

Zamawiający:	Miasto Bydgoszcz ul. Jezuicka 1 85-102 Bydgoszcz 
Wykonawca:	REMEA Sp. z o.o. ul. Bonifraterska 17 00-203 Warszawa 
Przedmiot zamówienia:	Wykonanie kompleksowych ocen stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ ZACHEM – ZIELONA i WTZ ZACHEM – SOE, położonym na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy wraz z projektami planów poprawy stanu środowiska.
Numer i nazwa zadania:	Zadanie nr B - wykonanie Kompleksowej Oceny stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym WTZ SOE
Tytuł opracowania:	Kompleksowa Ocena Stanu Środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym WTZ Zachem SOE
Opracowanie:	dr inż. Sylwia Janiszewska mgr inż. Sandra Sindrewicz mgr inż. Katarzyna Mordak-Raczko mgr inż. Krzysztof Graf
Numer dokumentu:	R25023_RS_03 REMEA SP. Z O.O.
Data:	Sierpień 2026 r.
  Rzeczpospolita Polska Sfinansowane przez Unię Europejską NextGenerationEU   NARODOWY FUNDUSZ OCHRONY ŚRODOWISKA i GOSPODARKI WODNEJ	

Zespół autorski Wykonawcy:

prof. dr hab. inż. Eugeniusz Koda

Upr. Geol. MŚ Nr V-1300, VI-0343

prof. dr hab. inż. Magdalena Daria Vaverková

dr hab. inż. Anna Podlasek, prof. SGGW

dr inż. Aleksandra Jakimiuk

prof. dr hab. Lidia Wolska

dr hab. inż. Andrzej R. Reindl

dr hab. Maciej Nyka

dr. inż. Sylwia Janiszewska

dr inż. Ewa Iwanicka

dr inż. Emil Soból

dr Filip Bujakowski

mgr inż. Grzegorz Pasternak

mgr inż. Wiktor Sitek

mgr Artur Golba

Upr. Geol. MŚ Nr V-2022, VII-1910

mgr inż. Katarzyna Mordak-Raczko,

Upr. Geol. XIII-051-MAZ

mgr inż. Sandra Sindrewicz

mgr inż. Krzysztof Graf

mgr inż. Maciej Giełczyński

mgr Marta Pławik

Natalia Freter

Katarzyna Żimna

Ocena geotechniczna stanu składowiska

prof. dr hab. inż. Eugeniusz Koda

prof. dr hab. inż. Magdalena Daria Vaverková

dr inż. Małgorzata Wdowska

dr hab. inż. Anna Podlasek, prof. SGGW

dr inż. Aleksandra Jakimiuk

dr Filip Bujakowski

mgr inż. Wiktor Sitek

Ocena ryzyka zdrowotnego

prof. dr hab. Lidia Wolska

dr hab. inż. Andrzej R. Reindl

dr hab. Grzegorz Dziubanek

dr Małgorzata Ćwieląg-Drabek

dr hab. Maciej Nyka

dr hab. inż. Maciej Tankiewicz

dr inż. Ewa Olkowska

Inwentaryzacja przyrodnicza

mgr Konrad Bidziński

mgr Martyna Jankowska-Jarek

mgr Paweł Janowski

mgr Mateusz Świs

mgr Zuzanna Cieczko

Badania geofizyczne

dr hab. Radosław Mieszkowski

Geodezja

Jan Niedzielko

Justyna Krajewska

Joanna Łabno

Agnieszka Mleczo

Martyna Wietecha

Jan Jedliński

Grzegorz Nowak

Hydrogeologia

mgr Leszek Kacprzak,

Upr. V-1476

mgr inż. Aleksandra Jędrzejczak,

Upr. V-2061

mgr Grzegorz Sujka,

Upr. XIII-265 DOL

mgr inż. Remigiusz Musiał,

Upr. V-1524

mgr inż. Mikołaj Bojarski,

Upr. V-1521

mgr inż. Magdalena Kowalczyk,

Upr. XIII-19

Spis treści

I.	Wstęp.....	28
II.	Słownik używanych skrótów i terminów branżowych.....	28
III.	Cel prac i zakres kompleksowej oceny.....	32
1.	Cel prac.....	32
2.	Zakres kompleksowej oceny.....	32
3.	Opis zakłóceń w przebiegu badań, wraz z określeniem przyczyn zdarzenia i podjętymi działaniami.....	35
IV.	Uwarunkowania formalno-prawne.....	35
V.	Lokalizacja i charakterystyka terenu.....	37
VI.	Ogólna analiza historyczna i identyfikacja źródeł zanieczyszczeń na terenie WTZ SOE ...	38
VII.	Inwentaryzacja geodezyjna.....	39
1.	Metodyka pozyskania i przetworzenia danych lotniczych.....	39
2.	Opracowane produkty informacyjne.....	43
VIII.	Wykonanie oceny składowisk SOE i SP.....	45
1.	Metodyka badań.....	45
1.1.	Badania geofizyczne.....	45
1.2.	Badania odpadów.....	49
1.3.	Analiza geostatystyczna.....	50
2.	Ocena składowisk odpadów.....	51
2.1.	Składowisko SOE.....	51
2.1.1.	Badania geofizyczne i rozpoznanie składowiska SOE.....	51
2.1.2.	Analiza wyników badań.....	56
2.1.3.	Interpretacja wyników badań.....	87
2.2.	Składowisko popiołów (SP).....	111
2.2.1.	Badania geofizyczne i rozpoznanie składowiska SP.....	111
2.2.2.	Analiza wyników badań.....	115
2.2.3.	Interpretacja wyników badań.....	125

IX.	Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia powierzchni ziemi	146
1.	Metodyka badań.....	146
1.1.	Badania geofizyczne	146
1.2.	Badania gruntów	147
1.2.1.	Podział obszaru WTZ Zachem SOE na sekcje badawcze	148
1.2.2.	Sposób pobierania próbek gruntu warstwy powierzchniowej	149
1.2.3.	Sposób wyznaczania lokalizacji otworów badawczych.....	150
1.2.4.	Technologia wykonywania otworów i poboru prób wgłębných.....	152
1.2.5.	Zasady wyboru interwału do poboru próbki laboratoryjnej.....	153
1.2.6.	Postępowanie z materiałem badawczym w zależności od jego stanu.....	153
1.2.7.	Sposób przeprowadzenia badań szczegółowych.....	154
2.	Ocena stanu powierzchni ziemi	156
2.1.	Badania geofizyczne	156
2.2.	Analiza wyników badań	158
2.2.1.	Analiza wyników badań I etapu	158
2.2.2.	Analiza wyników badań II etapu	173
2.3.	Interpretacja wyników badań.....	184
X.	Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych	200
1.	Ocena warunków hydrogeologicznych	200
1.1.	Analiza i wykorzystanie w dokumentacji materiału źródłowego	200
1.2.	Opis wykonanych robót geologicznych	202
1.3.	Roboty wiertnicze.....	202
1.4.	Konstrukcja otworów hydrogeologicznych	202
1.4.1.	Opróbowanie otworów	209
1.5.	Inwentaryzacja hydrogeologiczna	214
1.6.	Prace geodezyjne	214
1.6.1.	Pomiary hydrogeologiczne – Piezometry wykonane na podstawie PRG	215
1.6.2.	Pomiary hydrogeologiczne – piezometry archiwalne.....	217

1.6.3.	Pomiary hydrogeologiczne – woda powierzchniowa	218
1.7.	Pobór próbek wód oraz zakres badań terenowych i laboratoryjnych - wody podziemne	218
1.8.	Prace kameralne.....	223
1.9.	Zakres i wyniki wykonanych badań w stosunku do projektu robót geologicznych	223
1.9.1.	Ocena realizacji zadania geologicznego	224
1.10.	Środowisko geograficzne, morfologia i hydrografia	225
1.11.	Budowa geologiczna.....	227
1.12.	Warunki hydrogeologiczne.....	229
1.12.1.	Opis poziomów wodonośnych	229
1.12.2.	Wahania zwierciadła wód podziemnych.....	233
1.12.3.	Podatność poziomów wodonośnych na zanieczyszczenia	236
1.12.4.	Czas przesączania przez strefę aeracji	237
1.12.5.	Czas przesączania pomiędzy warstwami wodonośnymi	239
1.12.6.	Prędkość przepływu w warstwie wodonośnej	241
1.13.	Prognoza zmian jakości wody w wyniku oddziaływania składowisk	242
1.14.	Podsumowanie.....	242
2.	Metodyka badań.....	244
2.1	Badania wód powierzchniowych i podziemnych in-situ	244
2.2	Badania wód podziemnych	244
2.3	Badania wód powierzchniowych	250
3.	Ocena jakości wód podziemnych i powierzchniowych	252
3.1.	Wyniki pomiarów piezometrycznych i dynamika zwierciadła wód.....	253
3.2.	Wyniki badań składu wód podziemnych	256
3.3.	Wyniki badań składu wód powierzchniowych	289
3.4.	Interpretacja wyników badań.....	293
3.5.	Zmienność składu chemicznego wybranych składników dla WTZ SOE na poszczególnych poziomach wodonośnych	343

4.	Model przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń.....	352
4.1.	Wprowadzenie	352
4.2.	Syntetyczna charakterystyka warunków geologicznych i hydrogeologicznych wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej WTZ Zielona i WTZ SOE	353
4.3.	Model konceptualny warunków przepływu wód podziemnych wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej rejon WTZ Zielona i WTZ SOE	357
4.4.	Numeryczny model hydrogeologiczny wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmujący WTZ Zielona i WTZ SOE	359
4.4.1.	Charakterystyka oprogramowania przyjętego do obliczeń i uzasadnienie wyboru.....	359
4.5.	Charakterystyka modelu numerycznego.....	361
4.5.1.	Struktura modelu	361
4.5.2.	Parametry hydrogeologiczne	366
4.5.3.	Warunki brzegowe	367
4.6.	Wyniki badań modelowych	368
4.6.1.	Warunki występowania i przepływu wód podziemnych	368
4.6.2.	Migracja zanieczyszczeń w strumieniu wód podziemnych.....	370
4.7.	Podsumowanie i wnioski	373
XI.	Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia osadów dennych	374
1.	Metodyka badań.....	374
2.	Ocena jakości osadów dennych.....	380
2.1.	Analiza wyników badań osadów dennych	380
2.2.	Interpretacja wyników badań.....	388
XII.	Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego i powietrza gruntowego.....	392
1.	Metodyka badań.....	392
2.	Ocena jakości powietrza atmosferycznego i gruntowego	396
2.1.	Analiza wyników badania powietrza gruntowego	396

2.1.1.	Interpretacja wyników badań powietrza gruntowego	400
2.2.	Analiza wyników badań powietrza atmosferycznego.....	403
2.2.1.	Wnioski – powietrze atmosferyczne	407
2.2.2.	Interpretacja wyników badań powietrza atmosferycznego	409
2.3.	Analiza wyników pyłu i stężenia zapachowego	412
2.3.1.	Wnioski – pył i stężenie zapachowe	415
2.3.2.	Interpretacja wyników badań pyłu i stężenia zapachu	416
XIII.	Inwentaryzacja przyrodnicza	418
1.	Metodyka badań.....	418
1.1.	Formy ochrony przyrody i korytarze ekologiczne.....	418
2.	Siedliska przyrodnicze, botanika, mykobiota	422
2.1.	Herpetofauna	423
2.2.	Ornitofauna	425
2.3.	Chiropterofauna	426
2.4.	Teriofauna	427
3.	Analiza wykonanej inwentaryzacji przyrodniczej.....	428
3.1.	Siedliska przyrodnicze, botanika, mykobiota.....	428
3.3.	Ornitofauna	430
3.4.	Chiropterofauna	434
3.5.	Teriofauna	434
4.	Podsumowanie	435
4.1.	Siedliska przyrodnicze, botanika, mykobiota.....	435
4.2.	Herpetofauna	437
4.3.	Awifauna	439
4.4.	Chiropterofauna	439
4.5.	Teriofauna	440
5.	Dokumentacja fotograficzna.....	440
6.	Syntetyczne podsumowanie	440

XIV.	Ocena geotechniczna stanu składowisk.....	442
1.	Metodyka badań.....	442
2.	Ocena geotechniczna stanu składowiska SOE	444
2.1.	Analiza wyników badań geofizycznych	445
2.2.	Analiza wyników badań geotechnicznych	445
2.3.	Analiza szczelności i kierunku filtracji w rejonie SOE	448
2.4.	Interpretacja wyników badań.....	453
3.	Analiza stateczności skarp i zboczy składowiska SOE.....	455
3.1.	Analiza wyników badań stateczności.....	455
3.2.	Interpretacja wyników badań.....	456
4.	Ocena geotechniczna stanu składowiska SP	458
4.1.	Analiza wyników badań geofizycznych	458
4.2.	Analiza wyników badań geotechnicznych	458
4.3.	Interpretacja wyników badań.....	462
5.	Analiza stateczności skarp i zboczy składowiska SP	463
5.1.	Analiza wyników badań stateczności.....	463
5.2.	Interpretacja wyników badań.....	465
XV.	Ocena ryzyka zdrowotnego i ekologicznego (środowiskowego).....	467
1.	Metodyka badań.....	467
1.1.	Metody identyfikacji i analizy ilościowej zanieczyszczeń.....	467
2.	Interpretacja wyników badań	491
2.1.	Identyfikacja zagrożeń chemicznych (Hazard Identification)	491
2.1.1.	Matryca glebowa (próbki gleby pobrane z głębokości 0–0,25 m)	491
2.1.2.	Analiza wyników badań wgłębnych – ocena pionowej dystrybucji zanieczyszczeń w matrycy gruntowej (próbki gruntu dla głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t.)	492
2.1.3.	Analiza wyników badań odpadów	493
2.2.	Omówienie wyników badań własnych (laboratoryjnych)	497
2.2.1.	Badania wstępne – przesiewowe (SCR).....	497

2.2.2.	Badania ekotoksykologiczne.....	499
2.2.3.	Podsumowanie badań własnych w kontekście oceny ryzyka	513
2.2.4.	Zidentyfikowane lotne związki organiczne	514
2.2.5.	Kompleksowa Synteza Środowiskowo-Toksykologiczna.....	519
2.2.6.	Mechanizmy ryzyka środowiskowo-zdrowotnego.....	522
2.3.	Problematyka występowania substancji endokrynnie czynnych w ocenie ryzyka zdrowotnego.....	524
2.4.	Zbiorcza interpretacja wyników obliczeniowego szacowania ryzyka zdrowotnego	529
2.4.1.	Interpretacja wyników oceny narażenia dermalnego na zanieczyszczenia obecne w glebach.....	529
2.4.2.	Interpretacja wyników oceny narażenia pożywnościowego na zanieczyszczenia obecne w glebach	543
2.4.3.	Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego narażenia drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodach	553
2.4.4.	Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego narażenia drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodach	568
2.4.5.	Podsumowanie wyników obliczeniowego szacowania ryzyka zdrowotnego dla terenu WTZ SOE	584
2.4.6.	Wnioski końcowe z Oceny Ryzyka Zdrowotnego dla obszaru WTZ ZACHEM SOE .	588
XVI.	Dyskusja wyników.....	591
XVII.	Podsumowanie i wnioski	608
XVIII.	Bibliografia.....	610
XIX.	Streszczenie w języku niespecjalistycznym.....	622

Spis rysunków:

Rysunek 1 Teren wielkoobszarowego terenu zdegradowanego (WTZ) – SOE położonym na terenie Zakładów Chemicznych „ZACHEM”	38
Rysunek 2 Plan nalotu HS	40
Rysunek 3 Plan nalotu ALS+RGB.....	41
Rysunek 4 Schemat metodyki pomiarów tomografii elektrooporowej (Pacanowski i in., 2016 za Loke, 2016)	46
Rysunek 5 Schemat ideowy rozchodzenia się promieni fal sejsmicznych w podłożu, V1, V2 - prędkości fali sejsmicznych, odpowiednio w warstwie 1 i warstwie 2	48
Rysunek 6 Schemat tworzenia siatki w metodzie griddingu	50
Rysunek 7 Schemat obrazujący promień przeszukiwania danych w metodzie krigingu.....	51
Rysunek 8 Lokalizacja wykonanych otworów na składowisku SOE	54
Rysunek 9 Maksymalne stężenie cyjanków kompleksowych w próbkach odpadów w wybranych otworach	60
Rysunek 10 Rozkład przestrzenny i głębokościowy węglowodorów ropopochodnych w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych.....	61
Rysunek 11 Rozkład przestrzenny i głębokościowy ftalanów w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych	62
Rysunek 12 Rozkład przestrzenny i głębokościowy aniliny w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych	63
Rysunek 13 Rozkład przestrzenny i głębokościowy difenylosulfonu w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych....	64
Rysunek 14 Maksymalna suma stężeń nitrozwiązków w próbkach gruntowych w wybranych otworach	65
Rysunek 15 Rozkład przestrzenny i głębokościowy 2-fenylufenolu w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych....	66
Rysunek 16 Rozkład przestrzenny i głębokościowy AOX w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach	67
Rysunek 17 Stężenie chlorków w teście podstawowym wymywania odpadów	69
Rysunek 18 Stężenie fluorków w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych	69
Rysunek 19 Stężenie siarczanów w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych	70

Rysunek 20 Stężenie TDS w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych	71
Rysunek 21 Stężenie DOC w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych	72
Rysunek 22 Maksymalne stężenia ogólnego węgla organicznego (TOC) w odpadach w wybranych otworach badawczych.....	72
Rysunek 23 Maksymalne stężenia oleju mineralnego w odpadach w poszczególnych punktach badawczych. Kolorem fioletowym oznaczono stężenia powyżej 5000 mg/kg s.m.....	73
Rysunek 24 Maksymalne stężenia WWA w odpadach w poszczególnych punktach badawczych	74
Rysunek 25 Stężenia adsorbowalnych związków chloroorganicznych (AOX) w odpadach	75
Rysunek 26 Stężenia aniliny w wybranych próbkach odpadów	76
Rysunek 27 Rozkład zmienności przestrzennej współczynnika filtracji odpadów zdeponowanych na składowisku SOE	79
Rysunek 28 Rozkład zmienności przestrzennej gęstości objętościowej odpadów zdeponowanych na składowisku SOE	80
Rysunek 29 Rozkład zmienności przestrzennej ciężaru objętościowego odpadów zdeponowanych na składowisku SOE	80
Rysunek 30 Rozkład zmienności miąższości utworów piaszczystych strefy przypowierzchniowej odpadów zdeponowanych na składowisku SOE.....	81
Rysunek 31 Rozkład zmienności miąższości gliny w profilu pionowym odpadów zdeponowanych na składowisku SOE	81
Rysunek 32 Rozkład zmienności miąższości pyłu w profilu pionowym odpadów zdeponowanych na składowisku SOE	82
Rysunek 33 Rozkład zmienności miąższości utworów piaszczystych strefy przyspągowej odpadów zdeponowanych na składowisku SOE.....	82
Rysunek 34 Rozkład przestrzenny stężenia AOX na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE.....	83
Rysunek 35 Rozkład przestrzenny stężenia difenylosulfonu na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE	84
Rysunek 36 Rozkład przestrzenny stężenia aniliny na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE	85
Rysunek 37 Rozkład przestrzenny stężenia sumy Ftalanów na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE	86
Rysunek 38 Przekrój I-I w obrębie składowiska SOE.....	109
Rysunek 39 Przekrój VIII-VIII w obrębie składowiska SOE.....	110

Rysunek 40 Lokalizacja wykonanych otworów na składowisku SP	113
Rysunek 41 Maksymalne stężenia baru (Ba) w próbkach odpadów w wybranych otworach na składowisku SP	115
Rysunek 42 Stężenie AOX w próbkach gruntowych w wybranych otworach	116
Rysunek 43 Maksymalne stężenia ogólnego węgla organicznego (TOC) w odpadach w wybranych otworach badawczych	119
Rysunek 44 Rozkład zmienności przestrzennej współczynnika filtracji odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów	122
Rysunek 45 Rozkład zmienności przestrzennej gęstości objętościowej odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów	123
Rysunek 46 Rozkład zmienności przestrzennej ciężaru objętościowego odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów	123
Rysunek 47 Rozkład zmienności miąższości odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów	124
Rysunek 48 Rozkład przestrzenny stężenia AOX na głębokości do 2 m p.p.t. w odpadach zdeponowanych na składowisku popiołów	124
Rysunek 49 Przekrój III-III w rejonie składowiska SP	144
Rysunek 50 Przekrój IV-IV w rejonie składowiska SP	145
Rysunek 51 Przekrój VIII-VIII w rejonie składowiska SP	145
Rysunek 52 Zawartość ołowiu (Pb) mg/kg s.m. w próbkach gleby na obszarze WTZ Zachem SOE	159
Rysunek 53 Zawartość ftalanów (mg/kg s.m.) w próbkach gleby na obszarze SOE.....	162
Rysunek 54 Zawartość AOX w próbkach gleby na obszarze SOE.....	163
Rysunek 55 Wykres zawartości maksymalnych wskaźnika AOX (mg/kg s.m.) w punktach badawczych (SOE1-SOE28) dla Strefy Przypowierzchniowej 0,25-3,0 m p.p.t.	168
Rysunek 56 Wykres zawartości maksymalnych wskaźnika AOX (mg/kg s.m.) w punktach badawczych (SOE1-SOE28) dla Strefy Migracyjnej 3,0 - 20,0 m p.p.t.	170
Rysunek 57 Wykres zawartości maksymalnych wskaźnika AOX (mg/kg s.m.) w 21 punktach badawczych, dla Strefy Migracyjno-Akumulacyjnej > 20,0 m p.p.t.....	173
Rysunek 58 Zawartości maksymalne 2-fenylofenolu [mg/kg s.m.] w gruntach z punktów w lokalizacjach „żółtych”	178
Rysunek 59 Zawartości maksymalne 2-fenylofenolu [mg/kg s.m.] w gruntach z punktów w lokalizacjach „niebieskich”	181
Rysunek 60 Zawartości maksymalne 2-fenylofenolu [mg/kg s.m.] w gruntach z punktów w lokalizacjach „czerwonych”	183
Rysunek 61 Mapa rozkładu przestrzennego dla AOX na głębokości 0.25-3 m p.p.t. na podstawie wyników z badań wstępnych.....	193

Rysunek 62 Mapa rozkładu przestrzennego dla AOX na głębokości 3-20 m p.p.t na podstawie wyników z badań szczegółowych	194
Rysunek 63 Mapa rozkładu przestrzennego dla AOX na głębokości poniżej 20 m na podstawie wyników z badań wstępnych.....	195
Rysunek 64 Mapa rozkładu przestrzennego dla difenylosulfonu na głębokości 3-20 m p.p.t na podstawie wyników z badań szczegółowych	196
Rysunek 65 Mapa rozkładu przestrzennego dla 2-fenylofenolu na głębokości 3-20 m p.p.t na podstawie wyników z badań szczegółowych	197
Rysunek 66 Obszary zagrożone podtopieniami i powodzią od strony rzeki Wisły (na wschód) i rzeki Brdy (na północ)	227
Rysunek 67 Schemat przepływu wód podziemnych w profilu pionowym w rejonie Bydgoszczy.....	232
Rysunek 68 Lokalizacja punktów monitoringowych MWP względem obszaru WTZ SOE na tle MHP.	233
Rysunek 69 Wykres wahań zwierciadła wody w punkcie II/185/1	234
Rysunek 70 Wykres wahań zwierciadła wody w punkcie II/1274/1	235
Rysunek 71 Wykres wahań zwierciadła wody w punkcie II/1582/1	235
Rysunek 72 Położenie zwierciadła wody w wybranych otworach w rejonie ujęcia „S” w latach 1998 – 2006	236
Rysunek 73 Lokalizacja piezometrów, w których dokonano poboru lub próby poboru próbek wód podziemnych	247
Rysunek 74 Lokalizacja punktów poboru wody powierzchniowej	251
Rysunek 75 Stężenia OWO w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości.....	259
Rysunek 76 Stężenia AOX w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	261
Rysunek 77 Stężenia chlorobenzenów w próbkach, gdzie przekroczyły one 10 ug/l	263
Rysunek 78 Stężenia fenoli lotnych (indeksu fenolowego) w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	264
Rysunek 79 Stężenia fenoli lotnych (indeksu fenolowego) w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości z pominięciem próbki SP15 gł. 8,65 m.....	265
Rysunek 80 Stężenia 2-fenylofenolu w próbkach, gdzie przekroczyły one 1 ug/l	267
Rysunek 81 Stężenia chlorofenoli w próbkach, gdzie przekroczyły one 0,1 ug/l	269
Rysunek 82 Stężenia aniliny w próbkach, gdzie przekroczyły one 5 ug/l.....	270
Rysunek 83 Stężenia BTX – lotnych węglowodorów aromatycznych w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	272
Rysunek 84 Stężenia BTX – lotnych węglowodorów aromatycznych w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości z pominięciem próbek o stężeniach powyżej 10000 ug/l	272
Rysunek 85 Wyniki PEW w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	274

Rysunek 86 Stężenia siarczanów w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	276
Rysunek 87 Stężenia chlorków w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	278
Rysunek 88 Stężenia chlorków w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości z pominięciem próbek z piezometru PR3.....	278
Rysunek 89 Stężenia wodorowęglanów w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości.....	280
Rysunek 90 Stężenia jonu amonowego w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości.....	281
Rysunek 91 Stężenia sodu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	283
Rysunek 92 Stężenia potasu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości ..	284
Rysunek 93 Stężenia wapnia w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości ..	286
Rysunek 94 Stężenia manganu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości	287
Rysunek 95 Stężenia arsenu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości ..	289
Rysunek 96 Lokalizacja potencjalnych ognisk zanieczyszczeń w rejonie WTZ SOE	294
Rysunek 97 Rozkład przestrzenny stężeń OWO w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE.....	298
Rysunek 98 Rozkład przestrzenny stężeń AOX w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	303
Rysunek 99 Rozkład przestrzenny chlorobenzenów w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	306
Rysunek 100 Rozkład przestrzenny fenoli (indeks fenolowy) w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	308
Rysunek 101 Rozkład przestrzenny 2-fenylfenolu w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	311
Rysunek 102 Rozkład przestrzenny chlorofenoli w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE.....	314
Rysunek 103 Rozkład przestrzenny aniliny w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	318
Rysunek 104 Rozkład przestrzenny BTX w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	320
Rysunek 105 Rozkład przestrzenny PEW wody podziemnej w rejonie WTZ SOE	323
Rysunek 106 Rozkład przestrzenny siarczanów w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	326
Rysunek 107 Rozkład przestrzenny chlorków w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	328
Rysunek 108 Rozkład przestrzenny wodorowęglanów w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	330
Rysunek 109 Rozkład przestrzenny jonów amonowych w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	331
Rysunek 110 Rozkład przestrzenny sodu w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE.....	335
Rysunek 111 Rozkład przestrzenny potasu w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE	339
Rysunek 112 Rozkład przestrzenny PEW na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen.....	344

Rysunek 113 Rozkład przestrzenny OWO na dwóch poziomach wodonośnych: po lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej: strefa środkowa Q2	345
Rysunek 114 Rozkład przestrzenny chlorków (Cl) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	345
Rysunek 115 Rozkład przestrzenny siarczanów (SO ₄) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	346
Rysunek 116 Rozkład przestrzenny sodu (Na) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	347
Rysunek 117 Rozkład przestrzenny potasu (K) na dwóch poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej – strefa środkowa Q2	347
Rysunek 118 Rozkład przestrzenny wodorowęglanów (HCO ₃) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	348
Rysunek 119 Rozkład przestrzenny jonu amonowego (NH ₄) na dwóch poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej – strefa środkowa Q2	348
Rysunek 120 Rozkład przestrzenny 2-fenylofenolu na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	349
Rysunek 121 Rozkład przestrzenny AOX na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	349
Rysunek 122 Rozkład przestrzenny BTX na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	349
Rysunek 123 Rozkład przestrzenny chlorobenzenu na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	350
Rysunek 124 Rozkład przestrzenny chlorofenoli na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen	350
Rysunek 125 Rozkład przestrzenny fenoli na dwóch poziomach wodonośnych: po lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej – strefa środkowa Q2	351
Rysunek 126 Rozkład przestrzenny stężenia aniliny w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE (wartość średnia w profilu pionowym	351
Rysunek 127 Przekrój geologiczny w rejonie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy (Pietrucin, 2015 na podstawie Kozłowska, 1992)	356
Rysunek 128 Model koncepcyjny wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej rejon WTZ Zielona i WTZ SOE	358
Rysunek 129. Domena hydrogeologicznego modelu numerycznego wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego rejon WTZ Zielona i WTZ SOE	362

Rysunek 130 Warstwy obliczeniowe w modelu numerycznym wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego rejony WTZ Zielona i WTZ SOE	364
Rysunek 131 Wizualizacja 3D dla modelu numerycznego wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego rejony WTZ Zielona i WTZ SOE	365
Rysunek 132 Mapa hydroizohips dla głównego czwartorzędowego poziomu wodonośnego we wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, w tym na obszarach WTZ Zielona i WTZ SOE na podstawie badań modelowych wg stanu na VII 2026 r.	368
Rysunek 133 Mapa kierunków przepływu strumienia wód podziemnych w piętrze czwartorzędowym dla modelu numerycznego wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy	369
Rysunek 134 Lokalizacja miejsca poboru prób osadu	376
Rysunek 135 Zawartość molibdenu (Mo) w osadach dennych	381
Rysunek 136 Zawartość ołowiu (Pb) w osadach dennych	381
Rysunek 137 Węglowodory ropopochodne C12–C35 w osadach dennych	382
Rysunek 138 Naftalen w osadach dennych	384
Rysunek 139 Chryzen w osadach dennych	384
Rysunek 140 Benzo(a)piren w osadach dennych	385
Rysunek 141 AOX w osadach dennych	386
Rysunek 142 Mapa lokalizacji miejsc poboru próbek powietrza	393
Rysunek 143 Stężenia toluenu w powietrzu gruntowym w punktach ZG-1 – ZG-6 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	397
Rysunek 144 Stężenia dichlorometanu w poszczególnych punktach pomiarowych [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] – III seria pomiarowa	398
Rysunek 145 Kierunek wiatru podczas poboru próbek powietrza atmosferycznego	403
Rysunek 146 Stężenia toluenu	404
Rysunek 147 Stężenia tetrachloroetenu (PCE)	405
Rysunek 148 Węgiel całkowity	414
Rysunek 150 Stężenie zapachowe w punkcie pomiarowym SP1	415
Rysunek 151 Obszar badań na tle form ochrony przyrody (Źródło: Opracowanie własne)	421
Rysunek 152 Obszar badań na tle sieci korytarzy ekologicznych (Źródło: Opracowanie własne)	421
Rysunek 153. Schemat tymczasowego ogrodzenia ochronnego (Kurek, Rybacki, Sołtysiak 2011) ze zmianami	439
Rysunek 154 Lokalizacja przekrojów do obliczeń stateczności SOE	442
Rysunek 155 Przykładowy schemat sił zakładany w metodzie Bishopa	444
Rysunek 156 Model wysokościowy składowiska SOE	446
Rysunek 157 Pokrywa roślinna składowiska SOE.	447

Rysunek 158 Próbkę pobranej wody – PG2	450
Rysunek 159 Próbkę pobranej wody – PG2	450
Rysunek 160 Lokalizacja otworów aplikacyjnych i kontrolnych w rejonie składowiska SOE.....	451
Rysunek 161 Model wysokościowy składowiska SP	460
Rysunek 162 Pokrywa roślinna składowiska SP.....	460
Rysunek 163 Lokalizacja przekrojów do obliczeń stateczności składowiska SP	464

Spis tabel:

Tabela 1 Klasyfikacja gruntów i skał ze względu na prędkość fali podłużnej na podstawie badań geofizycznych metodami sejsmicznymi	48
Tabela 2 Maksymalne stężenia wybranych metali ciężkich w odpadach (w mg/kg s.m.) w otworach na składowisku SOE, w których stwierdzono ich obecność	59
Tabela 3 Właściwości fizyczne odpadów w punktach SOE.....	77
Tabela 4 Zestawienie stężeń chlorków, fluorków, siarczanów oraz stałych związków rozpuszczonych (TDS) w teście podstawowym wymywania odpadów	118
Tabela 5 Zestawienie stężeń AOX, aniliny, difenylosulfonu w odpadach.....	119
Tabela 6 Właściwości fizyczne odpadów w punktach SP	121
Tabela 7 Zestawienie profili elektrooporowych ERT	146
Tabela 8 Zestawienie profili sejsmicznych SRT	147
Tabela 9 Powierzchnia sekcji badawczych wraz z przypisaniem do grup gruntów	148
Tabela 10 Zestawienie punktów badawczych badań szczegółowych w podziale na główne cele lokalizacyjne.....	155
Tabela 11 Głębokość do stropu gruntów spoistych na podstawie ERT	157
Tabela 12 Zestawienie substancji powodujących ryzyko wykrytych w punktach indywidualnych na głębokości 0,25 – 3,0 m p.p.t.	167
Tabela 13 Zestawienie substancji powodujących ryzyko wykrytych w punktach indywidualnych na głębokości 3,0 – 20,0 m p.p.t.	169
Tabela 14 Zestawienie substancji powodujących ryzyko, wykrytych w punktach indywidualnych na głębokości >20,0 m p.p.t.	171
Tabela 15 Zestawienie substancji powodujących ryzyko wykrytych w punktach indywidualnych podczas badań szczegółowych	174

Tabela 16 Tabela zmiennych, dla których zaobserwowano anomalie bądź stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla parametrów zarówno objętych i nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. dla gruntów zaklasyfikowanych do IV grupy.....	188
Tabela 17 Tabela zmiennych, dla których zaobserwowano anomalie bądź stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla parametrów nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. dla gruntów zaklasyfikowanych do III grupy	190
Tabela 18 Analiza statystyczna zmiennych, dla których zaobserwowano stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla parametrów nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r.....	191
Tabela 19 Zabudowa otworów hydrogeologicznych	202
Tabela 20 Zestawienie głębokości poboru próbki z otworu hydrogeologicznego wraz ze współczynnikiem filtracji.....	209
Tabela 21 Pomiary hydrogeologiczne dla piezometrów wykonanych w ramach PRG	215
Tabela 22 Pomiary hydrogeologiczne wybranych piezometrów archiwalnych	217
Tabela 23 Poziom zwierciadła wód powierzchniowych w wytypowanych lokalizacjach.....	218
Tabela 24 Zestawienie próbek wody podziemnej z podziałem na próbki dyskretne i próbki uśrednione	218
Tabela 25 Zestawienie pomiarów in situ oraz lokalizacja poboru próbek wody powierzchniowej	222
Tabela 26 Zestawienie projektowanych i wykonanych badań	223
Tabela 27 Wykonane piezometry na obszarze WTZ SOE	224
Tabela 28 Wartości wilgotności objętościowej - w_0 w zależności od litologii strefy aeracji wg Witczaka i Żurek (1994)	237
Tabela 29 Klasyfikacja zagrożenia wód podziemnych.....	238
Tabela 30 Obliczony czas migracji pionowej w strefie aeracji	238
Tabela 31 Czas przesączania pomiędzy warstwami wodonośnymi ²⁴⁰ Tabela 32 Prędkość filtracji (v) oraz rzeczywista prędkość przepływu wód podziemnych (U) poziomów wodonośnych ²⁴¹ Tabela	33
Zestawienie próbek wody podziemnej z podziałem na próbki dyskretne i próbki uśrednione.....	246
Tabela 34 Współrzędne piezometrów, w których dokonano poboru lub próby poboru próbek wód podziemnych	248
Tabela 35 Zestawienie pobranych próbek wody powierzchniowej wraz z współrzędnymi geodezyjnymi	251
Tabela 36 Zestawienie pomiarów in situ w piezometrach, w których dokonywano poboru próbek...	254
Tabela 37 Zestawienie pomiarów in situ w piezometrach, w których nie dokonywano poboru próbek	255

Tabela 38 Wyniki badań in situ w zbiorniku wodnym, w którym zostały pobrane próbki wody powierzchniowej.....	289
Tabela 39 Zestawienie wyników badanych parametrów z wartościami maksymalnych dopuszczalnych stężeń w wodzie powierzchniowej	292
Tabela 40 Interpretacja wartości współczynnika zmienności (CV) zastosowana w analizie statystycznej	340
Tabela 41. Parametry wykorzystane w modelu hydrogeologicznym wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego WTZ Zielona i WTZ SOE.....	366
Tabela 42 Współrzędne punktów pomiarowych i poboru próbek osadów dennych.....	375
Tabela 43 Ocena jakości geochemicznej osadów według klasyfikacji Bojakowskiej i Sokołowskiej (1998)	388
Tabela 44 Daty poboru próbek powietrza atmosferycznego.....	394
Tabela 45 Daty poboru próbek powietrza gruntowego	394
Tabela 46 Tabela zmiennych, gdzie zaobserwowano stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla substancji w powietrzu gruntowym na podstawie 3 serii pomiarowych	400
Tabela 47 Tabela zmiennych, dla których zaobserwowano stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla substancji w powietrzu atmosferycznym na podstawie 3 serii pomiarowych	410
Tabela 48 Formy ochrony przyrody i ich otuliny oraz korytarze ekologiczne w odniesieniu do obszaru „SOE (Źródło: Opracowanie własne na podstawie crfop.gdos.gov.pl)	419
Tabela 49 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli.....	423
Tabela 50 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli.....	425
Tabela 51 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli.....	426
Tabela 52 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli.....	427
Tabela 53 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli.....	427
Tabela 54 Zestawienie stwierdzonych roślin naczyniowych	429
Tabela 55 Zestawienie stwierdzonych mszaków	429
Tabela 56 Zestawienie stwierdzonych porostów	429
Tabela 57 Zestawienie stwierdzonych roślin inwazyjnych	429
Tabela 58 Zestawienie gatunków płazów stwierdzonych w granicach obszaru lub możliwych do stwierdzenia na okolicznych terenach lub występujących w podobnych siedliskach	430
Tabela 59 Zestawienie gatunków ptaków stwierdzonych w granicach obszaru lub możliwych do stwierdzenia na okolicznych terenach lub występujących w podobnych siedliskach	431
Tabela 60 Zestawienie gatunków nietoperzy stwierdzonych w granicach obszaru lub możliwych do stwierdzenia na okolicznych terenach lub występujących w podobnych siedliskach	434

