tendencji zmian zużycia wody w miastach polskich*. Ochrona Środowiska. R. 27, nr 4.
62. Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszynski B. 2012. *Odory*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
63. Kotowski A. 2015. *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów. Tom I. Sieci kanalizacyjne*. Seidel-Przywecki. Warszawa.
64. Krajewski P. 2006. *Biopreparaty – historia, rozwój i aplikacje*. Wodociągi-Kanalizacja 1 (23). 24-27.
65. Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D. 2014. *Prawo do smrodzenia*. Kierunek Wod-Kan. 4 (589).
66. Krzaczkowski K. 2014. *Usuwanie odorów z sieci kanalizacyjnej*. Inżynier budownictwa. 3, 92-95.
67. 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.
68. Li J., Sharma K., Li W., Yuan Z. 2022. *Swift hydraulic models for real-time control applications in sewer networks*. Water Research 213.
69. 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.

70. 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.
71. Liu Y., Tugtas A. E., Sharma K. R., Ni B.-J., Yuan Z. 2016. *Sulfide and methane production in sewer sediments: Field survey and model evaluation*. Water Research 89. 142-150.
72. Łomotowski Janusz. 2011. *Kanalizacja ciśnieniowa – kierunki zmian w stosowanych rozwiązaniach*. Wodociągi kanalizacja 4 (86). 44-47.
73. Lusina R. 2011. *Biopreparaty: obserwacje praktyczne*. Wodociągi-Kanalizacja 11 (93). 54-55.
74. Madej, Ł. 2019. *Najstarsze firmy wod-kan w Polsce*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://inzynieria.com/wodkan/rankingi/55012,najstarsze-firmy-wod-kan-w-polsce,pozycja-rankingu-poznan-542-tys-348-mieszkancow-aquanet-s-a>
75. Markowitz, M. 2003. *The Sewer System*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://www.gothamgazette.com/environment/2005-the-sewer-system>
76. Maśliński M. 2018. *Uciążliwości zapachowe potrzebują regulacji*. Przegląd komunalny 3 (318). 12-14.
77. Matuszewska R. 2011. *Biopreparaty w biologicznym oczyszczaniu ścieków*. Wodociągi-Kanalizacja nr 11 (93). 51-53.
78. Minister Infrastruktury. 2002. *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody*. Warszawa.
79. Ministerstwo Klimatu i Środowiska. 2025. *Uciążliwość zapachowa*. Pobrano 07.04.2025 <https://www.gov.pl/web/klimat/uciazliwosc-zapachowa>
80. Mohammed A., Devi P. 2021. *Hydrogen sulfide: Risk assessment, environmental, and health hazard*. Hazardous Gases. Chapter 17. 209-223.
81. MPWiK - Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w M.St. Warszawie S.A. 2024. *Infrastruktura kanalizacyjna aglomeracji warszawskiej*. Pobrano 30.04.2024 <https://www.mpwik.com.pl/view/warszawska-kanalizacja>
82. Namour P. 2022. *The biogeochemical origin of sewage gases and control of their generation*. Journal of Hazardous Materials Advances 7. 100124.
83. 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.
84. Nielsen P.H., Hvitved-Jacobsen T. 1988. *Effect of Sulfate and Organic Matter on the Hydrogen Sulfide Formation in Biofilms of Filled Sanitary Sewers*. Journal (Water Pollution Control Federation). 60 (5), 627-634.
85. Ochi T., Kitagawa M., Tanaka S. 1998. *Controlling sulfide generation in force mains by air injection*. Water Science and Technology 37. 87-95.
86. Olejniczak K. 2018. *ONZ przez kolejne 10 lat będzie promować wodę jako element zrównoważonego rozwoju*. Pobrano 30.05.2024 z lokalizacji <https://portalkomunalny.pl/onz-przez-kolejne-10-lat-bedzie-promowac-wode-jako-element-zrownowazonego-rozwoju-369905/>