Tabela 61 Zestawienie gatunków ssaków innych niż nietoperze stwierdzonych w buforze planowanych badań.....	435
Tabela 62 Skład gatunkowy porostów, na poszczególnych 40 stanowiskach przypisanych do badanych obszarów	436
Tabela 63 Dokumentacja fotograficzna	440
Tabela 64 Parametry gruntów w poszczególnych przekrojach nasypów SOE.....	447
Tabela 65 Parametry odpadów i warstw wypełnienia	448
Tabela 66 Poziomy wody gruntowej w piezometrach w rejonie SOE	449
Tabela 67 Wyniki pomiarów terenowych	449
Tabela 68 Wyniki pomiarów stężenia rodaminu WT w wytypowanych piezometrach	452
Tabela 69 Współczynniki stateczności F dla poszczególnych przekrojów.....	455
Tabela 70 Parametry gruntów w poszczególnych przekrojach nasypów SP	461
Tabela 71 Parametry odpadów i warstwy wypełnienia	461
Tabela 72 Współczynniki stateczności F dla poszczególnych przekrojów.....	465
Tabela 73. Zestawienie parametrów analitycznych realizowane przez laboratorium zewnętrzne dla matryc glebowej, gruntowej (badania wgłębne) i odpadowej.....	468
Tabela 74 Zintegrowana Matryca Korelacyjna Zagrożeń Chemiczno-Toksykologicznych – Wody Powierzchniowe (Strefa Odpływu WTZ ZACHEM SOE)	504
Tabela 75 Zintegrowana Matryca Korelacyjna Zagrożeń Chemiczno-Toksykologicznych – Wody Podziemne (WTZ SOE)	506
Tabela 76 Zintegrowana Matryca Korelacyjna Zagrożeń Chemiczno-Toksykologicznych – Wody Podziemne (WTZ ZACHEM SOE)	509
Tabela 77 Zintegrowana Matryca Korelacyjna Zagrożeń Chemiczno-Toksykologicznych Matrycy Odpadowej (WTZ ZACHEM SOE).....	512
Tabela 78 Hierarchia zagrożeń i kluczowe markery (Matryca ryzyka)	513
Tabela 79 Zintegrowana matryca ryzyka ekotoksykologicznego i zdrowotnego dla obszaru SOE	519
Tabela 80 Liczba przekroczeń wskaźnika HQ – osoby dorosłe.....	531
Tabela 81 Liczba przekroczeń wskaźnika CR – osoby dorosłe.....	532
Tabela 82 Liczba przekroczeń HQ – dzieci 1–<3 lata.....	533
Tabela 83 Liczba przekroczeń CR – dzieci 1–<3 lata	534
Tabela 84 Liczba przekroczeń HQ – dzieci 3–<6 lat	536
Tabela 85 Liczba przekroczeń HQ – dzieci 3–<6 lat	538
Tabela 86 Porównanie grup populacyjnych.....	539
Tabela 87 Zalecane stężenia zanieczyszczeń w glebie gwarantujące redukcję ryzyka zdrowotnego do poziomu akceptowalnego dla narażenia dermalnego	542

Tabela 88 Zestawienie punktów WTZ ZACHEM SOE, w których stwierdzono przekroczenia wskaźników ryzyka zdrowotnego dla osób dorosłych.....	546
Tabela 89 Zestawienie punktów WTZ ZACHEM SOE, w których stwierdzono przekroczenia wskaźników ryzyka zdrowotnego dla dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat	548
Tabela 90 Zestawienie punktów WTZ ZACHEM SOE, w których stwierdzono przekroczenia wskaźników ryzyka zdrowotnego dla dzieci w wieku od 3 do poniżej 6 lat	550
Tabela 91 Zalecane stężenia zanieczyszczeń w glebie gwarantujące redukcję ryzyka zdrowotnego do poziomu akceptowalnego dla narażenia pozażywnościowego	552
Tabela 92 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nienowotworowego osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	553
Tabela 93 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nienowotworowym osób dorosłych narażonych drogą pokarmową	554
Tabela 94 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	554
Tabela 95 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	555
Tabela 96 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym osób dorosłych narażonych drogą pokarmową	557
Tabela 97 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	557
Tabela 98 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nienowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	558
Tabela 99 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nienowotworowym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową	559
Tabela 100 Całkowite ryzyko nienowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	559
Tabela 101 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	560
Tabela 102 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową	561
Tabela 103 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do > 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	562

Tabela 104 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nienowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	563
Tabela 105 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nienowotworowym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową	564
Tabela 106 Całkowite ryzyko nienowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	565
Tabela 107 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	566
Tabela 108 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową	567
Tabela 109 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku 1 do > 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	568
Tabela 110 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) osób dorosłych narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	569
Tabela 111 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	570
Tabela 112 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym osób dorosłych narażonych drogą dermalną	571
Tabela 113 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	571
Tabela 114 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	573
Tabela 115 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	574
Tabela 116 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną	575
Tabela 117 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	575
Tabela 118 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej	577
Tabela 119 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej	578

Tabela 120 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną	579
Tabela 121 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej.....	579
Tabela 122 Synteza porównawcza układów krytycznych według IRIS	583
Tabela 123 Zintegrowana tabela najbardziej restrykcyjnych stężeń docelowych dla narażenia dermalnego, pozażywnościowego i pokarmowego.....	586

Spis załączników:

1. OPZ z załącznikami
 - a) Zakres badań laboratoryjnych (A-F)
2. Geodezja
 - a) Metodyka pozyskania danych lotniczych, przetworzenia ich do produktów fotogrametrycznych oraz opracowania produktów informacyjnych
 - b)
 - c) z pozyskania danych lotniczych, przetworzenia ich do produktów fotogrametrycznych oraz opracowania produktów informacyjnych,
 - d) Metadane, w tym opracowania graficzne
 - e) Mapa pokrycia terenu WTZ SOE
 - f) Mapy tematyczne WTZ SOE
3. Geofizyka
 - a) Dokumentacja Badań Geofizycznych wykonanych na terenie WTZ Zachem SOE w Bydgoszczy w celu oceny składowisk SOE i SP (odpady)
 - b) Dokumentacja Badań Geofizycznych wykonanych na terenie WTZ Zachem SOE w Bydgoszczy (grunty)
4. Odpady
 - a) Karty otworów SOE
 - b) Przekroje geologiczne SOE
 - c) Mapa lokalizacyjna otworów SOE
 - d) Współrzędne wykonanych punktów SOE i SP
 - e) Karty otworów SP
 - f) Przekroje geologiczne SP
 - g) Powykonawcza mapa lokalizacyjna SP
 - h) Dokumentacja fotograficzna SOE i SP

5. Wyniki badań laboratoryjnych odpadów
 - a) SOE wyniki badań laboratoryjnych
 - b) SP wyniki badań laboratoryjnych
 - c) Raporty z badań Eurofins
6. Badania cech fizycznych odpadów SOE i SP
7. Uprawnienia geologiczne
8. Grunty
 - a) Karty otworów wstępne SOE
 - b) Karty otworów szczegółowe SOE
 - c) Przekroje geologiczne SOE SP
 - d) Współrzędne wykonanych punktów wstępne
 - e) Współrzędne wykonanych punktów szczegółowe
 - f) Mapa powykonawcza wstępne SOE
 - g) Mapa powykonawcza szczegółowe SOE
9. Wyniki badań gruntów
 - a) Badania wstępne - laboratoryjne
 - b) Badania szczegółowe - laboratoryjne
 - c) Sprawozdania z poboru wstępne
 - d) Sprawozdania z poboru szczegółowe
 - e) Mapy lokalizacyjne wykrytych zanieczyszczeń wstępne
 - f) Mapy lokalizacyjne wykrytych zanieczyszczeń szczegółowe
10. Wody podziemne i powierzchniowe
 - a) Karty piezometrów
 - b) Lokalizacja piezometrów (mapa)
 - c) Dokumentacja fotograficzna
 - d) Zestawienie wierceń piezometrów
 - e) Badania wody – laboratoryjne
 - f) Sprawozdania z poboru wody
 - g) Mapy lokalizacyjne wykrytych zanieczyszczeń
 - h) Analiza statystyczna wyników
 - i) Mapa jednolitych wód podziemnych i powierzchniowych
11. Model przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń
12. Dokumentacja hydrogeologiczna
 - a) Mapa dokumentacyjna
 - b) Zbiorcze zestawienie wykonanych otworów hydrogeologicznych

- c) Karty otworów hydrogeologicznych
- d) Przekroje hydrogeologiczne
- e) Mapa hydrogeologiczna
- f) Analiza sitowa

13. Osady

- a) Mapa lokalizacyjna wyznaczonych punktów poborów osadów dennych
- b) Badania osadów – laboratoryjne
- c) Mapy lokalizacyjne wykrytych zanieczyszczeń

14. Powietrze atmosferyczne i powietrze gruntowe

- a) Mapa lokalizacyjna wyznaczonych punktów poboru powietrza
- b) Badania powietrza gruntowego – laboratoryjne
- c) Badania powietrza atmosferycznego i pyłów – laboratoryjne
- d) Mapa lokalizacyjne wykrytych zanieczyszczeń

15. Inwentaryzacja przyrodnicza (Raport z przeprowadzonych badań w ramach zakresu B.VII dla WTZ Zachem SOE położonym na terenie dawnych Zakładów Chemicznych ZACHEM w Bydgoszczy)

- a) Baza stwierdzeń – tabele w formacie *.XLS
- b) Baza stwierdzeń – warstwy wektorowe w formacie *.SHP
- c) Mapa wyników inwentaryzacji przyrodniczej
- d) Dokumentacja fotograficzna
- e) Raport z inwentaryzacji przyrodniczej

16. Ocena geotechniczna

- a) Mapa lokalizacyjna SOE SP
- b) Karty otworów wiertniczych SOE SP
- c) Sondowania CPTu SOE SP
- d) Wyniki z badań geofizycznych
- e) Przekroje przez nasyp SOE SP
- f) Przekroje przez składowisko SOE
- g) Wyniki badań laboratoryjnych gruntu SOE SP
- h) Wyniki analizy stateczności SOE SP
- i) Dokumentacja fotograficzna

17. Ocena ryzyka zdrowotnego i ekologicznego (środowiskowego)

- a) Karta wyników wody
- b) Wizualizacja graficzna woda
- c) Karta wyników gleby

- d) Wizualizacja graficzna gleba
- e) Karta wyników odpady
- f) Wizualizacja graficzna odpady
- g) Raport z badań wstępnych - screening
- h) Raport techniczny

18. Dokumenty akredytacji, dokumenty jakościowe

- a) Remea Sp. z o.o.
- b) Eurofins OBiKŚ Polska Sp. z o.o.
- c) ALS POLAND Sp. z o.o.
- d) ALS Czech Republic, s.r.o.

I. Wstęp

Niniejszy dokument został opracowany przez firmę REMEA Sp. z o.o. z siedzibą przy ul. Bonifraterskiej 17, 00-203 Warszawa. Zamawiającym jest Miasto Bydgoszcz z siedzibą przy ul. Jezuickiej 1, 85-102 Bydgoszcz. Podstawą przedmiotowych działań jest Umowa nr WOS/16/2025 zawarta w dniu 28.08.2025 r. pomiędzy ww. stronami. Przedmiotem umowy jest realizacja zamówienia pn. „**Wykonanie kompleksowych ocen stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ ZACHEM – ZIELONA i WTZ ZACHEM – SOE, położonym na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy wraz z projektami planów poprawy stanu środowiska**”.

Przy wykonawstwie ww. Umowy, obligatoryjny jest udział Ekspertów, tj. osób posiadających co najmniej stopień naukowy doktora oraz wiedzę i doświadczenie zawodowe w zakresie:

- 1) inżynierii środowiska;
- 2) geologii, w tym oceny możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku;
- 3) hydrogeologii, w tym oceny możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku;
- 4) toksykologii rozumianej jako ocena wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy, populacje i ekosystemy oraz ocena ryzyka zdrowotnego i środowiskowego wynikającego z zanieczyszczenia środowiska.

Ekspertami z ramienia Wykonawcy są: dr inż. Sylwia Janiszewska (inżynier środowiska), dr inż. Emil Soból (geolog), prof. dr hab. inż. Eugeniusz Koda (hydrogeolog) oraz prof. dr hab. Lidia Wolska (toksykolog).

Niniejszy dokument stanowi **Kompleksową Ocenę Stanu Środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ Zachem SOE, położonym na terenie dawnych Zakładów Chemicznych ZACHEM w Bydgoszczy**.

II. Słownik używanych skrótów i terminów branżowych

Badania screeningowe – badania przesiewowe próbek środowiskowych pod kątem obecności substancji zanieczyszczających środowisko w celu ich zidentyfikowania i określenia ryzyka, jakie stanowią dla ludzkiego zdrowia i środowiska, prowadzące do oznaczenia metodą półilościową występowania substancji organicznych (lotnych i półlotnych) w badanych próbkach dla wykluczenia pominięcia jakiegось z dotychczas nierozpoznanych związków – wskaźników zanieczyszczenia;

CPTu – sondowanie statyczne stożkiem piezoelektrycznym (ang. *Cone Penetration Test with pore pressure measurement*) polegające na statycznym wciskaniu stożka pomiarowego w podłoże oraz rejestracji oporu stożka (q_c), tarcia na tulei ciernej (f_s) i ciśnienia wody porowej (u_2);

Direct Push, DP – technologia wprowadzania próbników w podłoże metodą wciskania statycznego, udarowego lub wibracyjnego. Technologia umożliwia pobieranie próbek gruntów, odpadów, wód podziemnych oraz powietrza porowego, a także wykonywanie pomiarów profilowych in situ, przy ograniczonym naruszeniu badanego ośrodka;

Dokumentacja hydrogeologiczna – opracowanie geologiczne zawierające wyniki badań i analiz dotyczących wód podziemnych oraz warunków hydrogeologicznych danego obszaru. Sporządza się ją m.in. w celu ustalenia zasobów wód podziemnych, określenia ich właściwości oraz oceny wpływu planowanych inwestycji na środowisko wodne;

Inwentaryzacja przyrodnicza – oznacza, zgodnie z art. 3 pkt 4a) Ustawy OOŚ, zbiór badań terenowych przeprowadzanych na potrzeby scharakteryzowania elementów środowiska przyrodniczego w formie opisowej i kartograficznej wraz z opisem metodyki;

KOŚ (Kompleksowa Ocena) – Kompleksowa ocena stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym WTZ Zachem SOE. Analiza danych dotyczących wszystkich istotnych komponentów środowiska oraz ich wzajemnych powiązań, mającym na celu określenie jakości środowiska, stopnia jego przekształcenia oraz wpływu czynników antropogenicznych i naturalnych na jego stan zgodnie z Ustawą z dnia 16 czerwca 2023 r. o wielkoobszarowych terenach zdegradowanych;

Liner – cienkościenny wkład próbnikowy, wykonany z PVC lub RPVC, stosowany w technologiach Direct Push oraz w wierceniach rdzeniowych. Umożliwia pobranie i zabezpieczenie ciągłego odcinka gruntu lub odpadu przy ograniczeniu kontaktu próbki z narzędziem wiertniczym;

Model – matematyczny model przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń;

Otwór badawczy – otwór wykonywany w celu rozpoznania budowy geologicznej, warunków hydrogeologicznych lub geotechnicznych, identyfikacji odpadów oraz pobrania próbek gruntów, odpadów albo wód podziemnych;

Otwór hydrogeologiczny – otwór wykonywany w celu rozpoznania warunków występowania i przepływu wód podziemnych, a także instalacji urządzenia umożliwiającego prowadzenie pomiarów hydrogeologicznych lub pobieranie próbek wody;

PCA – Polskie Centrum Akredytacji; krajowa jednostka akredytująca między innymi laboratoria badawcze, laboratoria wzorcujące oraz jednostki inspekcyjne;

PID – detektor fotojonizacyjny (ang. *Photoionization Detector*) wykorzystywany do orientacyjnego pomiaru stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu atmosferycznym, powietrzu porowym lub przestrzeni nad próbką;

Piezometr – otwór obserwacyjny i badawczy wód podziemnych, nieprzeznaczony do stałej eksploatacji, umożliwiający pomiar położenia zwierciadła wody lub poziomu piezometrycznego oraz, w przypadku odpowiedniej konstrukcji, pobieranie próbek wody do analiz;

Próbka kategorii A o klasie jakości 1 – próbka pobrana metodą pozwalającą na zachowanie naturalnej struktury, wilgotności i składu gruntu w stopniu umożliwiającym oznaczenie właściwości mechanicznych oraz parametrów wymagających materiału praktycznie nienaruszonego;

Próbka mieszana – próbka otrzymana przez połączenie i ujednoludnienie określonej liczby próbek pierwotnych pobranych w obrębie wyznaczonego obszaru, warstwy lub sekcji badawczej;

Próbka reprezentatywna – próbka pobrana zgodnie z określonym planem i procedurą pobierania, której skład i właściwości wiernie odzwierciedlają właściwości badanego materiału, partii, warstwy, sekcji lub obszaru w zakresie cech objętych badaniem;

Próbnik Shelby’ego – cienkościenny próbnik cylindryczny wciskany statycznie w podłoże, wykorzystywany przede wszystkim do pobierania próbek gruntów spoistych o nienaruszonej strukturze;

RMG – rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. z 2015 r., poz. 1277);

RMIIB – rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Budownictwa z dnia 14 lipca 2006 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (t.j. Dz. U. z 2016 r., poz. 1757);

RMŚ – rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. z 2016 r., poz. 1395, z późn. zm.);

Rury osłonowe – rury wprowadzane do otworu wiertniczego w celu stabilizacji jego ścian, zapobiegania ich obrywaniu oraz ograniczenia niekontrolowanego dopływu wód i przemieszczania się materiału pomiędzy poszczególnymi warstwami geologicznymi;

SOE – Staw Sedymentacyjny Epichlorohydryny;

Sekcja badawcza – wydzielona część analizowanego terenu, stanowiąca podstawową jednostkę planowania pobierania próbek oraz oceny stanu powierzchni ziemi;

SP – Składowisko popiołów z elektrociepłowni (ECIII);

Substancja powodująca ryzyko – oznacza, zgodnie z art. 3 pkt 37a) Ustawy POŚ, substancję stwarzającą zagrożenie i mieszaninę stwarzającą zagrożenie, należącą co najmniej do jednej z klas zagrożenia wymienionych w częściach 2–5 załącznika I do Rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1272/2008 z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie klasyfikacji, oznakowania i pakowania substancji i mieszanin, zmieniającego i uchylającego dyrektywy 67/548/EWG i 1999/45/WE oraz zmieniającego Rozporządzenie (WE) nr 1907/2006 (Dz. Urz. UE L 353 z 31.12.2008, str. 1, z późn. zm.), w szczególności substancje powodujące ryzyko, o których mowa w przepisach wydanych na podstawie art. 101a ust. 5 pkt 1) Ustawy POŚ;

Ustawa OOŚ – ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (t.j. Dz. U. z 2024 r., poz. 1112, z późn. zm.);

Ustawa POŚ – ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz.U. z 2025 r. poz. 647, z późn. zm.);

Ustawa WTZ – ustawa z dnia 16 czerwca 2023r. o wielkoobszarowych terenach zdegradowanych (Dz.U. z 2023r. poz. 1719);

Wielkoobszarowy Teren Zdegradowany (WTZ) – zgodnie z art. 2 pkt 7) Ustawy WTZ teren o powierzchni przynajmniej 10 ha, na którym znajduje się składowisko historycznych odpadów przemysłowych lub miejsce gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych wraz z sąsiadującymi obszarami, na których występuje istotne zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska spowodowane emisją z tego składowiska lub miejsca, w rozumieniu art. 3 pkt 4) Ustawy POŚ;

Wiercenie mechaniczne świdrem spiralnym – metoda wykonywania otworów wiertniczych z zastosowaniem mechanicznie obracanego świda spiralnego, który urabia grunt, a następnie transportuje urobek wzdłuż zwojów świda na powierzchnię terenu;

Wiercenie ręczne obrotowe – metoda wykonywania płytkich otworów za pomocą ręcznie obracanego świda, stosowana przede wszystkim w gruntach umożliwiającym utrzymanie stateczności ścian otworu;

Wiercenie rdzeniowane – technologia wykonywania otworów umożliwiającą pobieranie ciągłego lub odcinkowego rdzenia gruntowego, skalnego albo odpadowego w celu określenia budowy profilu oraz pobrania materiału do badań laboratoryjnych;

Wiercenie rurowane – sposób wykonywania otworu z jednoczesnym lub etapowym wprowadzaniem rur osłonowych stabilizujących jego ściany i ograniczających mieszanie materiału pochodzącego z różnych głębokości;

Wiercenie soniczne – technologia wiercenia wykorzystująca drgania mechaniczne o wysokiej częstotliwości, przekazywane na przewód i narzędzie wiertnicze. Ograniczenie oporu tarcia pomiędzy narzędziem a podłożem umożliwia uzyskiwanie wysokiego stopnia odzysku rdzenia, również w gruntach niespoistych, niejednorodnych i materiałach odpadowych;

Wiercenie z zastosowaniem trójnoga – sposób wykonywania otworów przy użyciu konstrukcji trójnogowej wyposażonej w wyciągarkę, służącej do opuszczania i podnoszenia narzędzi wiertniczych, próbników lub rur osłonowych;

WTZ ZACHEM SOE – Wielkoobszarowy Teren Zdegradowany ZACHEM – SOE– powierzchnia ok. 114,9 ha;

Zwierziny – cząstki gruntu, skały lub materiału antropogenicznego powstające w otworze w wyniku urabiającego działania narzędzia wiertniczego, które wynoszone są na powierzchnię za pomocą medium płuczącego lub odpowiedniego urządzenia (na podstawie PN-EN ISO 22475-1:2022-04, pkt 3.3.10);

Żerdzie wiertnicze – elementy przewodu wiertniczego łączące urządzenie wiertnicze z narzędziem roboczym, służące do przenoszenia momentu obrotowego, sił osiowych wcisku i wyciągania, a w zależności od stosowanej technologii również energii uderzenia lub drgań;

(f_s) – jednostkowy opór tarcia rejestrowany na tulei ciernej podczas sondowania CPTu;

(q_c) – opór stożka rejestrowany podczas sondowania statycznego CPT lub CPTu;

(R_c) – wytrzymałość materiału na ściskanie, określana jako stosunek maksymalnej siły ściskającej do pola przekroju badanej próbki.

III. Cel prac i zakres kompleksowej oceny

1. Cel prac

Opracowanie stanowi kompleksową ocenę stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ Zachem SOE, położonym na terenie dawnych Zakładów Chemicznych ZACHEM w Bydgoszczy.

Przeprowadzona ocena stanu zalegających na terenie odpadów, badania powierzchni ziemi, wód powierzchniowych i podziemnych oraz jakości powietrza (atmosferycznego, gruntowego), w tym integracja oraz korelacja wyników badań poszczególnych komponentów środowiska, umożliwiła uzyskanie pełnego i spójnego obrazu przedmiotowego obszaru i stanowiła podstawę do określenia rzeczywistej skali oraz charakteru oddziaływania historycznej działalności obiektu na aktualny stan środowiska. Wyniki kompleksowej oceny stanu środowiska stanowią podstawę do sformułowania wniosków i zaleceń służących opracowaniu projektu poprawy stanu środowiska, w tym wskazania dalszych działań rekultywacyjnych, naprawczych i ochronnych, a także rozwiązań, mających na celu ograniczenie zagrożeń i poprawę stanu środowiska dla obszaru składowiska odpadów przemysłowych.

2. Zakres kompleksowej oceny

Zakres kompleksowej oceny stanu środowiska oraz działań realizowanych w ramach przedmiotowego projektu określono zgodnie z wymaganiami ustawy z dnia 16 czerwca 2023 r. *o wielkoobszarowych terenach zdegradowanych* (Dz.U. 2023 poz. 1719), w szczególności art. 6 ust. 1–2 tej ustawy, określający zakres kompleksowej oceny. Przy realizacji prac uwzględniono również wymagania i wytyczne określone w Opisie Przedmiotu Zamówienia (OPZ – załącznik nr 1) dla przedsięwzięcia pn. „Wykonanie kompleksowych ocen stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ ZACHEM – ZIELONA i WTZ ZACHEM – SOE, położonym na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy

wraz z projektami planów poprawy stanu środowiska”, a także postanowienia umowy zawartej pomiędzy Zamawiającym a Wykonawcą.

Zgodnie z wymaganiami ustawy kompleksowa ocena stanu środowiska obejmowała:

1. badania właściwości odpadów;
2. badania zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z przepisami wydanymi na podstawie art. 101a ust. 5 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska;
3. badania zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych oraz sporządzenie mapy wskazującej położenie wielkoobszarowego terenu zdegradowanego, w tym składowisk historycznych odpadów przemysłowych i miejsc gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych, względem zlewni jednolitych części wód powierzchniowych w rozumieniu art. 16 pkt 20 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne lub jednolitych części wód podziemnych w rozumieniu art. 16 pkt 19 tej ustawy oraz obszarów chronionych w rozumieniu art. 16 pkt 32 tej ustawy;
4. badania zanieczyszczenia powietrza, o ile w ramach badań, o których mowa w pkt 1 lub 2, stwierdzono w odpadach lub powierzchni ziemi obecność substancji lotnych mogących oddziaływać na zdrowie ludzi;
5. inne niezbędne badania konieczne do opracowania projektu planu.

Wskazany zakres zrealizowano w oparciu o prace terenowe, laboratoryjne i analityczne, obejmujące w szczególności:

- wykonanie odwiertów oraz akredytowany pobór próbek gruntów, osadów i odpadów wraz z transportem do badań laboratoryjnych,
- wykonanie analiz laboratoryjnych próbek gleby (warstwy powierzchniowe oraz profile z odwiertów), odpadów i osadów,
- wykonanie analiz laboratoryjnych wód podziemnych oraz wód powierzchniowych,
- przeprowadzenie badań odpadów, w tym testów zgodności,
- wykonanie badań geotechnicznych i geofizycznych (identyfikacja anomalii przestrzennych składowiska),
- wykonanie modelowania warunków gruntowo-wodnych i oceny ryzyka środowiskowego,
- montaż piezometrów wraz z dokumentacją geologiczną i wymaganymi uzgodnieniami,
- wykonanie inwentaryzacji geodezyjnej z wykorzystaniem skaningu laserowego,
- wykonanie badań jakości powietrza w obrębie składowiska,
- opracowanie cyfrowej dokumentacji kartograficznej,

- zapewnienie nadzoru specjalistycznego (geologicznego, hydrogeologicznego, geotechnicznego oraz zarządzania projektem).

W wyniku realizacji powyższych prac pozyskano dane i informacje w zakresie:

1. lokalizacji tj. podania adresu i numerów działek ewidencyjnych oraz całkowitej powierzchni, a także wykazu współrzędnych określających granice składowiska historycznych odpadów przemysłowych lub miejsca gromadzenia historycznych odpadów,
2. ilości nagromadzonych odpadów wyrażonej w m³, przy czym dopuszczono podanie ilości szacunkowej,
3. okresu, w którym odpady były składowane lub gromadzone, lub inne informacje pozwalające na określenie okresu nagromadzenia odpadów, przy czym, gdy nie jest możliwe precyzyjne wskazanie tego okresu, dopuszcza się jego orientacyjne wskazanie,
4. sposobie składowania lub gromadzenia odpadów, przy czym należy wskazać w szczególności czy odpady są zabezpieczone przed wpływem czynników atmosferycznych, znajdują się na otwartej przestrzeni czy w zamkniętym pomieszczeniu, są składowane bezpośrednio na powierzchni ziemi czy w workach, pojemnikach lub luzem,
5. wynikach badań odpadów,
6. budowie geologicznej i hydrogeologicznej wielkoobszarowego terenu zdegradowanego,
7. szacowanej albo potwierdzonej wielkości emisji do gleby, ziemi, wód i powietrza,
8. zasobach środowiska, w szczególności o wodach powierzchniowych, wodach podziemnych, glebie i ziemi oraz powietrzu, na które oddziałuje składowisko historycznych odpadów przemysłowych lub miejsce gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych, w szczególności naruszeniu standardów jakości tych komponentów środowiska, o ile takie dane są dostępne i zostały potwierdzone badaniami,
9. jednolitych częściach wód powierzchniowych, wód podziemnych oraz obszarach chronionych na których znajduje się składowisko historycznych odpadów przemysłowych lub miejsce gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych, wraz z ich lokalizacją na mapie,
10. formach ochrony przyrody, na które oddziałuje składowisko historycznych odpadów przemysłowych lub miejsce gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych,
11. oddziaływaniu składowiska historycznych odpadów przemysłowych lub miejsca gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych na zdrowie ludzi, o ile takie dane są dostępne i zostały potwierdzone badaniami, albo możliwym oddziaływaniu składowiska historycznych odpadów przemysłowych lub miejsca gromadzenia historycznych odpadów przemysłowych na zdrowie ludzi, wynikającym z bliskiej odległości od gruntów uprawnych, ogrodów, parków, placów

zabaw, terenów sportowych, budynków mieszkalnych i użytkowych, zasobów wody pitnej i ujęć wody.

3. Opis zakłóceń w przebiegu badań, wraz z określeniem przyczyn zdarzenia i podjętymi działaniami

Wszelkie zmiany i utrudnienia napotkane podczas realizacji prac terenowych, w tym przesunięcia lokalizacji otworów badawczych, zostały uwzględnione w załącznikach dotyczących poszczególnych zakresów tematycznych. Na mapach przedstawiono zarówno projektowane, jak i rzeczywiście wykonane lokalizacje punktów badawczych a także ich współrzędne, co umożliwia identyfikację oraz ocenę zakresu wprowadzonych zmian.

IV. Uwarunkowania formalno-prawne

Opracowanie Kompleksowej Oceny Stanu Środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ Zachem SOE, położonym na terenie dawnych Zakładów Chemicznych ZACHEM w Bydgoszczy oparto przede wszystkim na zapisach umownych, OPZ i opracowanym Programie Badań, a także oparto m.in. na następujących przepisach i aktach prawnych:

Ustawy:

- Ustawa z dnia 16 czerwca 2023 r. o wielkoobszarowych terenach zdegradowanych (Dz.U. 2023 poz. 1719)
- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2025 poz. 647 z późn. zm.)
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2023 poz. 1587 z późn. zm.)
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz.U. 2025 poz. 960 t.j.)
- Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. – Prawo geologiczne i górnicze (Dz.U. 2026 poz. 69 t.j.)
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. z 2026 r., poz. 670 t.j.)
- Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2026 r., poz. 583 z późn. zm.),
- Ustawa z dnia 13 kwietnia 2016 r. o systemach oceny zgodności i nadzoru rynku (Dz.U. 2025 poz. 568 z późn. zm.)
- Ustawa z dnia 30 sierpnia 2002 r. o systemie oceny zgodności (Dz.U. 2023 poz. 215 z późn. zm.).

Akty wykonawcze:

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395)
- Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2024 poz. 1657)
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2019 poz. 2148),
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475)
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz.U. 2015 poz. 1277)
- Rozporządzenie Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej z dnia 25 kwietnia 2012 r. w sprawie ustalania geotechnicznych warunków posadawiania obiektów budowlanych (Dz.U. 2012 poz. 463)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, Dz.U. 2012 poz. 845,
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (Dz.U. 2013 poz. 1902),
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 grudnia 2011 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących projektów robót geologicznych (Dz.U. 2011 poz. 155)

Normy techniczne:

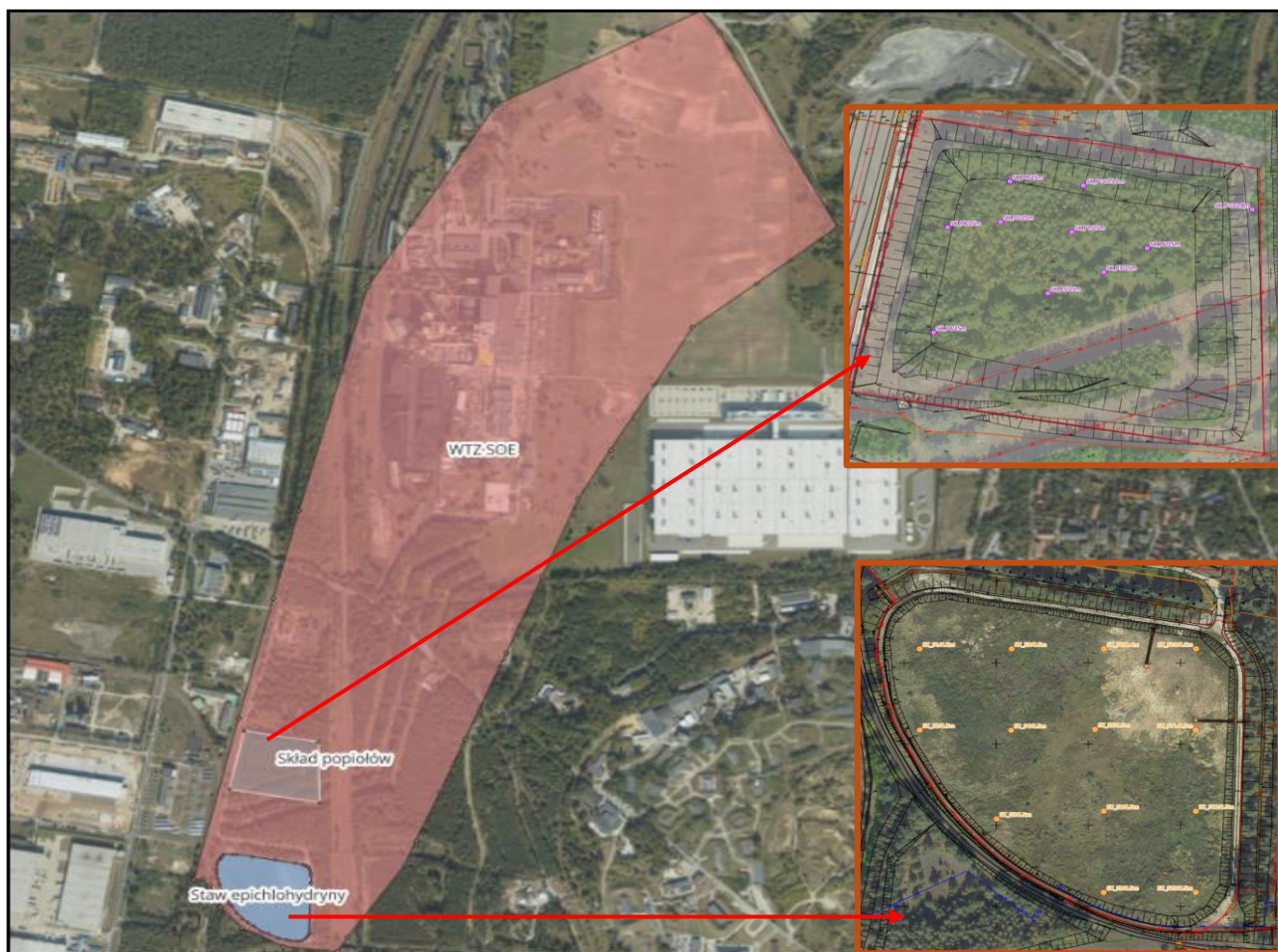
- PN-EN 1997-2:2009 Eurokod 7 – Projektowanie geotechniczne – Część 2: Rozpoznanie i badanie podłoża gruntowego,
- PN-EN ISO 22476-1 Rozpoznanie i badania geotechniczne. Badania polowe. Część 1: Badanie sondą statyczną ze stożkiem elektrycznym lub stożkiem piezo-elektrycznym,
- PN-EN ISO 5667-6:2016-12 - Jakość wody — Pobieranie próbek — Część 6: Wytyczne dotyczące pobierania próbek z rzek i strumieni,
- PN-ISO 10381-1:2008 Jakość gleby — Pobieranie próbek — Część 1: Zasady opracowywania programów pobierania próbek,

- PN-ISO 10381-2:2007 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 2: Zasady dotyczące technik pobierania próbek,
- PN-ISO 10381-3:2007 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 3: Zasady dotyczące bezpieczeństwa,
- PN-ISO 10381-4:2007 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 4: Zasady dotyczące postępowania podczas badań terenów naturalnych, zbliżonych do naturalnych oraz uprawnych,
- PN-ISO 10381-5:2009 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 5: Zasady postępowania podczas badań terenów miejskich oraz przemysłowych pod kątem zanieczyszczenia gleby,
- PN-ISO 10381-6:1998 Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 6: Zasady dotyczące pobierania, obchodzenia się i przechowywania próbek gleby do oceny procesów mikrobiologicznych tlenowych w laboratorium,
- PN-ISO 5667-4:2017-10 - Jakość wody — Pobieranie próbek — Część 4: Wytyczne dotyczące pobierania próbek z jezior naturalnych i sztucznych zbiorników zaporowych,
- PN-ISO-5667-11_2017-10 Jakość wody — Pobieranie próbek — Część 11: Wytyczne dotyczące pobierania próbek wód podziemnych

V. Lokalizacja i charakterystyka terenu

Przedmiotowy obszar znajduje się na terenie dawnych Zakładów Chemicznych ZACHEM S.A. w Bydgoszczy, w południowo-wschodniej części miasta.

Źródło zanieczyszczeń w obrębie wielkoobszarowego terenu zdegradowanego SOE stanowią: staw sedimentacyjny epichlorohydryny oraz składowisko popiołów. Obiekty te zlokalizowane są w południowej części WTZ (rysunek 1). Teren stawu sedimentacyjnego epichlorohydryny (SOE) jest obecnie porośnięty gęstą roślinnością (trawy) – stan na lipiec 2026 r. Wokół stawu ułożone są betonowe płyty. Na obszarze składowiska popiołów (SP) znajdują się liczne drzewa, które pokrywają całą południową część WTZ z wyłączeniem stawu sedimentacyjnego epichlorohydryny. W środkowej części WTZ SOE zlokalizowane są zabudowania Zespołu Elektrociepłowni Bydgoszcz S.A. Północną część terenu WTZ stanowią tereny zielone z nielicznymi drzewami. Teren WTZ otoczony jest zakładami przemysłowymi (od wschodu graniczy z Zakładami Chemicznymi NITRO-CHEM S.A.), halami, magazynami, hurtowniami i siedzibami firm. Na terenie WTZ SOE nie występują formy ochrony przyrody.



Rysunek 1 Teren wielkoobszarowego terenu zdegradowanego (WTZ) – SOE położonym na terenie Zakładów Chemicznych „ZACHEM”

VI. Ogólna analiza historyczna i identyfikacja źródeł zanieczyszczeń na terenie WTZ SOE

W przeszłości w sąsiedztwie terenu WTZ SOE prowadzona była obszerna i wielobranżowa działalność przemysłowa, m.in. produkcja barwników i pigmentów, chemikaliów nieorganicznych i organicznych, tworzyw sztucznych, czy też farb i lakierów, klejów. Wśród rodzajów działalności można również wymienić wywóz śmieci i odpadów, unieszkodliwianie odpadów, czy odprowadzanie ścieków.

Na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym występują historyczne składowiska, na których gromadzono odpady przemysłowe. Według dostępnych danych szacuje się, że powierzchnia **składowiska SOE** wynosi ok. 2,0 ha i **składowiska SP** – ok. 1,9 ha, a szacunkowa ilość zdeponowanych odpadów na SOE sięga ok. 172 200 m³, przy czym na SP – ok. 90 000 m³.

Datuje się, że na Stawie Sedymentacyjnym Epichlorohydryn (SOE) gromadzone były odpady przemysłowe w latach 1977-2001 r., a na Składowisku Popiołów z EC-III, odpowiednio w latach 1974-1992 r. W obrębie składowiska SOE gromadzone były odpady w postaci: gipsu, szlamu solankowego,

szlamów węgla z zasoleniem chlorkami, siarczanami i związkami organicznymi oraz osady z Centralnego Zbiornika Uśredniającego, wody pochłódnicze z Baterii Wyparnej ługu sodowego (1984-1996), a także osady z ISO, ustabilizowane komunalne osady ściekowe, odpady drewna zawierające korę. Na składowisku SP gromadzono głównie szlam solankowy z Elektrolizy Solanki oraz popiół i pył z elektrociepłowni.

Na składowisku SOE składowano odpady w taki sposób, że surowe ścieki z produkcji epichlorohydryny, posiadające dużą zawartość jonów wapnia i odczyn silnie alkaiczny, były neutralizowane kwasem siarkowym i wtłaczane do stawu, następnie sedymentowały, powstała ciecz nadosadowa była odprowadzana do kanalizacji zakładowej, a siarczan wapnia /gips/ pozostawał w zbiorniku. Staw był budowlą ziemną z niecką częściowo zagłębioną poniżej poziomu terenu, a częściowo obwałowaną powyżej poziomu terenu.

Na składowisku popiołów odpady poprodukcyjne z EC-III przyjmowane były w postaci pulpy popiołowo-żuźlowej. Na składowisku następowało opadanie cząsteczek żużla, następnie popiołu, a woda nadosadowa zbierała się na wierzchu. Wody nadosadowe wsiąkały w podłoże i trafiały do drenażu odwadniającego składowisko, a następnie do kanalizacji obojętnej Z.Ch. Zachem. Poprzednio obiekt był wykorzystywany jako zbiornik szlamu solankowego z oczyszczania solanki. Powstał w latach 50. XXw., kiedy Z.Ch. Zachem realizowały program związany z produkcją chloru i jego pochodnych.

VII. Inwentaryzacja geodezyjna

1. Metodyka pozyskania i przetworzenia danych lotniczych

W celu pozyskania zasobu danych lotniczych wykonany został nalot fotogrametryczny samolotem przystosowanym do wykonywania prac fotolotniczych. Wykonano dwa plany nalotów. Pierwszy do pozyskania danych hiperspektralnych HS. Dla samolotu wyposażonego w zestaw skanerów hiperspektralny HySpex VS-725: dwa skanery SWIR-384 i jeden VNIR-1800, plan nalotu obejmował 12 szeregów (Rysunek 2).



Rysunek 2 Plan nalotu HS

Drugi plan nalotu dla samolotu wyposażonego w skaner laserowy Riegl - VQ780-II do pozyskania danych lotniczego skanowania laserowego ALS oraz kamerę PhaseOne - iXM-100 50mm do pozyskania danych obrazowych RGB. Plan składał się z czterech szeregów. Projekt planu przedstawiono na rycinie (Rysunek 3).



Rysunek 3 Plan nalotu ALS+RGB

Pozyskano następujące dane źródłowe:

a) Dane ALS

Dane lotniczego skanowania laserowego (ALS) pozyskane skanerem Riegl VQ-780II zostały przetworzone do chmury punktów o gęstości 15 punktów na m² w pojedynczym szeregu. Pokrycie poprzeczne szeregów pozwoliło na podwójne pokrycie obszaru skanem laserowym. Wyniki skanowania zostały poddane procesowi ekstrakcji sygnału, wzajemnego wpasowania szeregów, georeferencji oraz klasyfikacji chmury punktów w standardzie ASPRS. Produktem finalnym opracowania jest chmura punktów w formacie LAZ w cięciu arkuszowym 500m x 500m. Dane zostały dostarczone w układzie współrzędnych płaskich 2000 strefa 6 (EPSG:2177) oraz układzie współrzędnych wysokościowych Amsterdam (PL-EVRF2007-NH). Błąd średni wysokości i położenia nie przekroczył 10 cm.

Wygenerowanie chmury punktów (ekstrakcja, kalibracja, georeferencja):

Dane pozyskane podczas nalotu fotogrametrycznego zostały poddane ekstrakcji za pomocą programu RiProcess – dedykowanego oprogramowania służącego do przygotowania chmury punktów ze skanera firmy Riegl.

Przy wykorzystaniu obliczonej trajektorii lotu chmurę punktów w postaci szeregów skalibrowano i powiązano na podstawie automatycznie generowanych powierzchni łączących poszczególne szeregi.

Następnie chmurę punktów wyrównano do powierzchni referencyjnych z terenu. Tak przygotowana chmura została wyeksportowana do układu PUWG 2000s6 w formacie LAZ 1.4

Obniżenie atrybutu wysokości chmury punktów do geoidy (PL-EVRF2007):

Za pomocą oprogramowania LasTools nadano punktom układ wysokościowy PL-EVRF2007.

Podział chmury na arkusze:

Dane zostały podzielone na arkusze robocze na podstawie lokalizacji w programie TerraScan.

Klasyfikacja chmury punktów:

Klasyfikacja została wykonana poprzez odpowiednio dobrane algorytmy w programie TerraScan. Po klasyfikacji automatycznej cały obszar projektu został poddany klasyfikacji manualnej przez operatorów.

Chmura punktów została sklasyfikowana na następujące klasy:

- klasa 1 – punkty przetwarzane, ale niesklasyfikowane,
- klasa 2 – punkty leżące na gruncie,
- klasa 3 – punkty reprezentujące niską roślinność, tj. w zakresie 0 - 0,39 m,
- klasa 4 – punkty reprezentujące średnią roślinność, tj. w zakresie 0,40 – 1,99 m,
- klasa 5 – punkty reprezentujące wysoką roślinność, tj. w zakresie powyżej 2,00 m,
- klasa 6 – punkty reprezentujące budynki, budowle oraz obiekty inżynierskie jak mosty, wiadukty, zapory, inne konstrukcje,
- klasa 7 – szum (punkty omyłkowe „niskie”, tj. pod ziemią, „wysokie”, tj. ponad budynkami i wegetacją),
- klasa 9 – punkty reprezentujące obszary pod wodami (cieki, jeziora, stawy).

b) Dane hiperspektralne

Dane hiperspektralne zostały pozyskane zestawem skanerów HySpex VNIR-1800 oraz dwóch skanerów SWIR-384. Taki zestaw umożliwił pokrycie obszaru danymi o jednakowej wielkości piksela wynoszącej 0,5 m w całym zakresie spektralnym od 400 do 2500 nm. Wykonane zostały również pomiary spektrometrem terenowym w celu przeprowadzenia procesu kontroli jakości lotniczych danych hiperspektralnych. W terenie zmierzonych zostało 5 punktów pomiarowych. Różnica pomiędzy wartościami krzywych odbicia spektralnego z pomiarów terenowych a krzywymi z obrazu nie przekroczyła 10% RMSE. Wykonano również parametryczną korekcję geometryczną oraz korekcję atmosferyczną obrazów hiperspektralnych. W ramach procesu mozaikowania obrazów w oprogramowaniu PARGE, wszystkie szeregi zobrazowań zostały połączone w mozaikę hiperspektralną o rozdzielczości przestrzennej 0,5 m.

c) Dane RGB

Wysokorozdzielcze dane obrazowe zostały pozyskane kamerą PhaseOne IXM-100_50mm. Wielkość piksela danych RGB wyniosła 5 cm. Ze zdjęć RGB wykonana została ortofotomapa - jednolity obraz o cechach kartometrycznych, umożliwiający precyzyjne wyznaczanie położenia elementów terenowych. Zdjęcia poddane zostały aerotriangulacji i wyrównaniu tonalnemu oraz połączone w ortofotomapę.

2. Opracowane produkty informacyjne

Z danych lotniczych przetworzonych do produktów fotogrametrycznych wykonane zostały produkty informacyjne stanowiące zasób informacji o terenie wspierający inwentaryzację i analizę środowiska.

Wykonane zostały:

- Ortofotomapa RGB
- Model terenu
- Mapa pokrycia terenu
- Ekstrakcja cech z danych hiperspektralnych

Dla produktów zostały opracowane metadane (godło, rozdzielczość, źródło danych, układy współrzędnych, format, moduł archiwizacji, aktualność, data)

a) Ortofotomapa RGB

Trzykanałowa ortofotomapa RGB w rastrowym formacie GeoTIFF w cięciu arkuszowym, przekazana wraz z siatkami skorowidzowymi w formacie wektorowym. Wielkość piksela ortofotomapy wynosi 5 cm. Dane zostały dostarczone w układzie współrzędnych płaskich 2000 strefa 6 (EPSG:2177).

b) Model terenu

Numeryczny Model Terenu (NMT) został opracowany w programie TerraSolid poprzez wygenerowanie rastra o wielkości piksela 0,5 m, utworzonego na podstawie modelu trójkątowego (TIN) zbudowanego z chmury punktów lotniczego skanowania laserowego, zaklasyfikowanych do klas: 2 – punkty gruntu oraz 9 – wody. Zastosowanie modelu trójkątowego umożliwiło przypisanie wartości wysokości (Z) do poszczególnych komórek siatki w obszarach o obniżonej gęstości chmury punktów, co pozwoliło na uzyskanie pełnego i spójnego modelu. Dane zostały zapisane w układzie współrzędnych płaskich 2000 strefa 6 (EPSG:2177) oraz układzie współrzędnych wysokościowych Amsterdam (PL-EVRF2007-NH). Błąd średni wysokości i położenia nie przekracza: 10 cm.

Wykonano również dwa dodatkowe modele - Numeryczny Model Pokrycia Terenu (NMPT) oraz Model Pokrycia Roślinnością (CHM od ang. Canopy Height Model). NMPT wykonano metodą analogiczną do

NMT, wykorzystując punkty zaklasyfikowane do klas 2, 3, 4, 5, 6 oraz 9. CHM wykonano tworząc model z punktów zaklasyfikowanych do klas 2, 3, 4, 5 oraz 9 znormalizowanej wysokościowo chmury punktów.

c) Mapa pokrycia terenu

Mapa pokrycia terenu została opracowana w procesie łączącym kilka metod analizy i przetwarzania danych teledetekcyjnych, w tym:

- fotointerpretację,
- analizy geoprzestrzenne,
- algebrę rastrową.

Produkt został oparty o pozyskane w ramach projektu dane lotnicze:

- ortofotomapę RGB,
- dane hiperspektralne,
- dane ALS.

Dodatkowym źródłem informacji o terenie były dane zewnętrzne w postaci mapy zasadniczej.

Na Mapę pokrycia terenu składają się 3 warstwy wektorowe. Wynika to z potrzeby uwzględnienia struktury pionowej pokrycia terenu. Warstwą podstawową jest warstwa prezentująca pokrycie terenu na poziomie gruntu ("Mapa_pokrycia_terenu_v1_2_0.shp"). Dwie kolejne warstwy prezentują obiekty znajdujące się nad gruntem:

- roślinność wysoka i średnia – warstwa „Mapa_pokrycia_terenu_roslinnosc_wysoka_v1_2_0.shp
- obiekty infrastruktury napowietrznej – warstwa "Mapa_pokrycia_terenu_obiekty_napowietrzne_v1_2_0.shp".

łącznie, na wszystkich 3 warstwach wydzielono 16 klas pokrycia terenu. Szczegółowe informacje o legendzie znajdują się w Tab. 6 Szczegółowy opis legendy Mapy pokrycia terenu (Załącznik 2b).

Mapa pokrycia terenu została przekazana w formacie wektorowym shp oraz formacie rastrowym GeoTiff.

Na podstawie opracowanych warstw tematycznych wygenerowano wizualizacje kartograficzne pokrycia terenu w postaci plików w formatach pdf (Załącznik 2d).

d) Ekstrakcja cech z danych hiperspektralnych

Produktem ekstrakcji cech z danych hiperspektralnych jest zbiór wskaźników spektralnych. Obliczono 97 wskaźników spektralnych będących kombinacją algebraiczną kanałów o różnych długościach fal oraz wynik transformacji Minimum Noise Fraction. Przetworzenia wykonano w oprogramowaniu ENVI - dedykowanym

do przetwarzania danych hiperspektralnych. Pełna lista wskaźników spektralnych załączona jest w pliku „Lista_wskaźników_spektralnych.docx (Załącznik 2).

e) Mapa do celów projektowych

Mapa będzie stanowiła część opracowania „Projektu Planu Poprawy Stanu Środowiska” i nie stanowi załącznika do niniejszego raportu.

Szczegóły dotyczące metodyki, sposobu prowadzenia prac i efektu wykonanych prac umieszczono w dokumentach pn. „Metodyka pozyskania danych lotniczych, przetworzenia ich do produktów fotogrametrycznych oraz opracowania produktów informacyjnych” (załącznik 2a) i „Raport z pozyskania danych lotniczych, przetworzenia ich do produktów fotogrametrycznych oraz opracowania produktów informacyjnych” (załącznik 2b) w ramach projektu „Wykonanie kompleksowych ocen stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ ZACHEM –ZIELONA i WTZ ZACHEM –SOE, położonym na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy wraz z projektami planów poprawy stanu środowiska.” Jednocześnie w załączniku 2c do Raportu uwzględniono metadane, w tym opracowania graficzne, uzyskane w wyniku wykonanej inwentaryzacji geodezyjnej. Raport z opracowania map tematycznych WTZ ZACHEM – SOE (załącznik nr 2e) wskazuje na zróżnicowanie kondycji roślinności i warunków wodnych na analizowanym obszarze. Analiza anomalii podłoża wykazała występowanie lokalnych obszarów degradacji lub zagrożenia degradacją. Nie stwierdzono statystycznie istotnych zależności pomiędzy poziomem zanieczyszczeń gleby a kondycją roślinności. Jednocześnie obserwowane kierunki zależności były zgodne z potencjalnym oddziaływaniem fitotoksycznym części zanieczyszczeń, jednak ze względu na ograniczoną liczebność próby zależności te nie zostały potwierdzone statystycznie.

VIII. Wykonanie oceny składowisk SOE i SP

1. Metodyka badań

1.1. Badania geofizyczne

Metoda tomografii elektrooporowej ERT - opis metody

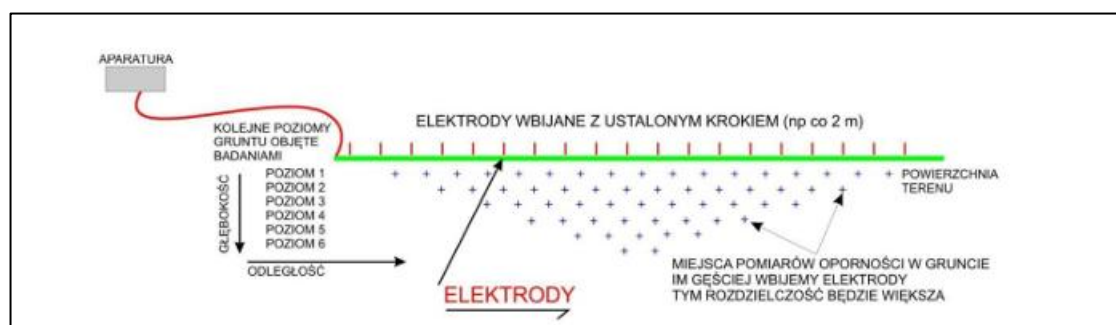
Metoda tomografii elektrooporowej (ERT - Electrical Resistivity Tomography) została opracowana pod koniec XX w. i została szeroko opisana np. w pracach: Loke i Barker, 1996, Loke i in. 2015, Loke 2016, Mościcki i Antoniuk 1998, Samouelian i inni 2005 oraz Zhadov i Keller 1994. W metodzie ERT rozkład oporności elektrycznej ośrodka modeluje się blokami w układzie 2D. Modelowanie takie umożliwia

określenie zróżnicowania oporności ośrodka w kierunku pionowym i poziomym na powierzchni przekroju wzdłuż linii układu pomiarowego.

Zasadniczą cechą pomiarów metodą tomografii elektrooporowej jest rozmieszczenie wzdłuż linii profilu, na którym wykonane mają zostać badania, dużej ilości elektrod pomiarowych. Elektrody były rozmieszczone w równych odległościach od siebie, podłączone kablem wielożyłowym do aparatury pomiarowej, która dokonywała automatycznej akwizycji pomiarów: natężenia prądu (I , mA) oraz różnicy potencjałów (ΔV , mV) i na tej podstawie obliczała wartości oporności pozornej (ρ , Ωm). Oprogramowanie sterujące pracą aparatury pomiarowej umożliwia wykonanie pomiaru oporności elektrycznej dla konkretnej kombinacji kilku par elektrod (AB-prądowych i MN-pomiarowych) spośród wszystkich podłączonych do kabla wielożyłowego.

Dla wybranej kombinacji elektrod był wykonywany pomiar wartości oporności pozornej, przy uwzględnieniu typu pomiaru (gradient) i bieżącej geometrii rozstawu.

Uproszczony schemat pomiarów wykonywanych metodą ERT przedstawiono na Rys. 4.



Rysunek 4 Schemat metodyki pomiarów tomografii elektrooporowej (Pacanowski i in., 2016 za Loke, 2016)

Po wykonaniu pomiaru następuje automatyczny wybór kolejnej kombinacji elektrod (AB i MN) spośród przyłączonych do kabla, na podstawie wprowadzonego do pamięci aparatury wybranego protokołu pomiarowego. Efektem końcowym serii pomiarów są rozkłady oporności pozornej w skali głębokości pozornej. Zbiór uzyskanych w ten sposób wyników został następnie zwizualizowany, przetwarzany oraz zinterpretowany jakościowo i ilościowo w celu rozpoznania podłoża.

Przebieg badań terenowych metodą ERT był następujący:

- wytyczono przebieg profili geoelektrycznych w terenie,
- wszystkie elektrody znajdujące się na aktywnej linii pomiarowej były zlokalizowane jak najbliżej linii prostej,
- odległości między kolejnymi elektrodami na profilu były równe,

- odległości między elektrodami były odmierzane głównie przy pomocy kabla pomiarowego o określonej długości odcinków pomiędzy złączami elektrod do stosowania jako uproszczonej taśmy mierniczej, ewentualnie taśmą mierniczą lub przy pomocy przyrządów geodezyjnych,
- pomiary geodezyjne były wykonywane w miejscu łączenia kabli pomiarowych oraz w miejscach przegięć terenu,
- przed wykonaniem pomiarów właściwych, kontrolowano wartości oporów uziemień wszystkich elektrod wchodzących w skład układu pomiarowego,
- pomiarowy geofizyczny dążył, aby wartości oporów uziemień były zgodne z zalecanymi przez producenta danej aparatury pomiarowej. W przypadku, gdy opory uziemień były za duże, podjęto próby zmniejszenia ich poprzez: powtórny montaż elektrody, głębsze jej wbicie, grupowanie elektrod lub polanie gruntu otaczającego elektrodę wodą.

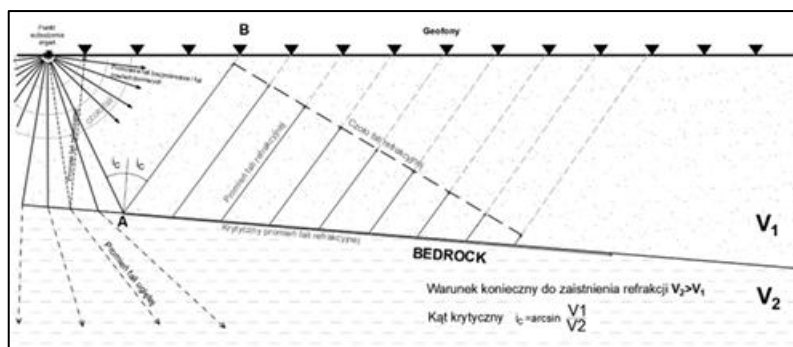
Pomiary terenowe prowadzono metodą roll-along. Metodyka ta polega na przenoszeniu kabli na czoło profilu. Przenoszenie kabla z pierwszej pozycji na ostatnią daje możliwość wykonania dłuższych, ciągłych profili z ciągłym pomierzeniem rozkładu oporności el. podłoża projektowanej trasy.

Metoda tomografii elektrooporowej ERT przy wykonanej konfiguracji pomiarowej objęła zasięgiem prospekcji ok. 15 m p.p.t. w obrębie składowisk dogęszczone profilami o prospekcji ok. 30 m p.p.t. zgodnie z opisem przedmiotu zamówienia.

W kontekście postawionego zadania uzyskane wyniki oporności elektrycznej pozwoliły na wskazanie możliwych granic litologicznych obszaru objętego badaniami, ze szczególnym uwzględnieniem stref gruntu o zmienionych parametrach fizycznych, które mogą wskazywać na zaleganie składowanych odpadów. Wyniki na mapach elektrooporowych slice 3D pozwoliły wskazać wstępnie obszary, w obrębie których może dochodzić do infiltracji w głąb ośrodka wysoko zmineralizowanych odcieków ze składowisk. Uzyskane wyniki mają charakter przybliżony ze względu na możliwe zakłócenia w rozkładzie oporności oraz zróżnicowanie i chemizm składowanych odpadów.

Metoda tomografii sejsmicznej SRT_P - opis metody

Idea metody sejsmiki refrakcyjnej polega na założeniu, iż fala sejsmiczna rozchodzi się sferycznie w górotworze, od punktu wzbudzenia drgań, następnie dociera do granicy refrakcyjnej, na niej ulega załamaniu i ślizga się po jej powierzchni, a następnie powraca do powierzchni ziemi, gdzie jest rejestrowana przez czujniki (geofony) (Rys. 5). Aparatura sejsmiczna dokonuje automatycznego zapisu czasu przejścia fali od momentu jej wzbudzenia do momentu zarejestrowania przez geofon.



Rysunek 5 Schemat ideowy rozchodzenia się promieni fal sejsmicznych w podłożu, V_1 , V_2 - prędkości fal sejsmicznych, odpowiednio w warstwie 1 i warstwie 2

Badania wykonano w układzie pomiarowym składającym się z rejestrującej aparatury pomiarowej, odbiorników (geofonów) o częstotliwościach własnych 10 Hz rozmieszczonych wzdłuż profilu pomiarowego co 2 m. Punkty wzbudzenia drgań rozmieszczono równomiernie co czwarty geofon. Sygnał był wzbudzany uderzeniem młota o masie 10 kg w stalową płytę.

Wynikiem pomiaru jest rozkład prędkości fali podłużnej V_p wzdłuż wytyczonego profilu.

W kontekście postawionego zadania istotne jest wyznaczenie rozkładu prędkości fal sejsmicznych V_p . Wartości prędkości zostały ocenione na podstawie poniższej klasyfikacji (Tab.1).

Tabela 1 Klasyfikacja gruntów i skał ze względu na prędkość fali podłużnej na podstawie badań geofizycznych metodami sejsmicznymi

Termin opisujący prędkość rozchodzenia się fali podłużnej V_p w gruntach i skałach	Prędkość fali podłużnej V_p [m/s]
Bardzo niska	$V_p < 600$
Niska	$600 > V_p < 1500$
Średnia	$1500 > V_p < 2000$
Wysoka	$2000 > V_p < 3000$
Bardzo wysoka	$V_p > 3000$

Warunkiem koniecznym dla stosowalności metody SRT jest wzrost prędkości fali sejsmicznej wraz z głębokością, ponieważ metoda ta opiera się na założeniu, iż fale sejsmiczne załamują się na granicach warstw o coraz większej prędkości propagacji. Jeżeli w profilu geologicznym występuje warstwa o niższej prędkości pod warstwą o wyższej prędkości, fale mogą zostać w niej uwięzione lub zniekształcone, co uniemożliwia poprawną interpretację obrazu głębszych struktur. Prospekcja metody jest więc zależna od jednorodności ośrodka i wzrostu prędkości fali wraz z głębokością. Na badanym terenie przy obecnych czynnikach (głębokości stropu refrakcyjnego, długości profilu, energii wzbudzenia, zakłóceń,

ew. tłumienia osadów przypowierzchniowych) udało się osiągnąć prospekcję ok. 15-20 m. Na podstawie badań sejsmicznych wskazano głębokość do stropu gruntów izolujących.

Szczegóły dotyczące metodyki i sposobu prowadzenia prac umieszczono w dokumencie pn. „Dokumentacja Badań Geofizycznych wykonanych na terenie WTZ Zachem SOE w Bydgoszczy w celu oceny składowisk SOE i SP” w ramach projektu „Wykonanie kompleksowych ocen stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ ZACHEM – ZIELONA i WTZ ZACHEM – SOE, położonym na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy wraz z projektami planów poprawy stanu środowiska.”, który stanowi załącznik nr 3a oraz 3b do KOŚŚ.

1.2. Badania odpadów

Do realizacji prac w zakresie badania odpadów zastosowane zostały techniki wierceń umożliwiające osiągnięcie założonych głębokości. Wykorzystana została technologia typu direct-push, oparta na kombinacji młota wibracyjnego i głowicy obrotowej z próbnikami wyposażonymi w wewnętrzne „linery”. Rozwiązanie to dało możliwość poboru próbek gruntu w stanie możliwie nienaruszonym, co jest kluczowe dla dalszych badań laboratoryjnych. Na znaczących głębokościach przekraczających 30m w nawodnionych utworach piaszczystych, zastosowano techniki wierceń sonicznych z rdzeniem zabezpieczonym „linerami” z uwagi na techniczne ograniczenia technologii direct-push. W metodzie wiercenia *direct push* próbki gruntu pobierane są do cienkościennych rurek RPVC o średnicy zewnętrznej przy technologii direct push 32,0 - 53,0 mm.

Prace wiertnicze prowadzono w odcinkach nieprzekraczających 2 m, umożliwiające precyzyjne pobieranie próbek i szczegółową dokumentację litologiczną. Głębokość wierceń potwierdzona na podstawie wyników analiz badań geofizycznych, docelowa głębokość otworów wyniosła około 5 m poniżej stropu ciągłej warstwy słabo przepuszczalnej (takiej jak gliny zwałowe, iły neogenu lub paleogenu) bądź do spągu zanieczyszczenia, jeśli zidentyfikowano je na większej głębokości.

Pobór próbek odpadów prowadzony był zgodnie z opracowanym schematem lokalizacji punktów badawczych oraz przy zachowaniu wszystkich wymagań wynikających z obowiązujących norm i przepisów prawa, w szczególności serii PN-ISO 10381 dotyczących zasad pobierania, postępowania i przechowywania próbek. Cały proces prowadzony był w sposób zapewniający reprezentatywność materiału badawczego, a także bezpieczeństwo pracowników i ochronę środowiska.

Każdy punkt badawczy został trwale oznaczony w terenie oraz naniesiony na mapy dokumentacyjne, które stanowią załączniki 4c oraz 4g. Pobieranie próbek odbywało się pod nadzorem osoby posiadającej uprawnienia geologiczne, odpowiedzialnej za prawidłowy przebieg prac terenowych, bieżące dokumentowanie czynności oraz weryfikację zgodności realizacji z projektem badań.

Pobrany materiał został umieszczony w sterylnych, jednorazowych pojemnikach minimalizujących ryzyko kontaminacji próbek. Każda próbka została dokładnie oznakowana, opisana oraz zarejestrowana w dzienniku poboru, co umożliwi jednoznaczną identyfikację jej pochodzenia, głębokości pobrania oraz warunków środowiskowych. Następnie próbki zostały niezwłocznie przekazane do laboratorium posiadającego certyfikat akredytacji PCA, co gwarantuje wysoką jakość i wiarygodność analiz.

1.3. Analiza geostatystyczna

Analiza geostatystyczna parametrów jest przestrzenną interpretacją danych punktowych, pozwalającą na stworzenie mapy rozkładu przestrzennego analizowanej zmiennej na podstawie nieregularnie rozłożonych punktów danych wejściowych XYZ, gdzie zazwyczaj XY to współrzędna punktu pomiarowego, a Z to wartość pomierzona w tym punkcie. Pozwala zatem na szacowanie wartości zmiennej w miejscach, gdzie nie były one mierzone.

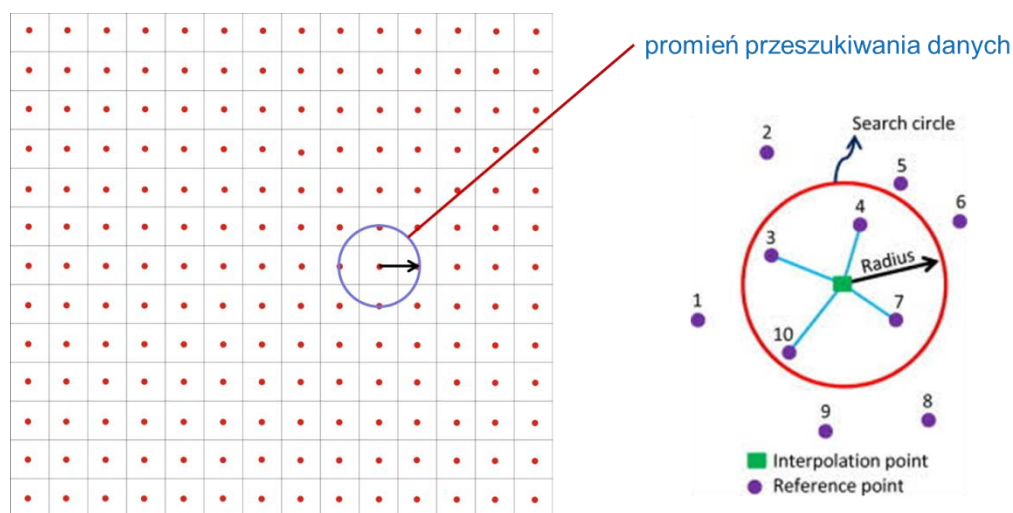
Utworzenie dowolnej mapy wymaga istnienia regularnej siatki wartości dla prezentowanej powierzchni. Proces przetworzenia nieregularnie położonych punktów XYZ w regularną siatkę wartości nazywany jest *gridingiem*. Jest to proces interpolacji wartości funkcji w węzłach regularnej siatki XY na podstawie wartości funkcji w wejściowych punktach XYZ. Schemat zasady tworzenia siatki w metodzie gridingu przedstawiono na Rysunku 6.



Rysunek 6 Schemat tworzenia siatki w metodzie gridingu

Istnieje wiele metod interpolacji, za pomocą których powstaje regularna siatka mapy, a jej wybór zależy od charakteru danych. Najpopularniejszą metodą interpolacji jest metoda krigingu. W metodzie tej, wartości w węzłach siatki obliczane są jako wartość średniej ważonej, a błąd oszacowania minimalizowany jest poprzez uwzględnienie odległości oraz autokorelację przestrzenną między punktami. Inaczej mówiąc, zmienne nie są traktowane jako losowe (jak to ma miejsce w przypadku zwykłej statystyki), ale na założeniu, że dane znajdujące się bliżej siebie są bardziej podobne (tzw. zjawisko autokorelacji przestrzennej). Obliczenia odbywają się wewnątrz obszaru estymacji

(obszaru wyszukiwania próbek) o określonym promieniu R (Rysunek 7), w obrębie którego punktom pomiarowym przydziela się odpowiednie wagi zwane współczynnikami kriginu w taki sposób, aby zminimalizować średniokwadratowy błąd estymacji (wariancję kriginu), tzn. większe wagi przypisuje się punktom położonym bliżej badanego.



Rysunek 7 Schemat obrazujący promień przeszukiwania danych w metodzie kriginu

Do analizy wybranych parametrów fizykochemicznych odpadów zdeponowanych na składowiskach odpadów WTZ SOE wykorzystano metodę kriginu zwyczajnego (ang. *ordinary kriging*) z automatycznym dopasowaniem parametrów obliczeniowych, a ze względu na niewielką ilość punktów pomiarowych przeszukiwanie wykonano z uwzględnieniem wszystkich punktów pomiarowych.

Należy mieć również na uwadze, że mała ilość punktów pomiarowych (mniej niż 30) w analizie geostatystycznej uniemożliwia poprawne określenie kierunku zmian analizowanych parametrów i obarczona jest większym błędem szacunkowym. Porównano jednak otrzymane mapy z innymi metodami gridingu (IDW – Inverse Distance Weighting oraz Metoda najbliższego sąsiada) i metoda kriginu mimo niewielkiej ilości danych wejściowych dała najlepsze rezultaty obliczeniowe.

2. Ocena składowisk odpadów

2.1. Składowisko SOE

2.1.1. Badania geofizyczne i rozpoznanie składowiska SOE

a) Badania geofizyczne na składowisku SOE

Dla składowiska SOE wykonano nieinwazyjne badania geofizyczne w celu wstępnej oceny zasięgu odpadów (ustalenia rzeczywistych rozmiarów składowisk i występowania izolacji).

Metodami nieinwazyjnymi, geofizycznymi, przy pomocy tomografii elektrooporowej ERT i tomografii refrakcyjnej (SRT) określono rozkład oporności elektrycznych podłoża gruntowego oraz rozkład fal podłużnych na terenie WTZ Zachem SOE. Badania geofizyczne wykonano pod kątem oceny zalegania odpadów na składowisku SOE.

Uzyskane wyniki oporności elektrycznej pozwoliły na wskazanie możliwych granic litologicznych obszaru objętego badaniami, ze szczególnym uwzględnieniem stref gruntu o zmienionych parametrach fizycznych, które mogą wskazywać na zaleganie składowanych odpadów. Dodatkowo, pozwoliły wskazać wstępnie obszary, w obrębie których może dochodzić do infiltracji w głąb ośrodka wysoko zmineralizowanych odcieków ze składowisk. Należy zaznaczyć, że uzyskane wyniki mają charakter przybliżony ze względu na możliwe zakłócenia w rozkładzie oporności oraz zróżnicowanie i chemizm składowanych odpadów.

W przypadku metody SRT, warunkiem koniecznym dla jej stosowalności jest wzrost prędkości fali sejsmicznej wraz z głębokością, ponieważ metoda ta opiera się na założeniu, iż fale sejsmiczne załamują się na granicach warstw o coraz większej prędkości propagacji. Na podstawie badań sejsmicznych wskazano głębokość do stropu gruntów izolujących.

Metoda tomografii elektrooporowej ERT

Przy interpretacji geologicznej otrzymanych wyników przetwarzania danych pomiarowych przyjęto kilka założeń, wynikających z ogólnej znajomości zarówno fizycznych właściwości gruntów występujących na terenie badań, jak i ogólnej znajomości charakteru badań elektrooporowych. Przy interpretacji zgeneralizowano rozkład wartości oporności dzieląc ośrodek głównie ze względu na to czy dane oporności zaliczane będą do gruntów: spoistych, niespoistych czy do materiału składowanego. W wykonanej interpretacji brakuje korelacji barwnej pomiędzy przekrojami z różnym rozstawem elektrod (1m, 2m) oraz pomiędzy obszarami składowiska SOE i SP. Taki zabieg interpretacyjny zastosowano ze względu na różnicę rozdzielczości metody ERT w różnym rozstawie elektrod oraz złożony chemizm podłoża, wynikający różnorodności składowanych materiałów.

Na załącznikach graficznych zawierających przekroje geoelektryczne (zał. nr 3a do KOŚS) dokonano wstępnej interpretacji, poprzez wyodrębnienie stref występowania gruntów spoistych i niespoistych oraz wrysowanie przybliżonego przebiegu spągu osadów składowanych. Interpretacji na składowisku dokonano wstępnie, głównie na podstawie rozkładu oporności elektrycznej. W uzyskanych wynikach ERT dochodzi do zafałszowania interpretacyjnego rozkładu oporności uniemożliwiającego jednoznaczne wskazanie przebiegu granic geologicznych. Dzieje się tak z uwagi między innymi na złożony chemizm podłoża, nasycenie ośrodka wysoko zmineralizowanym odciekiem ze składowisk i brakiem korelacji z otworami na terenach składowisk.

Z kolei, analiza rozkładu oporności elektrycznej na terenie składowiska SOE wskazuje, że uzyskana na podstawie inwersji głębokość do spągu osadów składowanych może być przewyższona. Po korelacji z danymi archiwalnymi (otwór 151/20) stwierdzono występowanie piasków nasyconych wysoko zmineralizowanymi odciekami, które charakteryzują się bardzo niskimi wartościami oporności elektrycznej ($<10 \Omega m$), co stanowi anomalię dla tego typu gruntów. Głębokość do spągu odpadów na składowisku SOE wynosi od ok. 3 do 12 m p.p.t. Przeważają wartości od 8 do 12 m p.p.t. Na załącznikach graficznych (zał. nr 3a do KOSŚ) zawierających mapy elektrooporowe slice 3D dokonano wstępnej interpretacji, poprzez wskazanie możliwych dróg infiltracji odcieków wysoko zmineralizowanych w głąb ośrodka skalnego.