87. Olejniczak K.. 2017. *Historia Wielkiego Smrodu, czyli o katastrofie ekologicznej w Londynie*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://portalkomunalny.pl/wielki-smrod-londyn-1858-great-stink-362103/>
88. Olmsted F.H., Hamlin H. 1900. *Converting portions of the Los Angeles outfall sewer into a septic tank*. Engineering News. XLIV (19), 317-318.
89. Park K., Lee H., Phelan S., Liyanaarachchi S., Marleni N., Navaratna D., Jegatheesan V., Shu L. 2014. *Mitigation strategies of hydrogen sulphide emission in sewer networks – A review*. International Biodeterioration & Biodegradation 95. 251-261.
90. Pessel W. K. 2010. *Antropologia nieczystości. Studia z kultur sanitarnej Warszawy*. Wydawnictwo Trio. Warszawa.
91. Piotrowska-Cyplik A. 2012. *Perspektywy rozwoju rynku produkcji biopreparatów do procesów biodegradacyjnych*. Foresight dla przedsiębiorstwa. 137-147.
92. PN-EN 13725:2007 *Jakość powietrza - Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej*.
93. PN-EN 1671:2001 *Zewnętrzne systemy kanalizacji ciśnieniowej*.
94. Podraza Z. 2014. *Korozja siarczanowa jako realny problem sieci przewodów kanalizacyjnych*. 13 (1-2). 41-48.
95. Pramanik S. K., Bhuiyan M., Robert D., Roychand R., Gao L., Cole I., Pramanik B. K. 2024. *Bio-corrosion in concrete sewer systems: Mechanisms and mitigation strategies*. Science of The Total Environment 921.
96. Psiuk J. 2010. *Katowickie Wodociągi*. Katowickie Wodociągi Spółka Akcyjna. Katowice.
97. 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.
98. Qian Y., Shao W., Zhu D. Z., Mohamad K. A.A., Steffler P. M., Edwini-Bonsu S., Yue D., Krywiak D. 2021. *Modeling air flow in sanitary sewer systems: A review*. Journal of Hydro-environment Research 38. 84-95.
99. Rabczewski W. 1937. *Wodociągi i kanalizacja Miasta Stołecznego Warszawy 1886-1936*. Wodociągi i Kanalizacja Miasta Stołecznego Warszawy. Warszawa.
100. Rathnayake D. M., Krishna K.C. B., Kastl G., Sathasivan A. *The role of pH on sewer corrosion processes and control methods: A review*. 2021. Science of The Total Environment 782. 146-616.
101. Rebosura Jr. M., Salehin S., Pikaar I., Sun X., Keller J., Sharma K., Yuan Z. *A comprehensive laboratory assessment of the effects of sewer-dosed iron salts on wastewater treatment processes*. 2018. Water Research 146. 109-117.
102. 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>
103. 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.

104. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Rozwoju z dnia 25 sierpnia 2015 roku zmieniające rozporządzenie w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych.
105. Rudelle E., Vollertsen J., Hvitved-Jacobsen T., Haaning Nielsen A. 2012. *Modeling anaerobic organic matter transformations in the wastewater phase of sewer networks*. Water Science & Technology 66 (8). 1728-1734.
106. Rzepecki T. 2010. *Historia tarnowskich wodociągów i kanalizacji*. Tarnowskie Wodociągi Sp. z o.o. Bielsko-Biała.
107. Sá M. F.T., Castro V., Gomes A. I., Morais D. F.S., Braga R. V.P.S. S., Saraiva I., Souza-Chaves B. M., Park M., Fernández-Fernández V., Rodil R., Montes R., Quintana J. B., Vilar V. J.P. 2022. *Tracking pollutants in a municipal sewage network impairing the operation of a wastewater treatment plant*. Science of The Total Environment 817.
108. Sałański, M. 2018. *Czysta i brudna prawda o higienie w średniowieczu*. Pobrano 30.04.2024 z lokalizacji <https://tytus.edu.pl/2018/10/16/czysta-i-brudna-prawda-o-higienie-w-sredniowieczu/>
109. Shan Y., Yang L., Perren K., Zhang Y. 2015. *Household Water Consumption: Insight from a Survey in Greece and Poland*. Procedia Engineering. 119, s. 1409-1418.
110. 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.
111. Shi X., Tian J., Kang L., Ren B., Jin X., Wang X. C., Jin P. 2022. *Evaluating the oxidation inhibition of sulfide in urban sewers using a novel quantitative method*. Chemosphere 296. 133958.
112. Sobczyński P., Sówka I., Nych A. 2014. *Emisja siarkowodoru jako wskaźnik uciążliwości zapachowej oczyszczalni ścieków*.
113. Sówka I., Grzelka A. 2017. *Problematyka odorów w procesach gospodarki ściekowej*. Wodociągi kanalizacja. 6 (160). 39-42
114. Stachowiak M., Dymaczewski Z., Troszczyńska M. 2017. *Przeciwdziałanie uciążliwości odorowej w systemach kanalizacji grawitacyjno-tłocznej*. Technologia Wody 6 (56). 38-45.
115. Stanaszek-Tomal E., Fiertak M. 2016. *Biological Corrosion in The Sewage System and The Sewage Treatment Plant*. Procedia Engineering 161. 116-120.
116. Stetkiewicz J. 2011. *Siarkowódór. Dokumentacja dopuszczalnych wielkości narażenia zawodowego*. Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy. 4 (70). 97-117.
117. Stuetz R., Frechen F.-B. 2001. *Odours in Wastewater Treatment – Measurement, Modelling and Control*. IWA Publishing, UK.
118. Sun J., Hu S., Sharma K.R., Ni B.J., Yuan Z. 2014. *Stratified microbial structure and activity in sulfide- and methane-producing anaerobic sewer biofilms*. Appl Environ Microbiol. 80 (22), 7042-7052.
119. Sun X., Jiang G., Bond P.L., Keller J., Zhiguo Y.. 2015. *A novel and simple treatment for control of sulfide induced sewer concrete corrosion using free nitrous acid*. Water research 70. 279-287.