Przebieg spągu osadów składowanych oraz granice warstw różniących się od siebie opornością elektryczną na tym etapie badań jest ogólny. Jednak daje pogląd o rozkładzie oporności el. w podłożu gruntowym i stanowiło na tym etapie prac uzupełniające źródło informacji dla projektowania otworów oraz realizacji następnych opracowań projektowych.

Metoda sejsmiczna SRT-P

Celem badań było wskazanie głębokości do stropu gruntów izolujących. Przyjmuje się, że na badanym obszarze strefy takie charakteryzuje prędkość rozchodzenia się fal podłużnych ok. 900 m/s. Na podstawie załączników graficznych (zał. nr 3a do KOSŚ) zaobserwować można, że grunty spoiste na większości profili tworzą ciągłą warstwę występującą na zróżnicowanych głębokościach od około 8 do 20 m p.p.t. Strop warstw spoistych ma nieregularny, falisty przebieg, co potwierdza zmienną morfologię podłoża.

Lokalnie występują strefy obniżonych prędkości ($V_p < 600 \text{ m/s}$) w rejonach przypowierzchniowych i w obniżeniach morfologicznych — mogą one wskazywać na strefy rozluźnienia gruntu, zwiększonej wilgotności lub potencjalnej filtracji odcieków. Zarejestrowane podczas badań prędkości fal V_p rosną wraz z głębokością.

Podsumowując, uzyskane wyniki badań geofizycznych należy traktować jako przybliżone z uwagi na złożone warunki geologiczno-środowiskowe oraz silną antropopresję w rejonie składowisk. Wyniki ERT pozwoliły wstępnie określić miąższość odpadów, zidentyfikować obszary o niskich opornościach wskazujące na nasycenie odciekami oraz wyznaczyć potencjalne strefy ich migracji w głąb ośrodka gruntowego. Z kolei, metoda sejsmiki refrakcyjnej (SRT-P) pozwoliła na określenie rozkładu prędkości fal podłużnych V_p w obrębie badanego obszaru, co umożliwiło wstępne rozpoznanie budowy litologicznej podłoża i wyznaczenie stref występowania gruntów spoistych o właściwościach izolacyjnych.

Dokumentacja powykonawcza uwzględniająca wnioski z przeprowadzonych badań stanowi załącznik nr 3a do KOSŚ. Wnioski wynikające z przeprowadzonych badań geofizycznych zostały uwzględnione przy projektowaniu badań szczegółowych powierzchni ziemi.

b) Rozpoznanie ilości i rodzaju zdeponowanych odpadów na składowisku SOE

W ramach badań w obrębie składowiska SOE wykonano 13 otworów badawczych. Na podstawie wierceń przygotowano karty otworów (załącznik 4a), przekroje geologiczne (załącznik 4b) oraz powykonawczą mapę lokalizacyjną, przedstawioną na rysunku 8 oraz w załączniku 4c. Współrzędne wykonanych otworów na składowiskach SOE zostały przedstawione w załączniku 4d.



Rysunek 8 Lokalizacja wykonanych otworów na składowisku SOE

W oparciu o Numeryczny Model Terenu (NMT) oraz opracowane dokumentacje z przeprowadzonych badań geofizycznych, cech fizycznych odpadów oraz przygotowanych przekroi geologicznych oszacowano rzeczywiste rozmiary i ilości zdeponowanych odpadów na składowisku SOE.

Dla składowiska SOE szacuje się, że rzeczywista powierzchnia, na której składowane były odpady, wynosi ok. 27 400 m², miąższość zalegania odpadów wynosi średnio 8,5 m, a objętość zajmowanych odpadów szacuje się na ok. 232 000 m³.

W kolejnym rozdziale (Rozdział 2.1.2.) przedstawiono analizę wyników, w tym testów wymywania dla odpadów, przyjmując wymagania zgodnie z załącznikiem nr 3 do RMG z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach odpadów. Dodatkowo, w załączniku nr 5a do KOSŚ porównano również otrzymane wyniki do wymagań zgodnie z załącznikiem 2 i 5 do ww. RMG. Z analizy wnioskuję się, zarówno w przypadku składowiska SOE i SP, że żadna z badanych prób odpadów nie spełnia wymagań ujętych w załączniku nr 2 do RMG, co wyklucza je jako odpady obojętne, natomiast potencjalnie określa się jako kwalifikujące się do odpadów niebezpiecznych. Wśród parametrów, dla których przekroczono dopuszczalne wartości testów wymywania zgodnie z załącznikiem 2 do RMG dla **składowiska SOE** wymienia się przede wszystkim chlorki, fluorki, siarczany i stałe związki rozpuszczone (TDS). Wśród parametrów wykonywanych z całkowitej zawartości znaczące są przede wszystkim ogólny węgiel organiczny (TOC), olej mineralny i WWA. Dodatkowo, w 4 otworach (O_SK_S1, O_SK_S3, O_SK_S4, O_SK_S12) stwierdzono ponadnormatywne wartości dla wskaźnika fenolowego. Załącznik 5a uzupełniono również o porównanie otrzymanych wyników do wymagań ujętych w załącznikach 4 i 6 do RMG i jednocześnie rozdzielono parametry pochodzące z testów wymywania od parametrów oznaczonych bezpośrednio w odpadzie. Na podstawie uzyskanych wyników badań laboratoryjnych, analizy toksykologicznej oraz oceny ryzyka dla zdrowia ludzi i środowiska stwierdzono, że odpady ze składowisk SOE i SP nie spełniają kryteriów dopuszczenia do składowania na składowisku odpadów obojętnych określonych w załączniku nr 2 do RMG. Z uwagi na gruntowy charakter odpadów, gdzie grunty są wymieszane z odpadami poprodukcyjnymi, a także w oparciu o przeprowadzoną ocenę toksykologiczną, to odpady zostały zaklasyfikowane jako odpady niebezpieczne i przypisano im kod **17 05 03*** (*gleba i ziemia, w tym kamienie, zawierające substancje niebezpieczne*).

Próbki odpadów pobierane były z odcinków profili nie dłuższych niż 0,5m i w odległościach (interwałach) nie większych niż 2 m. Próbki odpadów i gruntów nasypowych zostały poddane badaniom chemicznymi w zakresie wskazanym w załączniku 1a do KOSŚ - A, a także badaniom screeningowym (załączniku 1a do KOSŚ – G). Dodatkowo, dla 1 próbki odpadu z każdego otworu wykonane zostały analizy ujęte w

załączniku 1a do KOSŚ – B. Opracowane wyniki badań laboratoryjnych przedstawiono w załączniku nr 5a do KOSŚ, a same raporty analityczne stanowią załącznik 5c.

Ponadto, w trakcie wykonywania otworów dla co najmniej 1 próbki odpadu z każdego otworu wykonane zostały badania następujących cech fizycznych odpadów:

- wytrzymałość na ściskanie R_c dla zestalonych odpadów,
- współczynnik filtracji,
- ciężar objętościowy.

Dokumentację z wykonanych badań cech fizycznych próbek odpadów przedstawiono w załączniku nr 6.

Główny dozór nad wierceniami prowadził mgr Artur Golba, Upr. Geol. MŚ Nr V-2022. Uprawnienia geologów nadzorujących wykonywane prace stanowią załącznik nr 7 do KOSŚ.

Z uwagi na brak wody w obrębie składowiska SOE nie pobrano próbek do badań.

2.1.2. Analiza wyników badań

Otrzymane wyniki laboratoryjne z badań odpadów poddano analizie celem określenia charakteru, w tym zasięgu pionowego i poziomego zanieczyszczeń występujących na przedmiotowym składowisku. Przeprowadzona analiza wyników badań wykazała wyraźne zróżnicowanie stężeń analizowanych substancji, zarówno w ujęciu przestrzennym (pomiędzy punktami badawczymi), jak i pionowym (w profilu głębokościowym). Stwierdzone zanieczyszczenia mają charakter wieloskładnikowy i są typowe dla obszarów oddziaływania przemysłu chemicznego, uwzględniając historyczną działalność Zakładów Chemicznych Zachem w Bydgoszczy.

Jednocześnie należy nadmienić, iż z uwagi na występującą izolację składowiska SOE i brakiem możliwości poboru gruntu rodzimego znajdującego się pod składowiskiem, nie wykonano analiz dla tej matrycy.

a) Analiza wyników badań odpadów wg matrycy gruntowej

Wśród analizowanych substancji szczególne znaczenie mają:

- metale ciężkie (głównie Zn, Pb, Ba, Cu, Hg.),
- węglowodory ropopochodne (frakcja C_{12} – C_{35}),
- ftalany (głównie ftalan di-2-etyloheksylu),
- związki organiczne specyficzne (m.in. AOX, związki chlorowane, nitrozwiazki).

Metale ciężkie

W badanych próbkach odpadów ze składowiska SOE stwierdzono wyraźnie podniesione stężenia metali ciężkich o charakterze antropogenicznym. Analiza wyników wskazuje na wyraźne zróżnicowanie stężeń zarówno w układzie poziomym (między punktami pomiarowymi), jak i pionowym (w profilu głębokościowym), przy czym wyższe stężenia metali ciężkich występują na głębokości do ok. 5,0 m p.p.t.

Największe zawartości metali ciężkich dotyczą ołowiu (Pb), cynku (Zn), Baru (Ba) oraz rtęci (Hg). Wysokie stężenia Pb odnotowano w punktach SK_S3, i SK_S9, gdzie wartości osiągały odpowiednio około 459 mg/kg s.m. oraz 378,9 mg/kg s.m. Równie istotnym problemem jest wysokie stężenie Zn, którego maksymalna wartość wyniosła około 680 mg/kg s.m. w punkcie SK_S3. Wysokie stężenie baru (Ba), sięgające do 716 mg/kg s.m. (SK_S6) może być związane z obecnością na składowisku odpadów mineralnych, czy osadów technologicznych.

W przypadku cyny (Sn) wyższe stężenia odnotowano jedynie lokalnie, głównie w punkcie SK_S3, gdzie stężenie wyniosło 41,91 mg/kg s.m.. Kadm (Cd), mimo niższych wartości bezwzględnych, (do około 11 mg/kg s.m.) jest szczególnie istotnym parametrem ze względu na jego wysoką toksyczność i mobilność w środowisku.

Na szczególną uwagę zasługuje również rtęć (Hg), której zawartości w większości punktów wykazują podniesione wartości stężenia wahają się w granicach 4,97-64 mg/kg. W przypadku 3 punktów (SK_S7, SK_S8, SK_S11) stężenia rtęci osiągają wartości ekstremalne (ponad 50 mg/kg s.m.) Najwyższe stężenie odnotowano w otworze SK_S8, gdzie stężenie rtęci wyniosło blisko 64 mg/kg. Wskazuje to na lokalne, bardzo silne ogniska skażenia.

Analiza przestrzenna wskazuje na znaczne zróżnicowanie stężeń pomiędzy poszczególnymi punktami badawczymi (Tabela 2). Najwyższe stężenia większości metali odnotowano w otworach:

- SK_S3, który stanowi obszar największej kumulacji obecności metali ciężkich (Pb - 451 mg/kg s.m., Zn - 682 mg/kg s.m., Cd - 11 mg/kg s.m.),
- SK_S6 (Ba - 716 mg/kg s.m.),
- SK_S8 z ekstremalnie wysokim stężeniem Hg (ok. 64 mg/kg s.m.),
- SK_S11 z wysokim stężeniem Cr (ok. 433 mg/kg s.m.) oraz ekstremalnie wysokim stężeniem Hg (blisko 55 mg/kg s.m.).

Rozkład pionowy stężeń wskazuje, że metale ciężkie obecne są głównie w warstwach przypowierzchniowych, ale występują też na głębszych warstwach do 5,0 m p.p.t. (np. w otworze SK_S11). W próbkach pobranych z wielu, różnych otworów najwyższe stężenia występują w przedziale głębokości od około 1 do 4 m.

Obecność takich pierwiastków jak Pb, Zn, Cu, Cr, Cd czy Hg jest charakterystyczna dla odpadów powstających w trakcie produkcji barwników i pigmentów, tworzyw sztucznych oraz procesów związanych z syntezą chemiczną. Szczególnie wysokie stężenia Pb, czy Zn wskazują na odpady technologiczne i poprodukcyjne, natomiast obecność rtęci i kadmu może być związana z bardziej specyficznymi procesami chemicznymi oraz dodatkami stosowanymi w produkcji. Dodatkowo, w dokumentacji składowiska wskazano, że odpady obejmowały m.in. szlamy solankowe, szlamy węgla z zasoleniem chlorkami, siarczanami i związkami organicznymi oraz osady z Centralnego Zbiornika Uśredniającego.

Tabela 2 Maksymalne stężenia wybranych metali ciężkich w odpadach (w mg/kg s.m.) w otworach na składowisku SOE, w których stwierdzono ich obecność

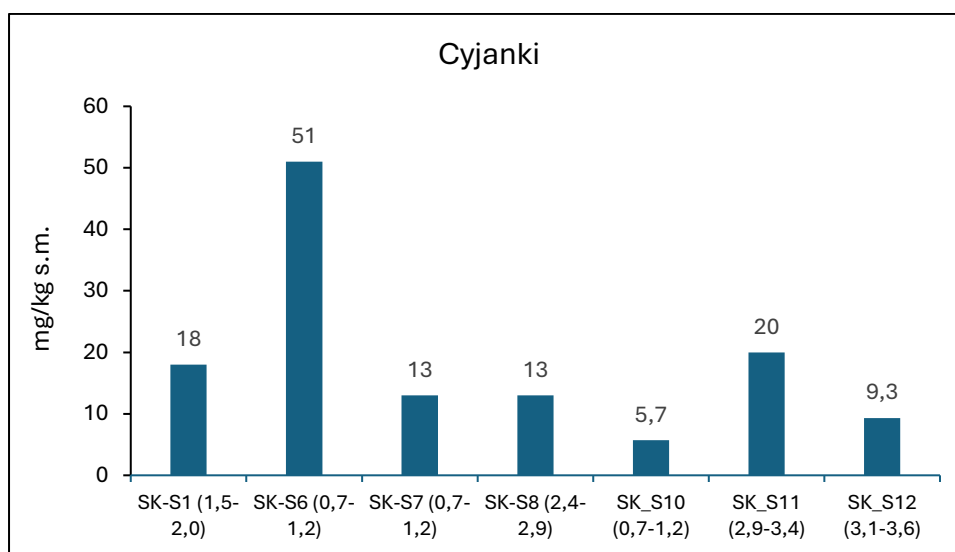
Punkt	Ba	Cr	Sn	Zn	Cd	Cu	Pb	Hg
SK_S1								32,37 (0,7-1,2 m)
SK_S3			41,91 (1,2-1,7m)	681,5 (1,2-1,7m)	10,63 (1,2-1,7m)		458,8 (1,2-1,7m)	4,97 (1,2-1,7 m)
SK_S4								18,05 (1,5-2,0m)
SK_S5								22,1 (1,2-1,7m)
SK_S6	716,1 (0,7-1,2m)							
SK_S7						219,9 (0,7-1,2m)		50,081 (0,7-1,2m)
SK_S8						247,9 (1,2-1,7m)		63,399 (2,4-2,9m)
SK_S9				449,2 (3,1-3,6m)		210,8 (1,2-1,7m)	378,9 (3,1-3,6m)	32,43 (1,2-1,7m)
SK_S11	317,3 (0,7-1,2m)	432,9 (2,9-3,4m)				316 (4,3-4,8m)		54,808 (2,9-3,4m)
SK_S12								11,88 (3,1-3,6m)
SK_S13		318,2 (0,7-1,2m)				239,3 (0,7-1,2m)		36,04 (0,7-1,2m)

Cyjanki

W badanych próbkach odpadów ze składowiska SOE oznaczono dwie grupy cyjanów: cyjanki wolne oraz cyjanki kompleksowe. Podział ten ma istotne znaczenie środowiskowe, ponieważ poszczególne formy różnią się mobilnością, trwałością oraz toksycznością.

Cyjanki wolne występują w analizowanych próbkach w stosunkowo niskich stężeniach. W większości punktów ich zawartość pozostaje poniżej granicy oznaczalności ($<0,50$ mg/kg s.m.), co wskazuje na ograniczoną obecność tej najbardziej toksycznej i mobilnej formy. Lokalnie stwierdzono podwyższone wartości, m.in. w punkcie SK_S1 (0,85 mg/kg s.m.) i w SK_S11 na dwóch głębokościach 0,5-1,0 i 2,9-3,4 m, wartości wyniosły odpowiednio 0,54 mg/kg s.m i 0,72 mg/kg s.m.

Cyjanki kompleksowe występują w badanych próbkach odpadów w znacznie wyższych stężeniach niż cyjanki wolne, co wskazuje, że są dominującą formą cyjanów na terenie składowiska. Ich obecność jest związana głównie z tworzeniem trwałych kompleksów z metalami ciężkimi, takimi jak rtęć czy cynk, co jest charakterystyczne dla odpadów przemysłu chemicznego. Analiza wyników wskazuje na wyraźne zróżnicowanie przestrzenne stężeń cyjanów kompleksowych (Rys. 9).



Rysunek 9 Maksymalne stężenie cyjanów kompleksowych w próbkach odpadów w wybranych otworach

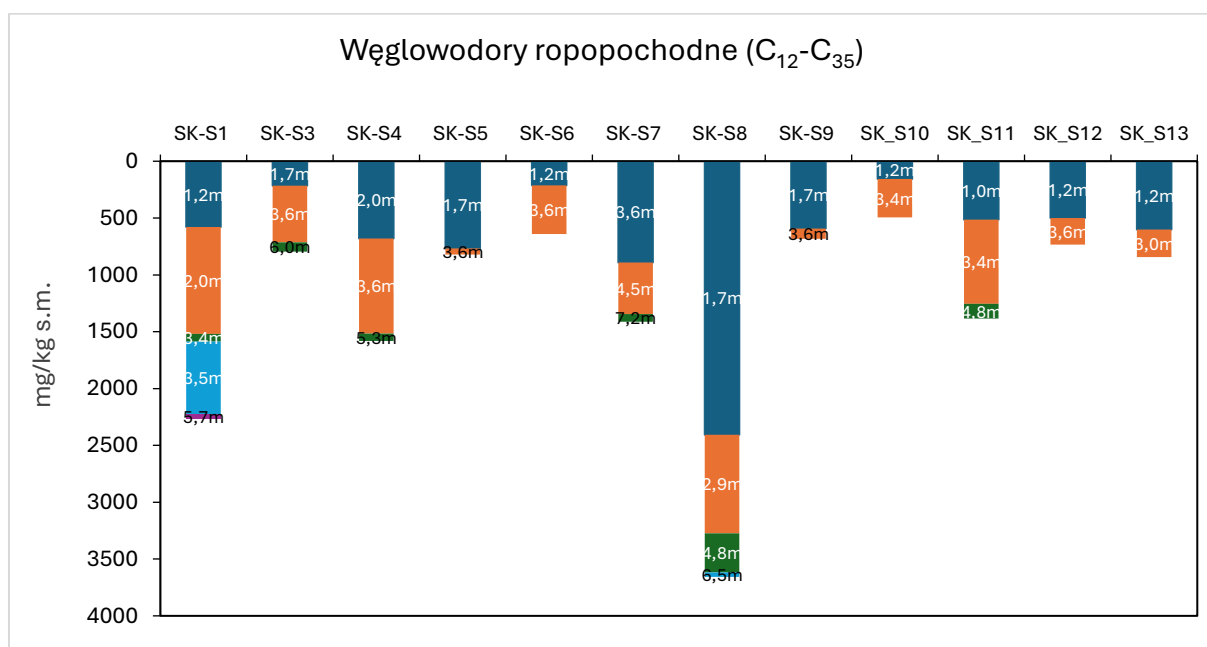
Najwyższe stężenia cyjanów odnotowano w otworze SK_S6 oraz SK_S11. Analiza rozkładu pionowego wskazuje, że cyjanki występują w szerokim zakresie głębokości, od głębokości 0,7 m (SK_S6, SK_S7, SK_S10) do 3,6 m p.p.t. (SK_S12).

Zanieczyszczenia organiczne

W badanych próbkach odpadów ze składowiska SOE stwierdzono obecność szerokiego spektrum związków organicznych, obejmujących węglowodory ropopochodne, związki aromatyczne, chlorowane związki organiczne, związki halogenowe oraz nitrozwiązki. Analiza wyników wskazuje na silne zróżnicowanie zarówno przestrzenne, jak i głębokościowe stężeń tych związków.

Węglowodory

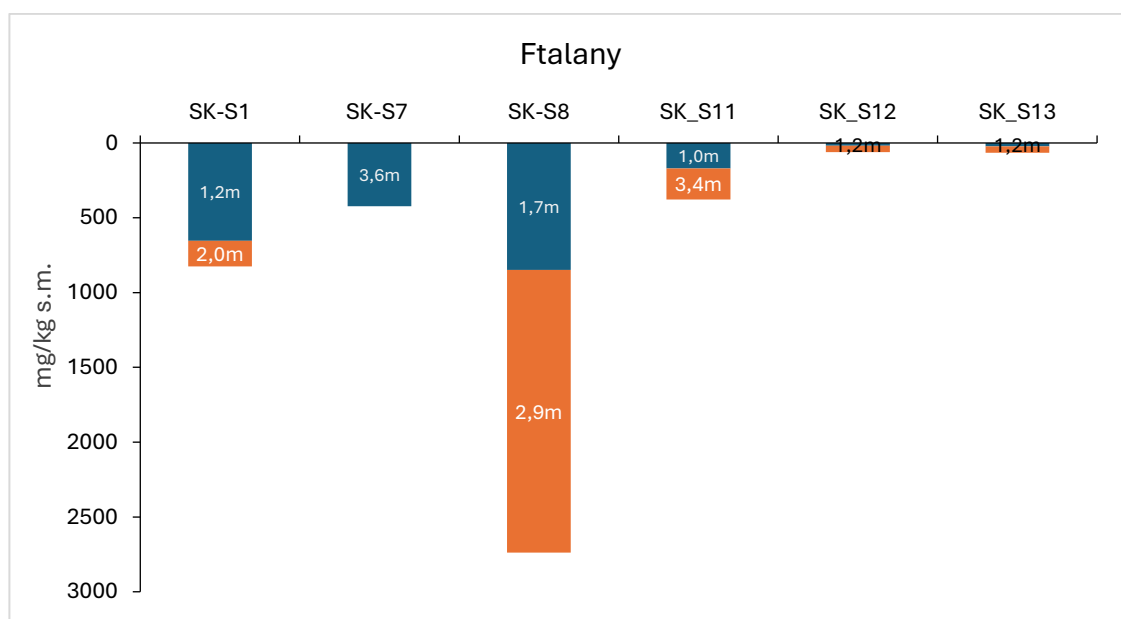
Najwyższe stężenie węglowodorów ropopochodnych (frakcja $C_{12}-C_{35}$) odnotowano w punkcie SK_S8, w warstwie przypowierzchniowej na głębokości 1,2-1,7 m p.p.t., gdzie wartość wyniosła 2400 mg/kg s.m. Na głębokości 2,4-2,9 m p.p.t., stężenie węglowodorów ropopochodnych (frakcja $C_{12}-C_{35}$) było znacznie niższe i wyniosło 865,8 mg/kg s.m. W pozostałych otworach i na różnych głębokościach nie stwierdzono znaczących wartości stężeń, maksymalne stężenia w określonych otworach SK_S1, SK_S4, SK_S7 wyniosły odpowiednio 940, 836,7 i 891,2 mg/kg s.m. W pozostałych otworach wartości te były znacznie niższe, w granicach ok. 40-700 mg/kg a.m. Węglowodory lekkie (C_6-C_{12}) występują w znacznie niższych stężeniach, zwykle poniżej 50 mg/kg s.m., co sugeruje ich częściową degradację lub większą mobilność i wymywanie. Na poniższym rysunku (Rys. 10) przedstawiono rozkład przestrzenny i głębokościowy stężeń parametru w odpadach ze składowiska SOE. Kolory odpowiadają kolejnym poziomom głębokościowym.



Rysunek 10 Rozkład przestrzenny i głębokościowy węglowodorów ropopochodnych w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych

Ftalany

Dominującym związkiem w tej grupie jest ftalan di-2-etyloheksylu, którego stężenie, szczególnie w otworach SK_S1, SK_S7, SK_S11 i SK_S8, wykazuje znacznie wyższe wartości (>10 mg/kg s.m.). Maksymalne stężenia w otworze SK_S1, SK_S7 i SK_S11 wyniosły odpowiednio 655 mg/kg s.m. na głębokości 0,7-1,2 m p.p.t., 423 mg/kg s.m. na głębokości 3,2-3,6 m p.p.t. i 207 mg/kg s.m. na głębokości 2,9-3,4 m p.p.t. W przypadku otworu SK_S8 stężenia ftalanów były ekstremalnie wysokie i wyniosły do 1890 mg/kg s.m. na głębokości 2,4-2,9 m p.p.t., co może wskazywać na to, że odpady były bezpośrednio deponowane w tym miejscu. W pozostałych punktach stężenia ftalanów wahały się w granicach 16-170 mg/kg s.m. Rozkład przestrzenny wskazuje na punktowy i niejednorodny charakter występowania, typowy dla odpadów zawierających tworzywa sztuczne, plastyfikatory, materiały izolacyjne lub dodatki technologiczne. Na poniższym rysunku (Rys. 11) przedstawiono rozkład przestrzenny i głębokościowy stężeń parametru w odpadach ze składowiska SOE. Kolory odpowiadają kolejnym poziomom głębokościowym.



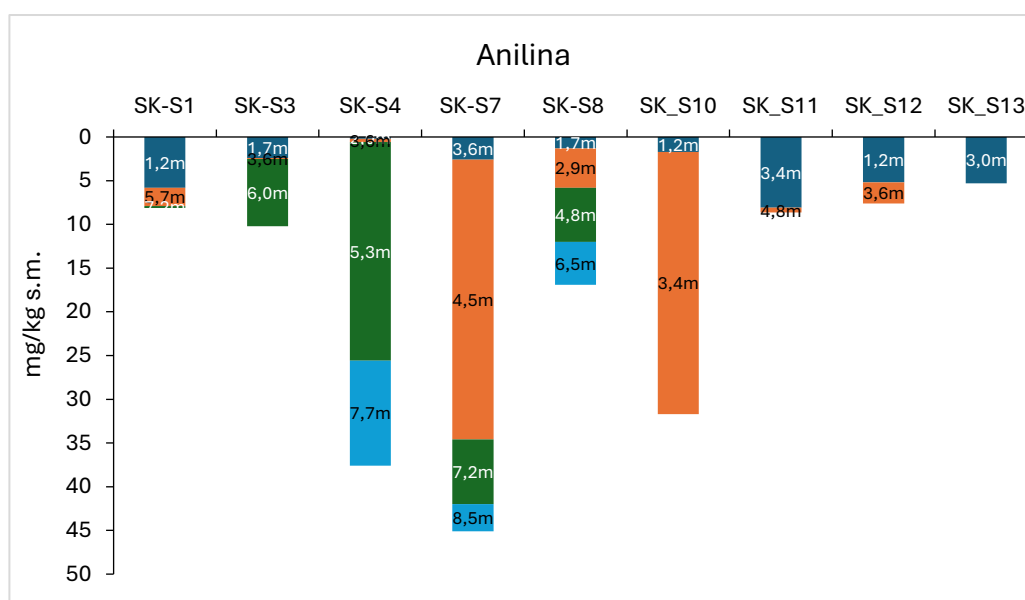
Rysunek 11 Rozkład przestrzenny i głębokościowy ftalanów w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych

Pochodne benzenu – anilina i difenylosulfon

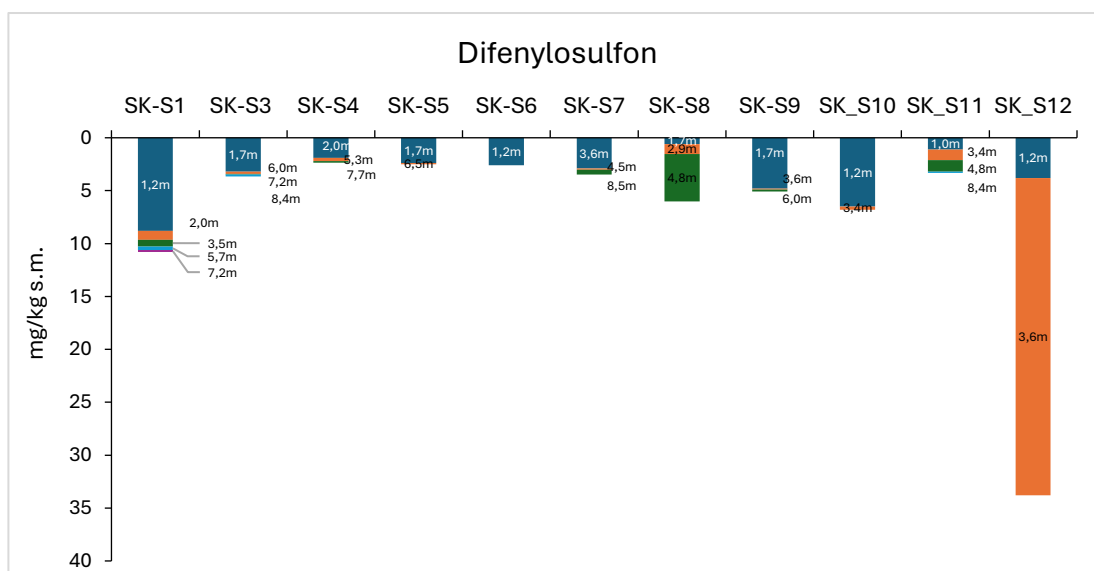
W badanych próbach odpadu na składowisku SOE stwierdzono podwyższone stężenia aniliny i difenylosulfonu, stanowiących pochodne benzenu. Są to związki wykorzystywane w przemyśle chemicznym m.in. do produkcji barwników, żywic i półproduktów organicznych. W przypadku aniliny, stężenia wahają się od bardzo niskich (0,07 mg/kg) do nawet kilkudziesięciu mg/kg s.m. Najwyższe stężenie aniliny odnotowano w otworze SK_S7 na głębokości 4,0-4,5 m p.p.t. i wyniosło 32 mg/kg s.m.

Podobną wartość (30 mg/kg s.m.) zaobserwowano w punkcie SK_S10 na głębokości 2,9-3,4 m p.p.t. Nieco niższe stężenie (25 mg/kg s.m.) wykryto w otworze SK_S4 na głębokości 4,8-5,3 m p.p.t.

Z kolei, difenylosulfon jako związek trwały i trudnodegradowalny może być traktowany jako wskaźnik historycznego zanieczyszczenia. W badanych próbach odpadu na składowisku SOE stwierdzono obecność **difenylosulfonu**, natomiast w znacznej większości otworów ich stężenia były stosunkowo wyrównane i wahały się w granicach 0,05 do kilku mg/kg s.m. Najwyższe stężenie odnotowano w otworze SK_S12, gdzie stężenie difenylosulfonu wyniosło 30 mg/kg s.m. na głębokości 3,1-3,2 m p.p.t., co może wskazywać na bezpośrednie deponowanie odpadów w tym miejscu. Na poniższych rysunkach (Rys. 12 i 13) przedstawiono rozkład przestrzenny i głębokościowy stężeń parametru w odpadach ze składowiska SOE. Kolory odpowiadają kolejnym poziomom głębokościowym.



Rysunek 12 Rozkład przestrzenny i głębokościowy aniliny w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych



Rysunek 13 Rozkład przestrzenny i głębokościowy difenylosulfonu w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych

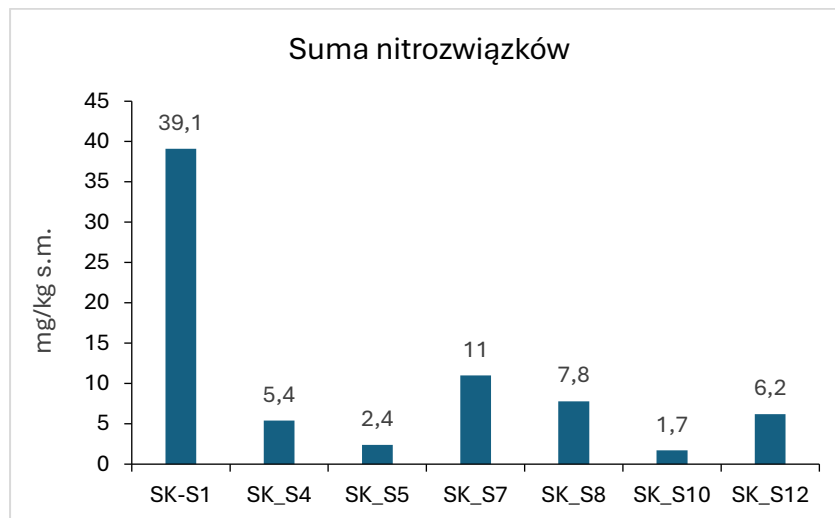
Suma nitro związków

Nitrozwiązki stanowią istotny element historycznego i środowiskowego obciążenia obszaru WTZ, wynikającego z wieloletniej działalności Zakładów Chemicznych „Zachem”. Związki te są wykorzystywane w przemyśle chemicznym m.in. do produkcji materiałów wybuchowych, barwników i półproduktów organicznych. Są one ściśle powiązane z obecnością aniliny z uwagi na fakt, że anilina jest związkiem powstałym przy procesie transformacji nitrozwiązków.

W badanych próbkach odpadu zaobserwowano obecność nitrozwiązków w 7 otworach (SK_S1, SK_S4, SK_S5, SK_S7, SK_S8, SK_S10, SK_S12). Podniesione stężenia nitrozwiązków (2-Amino-4,6-dinitrotoluen i 4-Amino-2,6-dinitrotoluen) wykryto w otworze SK_S1 w warstwie przypowierzchniowej na głębokości 0,7-1,2 m p.p.t. i wyniosły odpowiednio 17 i 11 mg/kg s.m. W pozostałych próbkach, stężenia nitrozwiązków wahały się w granicach 0,1-7,4 mg/kg. Wśród nitrozwiązków stwierdzono obecność m.in. TNT, DNT, czy toluidyny.

Odrębnym przypadkiem są wyniki uzyskane w próbce SK_S3 na głębokości 5,5-6,0 m p.p.t. W załączonej tabeli z opracowanymi wynikami badań (załącznik nr 5) przedstawione zostały wyższe granice oznaczalności dla nitrozwiązków, w tym nitrobenzenu i pochodnych nitrotoluen. Granice te wahały się w granicach <950 i <4800 mg/kg s.m., w zależności od danego parametru. Wskazane wartości zostały potwierdzone przez akredytowane laboratorium wykonujące analizy. Granice oznaczalności zostały podniesione z uwagi na charakter i interferencje matrycy, wysokie stężenia poszczególnych analitów uniemożliwiły przeprowadzenie analiz w nierozcieńczonej próbce. Uzyskane wartości mogą wskazywać na duże zanieczyszczenie próbki, w której możliwa była obecność podobnych związków, co mogło

wpłynąć na „zagłuszenie” sygnału analitycznego. Wartości te oznaczają, że nie udało się dokładnie oznaczyć nitro związków, a stężenie ich może być bardzo niskie lub wysokie, ale „ukryte” w matrycy.

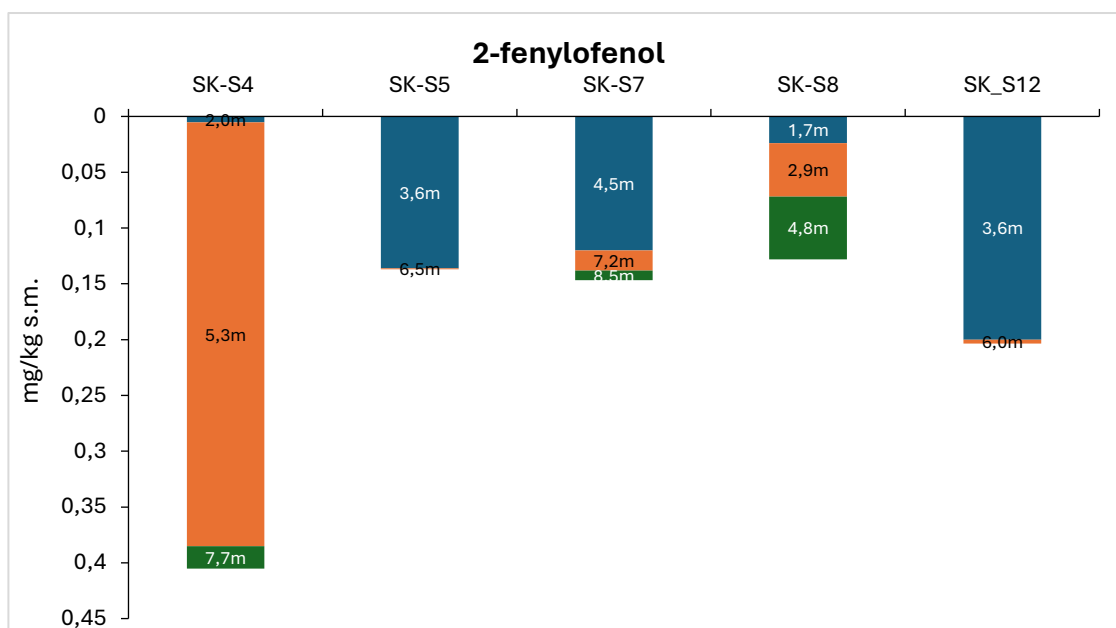


Rysunek 14 Maksymalna suma stężeń nitrozwiązków w próbkach gruntowych w wybranych otworach

Fenole i krezole

W badanych próbach odpadów na składowisku SOE nie stwierdzono znacznych wartości stężeń fenoli i krezoli. W znakomitej większości, wyniki były poniżej granicy oznaczalności, jedynie w nielicznych przypadkach zaobserwowano wartości nieznacznie wyższe od granic oznaczalności.

Z kolei, parametr **2-fenylofenolu** należy do grupy fenoli, a jego źródłem są procesy przemysłowe związane z produkcją i przetwarzaniem związków aromatycznych. Związek ten jest powszechnie stosowany jako środek biobójczy (fungicyd, bakteriocyd), konserwant oraz półprodukt w przemyśle chemicznym (m.in. w produkcji żywic, barwników, środków ochrony roślin i preparatów dezynfekcyjnych). Maksymalne stężenie 2-fenylofenolu zaobserwowano w otworze SK_S4 na głębokości 4,8-5,3 m p.p.t., które wyniosło 0,38 mg/kg s.m. Wyższe stężenie 0,2 mg/kg s.m. wykryto również w otworze SK_S12 na głębokości 3,1-3,6 m p.p.t. Rozkład przestrzenny wskazuje na punktowy i niejednorodny charakter jego występowania, co może wynikać z nieregularnego zdeponowania materiałów odpadowych. 2-fenylofenol jako dominujący składnik tej grupy może mieć kluczowe znaczenie dla oceny stopnia zanieczyszczenia oraz ryzyka środowiskowego badanego terenu. Na poniższym rysunku (Rys. 15) przedstawiono rozkład przestrzenny i głębokościowy stężeń parametru w odpadach ze składowiska SOE. Kolory odpowiadają kolejnym poziomom głębokościowym.



Rysunek 15 Rozkład przestrzenny i głębokościowy 2-fenylofenolu w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach głębokościowych

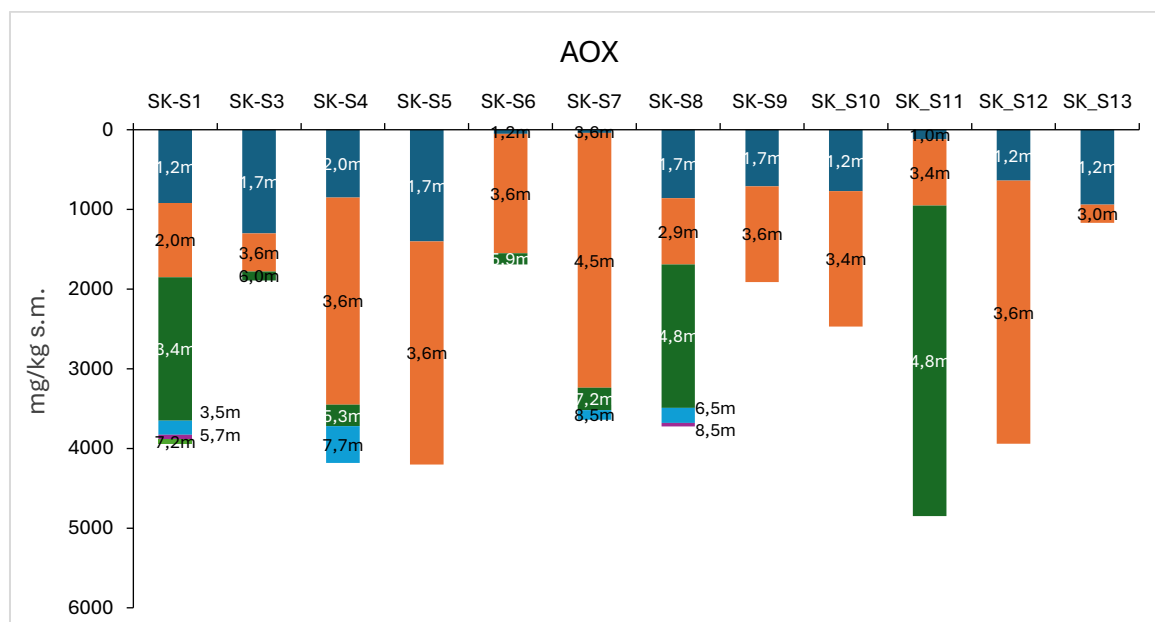
Chlorowane związki organiczne

W badanych próbkach gruntów z rejonu składowiska SOE analizowano związki chloroorganiczne, obejmujące głównie AOX, alifatyczne chlorowane VOC, chlorobenzeny i chlorofenole. Wyniki wykazały, że ich występowanie jest nierównomierne i ma przede wszystkim charakter punktowy.

Związki AOX, stanowiące sumę adsorbowalnych związków chloroorganicznych stanowią jedno z fundamentalnych wskaźników poziomu zanieczyszczenia. Uzyskane wyniki AOX w odpadach na składowisku są silnie zróżnicowane, od wartości bardzo niskich do bardzo wysokich (rzędu kilkudziesięciu do ponad 3000 mg/kg s.m. (Rys. 16).

Najwyższe wartości obserwuje się w przedziale głębokości 3,0-5,0 m p.p.t., gdzie wartości >1000 mg/kg s.m. odnotowano praktycznie w każdym otworze (SK_S1, SK_3-SK_S13), z wyjątkiem otworu SK_S2, w którym stężenie AOX wyniosło średnio 20 mg/kg s.m. Najwyższe stężenie (3900 mg/kg) zaobserwowano w otworze SK_S11 na głębokości 4,3-4,8 m p.p.t. W otworach SK_S4, SK_S5, SK_S7 i SK_S12 wykryto nieco niższe stężenia, które wyniosły odpowiednio 2600, 2800, 3200 i 3300 mg/kg, co wskazuje na obecność silnego źródła zanieczyszczeń. Wraz z głębokością stężenia AOX wykazują tendencję spadkową. Taki rozkład stężeń wskazuje na punktowe źródła zanieczyszczeń chloroorganicznych, typowe dla odpadów o charakterze przemysłowym (np. produkcja epichlorohydryny). Brak ciągłości zmian wraz z głębokością sugeruje, że zanieczyszczenie wynika z nieregularnego zdeponowania materiałów odpadowych. Na poniższym rysunku (Rys. 16)

przedstawiono rozkład przestrzenny i głębokościowy stężeń parametru w odpadach ze składowiska SOE. Kolory odpowiadają kolejnym poziomom głębokościowym.



Rysunek 16 Rozkład przestrzenny i głębokościowy AOX w odpadach ze składowiska SOE. Wartości odpowiadają maksymalnym stężeniom w poszczególnych przedziałach

Związki alifatyczne chlorowane (VOC) występują w większości poniżej granicy oznaczalności. Pojedyncze stężenia odnotowano lokalnie, m.in. dla tetrachloroetenu (PER) i trichloroetenu (TRI). Najwyższe stężenia dla tej grupy pojawiły się w gruncie w otworach SK_S3 (3,482 mg/kg s.m.) w i SK_S7 (5,014 mg/kg s.m.).

Aromatyczne związki chlorowane są reprezentowane przez **chlorobenzeny** i **chlorofenole**. Chlorobenzeny są związkami wykorzystywanymi lub powstającymi pośrednio w procesach syntezy organicznej, zwłaszcza w produkcji barwników, środków chemicznych i rozpuszczalników. Chlorofenole również są charakterystyczne dla przemysłu chemicznego. Mogą powstawać jako produkty pośrednie lub uboczne procesów chlorowania związków aromatycznych oraz rozkładu bardziej złożonych substancji organicznych zawierających chlor.

Najwyższe stężenia chlorobenzenów (m.in. 1,2-dichlorobenzenu i 1,4-dichlorobenzenu) odnotowano w punktach SK_S4, SK_S5, SK_S7 i SK_S13, gdzie stężenia przekroczyły 30 mg/kg s.m., co świadczy o bardzo silnym zanieczyszczeniu. Zasięg przestrzenny chlorobenzenów obejmuje głównie centralną część składowiska. Ekstremalnie wysokie stężenie chlorobenzenów odnotowano w otworze SK_S7 na głębokości 3,2-3,6 m p.p.t. i wyniosło 5258 mg/kg s.m., przy czym znaczną część chlorobenzenów stanowi 1,2-dichlorobenzen (4970,5 mg/kg s.m.). Tak wysokie stężenie świadczyć może o bezpośrednim

zdeponowaniu odpadów w tym miejscu. W tym samym otworze na większej głębokości (4,0-4,5 m p.p.t.) zaobserwowano zauważalnie niższe stężenia w granicach średnio 20 mg/kg s.m.

Chlorofenole występują znacznie rzadziej i w dużo niższych stężeniach niż chlorobenzeny. W większości próbek ich zawartość pozostaje poniżej granicy oznaczalności, jedynie lokalnie obserwuje się nieznaczne przekroczenia wartości dopuszczalnej (0,2 mg/kg s.m.) w punkcie SK_S7 na głębokościach 3,2-2,6 i 4,0-4,5 m p.p.t. i wyniosły odpowiednio 0,223 i 0,258 mg/kg s.m. Ich obecność ma charakter punktowy i nie stanowi obszaru do rozważania pod kątem zanieczyszczenia.

b) Analiza wyników testów wymywania z całkowitej zawartości dla odpadów

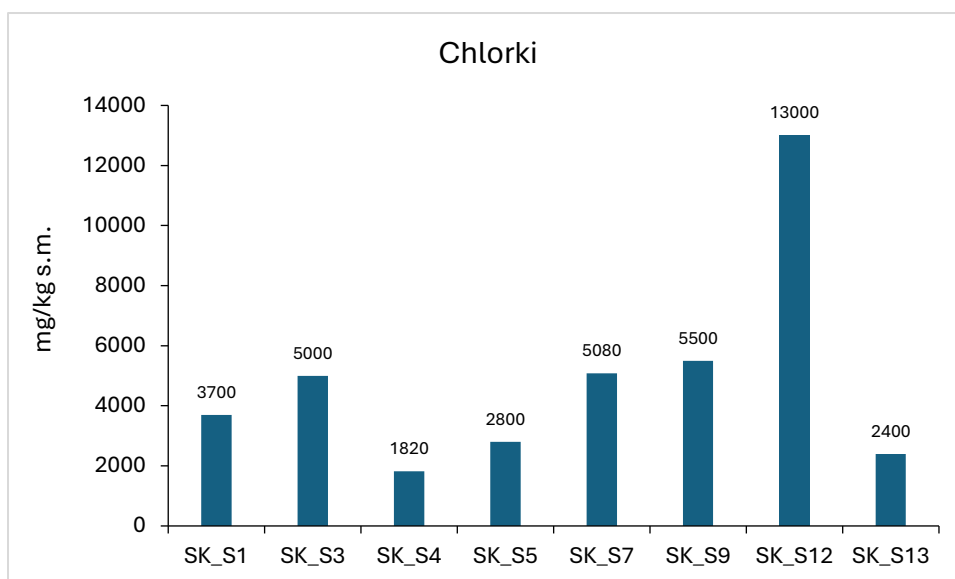
Metale ciężkie

W badanych próbkach odpadów ze składowiska SOE stwierdzono obecność metali ciężkich w eluatach, jednak ich stężenia w teście podstawowym wymywania są na ogół wyraźnie niższe od wartości dopuszczalnych określonych dla odpadów dopuszczanych do składowania. Oznacza to, że w warunkach laboratoryjnego testu wymywania większość metali nie wykazuje bardzo wysokiej aktualnej rozpuszczalności.

Zasolenie odpadów

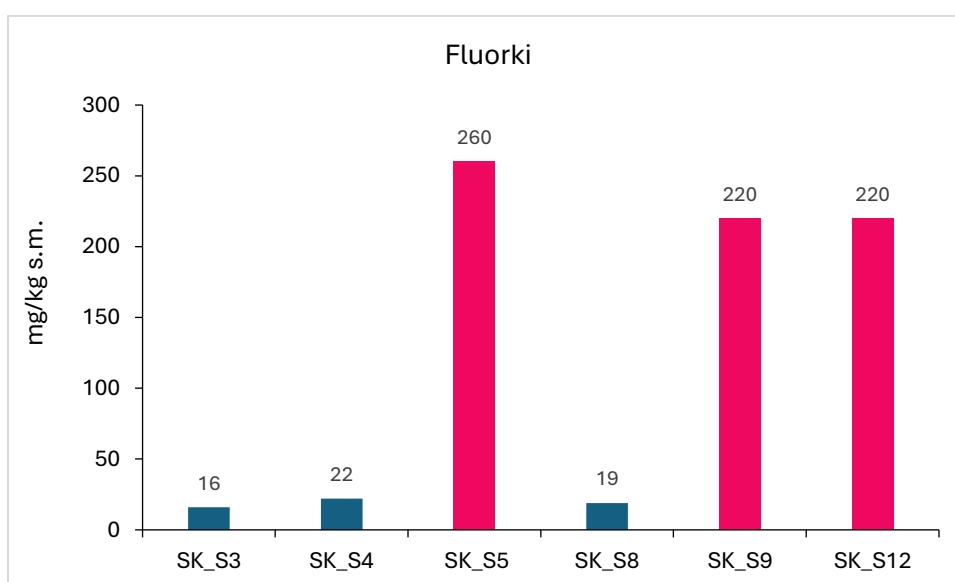
Zasolenie odpadów zdeponowanych na terenie składowiska SOE określono na podstawie obecności znacznych ilości składników łatwo rozpuszczalnych, w szczególności chlorków, fluorków oraz siarczanów, a także stałych związków rozpuszczonych (Rys. 17-20). Analiza wyników wskazuje na wyraźne zróżnicowanie stężeń pomiędzy poszczególnymi punktami badawczymi, co potwierdza niejednorodny charakter zdeponowanych odpadów oraz występowanie lokalnych stref o podwyższonym stopniu zasolenia.

Stężenia chlorków w badanych próbkach mieszczą się w zakresie od 2000 do ok. 13000 mg/kg s.m., przy czym w otworze SK_S4 na głębokości 4,8-5,3 m p.p.t. zaobserwowano stężenie chlorków na poziomie 140000 mg/kg s.m., co znacznie przekracza dopuszczalną wartość 15 000 mg/kg s.m. (blisko 10-krotnie) i świadczy o ekstremalnie wysokim zasoleniu, wynikającym z ewentualnych zrzutów ścieków technologicznych, czy szlamów solankowych, co jest zbieżne z historycznym charakterem składowiska SOE. Mimo, że w większości przypadków, chlorki nie przekraczają dopuszczalnej wartości granicznej, ich podwyższona zawartość wskazuje na obecność łatwo rozpuszczalnych soli oraz aktywne procesy wymywania odpadów.



Rysunek 17 Stężenie chlorków w teście podstawowym wymywania odpadów

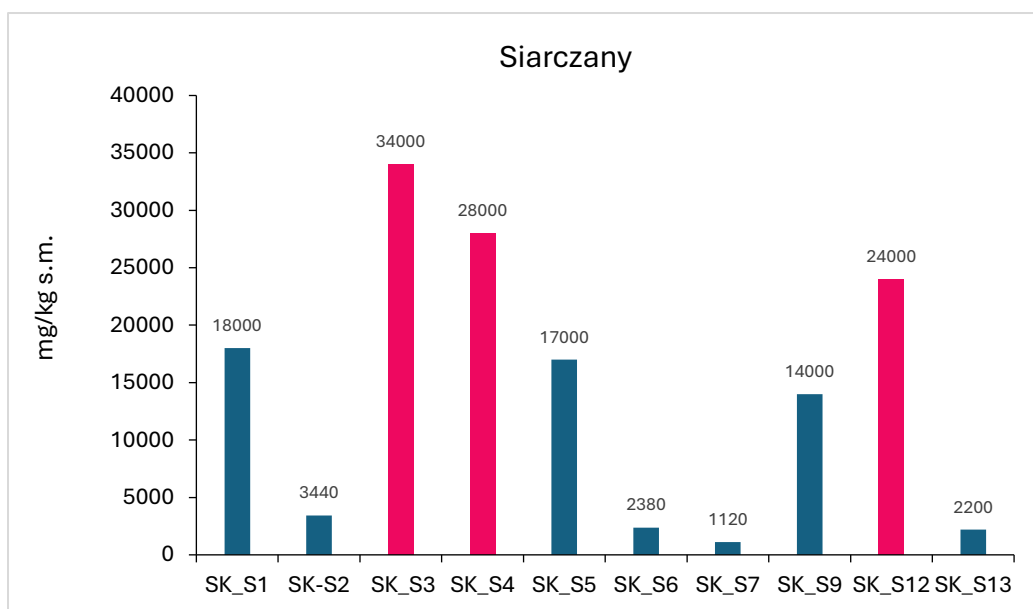
W przypadku fluorków obserwuje się znacznie większe zróżnicowanie przestrzenne. W otworach SK_S5, SK_S9 i SK_S12 stwierdzono ponadnormatywne wartości fluorków, wynoszące odpowiednio 260, 220 i 220 mg/kg s.m. (dop. 150 mg/kg s.m.). Wskazuje to na lokalne występowanie odpadów o specyficznym składzie chemicznym, zawierających związki fluoru, charakterystyczne dla procesów przemysłu chemicznego. W pozostałych próbkach stężenia są niskie i wynoszą średnio ok. 20 mg/kg s.m.



Rysunek 18 Stężenie fluorków w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych

Najbardziej istotnym parametrem są siarczany, których stężenia wykazują bardzo dużą zmienność i osiągają wartości od kilkudziesięciu mg/kg s.m. do ponad 30 000 mg/kg s.m. Najwyższe stężenia

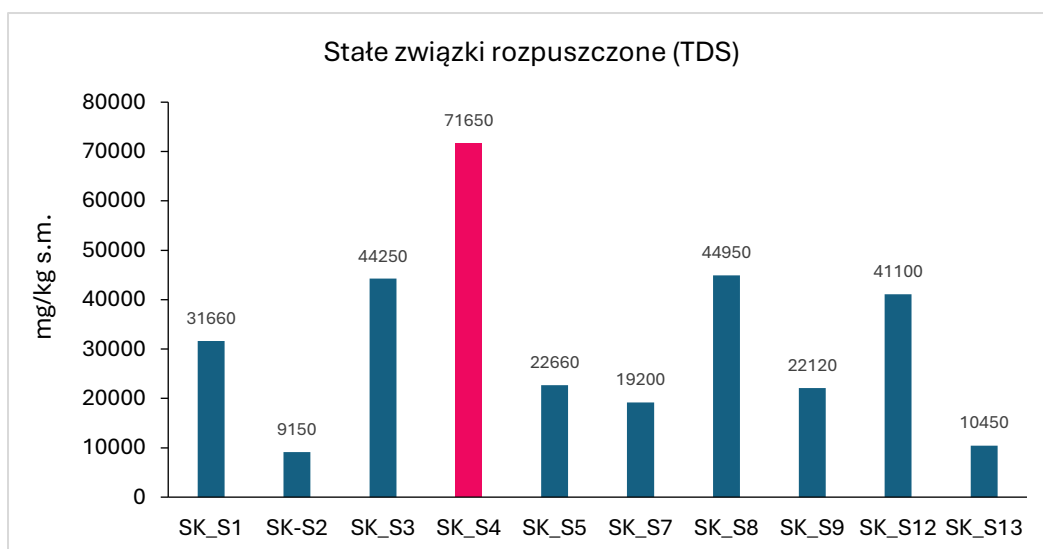
odnotowano w punktach SK_S3 (34 000 mg/kg s.m.), SK_S4 (28 000 mg/kg s.m.) oraz SK_S12 (24 000 mg/kg s.m.). Wartości te przekraczają dopuszczalny limit (20 000 mg/kg s.m.). Podwyższone wartości stężenia występują również w punktach SK_S1 (18 000 mg/kg s.m.), SK_S5 (17 000 mg/kg s.m.) oraz SK_S9 (14 000 mg/kg s.m.). Tak wysokie stężenia siarczanów świadczą o obecności silnie zmineralizowanych odpadów chemicznych i wskazują na bardzo wysoki potencjał ich wymywania.



Rysunek 19 Stężenie siarczanów w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych

Podobną tendencję przestrzenną obserwuje się dla TDS, gdzie najwyższe wartości występują również w punktach SK_S3 (44 250 mg/kg s.m.), SK_S4 (71 650 mg/kg s.m.) i SK_S12 (41 100 mg/kg s.m.). Wyższe stężenie odnotowano też w punkcie SK_S8 (44 950 mg/kg s.m.). Przekroczenie dopuszczalnych wartości wykazano jedynie w punkcie SK_S4 (wartość dopuszczalna 60 000 mg/kg s.m.).

Wysokie stężenia TDS potwierdzają obecność znacznych ilości substancji rozpuszczonych i świadczą o intensywnych procesach wymywania składników z odpadów. W pozostałych punktach wartości są zdecydowanie niższe, co wskazuje na mniejsze oddziaływanie odpadów lub ich inny charakter.



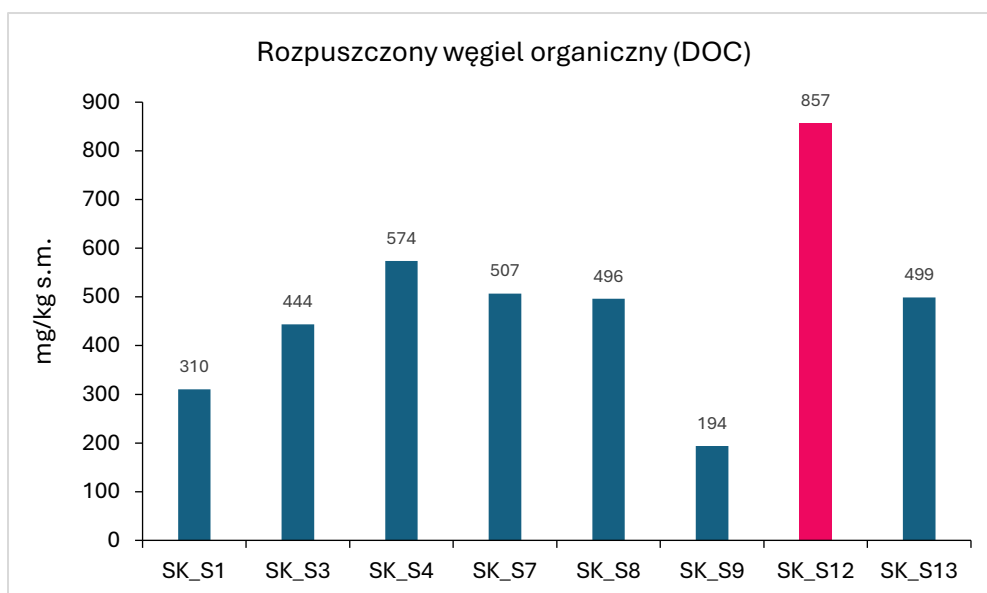
Rysunek 20 Stężenie TDS w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych

Analiza rozkładu głębokościowego wskazuje, że najwyższe stężenia badanych parametrów występują najczęściej w przedziale od około 3,0 do 5,0 m p.p.t., co może wskazywać na strefę bezpośredniego deponowania odpadów.

Zanieczyszczenia organiczne

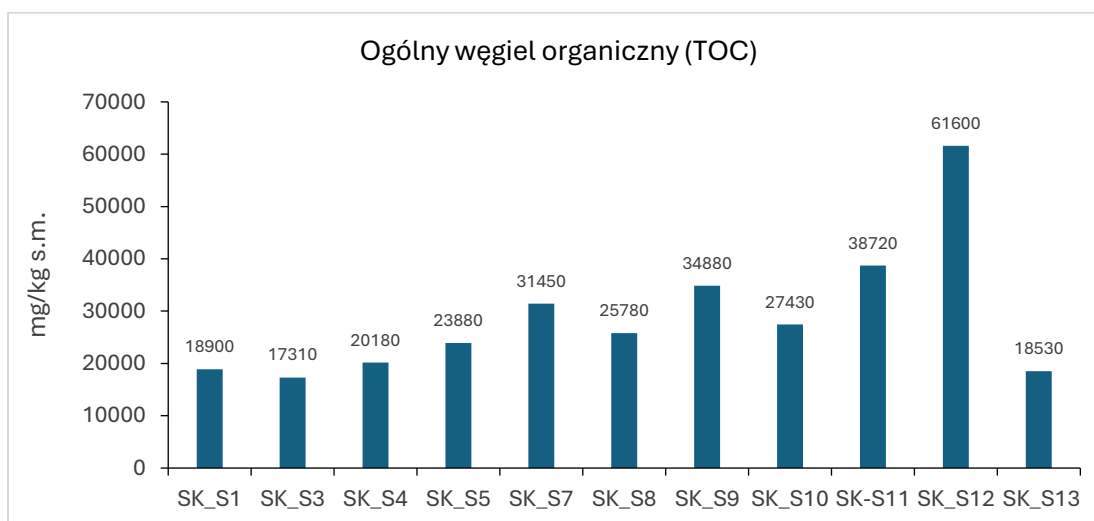
Wskaźnik fenolowy osiąga niskie wartości we wszystkich punktach, maksymalne stężenie (2,5 mg/kg s.m.) wykazano w otworze SK_S3. Otrzymane wyniki są zbieżne z tym, że w odpadach na składowisku SOE nie wykazano podwyższonych stężeń fenoli, stąd parametr nie stanowi istotnego zagrożenia w kontekście mobilności.

Rozpuszczony węgiel organiczny (DOC) wykazuje większe zróżnicowanie stężeń, od 194 do 857 mg/kg s.m. Najwyższą wartość zaobserwowano w punkcie SK_S12 (857 mg/kg s.m.), co wskazuje na przekroczenie dopuszczalnego stężenia (800 mg/kg dla testu podstawowego). Pozostałe wyniki pozostają poniżej wartości dopuszczalnej, co może wskazywać na umiarkowany potencjał wymywania związków organicznych.



Rysunek 21 Stężenie DOC w teście podstawowym wymywania odpadów. Kolorem czerwonym zaznaczono otwory z przekroczeniem wartości dopuszczalnych

Potwierdzeniem wysokiej zawartości związków organicznych w odpadach są wartości **całkowitego węgla organicznego (TOC)** (Rys. 22). Maksymalne stężenia TOC wahają się od 17310 do blisko 62 000 mg/kg s.m. Wysoki TOC wskazuje na znaczne nagromadzenie substancji organicznych, jednak nie przekłada się bezpośrednio na ich mobilność, co potwierdzają umiarkowane stężenia DOC.

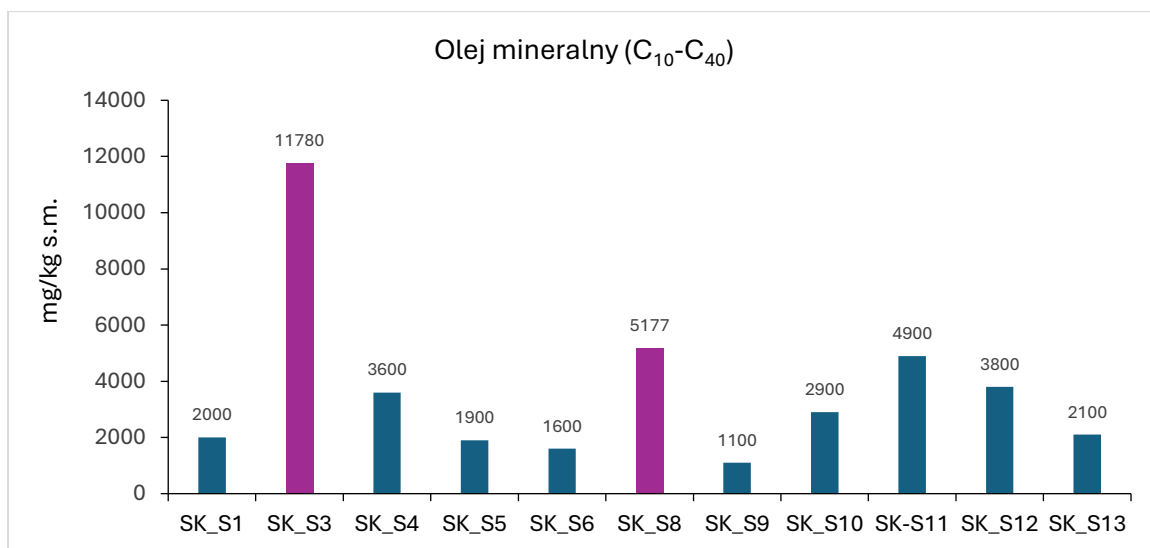


Rysunek 22 Maksymalne stężenia ogólnego węgla organicznego (TOC) w odpadach w wybranych otworach badawczych

Węglowodory ropopochodne i WWA

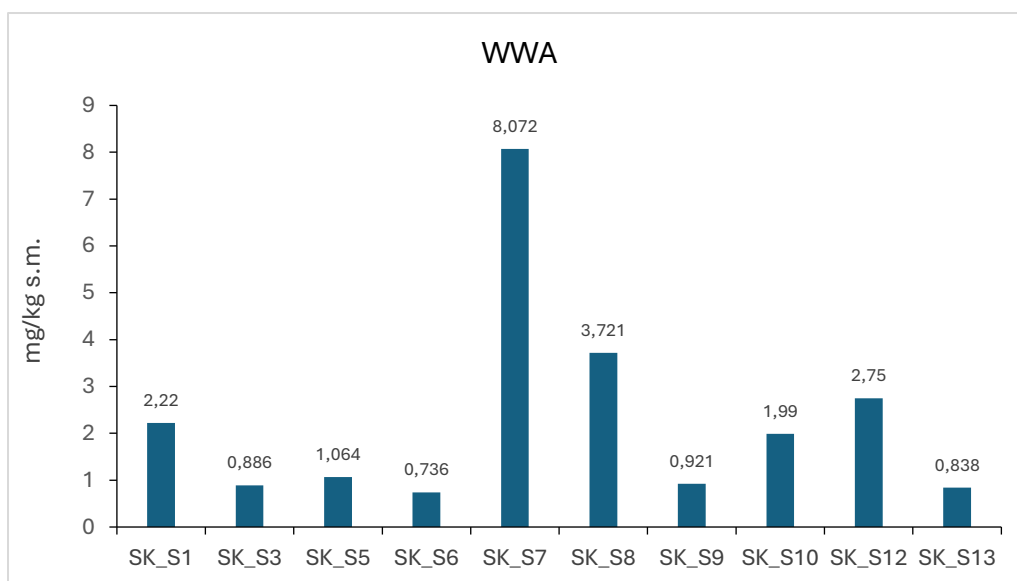
Zawartość **oleju mineralnego** ($C_{10}-C_{40}$) w odpadach zdeponowanych na terenie składowiska SOE wykazuje wyraźne zróżnicowanie przestrzenne. Wartości mieszczą się w szerokim zakresie od kilku mg/kg s.m. do maksymalnej wartości 11 780 mg/kg s.m. (SK_S3).

Najwyższe wartości (>5000 mg/kg s.m.) odnotowano w punktach SK_S3 i SK_8, co wskazuje na obecność lokalnych stref wzbogaconych w związki ropopochodne w odpadach frakcji ropopochodnej. Podwyższone stężenia zaobserwowano również w punkcie SK_S11 (4900 mg/kg s.m.). W pozostałych punktach, stężenie oleju mineralnego wynosiło 1100-3800 mg/kg s.m. Rozmieszczenie tych stref ma charakter nieregularny i nie tworzy ciągłych obszarów podwyższonego zanieczyszczenia, co potwierdza niejednorodny charakter składowiska.



Rysunek 23 Maksymalne stężenia oleju mineralnego w odpadach w poszczególnych punktach badawczych. Kolorem fioletowym oznaczono stężenia powyżej 5000 mg/kg s.m.

Zawartość **wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA)** również wykazuje istotne zróżnicowanie. Sumaryczne stężenia WWA mieszczą się w zakresie od wartości poniżej granicy oznaczalności (<0,025 mg/kg s.m.) do około 8,0 mg/kg s.m. (SK_S7). W większości próbek wartości są niskie, jednak lokalnie stwierdzono podwyższone stężenia, m.in. w punktach SK_S1, SK_S7, SK_S8, SK_S10 i SK_S12. Analiza poszczególnych związków WWA wskazuje, że dominują przede wszystkim WWA o średniej masie cząsteczkowej, takie jak fenantren, antracen, fluoranten, natomiast związki cięższe (np. benzo(a)piren) występują w bardzo niskich stężeniach, najczęściej poniżej granicy oznaczalności. Świadczy to o ograniczonej obecności najbardziej toksycznych frakcji WWA. W przypadku frakcji BTEX, węglowodory jednopierścieniowe takie jak benzen, toluen, etylobenzen i ksylen, nie zostały wykryte lub występują w bardzo niskich stężeniach.



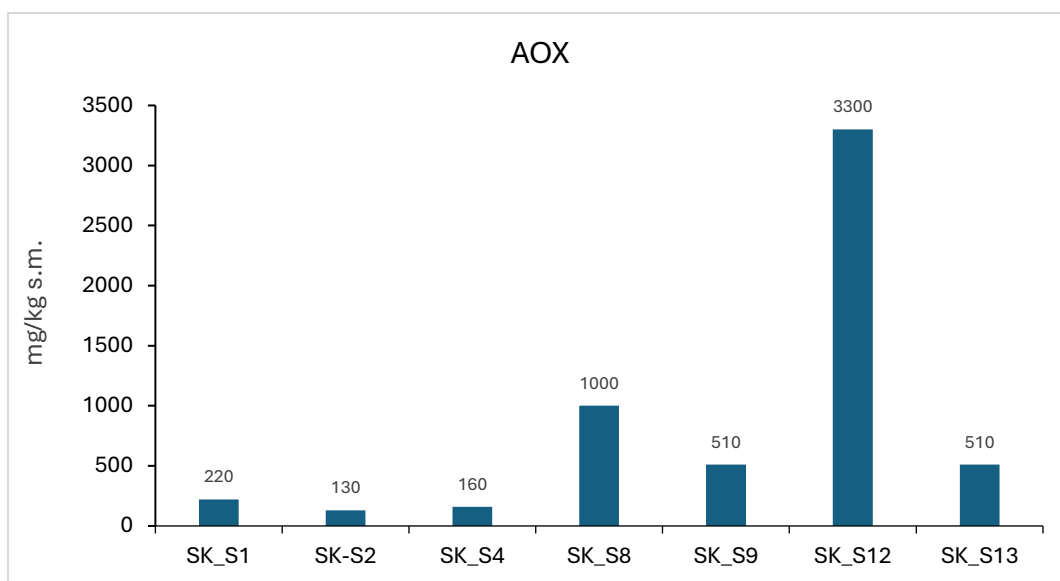
Rysunek 24 Maksymalne stężenia WWA w odpadach w poszczególnych punktach badawczych

Polichlorowane bifenyli (PCB)

Stężenia **polichlorowanych bifenyli (PCB)** w większości próbek pozostawały poniżej granicy oznaczalności. Dotyczy to zarówno sumy PCB, jak i większości pojedynczych kongenerów. Najwyższe stężenia PCB stwierdzono w próbce z punktu SK_S8 (0,3769 mg/kg s.m.), pobranej z głębokości 2,4-2,9 m i SK_S9 (0,34 mg/kg s.m.) z głębokości 1,2-1,7 m.

AOX

Obecność **związków halogenowych (AOX)** potwierdza chemiczny i chlorowcopochodny charakter odpadów. Wyniki analiz wykazały lokalnie bardzo wysokich stężenia AOX, najwyższe stężenie wyniosło 3300 mg/kg s.m. (SK_S12 na głębokości 3,1-3,6 m). Uzyskane wyniki AOX wykazały wyraźne zróżnicowanie przestrzenne, od wartości bardzo niskich do bardzo wysokich (ponad 3000 mg/kg s.m.) (Rys. 25). Taki rozkład wskazuje na punktowe źródła zanieczyszczeń chloroorganicznych, typowe dla odpadów o charakterze przemysłowym. Brak ciągłości zmian wraz z głębokością sugeruje, że zanieczyszczenie może wynikać z nieregularnego zdeponowania materiałów odpadowych.



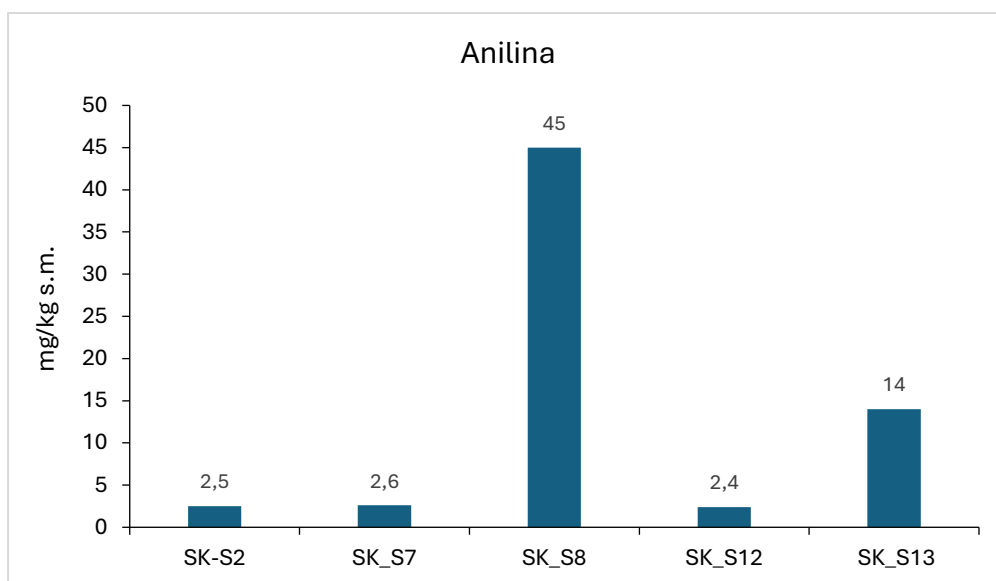
Rysunek 25 Stężenia adsorbowalnych związków chloroorganicznych (AOX) w odpadach

Z kolei, **chlorobenzeny** pojawiły się w pojedynczych próbkach odpadu w zakresie 0,05-0,5 mg/kg s.m. Lokalnie, w punkcie SK_S13 suma chlorobenzenów przekroczyła 30 mg/kg s.m. Potwierdza to obecność na składowisku odpadów związanych z syntezą chlorowanych związków aromatycznych, typowych dla przemysłu chemicznego.

Chlorofenole występują przeważnie poniżej granicy oznaczalności. Lokalnie odnotowano niewielkie stężenia chlorofenoli pojedynczych (0,27 mg/kg s.m. w otworze SK_S13), jednak nie wskazują one na rozległe zanieczyszczenie tą grupą związków.

Anilina

W przypadku aniliny, stężenia wahają się od bardzo niskich (0,14 mg/kg) do nawet kilkudziesięciu mg/kg s.m. Najwyższe stężenie aniliny odnotowano w otworze SK_S8, wynoszącym 45 mg/kg s.m. Nieco niższe stężenie (14 mg/kg s.m.) wykryto w otworze SK_S13. Podwyższone wartości mogą wskazywać na lokalne warunki sprzyjające wymywaniu tego zanieczyszczenia lub na dodatkowe jego źródło.