120. Sun X., Jiang G., Bond P.L., Wells T., Keller J. 2014. *A rapid, non-destructive methodology to monitor activity of sulfide-induced corrosion of concrete based on H₂S uptake rate*. Water research 59. 229-238.
121. Sutherland-Stacey L., Corrie S., Neethling A., Johnson I., Gutierrez O., Dexter R., Yuan Z., Keller J., Hamilton G. 2008. *Continuous measurement of dissolved sulfide in sewer systems*. Water Science & Technology 57 (3). 374-381.
122. Szreter D. 2018. *Historia kanalizacji w Gdańsku, czyli sprawdzamy dokąd Günter Grass jako dziecko piechotą chodził*. Dziennik Bałtycki. Pobrano 04.08.2025 z lokalizacji <https://dziennikbaltycki.pl/historia-kanalizacji-w-gdansk-czyli-sprawdzamy-dokad-gunter-grass-jako-dziecko-piechota-chodzil/ar/13185200>
123. Szymańska E. 2018. *Jak wybrać system dla kanalizacji ciśnieniowej?* Wodociągi kanalizacja. 5-6 (171-172).
124. Talaiekhosani A., Bagheri M., Goli A., Khoosani 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.
125. Tłumaczenie Czachorowski M. 2018. *Koran*. Białystok.
126. UNIC Warsaw Ośrodek Informacji ONZ w Warszawie. 2018. *Międzynarodowa Dekada Wody 2018–2028*. Pobrano 02.05.2024 z lokalizacji <http://www.unic.un.org.pl/dekada-wody/miedzynarodowa-dekada-wody-2018%E2%80%932028/3220#>
127. Urzykowski T. 2018. *Wodociągi warszawskie XXI wieku*. Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w M.St. Warszawie S.A. Warszawa.
128. Wang X., Li L., Bai S., Yuan Z., Miao J., Wang M., Ren N. 2021. *Comparative life cycle assessment of sewer corrosion control by iron salts: Suitability analysis and strategy optimization*. Water Research 201. 117-370.
129. Watała E. 2013. *Cuchnący Wersal*. Videograf.
130. 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
131. Węglewski, W. 2008. *Modelowanie zniszczenia betonu wywołanego korozją siarczanową*. Rozprawa doktorska.
132. Weismann D. 2001. *Komunalne przepompownie ścieków*. Seidel-Przywecki. Lublin.
133. WHO. 2018. *WHO calls for increased investment to reach the goal of a toilet for all*. Pobrano 01.05.2024 z lokalizacji <https://www.who.int/news-room/detail/01-10-2018-who-calls-for-increased-investment-to-reach-the-goal-of-a-toilet-for-all>
134. Wierzba I. 2014. *Metryka nocnika*. Wydawnictwo Albus.
135. Wierzbiński K. 2001. *Wodociągi Krakowa 1940-2000*. Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji S.A. w Krakowie. Kraków.
136. Worona J. 2012. *Śmierdzi w kanale. Zagniwanie ścieków w kanalizacji tłocznej*. Ochrona Środowiska 5. 20-23.
137. Wóycicki K. 1955. *Kanalizacje*. Budownictwo i Architektura. Warszawa.
138. Wróbel W. 2015. *Wodociągi i kanalizacja Białegostoku. Od czasów najdawniejszych do 2015 roku*. Wydawnictwo Buk. Białystok.

139. 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.
140. Yang Z., Zhu Z. D., Yu T., Edwini-Bonsu S., Liu Y. 2019. *Case study of sulfide generation and emission in sanitary sewer with drop structures and pump station*. Water Science & Technology 79 (9). 1685-1694.
141. 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.
142. Zamanian S., Shafieezadeh A. 2023. *Age-dependent failure probabilities of corroding concrete sewer pipes under traffic loads*. Structures 52. 524-535.
143. 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.
144. Zhang L., De Schryver P., De Gussem B., De Muynck W., Boon N., Verstraete W. 2008. *Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review*. Water research 42. 1-12.
145. 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.
146. 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.
147. Zouboulis A.I., Merachtsaki D. 2022. *Sewer solids affecting microbiologically induced corrosion and/or hydrogen sulfide formation*. Water-Formed Deposits, chapter 27. 589-610.
148. 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.
149. Zuo Z., Xing Y., Lu X., Liu T., Zheng M., Guo M., Liu Y., Huang X. 2024. *Nitrite-dependent microbial utilization for simultaneous removal of sulfide and methane in sewers*. Water Research X 24.