Rysunek 26 Stężenia aniliny w wybranych próbkach odpadów

2-fenylofenol

Wśród pozostałych zanieczyszczeń, istotną rolę odgrywa również 2-fenylofenol. Otrzymane wyniki testu wymywania wskazują na wyraźne zróżnicowanie przestrzenne zanieczyszczeń, z dominującym ogniskiem w otworze SK_S4, gdzie odnotowano najwyższe stężenie 0,38 mg/kg s.m. Relatywnie wyższą wartość 2-fenylofenolu uzyskano też w otworze SK_S12 (0,2 mg/kg s.m.), w którym stwierdzono też wysokie stężenia AOX, co potwierdza ich najwyższą mobilność.

Ftalany

Dominującym związkiem w tej grupie zanieczyszczeń jest ftalan di-2-etyloheksylu, którego stężenie lokalnie wynosiło >40 mg/kg s.m. (42,7 mg/kg s.m. w otworze SK_S12 i 43,19 mg/kg s.m. w otworze SK_S13). Stężenia ftalanów w pozostałych próbkach były niskie, nieprzekraczające 3,0 mg/kg s.m. Rozkład przestrzenny wskazuje na punktowy i niejednorodny charakter zanieczyszczenia, występujący jedynie lokalnie, co może wskazywać na bezpośrednie deponowanie odpadów w tym miejscu.

Alifatyczne chlorowane VOC

W analizie pozostałych zanieczyszczeń organicznych w teście wymywania wyraźnie dominują alkilobenzeny oraz wybrane lotne związki organiczne (VOC), szczególnie w otworze SK_S7. W tym otworze odnotowano ekstremalnie wysokie stężenie 1,3,5-Trimetylobenzenu, wynoszące ponad 3000 mg/kg s.m., co może wskazywać na jego dużą mobilność i potencjał migracji do wód gruntowych. Wysokie stężenia osiągają też takie związki jak 1,2-dichloroetan, ich najwyższa wartość wyniosła 450 mg/kg s.m. (otwór SK_S7). W odpadach obecne są również lżejsze związki bromowane (np. dibromochlorometan), jednak ich stężenia są wyraźnie niższe (~60 mg/kg s.m.) i mają bardziej

lokalny charakter. Otrzymane wyniki mogą wskazywać na bezpośrednie deponowanie mieszaniny odpadów rozpuszczalnikowych (aromatycznych) i chloroorganicznych z produkcji chemicznej.

c) Analiza właściwości fizycznych odpadów

Badane odpady ze składowiska SOE charakteryzują się stosunkowo wyrównanymi parametrami fizycznymi, wskazującymi na materiał drobnoziarnisty, wilgotny i umiarkowanie zagęszczony, o zróżnicowanej przepuszczalności. Parametry te oceniono dla próbek pobranych z głębokości od ok. 2,0 do 7,5 m p.p.t. (Tabela 3), a więc ze strefy bezpośredniego zalegania odpadów.

Tabela 3 Właściwości fizyczne odpadów w punktach SOE

Otwór badawczy	Głębokość [m]	Gęstość objętościowa [Mg/m ³]	Ciężar objętościowy [kN/m ³]	Współczynnik filtracji k_{10} [m/s]	Wytrzymałość na ściskanie jednoosiowe [MPa]
SK-S1	6	1,51	14,81	$3,92 \times 10^{-6}$	
SK-S2	4,8	1,75	17,17	$2,31 \times 10^{-4}$	
SK-S3	7,2	1,84	18,05	$9,51 \times 10^{-4}$	
SK-S4	3,8	1,47	14,42	$3,62 \times 10^{-6}$	
SK-S5	4,5	1,43	14,03	$3,69 \times 10^{-6}$	
SK-S6	7,2	1,7	16,68	$4,21 \times 10^{-4}$	
SK-S7	2,0-3,4	1,86	18,25	$4,50 \times 10^{-6}$	0,105
SK-S8	7	1,56	15,3	$4,17 \times 10^{-6}$	
SK-S9	4	1,8	17,66	$3,85 \times 10^{-4}$	
SK-S10	7	1,75	17,17	$2,26 \times 10^{-4}$	
SK-S11	8	1,7	16,68	$2,81 \times 10^{-4}$	
SK-S12	4,8	1,66	16,28	$3,52 \times 10^{-4}$	
SK-S13	7,5	1,68	16,48	$1,08 \times 10^{-4}$	

Gęstość objętościowa odpadów mieści się w przedziale od 1,43 do 1,86 Mg/m³, zaś ciężar objętościowy wynosi od 14,03 do 18,25 kN/m³, co wskazuje na dość jednorodny charakter materiału pod względem zagęszczenia. Wartości te są typowe dla odpadów mineralno-organicznych lub osadowych z domieszką frakcji drobnej. Wyższe wartości wskazują na większe zagęszczenie i udział frakcji drobnoziarnistych lub mineralnych, natomiast niższe mogą świadczyć o obecności materiałów o większej porowatości lub zawartości składników organicznych.

Największe zróżnicowanie obserwuje się w przypadku współczynnika filtracji k_{10} , który waha się od $4,50 \cdot 10^{-6}$ do $1,08 \cdot 10^{-4}$ m/s. Szeroki zakres wskazuje na występowanie zarówno materiałów słabo przepuszczalnych, ograniczających przepływ wody, jak i wysoko przepuszczalnych, umożliwiających

jej swobodną migrację. Wysokie wartości filtracji (rzędu 10^{-4} m/s) mogą świadczyć o obecności materiałów o strukturze zbliżonej do gruntów niespoistych lub odpadów porowatych, natomiast niskie wartości (rzędu 10^{-6} m/s) wskazują na udział materiałów drobnoziarnistych lub bardziej zwięzłych.

Otrzymane wartości wskazują, że odpady nie tworzą jednorodnej bariery hydrogeologicznej. W ich obrębie mogą występować strefy o zróżnicowanej przepuszczalności, sprzyjające zarówno retencji, jak i migracji wód oraz zanieczyszczeń. Szczególnie istotne są strefy o wysokim współczynniku filtracji, które mogą stanowić preferencyjne drogi przepływu i transportu zanieczyszczeń.

Wytrzymałość na ściskanie jednoosiowe oznaczono jedynie dla próbki z punktu SK_S7, gdzie uzyskano wartość 0,105 MPa. Jest to wartość niska, wskazująca na materiał słaby mechanicznie, mało spoisty i podatny na odkształcenia. Nadmienić należy, że próbki do oceny wytrzymałości na jednoosiowe ściskanie były pobierane w technologii direct-push,

d) Analiza geostatystyczna wybranych parametrów gruntowych

Dla WTZ SOE analizę geoprzestrzenną odpadów wykonano dla dwóch składowisk: SOE i składowiska popiołów. Analizie przestrzennej poddano parametry fizyczne takie jak współczynnik filtracji, ciężar objętościowy, gęstość objętościowa i miąższość odpadów zdeponowanych na poszczególnych składowiskach. W przypadku składowiska SOE miąższość odpadów jest stała w obrębie całego składowiska – otwory wykonane w obrębie składowiska wykazały, że odpady występują do głębokości 8.5 metrów, ale wykazują zmienność depozycji w pionie. W profilu pionowym występują zróżnicowane pod względem typu gruntu osady, wśród których wyróżniać można następujące osady:

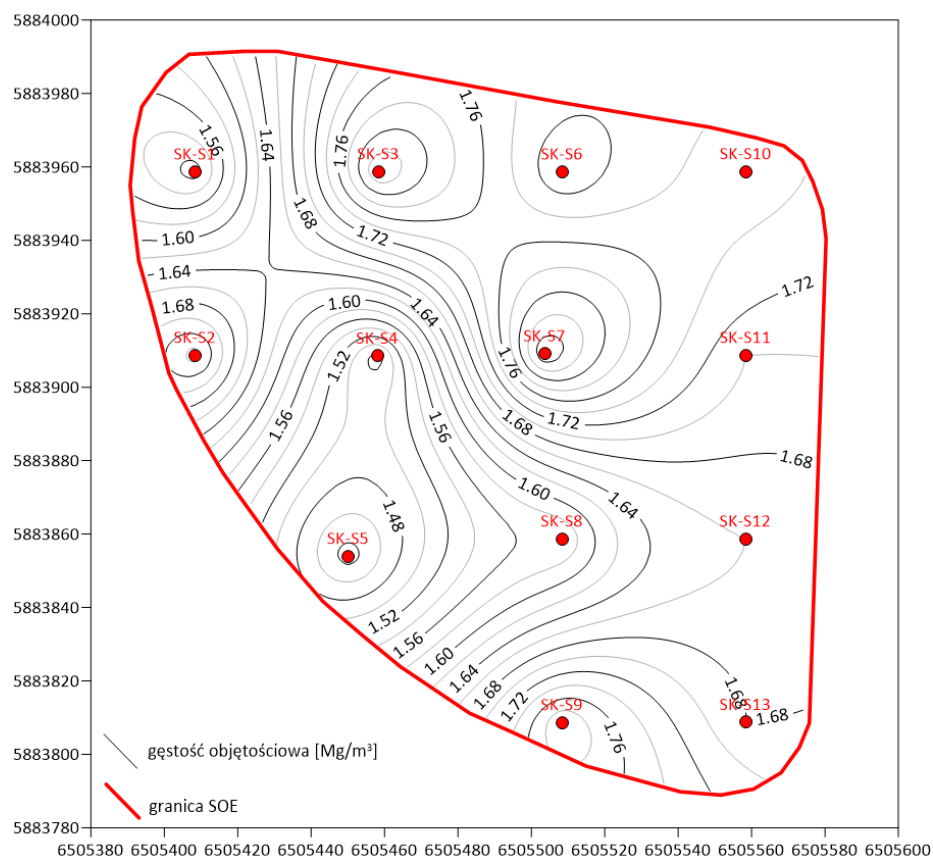
- 1) osady piaszczyste strefy przypowierzchniowej (piaski i żwiry)
- 2) gliny
- 3) pyły
- 4) osady piaszczyste strefy przyspągowej.

Dla każdego z wyżej wymienionych osadów wykonano mapę miąższości. Jak można zauważyć osady piaszczyste strefy przypowierzchniowej mają największą miąższość w części północnej składowiska, gdzie brak jest osadów gliniastych. Tego typu odpady deponowane były w południowej części składowiska SOE. Pyły największą miąższość mają w centralnej części składowiska, a osady piaszczyste w strefie przyspągowej największą miąższość osiągają bliżej granicy składowiska, malejąc ku jego centralnej części.

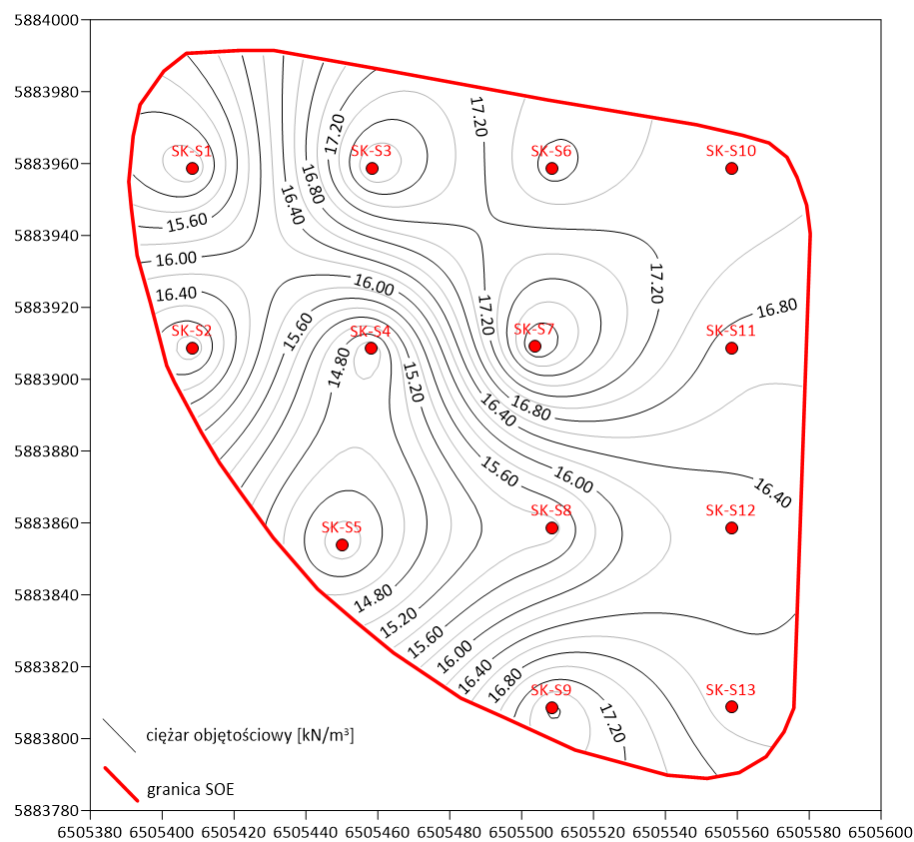
Z parametrów chemicznych analizie przestrzennej na składowiskach poddano zawartość tych zanieczyszczeń, których zawartość w odpadach była najwyższa i wykazywały największe rozprzestrzenienie, tzn. występowały w obrębie jak największej ilości punktów pomiarowych. Stąd

Mapy rozkładu przestrzennego analizowanych parametrów fizycznych dla składowiska SOE przedstawiono na Rysunkach nr 27 – 33, a wybranych parametrów chemicznych na Rysunkach 34 – 37.

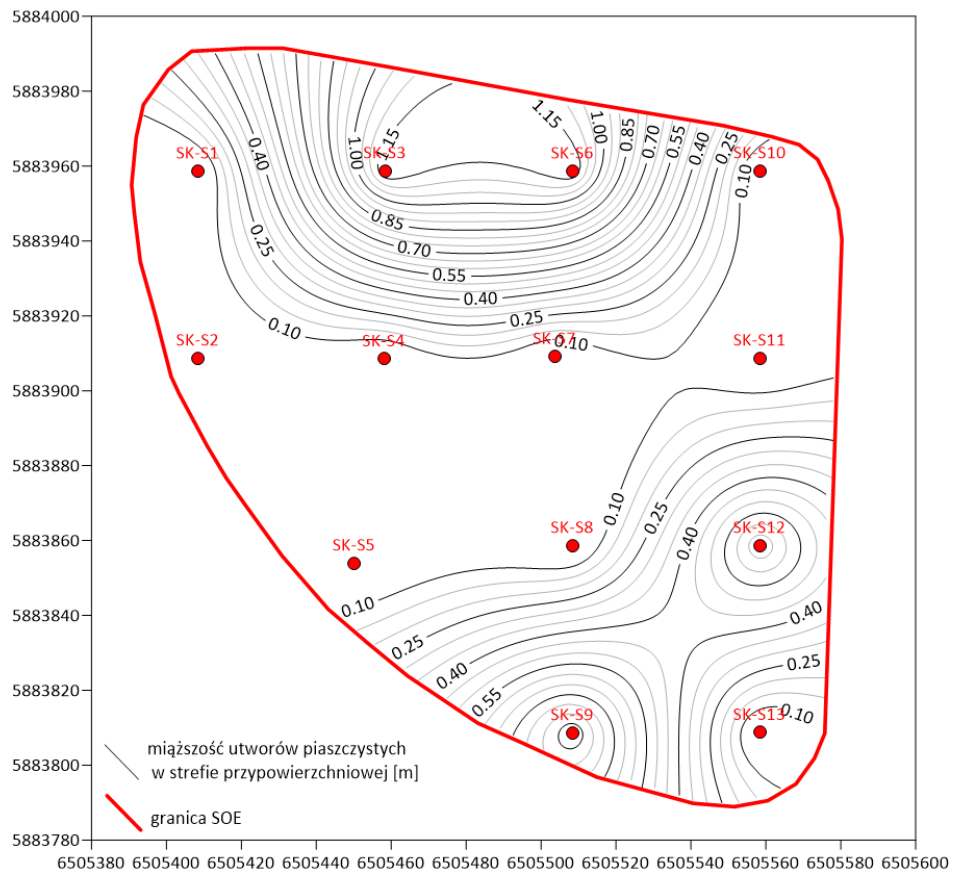




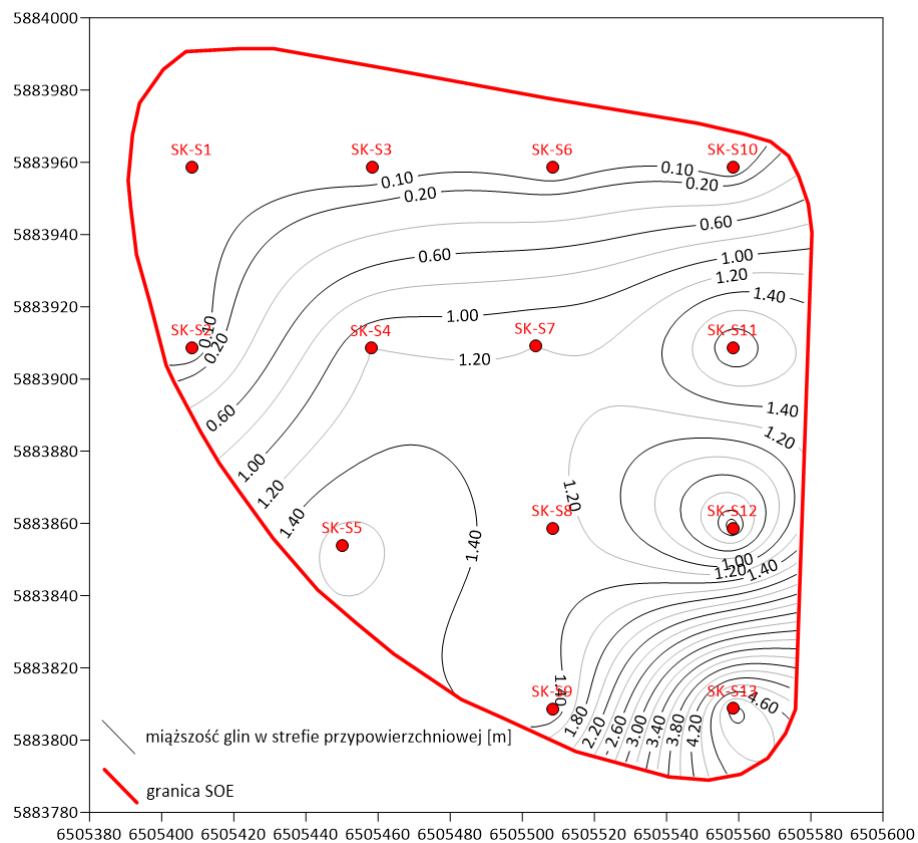
Rysunek 28 Rozkład zmienności przestrzennej gęstości objętościowej odpadów zdeponowanych na składowisku SOE



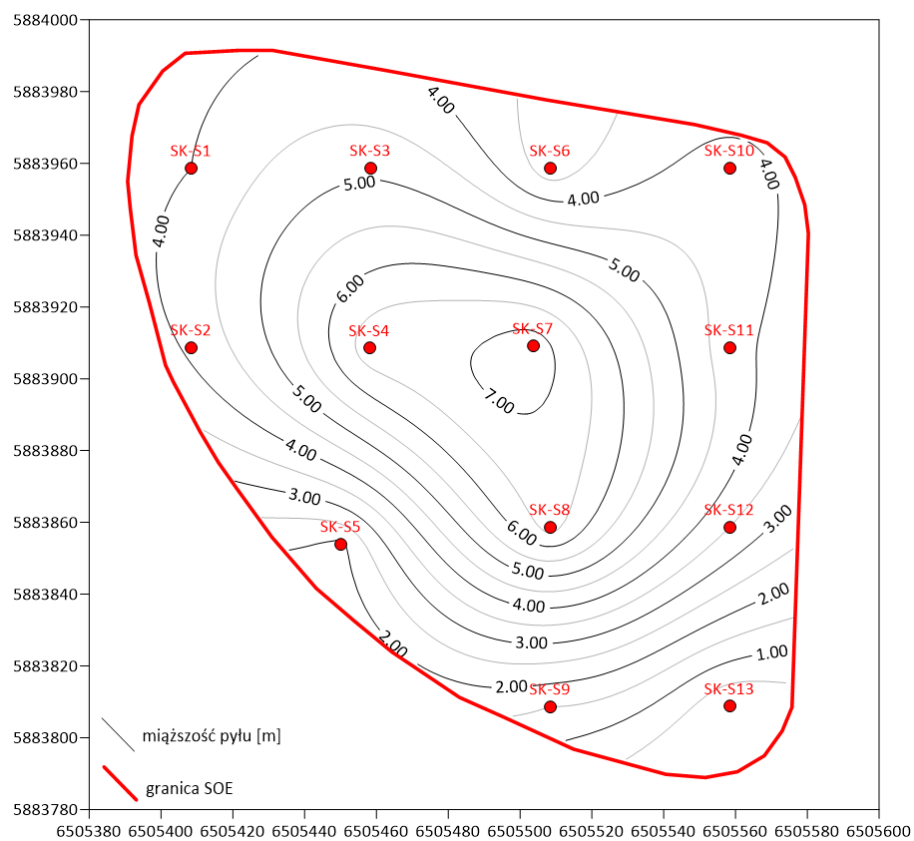
Rysunek 29 Rozkład zmienności przestrzennej ciężaru objętościowego odpadów zdeponowanych na składowisku SOE



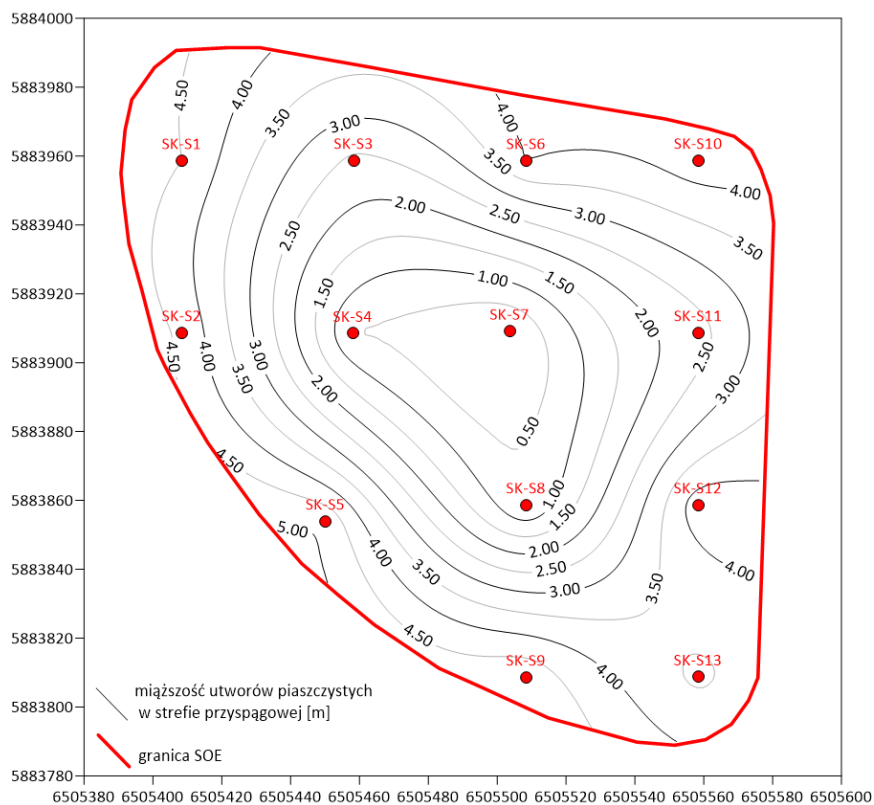
Rysunek 30 Rozkład zmienności mięszności utworów piaszczystych strefy przypowierzchniowej odpadów zdeponowanych na składowisku SOE



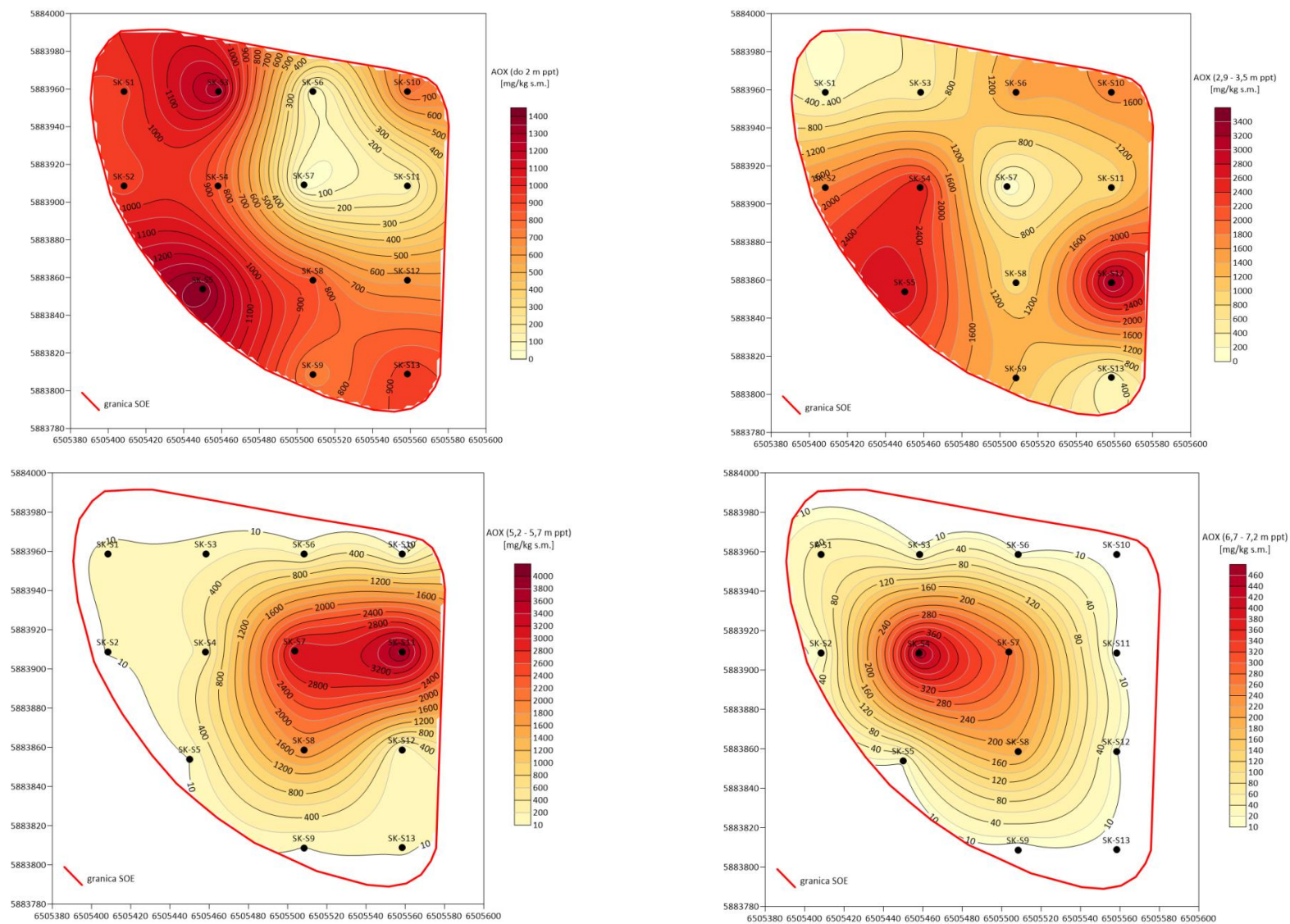
Rysunek 31 Rozkład zmienności mięszności gliny w profilu pionowym odpadów zdeponowanych na składowisku SOE



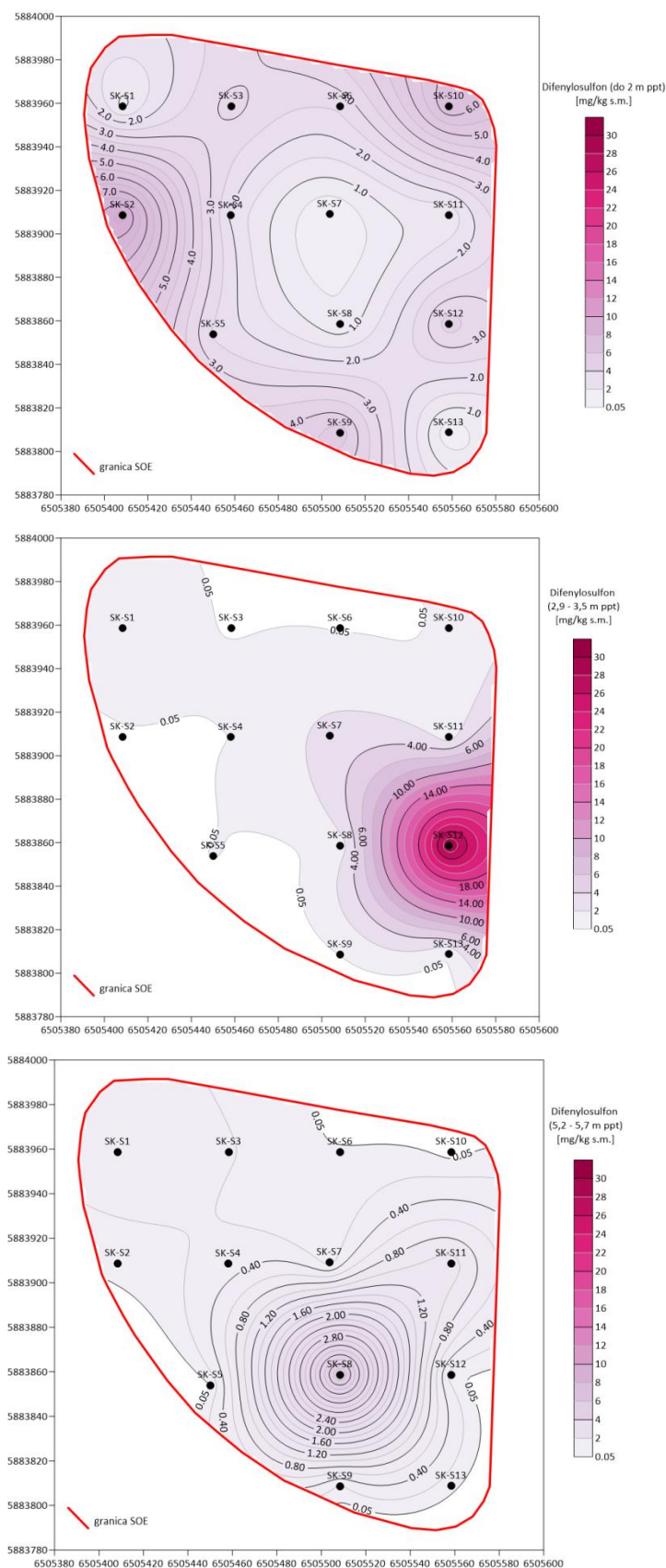
Rysunek 32 Rozkład zmienności miąższości pyłu w profilu pionowym odpadów zdeponowanych na składowisku SOE



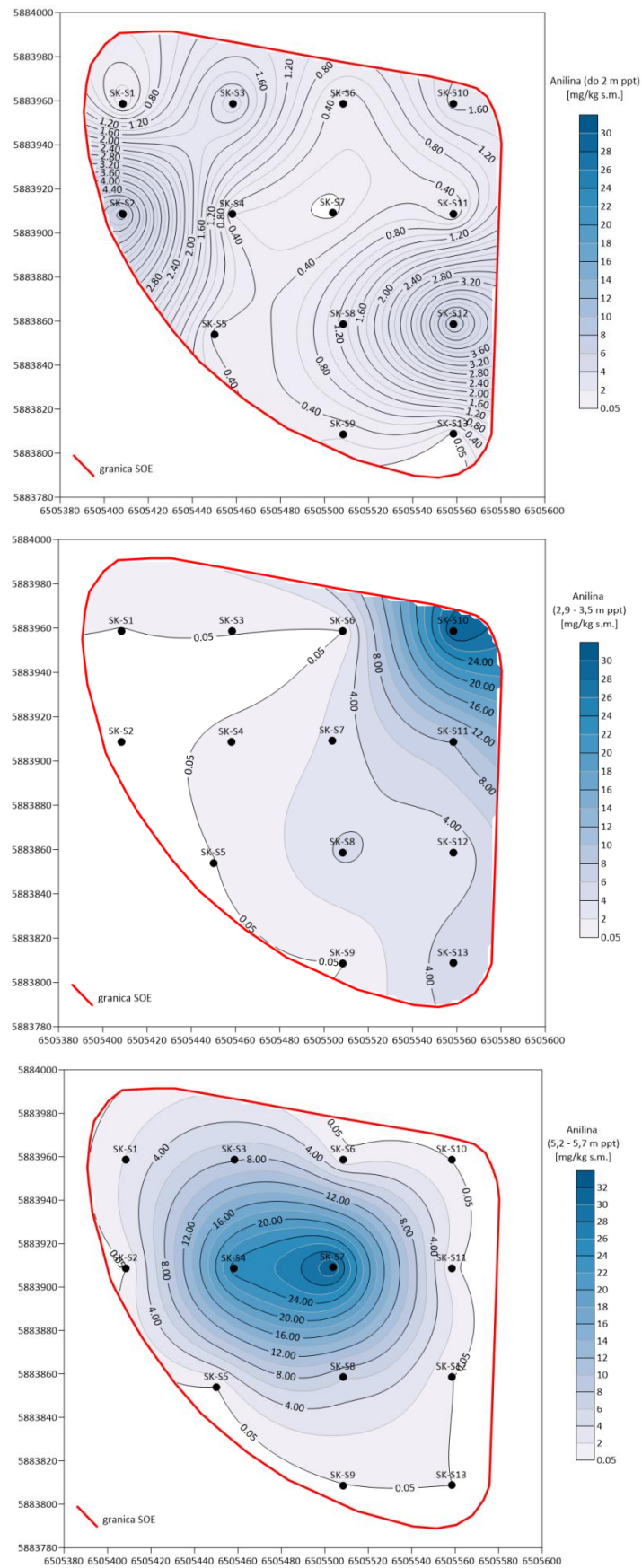
Rysunek 33 Rozkład zmienności miąższości utworów piaszczystych strefy przyspągowej odpadów zdeponowanych na składowisku SOE



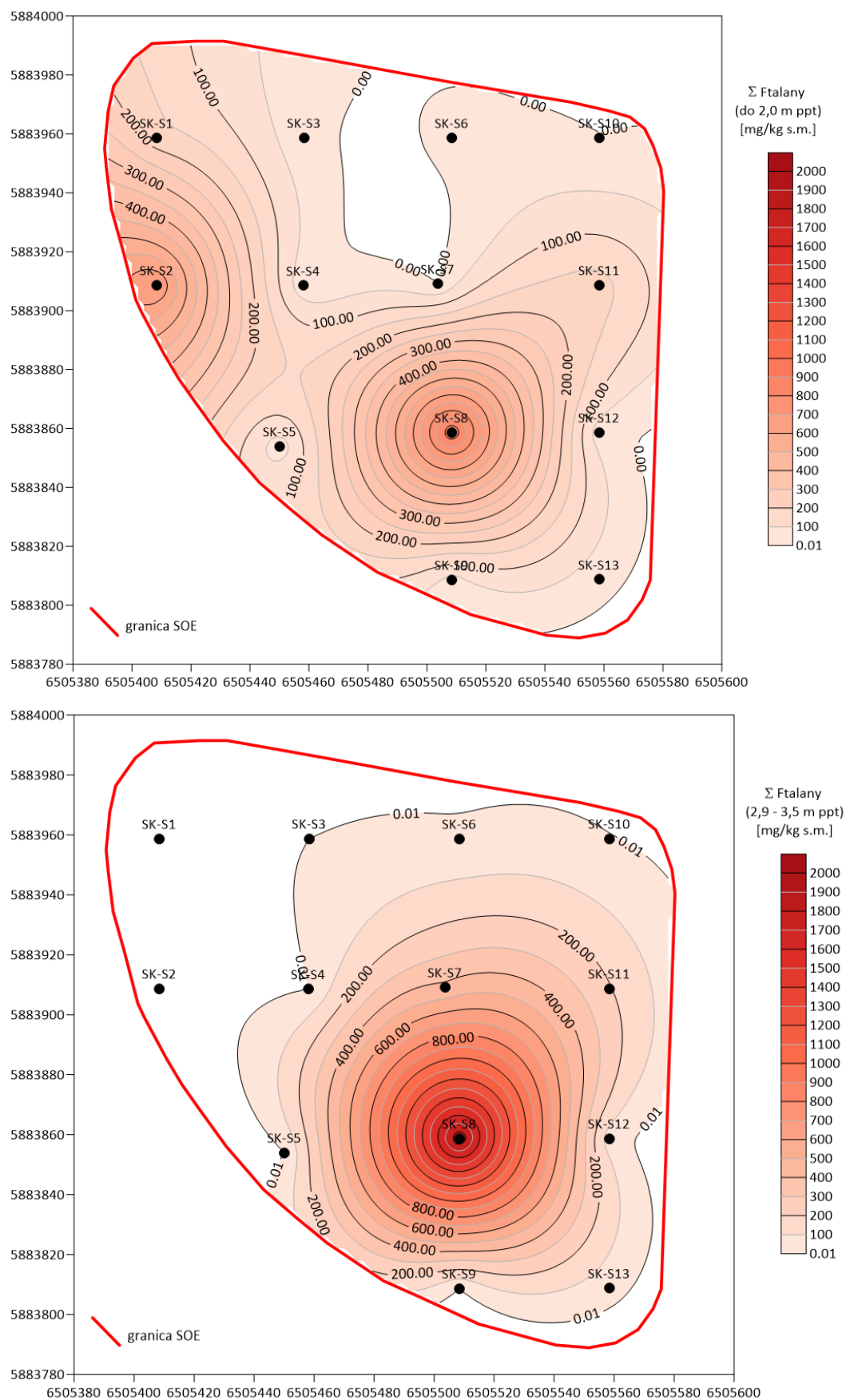
Rysunek 34 Rozkład przestrzenny stężenia AOX na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE



Rysunek 35 Rozkład przestrzenny stężenia difenylsulfonu na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE



Rysunek 36 Rozkład przestrzenny stężenia aniliny na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE



Rysunek 37 Rozkład przestrzenny stężenia sumy Ftalanów na różnych interwałach głębokościowych na składowisku SOE

2.1.3. Interpretacja wyników badań

Charakter chemiczny odpadów zdeponowanych na składowisku SOE jest bezpośrednim odzwierciedleniem wieloletniej działalności przemysłowej prowadzonej na terenie Zakładów Chemicznych Zachem. Obiekt funkcjonował w latach 1977-1998 jako staw sedymentacyjny przeznaczony do deponowania odpadów powstających podczas produkcji epichlorohydryny, a także osadów z Centralnego Zbiornika Uśredniającego, szlamów solankowych, szlamów węglanowych oraz gipsu powstającego w procesie neutralizacji ścieków technologicznych.

Dominującą grupę zanieczyszczeń stanowią związki chloroorganiczne, reprezentowane przez wysokie stężenia AOX, chlorobenzenów, heksachlorobenzenu, chlorofenoli oraz chlorowanych rozpuszczalników. Ich obecność jest zgodna z profilem technologicznym zakładu oraz procesami zachodzącymi podczas produkcji epichlorohydryny i innych związków chloropochodnych.

Stwierdzona w odpadach (SK_S1) obecność aniliny, difenylosulfonu oraz śladowych związków nitroaromatycznych wskazuje natomiast na udział odpadów związanych z produkcją barwników, półproduktów chemicznych oraz innych procesów syntezy organicznej prowadzonych na terenie zakładu. Obecność ftalanów oraz węglowodorów ropopochodnych należy wiązać z produkcją tworzyw sztucznych, materiałów powłokowych oraz eksploatacją infrastruktury technologicznej. Z kolei podwyższone zawartości rtęci, miedzi, cynku, chromu i ołowiu mogą być związane zarówno z procesami technologicznymi, jak i z deponowaniem osadów z oczyszczania ścieków przemysłowych.

Najwyższe stężenia większości substancji występują w górnej i środkowej części profilu składowiska odpadów (SK_S1), ale stwierdzono także obecność AOX, aniliny oraz chlorobenzenów w dolnych partiach profilu składowiska. Na tej podstawie można wnioskować, że profil chemiczny odpadów zdeponowanych na składowisku SOE odzwierciedla nie tylko skład deponowanych osadów, ale również wieloletni proces infiltracji i redystrybucji zanieczyszczeń w obrębie masy odpadowej.

W ramach analizy chemizmu odpadów uzyskane wyniki badań odnoszono do wartości granicznych określonych w rozporządzeniu w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, co umożliwiło ocenę stopnia przekształcenia środowiska gruntowego oraz identyfikację substancji mogących stanowić potencjalne źródło oddziaływania na środowisko gruntowo-wodne. Choć rozporządzenie nie służy bezpośrednio klasyfikacji odpadów, zestawienie uzyskanych wyników z wartościami dopuszczalnymi pozwala wskazać związki o największym znaczeniu środowiskowym oraz określić potencjalne zagrożenie wynikające z długotrwałego oddziaływania historycznie zdeponowanej masy odpadów. Wyniki badań wskazują na obecność w profilu SK_S1 podwyższonych stężeń rtęci, chlorobenzenów, AOX, PCB, heksachlorobenzenu, ftalanów i aniliny, co pozwala sądzić, że zdeponowany

materiał może wykazywać cechy charakterystyczne dla odpadów niebezpiecznych i powinien być rozpatrywany jako potencjalne źródło długotrwałej emisji substancji niebezpiecznych do środowiska.

Wyniki badań dla punktu SK_S2 wskazują na zdecydowanie niższy stopień zanieczyszczenia niż w punkcie SK_S1. W badanych próbkach z głębokości 4,2-4,7 m, 6,6-7,1 m oraz 8,0-8,4 m nie stwierdzono przekroczeń wartości dopuszczalnych określonych dla gruntów grupy IV w rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Zawartości metali są niskie: rtęć występuje poniżej granicy oznaczalności, stężenie chromu wynosi 2,55-3,70 mg/kg s.m., miedzi 2,58-4,25 mg/kg s.m., cynku 16,50-19,32 mg/kg s.m., a ołowiu 4,33-5,61 mg/kg s.m. Jest to istotna różnica w porównaniu z punktem SK_S1, w którym w górnej i środkowej części profilu występowały znaczące stężenia rtęci, chromu, miedzi, ftalanu di-2-etyloheksylu (DEHP), heksachlorobenzenu (HCB), AOX, aniliny i chlorobenzenów.

Najważniejszym wskaźnikiem oddziaływania składowiska SOE w punkcie SK_S2 pozostaje parametr AOX, który utrzymuje się na poziomie 18-20 mg/kg s.m. w całym badanym zakresie głębokości. Wartości te są wielokrotnie niższe niż w punkcie SK_S1, w którym AOX osiągał stężenie 920-1800 mg/kg s.m. w górnej i środkowej części profilu oraz 60-53 mg/kg s.m. w głębszych warstwach.

W przeciwieństwie do SK_S1, w profilu SK_S2 nie stwierdzono obecności chlorobenzenów, heksachlorobenzenu, chlorofenoli, PCB, ftalanów, aniliny, związków nitroaromatycznych ani chlorowanych rozpuszczalników powyżej granic oznaczalności. Brak lub śladowe występowanie tych związków wskazuje, że profil SK_S2 nie obejmuje głównej strefy deponowania najbardziej zanieczyszczonych odpadów technologicznych. Może natomiast reprezentować obszar o mniejszym udziale osadów organicznych lub część profilu, w której związki organiczne zostały częściowo wypłukane lub rozłożone.

Odczyn próbek odpadów w profilu SK_S2 jest zbliżony do obojętnego lub słabo zasadowego i wynosi 7,3-7,9. Jest to niższe pH niż w części próbek w profilu SK_S1, w którym odczyn dochodził do poziomu 9,3. Niższe pH, przy jednocześnie niskich stężeniach metali, sugeruje, że badany profil nie stanowi aktywnej strefy uwalniania metali.

W ujęciu głębokościowym profil SK_S2 wykazuje bardzo wyrównany, niski poziom zanieczyszczeń. Najbardziej charakterystyczny jest stały, niski poziom AOX, który może świadczyć o obecności pozostałości związków chloroorganicznych w drobnoziarnistej frakcji odpadu.

Wyniki badań dla profilu SK_S3 wskazują na obecność odpadów o wyraźnym charakterze przemysłowym, związanym zarówno z komponentem nieorganicznym, jak i organicznym. Najsilniejsze zanieczyszczenie występuje w górnej części profilu, szczególnie na głębokości 1,2-1,7 m. W tej warstwie stwierdzono wysokie zawartości cynku, ołowiu, kadmu, rtęci, cyny, miedzi, węglowodorów

ropopochodnych, AOX, aniliny, difenylosulfonu oraz chlorobenzenów. W odniesieniu do wartości dopuszczalnych dla gruntów grupy IV przekroczenia dotyczą przede wszystkim cynku, kadmu, ołowiu, rtęci, cyny oraz ftalanu di-2-etyloheksylu. Na tej podstawie można wnioskować, że górna część profilu reprezentuje strefę wyraźnie zanieczyszczonej masy odpadowej, prawdopodobnie z udziałem osadów technologicznych i substancji organicznych.

W profilu SK_S3 AOX osiąga stężenie 1300 mg/kg s.m. w warstwie 1,2-1,7 m, 480 mg/kg s.m. na głębokości 3,1-3,6 m oraz 110 mg/kg s.m. na głębokości 5,5-6,0 m.

Na uwagę zasługuje warstwa 5,5-6,0 m, w której występuje podwyższone pH 10, AOX 110 mg/kg s.m., anilina 7,7 mg/kg s.m., benzen 0,300 mg/kg s.m. oraz obecność 2,4-DNT na poziomie 950 mg/kg s.m. Wysoka wartość 2,4-DNT wymaga szczególnej ostrożności interpretacyjnej, ponieważ może wskazywać na obecność komponentu nitroaromatycznego charakterystycznego dla produkcji materiałów wybuchowych.

W ujęciu głębokościowym widoczny jest wyraźny spadek stężeń większości metali i związków organicznych poniżej 6 m. Na głębokości 6,7-7,2 m oraz 8,0-8,4 m stężenia metali są niskie, chlorobenzeny i ftalany zasadniczo nie występują, a AOX maleje do stężenia max. 18 mg/kg s.m. Niemniej jednak obecność AOX nawet w dolnych warstwach profilu odpadów nadal wskazuje na potencjalne oddziaływanie związków chloroorganicznych na warstwy leżące poniżej składowiska.

Grupy związków obecne w SK_S3 są zgodne z historią funkcjonowania SOE. Wysokie AOX, chlorobenzeny i śladowe chlorowane VOC odzwierciedlają udział odpadów z produkcji chloroorganicznej i epichlorohydryny. Anilina, difenylosulfon oraz związki nitroaromatyczne mogą być związane z produkcją barwników, pigmentów, półproduktów chemicznych i innych procesów syntezy organicznej prowadzonych na terenie Zachemu. Podwyższone zawartości metali, w tym Zn, Pb, Cd, Hg i Sn, należy wiązać z osadami technologicznymi, produktami korozji instalacji, katalizatorami oraz współdeponowaniem osadów z oczyszczania ścieków przemysłowych.

Z uwagi na wysokie zawartości AOX, metali ciężkich, aniliny, ftalanów oraz występowanie 2,4-DNT, zdeponowany materiał wykazuje cechy odpadów o potencjale niebezpiecznym.

Analiza chemizmu odpadów w profilu SK_S4 wskazuje na wyraźnie niejednorodną morfologię odpadów. Największe stężenia występują w górnej i środkowej części profilu (1,5-5,3 m p.p.t.), natomiast nawet na głębokości 7,2-7,7 m nadal obserwowane są wysokie wartości AOX oraz aniliny.

Pod względem występowania metali ciężkich nie stwierdzono tak silnego ładunku zanieczyszczenia jak w SK_S3, z wyjątkiem rtęci, która osiąga stężenie 18,05 mg/kg s.m. (ponad czterokrotnie przekraczające wartość dopuszczalną dla gruntów przepuszczalnych - 4 mg/kg s.m.). Podwyższone są również

zawartości chromu (175 mg/kg s.m.), miedzi (125 mg/kg s.m.), niklu (42 mg/kg s.m.), cynku (145 mg/kg s.m.) i baru (143 mg/kg s.m.), jednak nie przekraczają wartości granicznych dla gruntów grupy IV.

Najbardziej charakterystyczną cechą profilu SK_S4 jest wysoka zawartość w odpadach chlorobenzenów, zwłaszcza: 1,2-dichlorobenzen - 149 mg/kg s.m., obecność tri-, tetra-, penta- i heksachlorobenzenów, wysoka zawartość tetrachloroetenu (3,24 mg/kg s.m.) oraz 1,1,2-trichloroetanu (0,242 mg/kg s.m.).

Profil ten bardzo dobrze odzwierciedla historię funkcjonowania składowiska SOE jako miejsca deponowania odpadów z produkcji epichlorohydryny, chlorowanych półproduktów organicznych oraz osadów technologicznych zawierających związki chloroorganiczne.

Bardzo istotnym wskaźnikiem jest również parametr AOX, osiągający: 850 mg/kg s.m. (1,5-2,0 m), 2600 mg/kg s.m. (3,1-3,6 m), 270 mg/kg s.m. (4,8-5,3 m), 460 mg/kg s.m. (7,2-7,7 m), 27 mg/kg s.m. (8,0-8,5 m).

Szczególnie istotne jest także utrzymywanie się wysokiego AOX bezpośrednio na głębokości odpowiadającej spągowi warstwy odpadów.

W profilu SK_S4 obserwuje się także obecność aniliny, której maksimum występuje na głębokości 4,8-5,3 m (25 mg/kg s.m.), a wysokie stężenia utrzymują się również na głębokości 7,2-7,7 m (12 mg/kg s.m.). Odnotowano także obecność difenylosulfonu, aminotoluenów oraz 2-fenylofenolu, które są charakterystyczne dla produkcji barwników, półproduktów chemicznych oraz procesów syntezy aromatycznych amin prowadzonych na terenie Zachemu.

Wykazano także obecność związków nitroaromatycznych w warstwie przypowierzchniowej (2,4-DNT, 2,6-DNT, TNT oraz aminodinitrotolueny), co wskazuje, że do tej części składowiska mogły trafiać odpady pochodzące również z innych ciągów technologicznych zakładu.

Istotną charakterystyką profilu SK_S4 jest obecność ftalanu DEHP (15,93 mg/kg s.m.) oraz śladowych ilości PCB wyłącznie w warstwie przypowierzchniowej, co może świadczyć o lokalnym współdeponowaniu odpadów zawierających dodatki do tworzyw sztucznych lub materiałów izolacyjnych.

Odczyn odpadów pozostaje alkaliczny (pH 8,2-9,3), co ogranicza mobilność większości metali ciężkich.

Profil chemiczny profilu SK_S5 jednoznacznie wskazuje na obecność odpadów pochodzących z procesów produkcji epichlorohydryny oraz innych procesów chloroorganicznych prowadzonych na terenie Zakładów Chemicznych Zachem. Największe zanieczyszczenie koncentruje się w dwóch pierwszych badanych poziomach (1,2-1,7 m oraz 3,1-3,6 m), natomiast w głębszej części profilu odnotowano znaczący spadek zawartości niemal wszystkich substancji organicznych i metali.

Pod względem składu chemicznego dominującą grupę stanowią związki chloroorganiczne. Szczególnie wysokie są stężenia chlorobenzenów, osiągające 155 mg/kg s.m., z dominacją 1,2-dichlorobenzenu (148,6 mg/kg s.m.). Obecne są również tri-, tetra-, penta- oraz heksachlorobenzeny.

Charakterystyczne są także stężenia AOX, wynoszące: 1400 mg/kg s.m. na głębokości 1,2-1,7 m oraz 2800 mg/kg s.m. na głębokości 3,1-3,6 m, co może wskazywać, że właśnie ta część składowiska była miejscem deponowania najbardziej zanieczyszczonych osadów technologicznych.

Jednocześnie profil pionowy SK_S5 różni się wyraźnie od SK_S4. Już poniżej około 5,5 m p.p.t. stężenie AOX gwałtownie maleje do około 12-13 mg/kg, a chlorobenzeny przestają być wykrywane.

Na uwagę zasługuje również obecność związków takich jak PCB (0,30 mg/kg s.m.), ftalan DEHP (24 mg/kg s.m.) oraz difenylosulfon (2,4 mg/kg s.m.), których współwystępowanie świadczy o deponowaniu odpadów pochodzących nie tylko z procesu produkcji epichlorohydryny, ale również z innych instalacji chemicznych produkujących tworzywa sztuczne, materiały izolacyjne oraz półprodukty dla przemysłu chemicznego.

W warstwie przypowierzchniowej (1,2-1,7 m) występują także związki nitroaromatyczne (TNT, DNT, aminodinitrotolueny oraz 3-nitrotoluen), których obecność potwierdza wielobranżowy charakter działalności Zachemu i wskazuje, że do składowiska SOE mogły trafiać również odpady z instalacji produkujących półprodukty dla materiałów wybuchowych lub barwników.

Pod względem metali ciężkich profil SK_S5 wykazuje umiarkowane zanieczyszczenie. Najistotniejszym pierwiastkiem pozostaje rtęć, osiągająca stężenie 22,1 mg/kg s.m., czyli ponad pięciokrotnie przekraczająca wartość dopuszczalną dla utworów bardziej przepuszczalnych. Podwyższone są również zawartości chromu (182 mg/kg s.m.), miedzi (153 mg/kg s.m.), cynku (165 mg/kg s.m.), niklu (44 mg/kg s.m.) oraz ołowiu (62 mg/kg s.m.), jednak, podobnie jak w SK_S4, ich stężenia nie przekraczają wartości dopuszczalnych dla grupy IV gruntów.

W profilu SK_S5 obserwowalny jest również przebieg zmian pH. W górnej części profilu odczyn jest wyraźnie alkaliczny (pH 9,4-8,6). Poniżej 5,5 m p.p.t. odczyn pH obniża się do około 6,8-7,8.

Analiza chemizmu odpadów w profilu SK_S6 wskazuje na silną zmienność pionową składu odpadów, odzwierciedlającą okresowe deponowanie osadów o różnym pochodzeniu technologicznym. Największe stężenia większości substancji występują w warstwach 0,7-1,2 m oraz 3,1-3,6 m, natomiast poniżej, na głębokości około 5 m, obserwuje się wyraźne zmniejszenie stopnia zanieczyszczenia.

W zakresie występowania metali ciężkich profil SK_S6 należy do najbardziej zanieczyszczonych spośród dotychczas analizowanych w obrębie składowiska SOE. Szczególną uwagę zwraca rtęć, osiągająca

stężenie 18,0 mg/kg s.m. oraz 24,2 mg/kg s.m. (ponad sześciokrotne przekroczenie wartości dopuszczalnych dla gruntów bardziej przepuszczalnych). Bardzo wysokie są również zawartości chromu (do 323 mg/kg s.m.), miedzi (274 mg/kg s.m.), cynku (281 mg/kg s.m.), baru (716 mg/kg s.m.), niklu (75 mg/kg s.m.) oraz ołowiu (103 mg/kg s.m.). Ich współwystępowanie wskazuje na znaczny udział osadów technologicznych i szlamów przemysłowych zdeponowanych na składowisku SOE.

Na szczególną uwagę zasługuje obecność w profilu SK_S6 cyanków kompleksowych, osiągających stężenie 51 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej. Jest to najwyższa wartość spośród analizowanych punktów SOE i może świadczyć o udziale odpadów pochodzących z procesów syntezy chemicznej lub oczyszczania ścieków przemysłowych. W zestawieniu z wysokimi stężeniami rtęci oraz innych metali ciężkich wskazuje to na zdeponowanie w tej części składowiska odpadów o bardziej złożonym składzie niż wyłącznie osady z produkcji epichlorohydryny.

Stężenia AOX w profilu SK_S6 osiągają 1500 mg/kg s.m. na głębokości 3,1-3,6 m oraz 140 mg/kg s.m. na głębokości 5,4-5,9 m. Choć są niższe niż w profilach SK_S4 i SK_S5, nadal świadczą o znacznym udziale chlorowanych związków organicznych w zdeponowanej masie odpadów. W przeciwieństwie jednak do tych profili, zawartości chlorobenzenów są stosunkowo niewielkie (około 0,5-0,7 mg/kg s.m.), a dominują jedynie śladowe ilości wysokochlorowanych pochodnych, w tym pentachlorobenzenu i heksachlorobenzenu.

Istotnym elementem profilu SK_S6 jest obecność PCB, wykrywanych w warstwie 0,7-1,2 m (0,10 mg/kg s.m.), oraz ftalanu DEHP, którego stężenia wynoszą 12,7-21,2 mg/kg s.m. Związki te wskazują na możliwe współdeponowanie odpadów związanych z produkcją tworzyw sztucznych, materiałów elektroizolacyjnych lub innych procesów wykorzystujących chlorowane dodatki technologiczne.

Charakterystyczne jest również występowanie aniliny, której maksymalne stężenie odnotowano na głębokości 5,4-5,9 m (0,71 mg/kg s.m.). Towarzyszy jej obecność difenylosulfonu, co może świadczyć o lokalnym zdeponowaniu osadów pochodzących z produkcji barwników lub półproduktów aromatycznych.

Odczyn odpadów pozostaje alkaliczny (pH 8,0-8,6) w całym profilu. Takie warunki sprzyjają ograniczeniu mobilności większości metali ciężkich poprzez ich wytrącanie i sorpcję, natomiast mają znacznie mniejszy wpływ na trwałe związki chloroorganiczne. Z uwagi na niewielkie stężenia chlorobenzenów przy spągu odpadów można wnioskować, że w tym miejscu proces pionowej migracji związków organicznych był znacznie słabszy niż w profilach SK_S4 i SK_S5.

Profil SK_S7 należy do najbardziej zanieczyszczonych spośród dotychczas analizowanych profili składowiska SOE i stanowi przykład lokalnego ogniska silnie skoncentrowanych odpadów

poprodukcyjnych o charakterze chloroorganicznym, z jednoczesnym udziałem związków aromatycznych wykorzystywanych w produkcji barwników oraz odpadów petrochemicznych. Charakterystyczna jest bardzo wyraźna koncentracja zanieczyszczeń w środkowej części profilu (3,1-4,5 m), przy jednoczesnym utrzymywaniu podwyższonych stężeń wybranych substancji aż do spągu odpadów.

Charakterystyczną cechą tego profilu są ekstremalnie wysokie stężenia chlorobenzenów pojedynczych, osiągające 5100 mg/kg s.m., z czego dominującym składnikiem jest 1,2-dichlorobenzen (4790 mg/kg s.m.). Odnotowano również wysokie stężenia 1,4-dichlorobenzenu (284 mg/kg s.m.), chlorobenzenu (3,45 mg/kg s.m.), trichlorobenzenów oraz heksachlorobenzenu, co jednoznacznie wskazuje na zdeponowanie na składowisku SOE odpadów pochodzących z produkcji chlorowanych półproduktów organicznych lub pozostałości po syntezie związków aromatycznych stosowanych w przemyśle chemicznym Zachemu.

Profil ten wyróżnia się również bardzo wysokimi stężeniami AOX, osiągającymi 3200 mg/kg s.m. na głębokości 4,0-4,5 m oraz utrzymującymi się na poziomie 280 mg/kg s.m. i 120 mg/kg s.m. w głębszych warstwach (6,8-7,5 m p.p.t).

Obserwuje się wysokie stężenia aniliny, osiągające maksimum 32 mg/kg s.m. na głębokości 4,0-4,5 m, a także obecność difenylosulfonu, aminotoluenów oraz 2-fenylofenolu, które wskazują na obecność odpadów pochodzących z produkcji barwników, półproduktów anilinowych i innych procesów syntezy organicznej prowadzonych historycznie na terenie Zachemu. Współwystępowanie chlorobenzenów i aniliny może wskazywać na to, że w tej części składowiska deponowano odpady z różnych linii technologicznych.

W profilu SK_S7 odnotowano również obecność ftalanu DEHP w stężeniu 423 mg/kg s.m. (jedna z najwyższych wartości spośród wszystkich analizowanych profili na składowisku SOE), co może świadczyć o zdeponowaniu odpadów związanych z produkcją tworzyw sztucznych, plastifikatorów lub materiałów powłokowych.

W zakresie zanieczyszczeń nieorganicznych największe znaczenie mają bardzo wysokie stężenia rtęci, osiągające 50 mg/kg s.m. (ponad 12-krotne przekroczenie wartości dopuszczalnej dla utworów bardziej przepuszczalnych), a także podwyższone zawartości chromu (296 mg/kg s.m.), miedzi (220 mg/kg s.m.), ołowiu (182 mg/kg s.m.), cynku (262 mg/kg s.m.) oraz cyjanków kompleksowych (13 mg/kg s.m.).

Dodatkowym potwierdzeniem przemysłowego charakteru odpadów jest obecność tetrachloroetenu (4,77 mg/kg s.m.; ponad 40-krotne przekroczenie względem wartości granicznej dla utworów bardziej przepuszczalnych) oraz trichloroetenu (0,244 mg/kg s.m.; ponad 2-krotne przekroczenie dla utworów

bardziej przepuszczalnych), które są typowymi rozpuszczalnikami chlorowanymi stosowanymi w przemyśle chemicznym.

W przeciwieństwie do profili SK_S4 i SK_S5, w których maksymalne stężenia zanieczyszczeń występowały głównie w górnej części profilu, w SK_S7 najwyższe stężenia występują w środkowej części profilu składowiska (3-4,5 m). Część związków, przede wszystkim AOX, anilina oraz 1,2-dichlorobenzen, pozostaje obecna również na głębokości 8,0-8,5 m, czyli bezpośrednio w spągowej części składowiska odpadów.

Odczyn odpadów w profilu SK_S7 wzrasta z 7,9 w części przypowierzchniowej (0,7-1,2 m) do około 10 przy spągu (8,5 m) odpadów. Silnie alkaliczne środowisko w analizowanych warunkach składowiska SOE będzie sprzyjać ograniczeniu mobilności większości metali ciężkich poprzez ich wytrącanie i sorpcję.

Profil SK_S8 reprezentuje jeden z najbardziej złożonych chemicznie profili na terenie składowiska SOE. W przeciwieństwie do profilu SK_S7, w którym dominowały chlorobenzeny, obserwuje się równoczesne współwystępowanie bardzo wysokich stężeń metali ciężkich (w szczególności rtęci, ołowiu i miedzi), związków chloroorganicznych, ftalanów, PCB. Profil ten najlepiej odzwierciedla historyczne współdeponowanie różnych grup odpadów przemysłowych powstających podczas produkcji epichlorohydryny, barwników, półproduktów organicznych oraz tworzyw sztucznych.

Największe zanieczyszczenie obejmuje górne 4-5 m profilu, przy czym najwyższe stężenia większości związków występują na głębokości 2,4-4,8 m. W dolnej części profilu (6,0-8,5 m) obserwuje się wyraźny spadek stężeń.

Pod względem metali ciężkich jest to jeden z najbardziej obciążonych punktów spośród wszystkich analizowanych profili SOE. Szczególnie wysokie są zawartości rtęci, osiągające 60-63 mg/kg s.m., czyli ponad 15-krotnie przekraczające dopuszczalną wartość dla gruntów przepuszczalnych. Wysokie są również stężenia ołowiu (260 mg/kg s.m.), chromu (295 mg/kg s.m.), miedzi (248 mg/kg s.m.), cynku (270 mg/kg s.m.), niklu (66 mg/kg oraz 50 mg/kg s.m.) oraz baru (ponad 215 mg/kg s.m.). Towarzyszy im obecność cyjanków kompleksowych (9-13 mg/kg s.m.), które wskazują na potencjalny udział osadów technologicznych pochodzących z procesów chemicznych oraz oczyszczania ścieków przemysłowych.

Stężenia AOX w górnej części profilu (1,2-4,8 m) osiągają 860-1800 mg/kg s.m. oraz 43-190 mg/kg s.m. na głębokości 6-8 m.

W przeciwieństwie do profilu SK_S7, w którym dominowała obecność 1,2-dichlorobenzenu, w profilu SK_S8 zawartości chlorobenzenów są znacznie niższe (maksymalnie około 12 mg/kg s.m.), przy czym największy udział ma 1,4-dichlorobenzen (10,3 mg/kg s.m.) oraz heksachlorobenzen (0,658 mg/kg s.m.).

W profilu SK_S8 odnotowano wysoką zawartość ftalanu DEHP, osiągającą stężenie 1890 mg/kg s.m. (2,4-2,9 m) oraz 848 mg/kg s.m. (1,2-1,7 m). Są to jedne z najwyższych stężeń tego wskaźnika spośród wszystkich analizowanych profili SOE i świadczą o znacznym udziale odpadów związanych z produkcją tworzyw sztucznych, plastifikatorów lub materiałów powłokowych. Odnotowano również obecność PCB (0,26-0,38 mg/kg s.m.), co dodatkowo potwierdza współdeponowanie odpadów przemysłowych pochodzących z różnych instalacji technologicznych.

Istotnym wskaźnikiem w profilu SK_S_8 pozostaje również anilina, której stężenia wynoszą 1,3-6,2 mg/kg s.m., oraz difenylosulfon, osiągający maksimum 4,5 mg/kg s.m. Obecność tych związków wskazuje na udział odpadów związanych z produkcją barwników, amin aromatycznych oraz półproduktów organicznych. Towarzyszą im 2-fenylfenol, aminotolueny oraz 2,6-dichloroanilina, które stanowią charakterystyczne markery historycznej produkcji chemicznej prowadzonej w zakładzie.

W profilu zdeponowanych odpadów występują również węglowodory ropopochodne (frakcja C12-C35), których stężenie dochodzi do 2407 mg/kg s.m. (1,2-1,7 m), oraz podwyższone stężenia benzenu, toluenu i ksylenów, co może świadczyć o współwystępowaniu komponentu petrochemicznego, prawdopodobnie pochodzącego z olejów technologicznych.

W ujęciu pionowym widoczna jest wyraźna strefowość. Najbardziej zanieczyszczona jest środkowa część profilu (2,4-4,8 m), w której jednocześnie występują maksymalne zawartości AOX, ftalanów, PCB, aniliny, difenylosulfonu oraz metali ciężkich. Poniżej, na głębokości około 6 m następuje stopniowy spadek większości stężeń, jednak obecność AOX, aniliny oraz niewielkich ilości chlorobenzenów przy spągu odpadów wskazuje, że potencjalne oddziaływanie odpadów obejmuje niemal całą ich miąższość.

Na uwagę zasługuje bardzo wysokie pH (12,4) odnotowane na głębokości 6,0-6,5 m.

W profilu SK_S9 obserwuje się wyraźną koncentrację zanieczyszczeń wyłącznie w górnej strefie (1,2-3,6 m).

Odnotowano wysokie stężenia AOX, osiągające 710 mg/kg s.m. (1,2-1,7 m) oraz 1200 mg/kg s.m. (3,1-3,6 m), jednak od głębokości około 5,5 m p.p.t. stężenie AOX maleje poniżej granicy oznaczalności (<10 mg/kg s.m.), co może świadczyć o kumulacji występowania odpadów chloroorganicznych wyłącznie w górnej części składowiska.

Charakterystyczny jest również rozkład chlorobenzenów pojedynczych, których suma osiąga maksymalnie około 1,07 mg/kg s.m. i jest wielokrotnie niższa niż w profilach SK_S4, SK_S5 czy SK_S7. Dominują wysokochlorowane pochodne, przede wszystkim heksachlorobenzen (0,60 mg/kg s.m.) oraz pentachlorobenzen (0,131 mg/kg s.m.), natomiast nie obserwuje się bardzo wysokich zawartości 1,2-dichlorobenzenu.

Odnotowano również wysoką zawartość PCB, osiągającą 0,34 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej (1,2-1,7 m). Towarzyszy jej obecność DEHP (31 mg/kg s.m.) oraz innych ftalanów, co może wskazywać na znaczny udział odpadów związanych z produkcją materiałów elektroizolacyjnych, tworzyw sztucznych lub plastifikatorów (Pivnenko i in., 2016).

Istotnym elementem profilu pozostaje również difenylosulfon, którego stężenie dochodzi do 4,8 mg/kg s.m. (1,2-1,7 m), podczas gdy anilina występuje jedynie śladowo (0,23 mg/kg s.m.).

Profil SK_S9 wyróżnia się znacznym udziałem metali ciężkich w zdeponowanej masie odpadów. Szczególnie wysokie jest stężenie rtęci (32,4 mg/kg s.m.), ponad 8-krotnie przekraczające dopuszczalną wartość dla utworów bardziej przepuszczalnych ($k \geq 10^{-7}$ m/s). Wysokie są również zawartości ołowiu (379 mg/kg s.m.), cynku (449 mg/kg s.m.), chromu (237 mg/kg s.m.) oraz miedzi (211 mg/kg s.m.), jednak ich stężenia gwałtownie maleją już poniżej około 5 m p.p.t., podobnie jak stężenia AOX.

Stężenie węglowodorów ropopochodnych (frakcja C12-C35) dochodzi do 592 mg/kg s.m. (1,2-1,7 m) i może wskazywać na udział olejów technologicznych lub pozostałości procesowych w zdeponowanych odpadach.

W profilu SK_S9 nie obserwuje się praktycznie zanieczyszczeń w dolnej części profilu. Już od głębokości 5,5 m p.p.t. większość związków organicznych oraz metali występuje na poziomie zbliżonym do tła geochemicznego lub poniżej granic oznaczalności.

Odczyn odpadów pozostaje alkaliczny (pH 8,2-8,9), co sprzyja ograniczeniu mobilności większości metali ciężkich.

W profilu SK_S10 obserwowalna jest bardzo wyraźna strefowość pionowa występowania zanieczyszczeń. Najwyższe stężenia praktycznie wszystkich zanieczyszczeń koncentrują się wyłącznie w górnych 3,4 m profilu, natomiast od głębokości około 5 m p.p.t. obserwuje się gwałtowny spadek stężeń. W warstwach 6,6-8,4 m większość substancji występuje już poniżej granic oznaczalności lub na poziomie tła geochemicznego.

Maksymalne stężenia AOX, osiągające 1700 mg/kg s.m., obserwuje się do głębokości 3,4 m. AOX zanika całkowicie poniżej około 5 m p.p.t., co odróżnia ten profil od profili SK_S4, SK_S7 czy SK_S8, w których podwyższone stężenia utrzymywały się również w pobliżu spągu odpadów.

Drugim wyróżnikiem profilu SK_S10 jest wysokie stężenie aniliny, osiągające 30 mg/kg s.m. na głębokości 2,9-3,4 m oraz 1,7 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej (0,7-1,2 m). W połączeniu z wysoką zawartością difenylosulfonu (6,5 mg/kg s.m.) oraz obecnością 2-fenylfenolu (1,7 mg/kg s.m.)

jednoznacznie wskazują na udział odpadów związanych z produkcją amin aromatycznych, barwników oraz półproduktów organicznych (Kawakami i in., 2010; Pereira i in., 2015).

Stwierdzono również obecność chlorobenzenów pojedynczych (do 0,776 mg/kg s.m.), 1,4-dichlorobenzen, jak i wysokochlorowane pochodne (tetra-, penta- oraz heksachlorobenzen).

Charakterystyczna jest także obecność lotnych związków aromatycznych oraz chlorowanych rozpuszczalników, benzenu, toluenu, ksylenów, tetrachloroetenu oraz trichloroetenu, które wskazują na lokalne deponowanie odpadów ciekłych lub osadów zawierających pozostałości rozpuszczalników wykorzystywanych w procesach technologicznych (Cline i Viste, 1985).

Profil wyróżnia również obecność TNT (0,8 mg/kg s.m.) oraz aminowych produktów jego transformacji (2-amino-4,6-DNT i 4-amino-2,6-DNT). Chociaż ich stężenia są niewielkie, stanowią kolejny dowód na heterogeniczny charakter odpadów deponowanych na składowisku SOE. Dominującym źródłem tych substancji może być przemysł chemiczny (produkcja tworzyw sztucznych) oraz przemysł zbrojeniowy (produkcja amunicji i materiałów wybuchowych) (Tchounwou i in., 2003). Związki te mogły pochodzić zarówno z procesów związanych z produkcją materiałów wybuchowych i komponentów amunicji, jak i z procesów chemii organicznej. Dinitrotoluen stanowi bowiem ważny półprodukt wykorzystywany w syntezie toluenodiiizocyanianu (TDI) stosowanego do produkcji pianek poliuretanowych, a także niektórych barwników i innych związków aromatycznych. Jednocześnie DNT jest produktem pośrednim procesu nitrowania toluenu, który stanowi pierwszy etap syntezy TNT (Letzel i in., 2003; Harper i in., 2016).

Warto zwrócić uwagę również na węglowodory ropopochodne C12-C35, osiągające stężenie 341 mg/kg s.m. (2,9-3,4 m), oraz obecność DEHP (4,98 mg/kg s.m.), które stanowią przesłankę wskazującą na współdeponowanie odpadów pochodzących z procesów związanych z produkcją tworzyw sztucznych, eksploatacją olejów technologicznych oraz materiałów z dodatkiem plastifikatorów (US EPA, 2025).

Profil SK_S10 dokumentuje lokalne zdeponowanie odpadów pochodzących głównie z procesów produkcji epichlorohydryny, syntezy barwników i amin aromatycznych. O jego charakterze decydują przede wszystkim wysokie stężenia AOX, aniliny oraz difenylosulfonu, którym towarzyszą chlorobenzeny, chlorowane rozpuszczalniki, BTEX oraz niewielki udział związków nitroaromatycznych. W przeciwieństwie do części innych profili SOE, zanieczyszczenia nie obejmują całej miąższości odpadów, lecz są skoncentrowane w górnych warstwach, co wskazuje na lokalny charakter występowania najbardziej zanieczyszczonych warstw składowiska.

W profilu SK_S11 najbardziej charakterystycznym wskaźnikiem są bardzo wysokie wartości AOX, które wzrastają od 120 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej (0,5-1,0 m) do 830 mg/kg s.m. na

głębokości 2,9-3,4 m, osiągając maksimum 3900 mg/kg s.m. na głębokości 4,3-4,8 m. Jest to jedna z najwyższych wartości AOX odnotowanych na całym składowisku SOE. Poniżej głębokości 6,7 m zawartość AOX spada poniżej granicy oznaczalności, co wskazuje, że najbardziej zanieczyszczone osady ograniczają się jedynie do środkowej części profilu.

Suma chlorobenzenów wynosi około 1 mg/kg s.m., a dominującymi związkami są 1,2-dichlorobenzen, pentachlorobenzen oraz heksachlorobenzen.

Profil wyróżnia się również obecnością aniliny, której maksymalne stężenie osiąga 8,1 mg/kg s.m. na głębokości 2,9-3,4 m. Towarzyszy jej stosunkowo równomiernie występujący difenylosulfon (0,96-1,1 mg/kg s.m.) oraz lokalnie 2-fenylofenol (1,8 mg/kg s.m. na głębokości 4,3-4,8 m).

Na uwagę zasługuje wysoka zawartość ftalanu DEHP, wynosząca 171-207 mg/kg s.m. na głębokości 0,5-3,4 m, potencjalnie związana z produkcją tworzyw sztucznych, plastifikatorów lub materiałów powłokowych. Jednocześnie obecność PCB (0,018–0,064 mg/kg s.m.) potwierdza udział odpadów zawierających trwałe zanieczyszczenia organiczne (Ficek i Czupioł, 2013).

Pod względem metali ciężkich profil SK_S11 należy do najbardziej zanieczyszczonych spośród analizowanych. Szczególnie wysokie są zawartości: rtęci - 39,97 oraz 54,81 mg/kg s.m., przekraczające wartości dopuszczalne odpowiednio około 10- i 14-krotnie dla utworów bardziej przepuszczalnych, chromu - 331 i 433 mg/kg s.m., miedzi – 244-316 mg/kg (również przekraczające wartości dopuszczalne dla gruntów o współczynniku filtracji $\geq 10^{-7}$ m/s), wysokich zawartości baru (317 mg/kg s.m.), cynku (418 mg/kg s.m.), niklu (74 mg/kg s.m.) oraz ołowiu (99 mg/kg s.m.).

Dodatkowo, na głębokości 2,9-3,4 m stwierdzono obecność cyjanków kompleksowych (20 mg/kg s.m.), co wskazuje na lokalny udział odpadów technologicznych pochodzących z procesów chemicznych lub oczyszczania ścieków przemysłowych, które uznawane są za substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska (Michalski i Głowala, 2004).

Charakterystycznym parametrem odnotowanym w profilu są również węglowodory ropopochodne C12-C35, osiągające stężenia 741 mg/kg s.m. (2,9-3,4 m). Mogą one pochodzić z olejów technologicznych, olejów hydraulicznych i smarowych wykorzystywanych do eksploatacji urządzeń przemysłowych, pozostałości paliw ciężkich oraz produktów stosowanych jako media procesowe. W warunkach funkcjonowania Zakładów Chemicznych Zachem nie można również wykluczyć udziału pozostałości substancji organicznych wykorzystywanych podczas produkcji tworzyw sztucznych, żywic, farb, lakierów oraz środków pomocniczych stosowanych w procesach technologicznych.

W ujęciu pionowym profil SK_S11 wykazuje wyraźną strefowość. Największe zanieczyszczenia obejmują warstwy od około 1 do 5 m p.p.t., natomiast poniżej 6,7 m obserwuje się gwałtowny spadek zawartości

metali, chlorobenzenów, PCB, ftalanów oraz AOX. Można zatem uznać, że najbardziej zanieczyszczone osady technologiczne zalegają jako wydzielona warstwa w środkowej części składowiska SOE.

Odczyn odpadów pozostaje alkaliczny (pH 8,3-8,8), co odpowiada warunkom charakterystycznym dla odpadów zdeponowanych na SOE.

Profil SK_S12 reprezentuje jedną z najbardziej złożonych chemicznie stref składowiska SOE. Charakteryzuje się bardzo wyraźną koncentracją zanieczyszczeń w górnych warstwach odpadów (0,7-3,6 m p.p.t.), podczas gdy poniżej około 5,5 m p.p.t. następuje gwałtowny spadek stężeń większości oznaczanych substancji.

Najbardziej charakterystyczną cechą profilu są bardzo wysokie zawartości AOX, osiągające 640 mg/kg s.m. (0,7-1,2 m) oraz 3300 mg/kg s.m. (3,1-3,6 m). Stwierdzono także wysokie stężenia chlorobenzenów (do 1,59 mg/kg na głębokości 3,1-3,6 m), z dominacją 1,4-dichlorobenzenu (1,05 mg/kg s.m.), a także obecność penta- i heksachlorobenzenu.

Profil wyróżnia się również obecnością aniliny (do 5,2 mg/kg na głębokości 0,7-1,2 m) oraz wysokimi stężeniami difenylosulfonu (do 30 mg/kg s.m. na głębokości 3,1-3,6 m), a także 2-fenylfenolu (100 mg/kg s.m.) i aminotoluenów, które są charakterystyczne dla odpadów pochodzących z produkcji barwników, amin aromatycznych i innych półproduktów chemii organicznej.

Na uwagę zasługuje także obecność tetrachloroetenu (0,23 mg/kg s.m. na głębokości 3,1-3,6 m) oraz chlorowanych lotnych związków organicznych, świadczących o współdeponowaniu odpadów zawierających rozpuszczalniki technologiczne. Dodatkowo wykrycie TNT (1,1 mg/kg s.m.) potwierdza lokalny udział odpadów związanych z historyczną produkcją materiałów wybuchowych lub procesami nitrowania toluenu.

Wśród zanieczyszczeń nieorganicznych dominują chrom, cynk, miedź, arsen oraz rtęć, przy czym zawartość rtęci (11,88 mg/kg s.m.) przekracza prawie 3-krotnie wartość dopuszczalną dla gruntów bardziej przepuszczalnych ($k \geq 10^{-7}$ m/s). Charakterystyczna jest również obecność cyjanków kompleksowych (9,3 mg/kg s.m.) oraz węglowodorów ropopochodnych C12-C35 (do 501 mg/kg s.m.), wskazujących na współwystępowanie odpadów technologicznych zawierających produkty ropopochodne oraz ciężkie frakcje organiczne. Dodatkowo odnotowano podwyższone stężenia ftalanu DEHP (do 42,7 mg/kg s.m.) oraz lokalną obecność PCB, co potwierdza wieloskładnikowy charakter zdeponowanych odpadów.

Odczyn odpadów pozostaje alkaliczny (pH 8,0-8,8), co sprzyja ograniczeniu mobilności większości metali ciężkich.

Na tle wcześniej analizowanych profili, profil SK_S12 należy zaliczyć do najbardziej zanieczyszczonych, dokumentujących potencjalne współwystępowanie odpadów z produkcji epichlorohydryny, chlorowanej chemii organicznej, barwników oraz historycznej działalności związanej z materiałami wybuchowymi.

Profil SK_S13 wykazuje bardzo duże podobieństwo względem profili SK_S12 oraz SK_S11, potwierdzając obecność historycznych odpadów z produkcji epichlorohydryny oraz innych procesów prowadzonych na terenie Zachemu. Charakterystyczna jest bardzo wyraźna koncentracja zanieczyszczeń w górnych 3 m profilu, natomiast poniżej około 5,5 m p.p.t. następuje gwałtowny spadek zawartości większości substancji.

Najbardziej charakterystycznym elementem profilu są bardzo wysokie stężenia chlorobenzenów, osiągające 41,4 mg/kg s.m., z wyraźną dominacją 1,2-dichlorobenzenu, któremu towarzyszą 1,4-dichlorobenzen oraz wyżej chlorowane pochodne, w tym penta- i heksachlorobenzen. W porównaniu z wcześniej analizowanymi profilami jest to jeden z najwyższych poziomów chlorobenzenów na całym składowisku.

Odnotowano wysokie wartości AOX (940 mg/kg s.m. i 230 mg/kg s.m.) do głębokości 3 m.

Profil zawiera również anilinę (5,3 mg/kg s.m.), difenylosulfon (0,25 mg/kg s.m.) oraz 2-fenylofenol (2,2 µg/l), wskazujące na udział odpadów z produkcji barwników i amin aromatycznych. Dodatkowo stwierdzono obecność tetrachloroetenu, trichloroetenu, lotnych chlorowanych węglowodorów oraz PCB (0,69 mg/kg s.m.), co świadczy o współdeponowaniu odpadów zawierających rozpuszczalniki chlorowane i trwałe zanieczyszczenia organiczne.

Zwracają uwagę także wysokie zawartości rtęci (36 mg/kg s.m.), chromu (318 mg/kg s.m.), miedzi (239 mg/kg s.m.), ołowiu, niklu, baru oraz cyjanków kompleksowych (13 mg/kg s.m.). Szczególnie istotna jest bardzo wysoka zawartość rtęci, która ponad 9-krotnie przekracza wartość dopuszczalną dla utworów przepuszczalnych.

Dodatkowym wskaźnikiem jest obecność węglowodorów ropopochodnych C12-C35 (do 602 mg/kg s.m.) oraz wysokich stężeń ftalanu DEHP (43,2 mg/kg s.m.), świadczących o współwystępowaniu komponentów olejowych, smarowych i tworzyw sztucznych. Obecność WWA w warstwach przypowierzchniowych wskazuje natomiast na udział produktów spalania lub materiałów smołowych.

Odczyn odpadów jest alkaliczny (pH 8,1–8,6), jedynie lokalnie na głębokości 5,5–6,0 m odnotowano pH 5,0.

W literaturze podkreśla się, że testy wymywania najlepiej odzwierciedlają frakcję składników dostępnych do transportu wodnego, a nie samą całkowitą zawartość w odpadzie (Kosson i in., 2002).

Wyniki badań próbki z profilu SK_S1 wskazują, że odpady nadal stanowią aktywne źródło składników łatwo przechodzących do fazy wodnej. Najważniejsze są: chlorki 3700 mg/kg s.m., siarczany 18 000 mg/kg s.m., TDS 31 660 mg/kg s.m., DOC 310 mg/kg s.m., AOX 220 mg/kg s.m., chlorofenole 0,36 mg/kg s.m., difenylosulfon 0,56 mg/kg s.m. oraz 2-fenylfenol 1,4 µg/l.

Wysokie wymywanie siarczanów i TDS jest zgodne z historią składowiska SOE, na którym alkaliczne ścieki z produkcji epichlorohydryny neutralizowano kwasem siarkowym, a w zbiorniku pozostawał głównie gips i osady zasolone. Siarczany na poziomie 18 000 mg/kg s.m. są bliskie wartości granicznej 20 000 mg/kg s.m. dla testu podstawowego, co oznacza, że komponent siarczanowo-gipsowy może być jednym z głównych nośników mineralizacji odcieków.

Chlorki w teście wymywania (3700 mg/kg s.m.) wskazują na obecność łatwo rozpuszczalnych soli technologicznych pochodzących ze zdeponowanych odpadów. W przeciwieństwie do metali czy związków hydrofobowych chlorki nie sorbuje się w gruncie, dlatego w warunkach infiltracji wód opadowych mogą migrować najszybciej i stanowić dobry wskaźnik przemieszczania odcieków ze składowiska. Podobne podejście do interpretacji łatwo rozpuszczalnych jonów jako mobilnych markerów odcieków jest szeroko stosowane w ocenie oddziaływania składowisk (Statom i in., 2006).

DOC (310 mg/kg s.m.) w teście wymywania może zwiększać mobilność części związków hydrofobowych, w tym chlorowanych związków organicznych, przez transport w formie związanej z rozpuszczoną materią organiczną lub koloidami (Chapelle i in., 2022).

W profilu SK_S2 wyniki testu wymywania wskazują na znacznie mniejszy potencjał uwalniania zanieczyszczeń niż w SK_S1. Najważniejsze wskaźniki obejmują siarczany 3440 mg/kg s.m., TDS 9150 mg/kg s.m., chlorki 180 mg/kg s.m., DOC 22,6 mg/kg s.m. oraz AOX 14 mg/kg s.m. Wartości te są wyraźnie niższe niż w SK_S1, w którym siarczany osiągały 18 000 mg/kg s.m., DOC 310 mg/kg s.m., a AOX 220 mg/kg s.m. Oznacza to, że profil SK_S2 reprezentuje słabiej zanieczyszczoną i mniej aktywną geochemicznie część składowiska. Bardzo istotne dla interpretacji jest DOC na poziomie 22,6 mg/kg s.m., które może wskazywać na ograniczoną zdolność eluatu do transportu związków hydrofobowych w formie związanej z rozpuszczoną materią organiczną.

Metale również wykazują niską wymywalność. W eluacie oznaczono m.in. Ba 0,44 mg/kg s.m., Mo 0,96 mg/kg s.m., Se 0,094 mg/kg s.m., Cu 0,016 mg/kg s.m. oraz Hg 0,00134 mg/kg s.m., natomiast Cd, Cr, Ni, Pb i Zn są poniżej granic oznaczalności. Przy pH 7,7-8,0 wskazuje to na ograniczoną mobilność metali w analizowanych warunkach geochemicznych.

Wyniki testów wymywania wskazują, że w profilu SK_S3 siarczany (34 000 mg/kg s.m.) przekraczają wartość graniczną (20 000 mg/kg s.m.) dla testu podstawowego, a TDS (44 250 mg/kg s.m.) przekracza wartość 40 000 mg/kg s.m. dla testu pomocniczego, co wskazuje na silniejszy potencjał uwalniania komponentu siarczanowo-solnego z odpadów. Potencjalna migracja tych jonów będzie zachodziła głównie adwekcyjnie, ponieważ chlorki i siarczany należą do najbardziej mobilnych makroskładników odcieków (Kjeldsen i in., 2002).

DOC w teście wymywania (444 mg/kg s.m.) jest wyższy niż w SK_S1 (310 mg/kg s.m.) i SK_S2 (22,6 mg/kg s.m.), co może zwiększać transport części związków organicznych przez tworzenie frakcji rozpuszczonej lub koloidalnej. W praktyce oznacza to, że nawet związki słabo rozpuszczalne mogą być przemieszczane efektywniej, jeżeli są związane z rozpuszczoną materią organiczną.

W eluacie z odpadu pobranego w profilu SK_S3 występuje AOX na poziomie 130 mg/kg s.m., czyli mniej niż w SK_S1 (220 mg/kg s.m.), ale znacznie więcej niż w SK_S2 (14 mg/kg s.m.).

Obecność aniliny (2,5 mg/kg s.m.) oraz 3-aminotoluenu (0,4 mg/kg s.m.) w eluacie odróżnia profil SK_S3 od SK_S1, w którym anilina w teście wymywania występowała w stężeniach poniżej granicy oznaczalności, mimo jej obecności w odpadzie. W profilu SK_S3 związki aromatycznych amin są zatem częściowo dostępne do przejścia do fazy wodnej.

Metale w profilu SK_S3 wymywają się słabiej. W eluacie oznaczono m.in. Ba 0,3 mg/kg s.m., Cu 0,098 mg/kg s.m., Mo 0,15 mg/kg s.m., Ni 0,15 mg/kg s.m., Pb 0,012 mg/kg s.m., Sb 0,025 mg/kg s.m. i Zn 0,15 mg/kg s.m., natomiast As, Cd, Cr, Hg i Se są poniżej granic oznaczalności. Pomimo wyników badań chemicznych odpadów wskazujących na podwyższone zawartości metali w profilu SK_S3, ich aktualna zdolność do przechodzenia do fazy wodnej jest niewielka. Jest to zgodne z alkalicznym pH i wysoką pojemnością buforową, szczególnie w próbce 5,5-6,0 m, w której pH wynosi 11,9, a ANC 3210 mg/kg s.m.

Wyniki wskazują również na potencjał wymywania związków ropopochodnych z matrycy odpadu: olej mineralny C10-C40 wynosi 2900, 11 780 i 1000 mg/kg s.m. w trzech górnych warstwach odpadów. Nie stwierdzono wysokiego wymywania BTEX ani chlorowanych VOC. Wymywanie WWA stwierdzono lokalnie na głębokości 1,2-1,7 m, m.in. benzo(ghi)perylen 0,302 mg/kg s.m., indeno(1,2,3-cd)piren 0,208 mg/kg s.m., benzo(b)fluoranten 0,114 mg/kg s.m., piren 0,043 mg/kg s.m. oraz benzo(a)piren 0,038 mg/kg s.m. Ze względu na hydrofobowość WWA, ich ewentualna migracja wodna będzie ograniczona i związana z cząstkami, koloidami lub materią organiczną (Suszek-Łopatka, 2014).

Profil SK_S4 należy do najbardziej aktywnych środowiskowo spośród dotychczas analizowanych na składowisku SOE. W eluacie stwierdzono bardzo wysokie wymywanie chlorków (140 000 mg/kg s.m.),

siarczanów (28 000 mg/kg s.m.) oraz TDS (71 650 mg/kg s.m.), przekraczające wartości graniczne określone dla testów wymywania. Jednocześnie odnotowano DOC 574 mg/kg s.m., AOX 160 mg/kg s.m., wskaźnik fenolowy 2,2 mg/kg s.m., a także obecność 2-aminotoluenu (2 mg/kg s.m.), 3-aminotoluenu (0,9 mg/kg s.m.), 2-fenylfenolu (190 µg/l) oraz śladowych ilości chlorobenzenów i heksachlorobenzenu. Na szczególną uwagę zasługuje wysokie pH (11,9) oraz ANC 4660 mg/kg w środkowej części profilu (4,8-5,3 m), świadczące o bardzo dużej pojemności buforowej odpadów. Warunki te skutecznie ograniczają mobilność większości metali ciężkich, co potwierdzają ich niskie stężenia w eluacie, natomiast nie ograniczają migracji anionów (chlorków i siarczanów) oraz wielu związków organicznych. Wysokie DOC dodatkowo może zwiększać transport części związków chloroorganicznych i aromatycznych poprzez kompleksowanie z rozpuszczoną materią organiczną (Peña i in., 2022).

Jak podają Li i in. (2015), rozpuszczony węgiel organiczny (DOC), będący wskaźnikiem zawartości rozpuszczonej materii organicznej (DOM), stanowi jeden z kluczowych czynników kontrolujących mobilność zanieczyszczeń organicznych w środowisku gruntowo-wodnym. W szczególności wpływa na transport hydrofobowych związków organicznych (HOCs), zwiększając ich pozorną rozpuszczalność poprzez tworzenie kompleksów z cząsteczkami materii organicznej. W efekcie związki, które w warunkach naturalnych wykazują ograniczoną rozpuszczalność i silną sorpcję do fazy stałej, mogą być transportowane na większe odległości w postaci związanej z DOC. Intensywność tego procesu zależy od współczynnika wiązania DOC-zanieczyszczenie oraz właściwości fizykochemicznych poszczególnych substancji. Wpływ DOC jest szczególnie istotny w przypadku wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), chlorowanych związków aromatycznych, chlorobenzenów, polichlorowanych bifenyli (PCB), pestycydów chloroorganicznych oraz innych trwałych związków hydrofobowych. Liczne badania naukowe wykazały, że WWA wykazują silniejsze powinowactwo do rozpuszczonej materii organicznej niż wiele innych związków o porównywalnej hydrofobowości, natomiast dla związków halogenowanych siła wiązania z DOC rośnie wraz ze wzrostem współczynnika podziału oktanol-woda. Oznacza to, że wysoka zawartość DOC może zwiększać zasięg migracji tych zanieczyszczeń, nawet przy ich niewielkiej rozpuszczalności w czystej wodzie. Jednocześnie kompleksowanie zanieczyszczeń przez DOC prowadzi do zmniejszenia ich wolnej, biodostępnej frakcji. W rezultacie obniżeniu ulega współczynnik biokoncentracji (BCF), a toksyczność dla organizmów wodnych zmniejsza się, co przejawia się wzrostem wartości LOEL (Lowest Observed Effect Level). Oznacza to, że DOC pełni dwojaką funkcję - z jednej strony zwiększa mobilność wybranych zanieczyszczeń w środowisku wodnym, z drugiej natomiast ogranicza ich bezpośrednią biodostępność i toksyczność dla organizmów żywych.

Warto zwrócić uwagę na zdolność do neutralizacji kwasów (ANC) określaną w badaniach odpadów. ANC jest jednym z kluczowych parametrów określających stabilność geochemiczną odpadów oraz ich długoterminowy potencjał do uwalniania zanieczyszczeń. ANC nie opisuje wyłącznie aktualnego pH, lecz

zdolność materiału do utrzymywania określonych warunków odczynu w czasie, mimo dopływu wód infiltracyjnych i produktów przemian biogeochemicznych. Wysoka wartość ANC ogranicza ryzyko zakwaszenia odpadów, a tym samym zmniejsza możliwość gwałtownego uruchomienia metali występujących w formach kationowych, takich jak Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Fe czy Al. W warunkach obojętnych i zasadowych metale te są zwykle stabilizowane poprzez sorpcję, współstrącanie oraz wytrącanie w postaci wodorotlenków, węglanów lub innych trudno rozpuszczalnych faz mineralnych.

Utrzymywanie wysokiego pH może sprzyjać mobilności pierwiastków występujących w formach anionowych lub oksyanionowych, takich jak Mo, Cr(VI), As, Se i Sb. Z tego względu interpretacja ANC powinna być prowadzona łącznie z oceną pH, składu mineralnego odpadu, DOC oraz wynikami testów wymywania poszczególnych pierwiastków.

Dla składowisk odpadów przemysłowych ANC ma również znaczenie prognostyczne (Wahlström i in., 2009). Pozwala ocenić odporność masy odpadowej na zakwaszanie związane z infiltracją wód opadowych, rozkładem materii organicznej i powstawaniem kwasów organicznych. Dopóki pojemność buforowa nie zostanie wyczerpana, środowisko odpadu pozostaje stabilne geochemicznie. Po jej wyczerpaniu może jednak dojść do obniżenia pH i wtórnego uruchomienia zanieczyszczeń wcześniej związanych w fazie stałej.

W profilu SK_S5 w warstwie 1,2-1,7 m odnotowano ANC = 287 mg/kg s.m., natomiast na głębszym poziomie (do 6,5 m) wartość ta maleje, osiągając stężenie 59 mg/kg s.m. w spągowej części profilu (8,5 m). Zgodnie z koncepcją przedstawioną przez Wahlström i in. (2009), ANC stanowi parametr określający zdolność materiału do utrzymywania stabilnego odczynu podczas długotrwałego oddziaływania wód infiltracyjnych. Uzyskane wyniki wskazują, że jedynie przypowierzchniowa warstwa odpadów zachowuje umiarkowaną zdolność buforową, natomiast głębsze partie wykazują ograniczoną odporność na zakwaszenie. Jednocześnie w eluacie stwierdzono wysokie wymywanie siarczanów (17 000 mg/kg s.m.), chlorków (2800 mg/kg s.m.) oraz TDS (22 660 mg/kg s.m.). Pomimo niskich wartości ANC w głębszych warstwach nie obserwuje się zwiększonej mobilności metali ciężkich. Wynika to przede wszystkim z utrzymującego się odczynu od pH 6,9 do 8,3, który ogranicza uwalnianie większości metali kationowych.

Na uwagę zasługuje natomiast przekroczenie wartości granicznej dla fluorków (260 mg/kg s.m.), wskazujące na ich wysoką mobilność w badanym materiale. Ponadto, niska zawartość DOC (18,7 mg/kg s.m.) oraz AOX na poziomie granicy oznaczalności (10 mg/kg s.m.) świadczą o niewielkim potencjale migracji związków organicznych wspomaganej przez rozpuszczoną materię organiczną. Brak wymywania chlorobenzenów, chlorofenoli, aniliny i difenylosulfonu potwierdza, że w tej części składowiska nie obserwuje się potencjału aktywnego uwalniania charakterystycznych związków chloroorganicznych.

W świetle wyników testów wymywania można stwierdzić, że potencjalne oddziaływanie środowiskowe profilu SK_S5 będzie związane przede wszystkim z migracją łatwo rozpuszczalnych soli nieorganicznych (chlorków, siarczanów i fluorków), natomiast ryzyko migracji metali ciężkich oraz większości związków organicznych pozostaje obecnie niewielkie. Z punktu widzenia długoterminowej oceny składowiska niskie wartości ANC w głębszych warstwach wskazują jednak na ograniczoną rezerwę buforową materiału, co oznacza, że w przypadku wieloletniej infiltracji wód opadowych zdolność odpadów do utrzymywania stabilnych warunków geochemicznych może stopniowo ulegać wyczerpaniu, prowadząc do zmian mobilności części zanieczyszczeń.

Aktualne podejście rekomendowane w literaturze (Vaajasaari, 2005) zakłada zintegrowaną interpretację wyników oznaczeń chemicznych, testów wymywania oraz badań ekotoksykologicznych. Dopiero takie wielokryterialne podejście umożliwia wiarygodną ocenę potencjału uwalniania zanieczyszczeń, ich biodostępności oraz rzeczywistego ryzyka dla organizmów żywych i środowiska.

Podkreśla się także, że ryzyko środowiskowe zależy od frakcji zanieczyszczeń zdolnej do ługowania (wymywania) i wchłaniania przez organizmy, a nie od ich całkowitej zawartości w matrycy stałej (Chen i in., 2023).

W profilu SK_S6 wykazano, że w teście wymywania z odpadów dominują składniki mineralne: siarczany (2380 mg/kg s.m.), chlorki (528 mg/kg s.m.) i TDS (5020 mg/kg s.m.), przy czym wartości te pozostają znacznie poniżej limitów wymywania określonych dla odpadów przeznaczonych do składowania. Metale wymywają się słabiej; oznaczono jedynie niskie stężenia m.in. Ba 0,46 mg/kg s.m., Mo 0,12 mg/kg s.m., Ni 0,027 mg/kg s.m., Pb 0,026 mg/kg s.m. i Cu 0,011 mg/kg s.m., co wskazuje na ich ograniczoną mobilność przy pH 7,8-8,3 i umiarkowanym ANC 53,8-347 mg/kg s.m.

Stwierdzono także występowanie związków organicznych: AOX 27 mg/kg s.m., aniliny 0,14 mg/kg s.m., difenylosulfonu 1,0 mg/kg s.m. oraz śladowych chlorobenzenów, w tym 1,2-dichlorobenzenu 0,011 mg/kg s.m. Dodatkowo PCB występuje w warstwie 0,7-1,2 m na poziomie 0,10 mg/kg s.m., przy dominacji PCB-28.

W profilu SK_S7 wymywanie metali ciężkich nie przekracza wartości granicznych, niemniej jednak stwierdzono bardzo wyraźny komponent chloroorganiczny i aromatyczny: 1,2-dichlorobenzen 4229,54 mg/kg s.m., chlorobenzeny pojedyncze 408,55 mg/kg s.m., 1,4-dichlorobenzen 246,37 mg/kg s.m., chlorofenole suma 1,46 mg/kg s.m., tetrachloroeten 4,16 mg/kg s.m., trichloroeten 0,206 mg/kg s.m., anilina 2,6 mg/kg s.m., 3-aminotoluen 4,0 mg/kg s.m., difenylosulfon 2,7 mg/kg s.m. oraz AOX 40 mg/kg s.m. Dodatkowo, profil wykazuje bardzo silną heterogeniczność pionową. Największy potencjał wymywania związków organicznych koncentruje się w warstwie odpadów na głębokości 3,1-3,6 m, podczas gdy w głębszych warstwach (6,7-7,2 m) dominuje wysokie pH (12,4) i ANC (16 600 mg/kg s.m.),

wskazujące na obecność silnie alkalicznej warstwy o dużej zdolności buforowej. Wysoki DOC 507 mg/kg s.m. może dodatkowo wspomagać transport części hydrofobowych związków organicznych w formie związanej z rozpuszczoną materią organiczną.

Na uwagę zasługuje również obecność związków takich jak: PCB 0,114 mg/kg s.m., DEHP 450 mg/kg s.m., oleju mineralnego do 540 mg/kg s.m. oraz WWA, szczególnie w górnej części profilu. Związki te charakteryzują się wysokim powinowactwem do powierzchni ciał stałych oraz lipofilnością, co sprawia, że ich przemieszczanie w profilu glebowym jest procesem silnie ograniczonym i zależnym od interakcji z materią organiczną (Adeel i in., 1995; Zachara i Juszcak, 2016).

Profil SK_S8 wskazuje na wysoki potencjał uwalniania zanieczyszczeń organicznych, przy relatywnie niskim potencjale wymywania metali i soli nieorganicznych. W eluacie stężenia chlorków (360 mg/kg s.m.), siarczanów (570 mg/kg s.m.), fluorków (19 mg/kg s.m.) oraz metali są niskie i nie przekraczają wartości granicznych. Wyjątkiem w grupie parametrów ogólnych jest TDS 44 950 mg/kg s.m., przekraczający wartość dla testu pomocniczego 2 l/kg, oraz wysoki DOC 496 mg/kg s.m., który wskazuje na znaczący udział rozpuszczonej materii organicznej zdolnej do wspomagania migracji związków hydrofobowych.

Wyraźna jest również obecność związków chloroorganicznych i aromatycznych: AOX 1000 mg/kg s.m., anilina 45 mg/kg s.m., 1,2-dichloroetan 0,966 mg/kg s.m., trichloroeten 0,062 mg/kg s.m., tetrachloroeten 0,015 mg/kg s.m., chlorobenzeny pojedyncze 0,105 mg/kg s.m., w tym monochlorobenzen 0,035 mg/kg s.m., 1,4-dichlorobenzen 0,017 mg/kg s.m. oraz HCB 0,036 mg/kg s.m.

Stężenia PCB dla odpadu z warstwy 2,4-2,9 m wynoszą maksymalnie 0,3769 mg/kg s.m. Występują także wysokie zawartości oleju mineralnego C10-C40 do 5177 mg/kg s.m. i WWA do 3,721 mg/kg s.m. w warstwie 4,3-4,8 m. Związki te mogą stanowić trwałe źródło zanieczyszczeń związanych z fazą organiczną, zawiesiną i koloidami.

Odczyn profilu SK_S8 jest obojętny do lekko zasadowego, z lokalnie bardzo wysokim pH 12,5 oraz skrajnie wysokim ANC 18 400 mg/kg s.m. na głębokości 6,0-6,5 m. Warstwa ta ma bardzo dużą zdolność buforową i ogranicza mobilność metali, co potwierdzają niskie wartości ich wymywania. Nie stanowi jednak skutecznej bariery dla migracji części związków organicznych.

W profilu SK_S9 w eluacie dominują chlorki (5500 mg/kg s.m.), siarczany (14 000 mg/kg s.m.), TDS (22 120 mg/kg s.m.) oraz fluorki (220 mg/kg s.m.), przy czym fluorki przekraczają wartość graniczną dla testu podstawowego. Metale wykazują niewielką mobilność, z wyjątkiem podwyższonego molibdenu 3,23 mg/kg s.m., którego mobilność w warunkach alkalicznych wzrasta wskutek zmniejszenia sorpcji anionów molibdenianowych (MoO_4^{2-}) na powierzchni minerałów (Kinniburgh, 2017). Odczyn odpadów w profilu,

od pH 7,3 do 8,6, a ANC w zakresie 77,4470 mg/kg s.m. wskazuje na umiarkowaną zdolność buforową. Ponadto, DOC (194 mg/kg s.m.) może umiarkowanie wspierać transport związków organicznych.

W profilu SK_S10 w eluacie stwierdzono bardzo niskie stężenia metali ciężkich oraz soli nieorganicznych. Chlorki (149 mg/kg s.m.), siarczany (36,9 mg/kg s.m.), TDS (520 mg/kg s.m.) i DOC (<15 mg/kg s.m.) nie wskazują na intensywne wymywanie mineralnych składników odpadów. Jest to jeden z profili o najniższym potencjale uwalniania soli spośród analizowanych profili w obrębie składowiska SOE. Profil ten nie stanowi także istotnego źródła wymywania związków charakterystycznych dla historycznej produkcji epichlorohydryny.

Odczyn odpadów pozostaje stabilny (pH 7,8-8,5), natomiast wartości ANC (<50-522 mg/kg s.m.) świadczą o umiarkowanej zdolności buforowej, ograniczonej głównie do przypowierzchniowych warstw profilu. Warunki te skutecznie ograniczają mobilność metali ciężkich, co potwierdzają bardzo niskie stężenia Ba, Cr, Cu, Ni, Mo i Hg w eluacie.

W badaniach odpadów stwierdzono obecność AOX (13 mg/kg s.m.), chlorobenzenów (0,344 mg/kg s.m.), w tym 1,2-dichlorobenzenu (0,325 mg/kg s.m.), a także śladowe ilości heksachlorobenzenu (0,0044 mg/kg s.m.). Nie stwierdzono wymywania aniliny, difenylosulfonu, chlorofenoli ani chlorowanych rozpuszczalników (TCE, PCE, 1,2-DCA). Niska wartość DOC (<15 mg/kg s.m.) dodatkowo ogranicza możliwość transportu hydrofobowych związków organicznych w postaci kompleksów z rozpuszczoną materią organiczną.

W eluacie stwierdzono również obecność oleju mineralnego (1500-2900 mg/kg s.m.) oraz WWA, zwłaszcza w przypowierzchniowych warstwach profilu, w których oznaczono m.in. fluoranten, piren, fenantren, benzo(a)piren oraz benzo(b)fluoranten. Ponadto stwierdzono obecność benzenu (0,182 mg/kg s.m.), toluenu (0,029 mg/kg s.m.), 1,2-dichloropropanu (0,308 mg/kg s.m.) oraz 1,2-dibromo-3-chloropropanu (0,255 mg/kg s.m.), co potwierdza zachowanie zdolności do uwalniania lotnych związków organicznych.

Na podstawie testów wymywania z profilu SK_S11 stwierdzono, że wymywanie metali ciężkich jest bardzo niskie, podobnie jak chlorków (334 mg/kg s.m.), siarczanów (418 mg/kg s.m.), DOC (25,3 mg/kg s.m.) oraz TDS (2500 mg/kg s.m.), a wszystkie oznaczone wartości pozostają znacznie poniżej dopuszczalnych limitów. Stabilny, lekko alkaliczny odczyn (pH 8,2-8,5) oraz umiarkowana zdolność buforowa (ANC 176–824 mg/kg s.m.) sprzyjają ograniczeniu mobilności metali.

Obecność komponentu ropopochodnego w odpadach z tego profilu, potwierdzona jest zawartością oleju mineralnego (2800-4900 mg/kg s.m.) oraz wymywaniem WWA, głównie fluorantenu, pirenu, fenantrenu, chryzenu i benzo(a)pirenu, koncentrujących się w przypowierzchniowych warstwach

profilu. Stwierdzono również niewielkie zawartości PCB oraz śladowe ilości cis-1,3-dichloropropenu, jednak nie wykazano wymywania AOX, aniliny, chlorofenoli ani chlorowanych rozpuszczalników, które stanowiły główny problem w bardziej zanieczyszczonych profilach składowiska SOE.

Profil SK_S12 należy do jednego z najbardziej znaczących potencjalnych ognisk uwalniania zanieczyszczeń. Szczególnie istotna jest obecność AOX (3300 mg/kg s.m.), aniliny (2,4 mg/kg s.m.), difenylosulfonu (1,8 mg/kg s.m.), 2,6-dichloroaniliny (0,07 mg/kg s.m.), licznych chlorofenoli, a także 1,2-dichlorobenzenu (8,51 mg/kg s.m.). Odnotowano także wysokie wymywanie chlorków (13 000 mg/kg s.m.), siarczanów (24 000 mg/kg s.m.), fluorków (220 mg/kg s.m.), DOC (857 mg/kg s.m.), obecność ftalanu DEHP (42,7 mg/kg s.m.), PCB, licznych WWA, oleju mineralnego (do 3800 mg/kg s.m.) oraz śladowych chlorowanych i alkilowanych węglowodorów aromatycznych. Tak szerokie spektrum związków wskazuje na mieszany charakter zdeponowanych odpadów, obejmujących zarówno pozostałości procesów chlorochemicznych, jak i potencjalnie odpady pochodzące z produkcji tworzyw sztucznych, farb, lakierów oraz eksploatacji urządzeń przemysłowych.

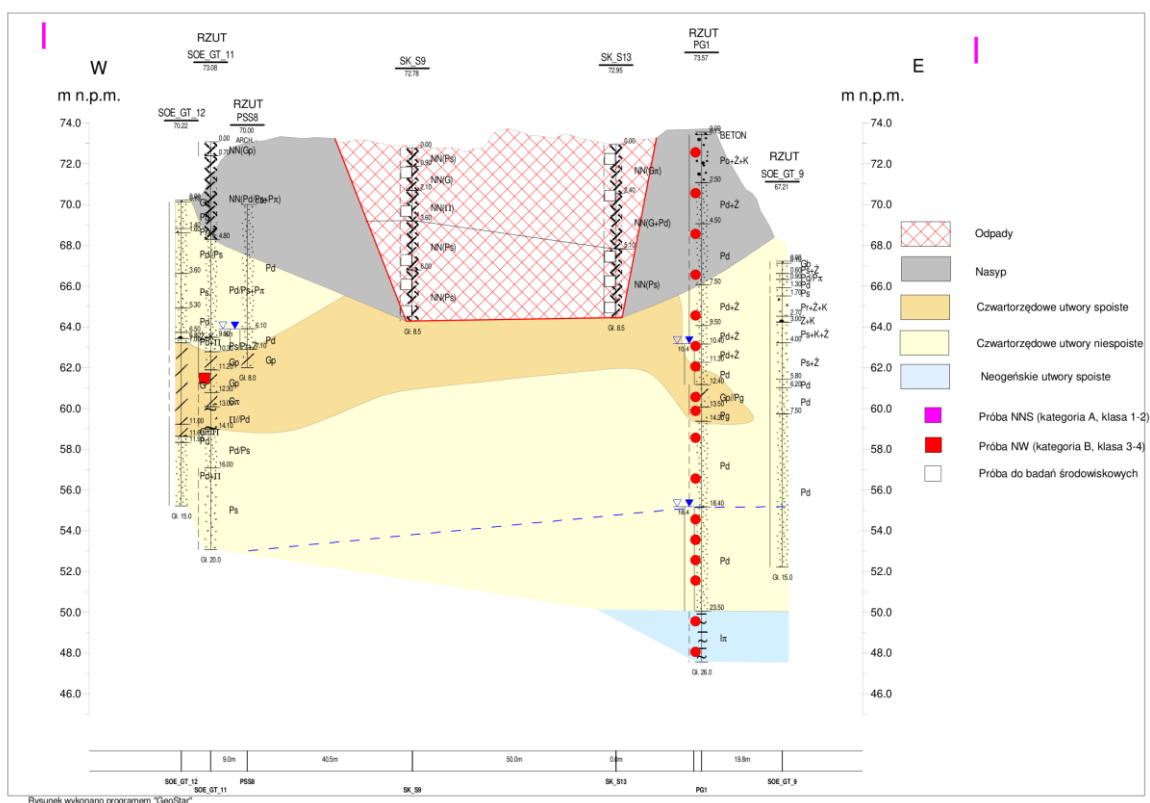
Profil SK_S13 charakteryzuje się wysokim potencjałem uwalniania związków organicznych przy jednocześnie niewielkiej mobilności metali ciężkich. O niewielkim znaczeniu komponentu nieorganicznego świadczą niskie wartości wymywania metali oraz umiarkowane stężenia chlorków, siarczanów i TDS obecne w eluacie. Podwyższona zawartość DOC (499 mg/kg s.m.) może zwiększać mobilność części hydrofobowych związków organicznych.

Stwierdzono także obecność AOX (510 mg/kg s.m.), aniliny (14 mg/kg s.m.), 1,2-dichlorobenzenu (39,9 mg/kg s.m.), chlorofenoli, tetrachloroetenu, trichloroetenu oraz 2,6-dichloroaniliny, wskazujących na odpady związane z historyczną produkcją epichlorohydryny i procesami chlorochemicznymi. Dodatkowo stwierdzono obecność PCB, DEHP oraz WWA, które ze względu na wysoką hydrofobowość będą wykazywały ograniczoną mobilność i pozostaną głównie związane z matrycą odpadu.

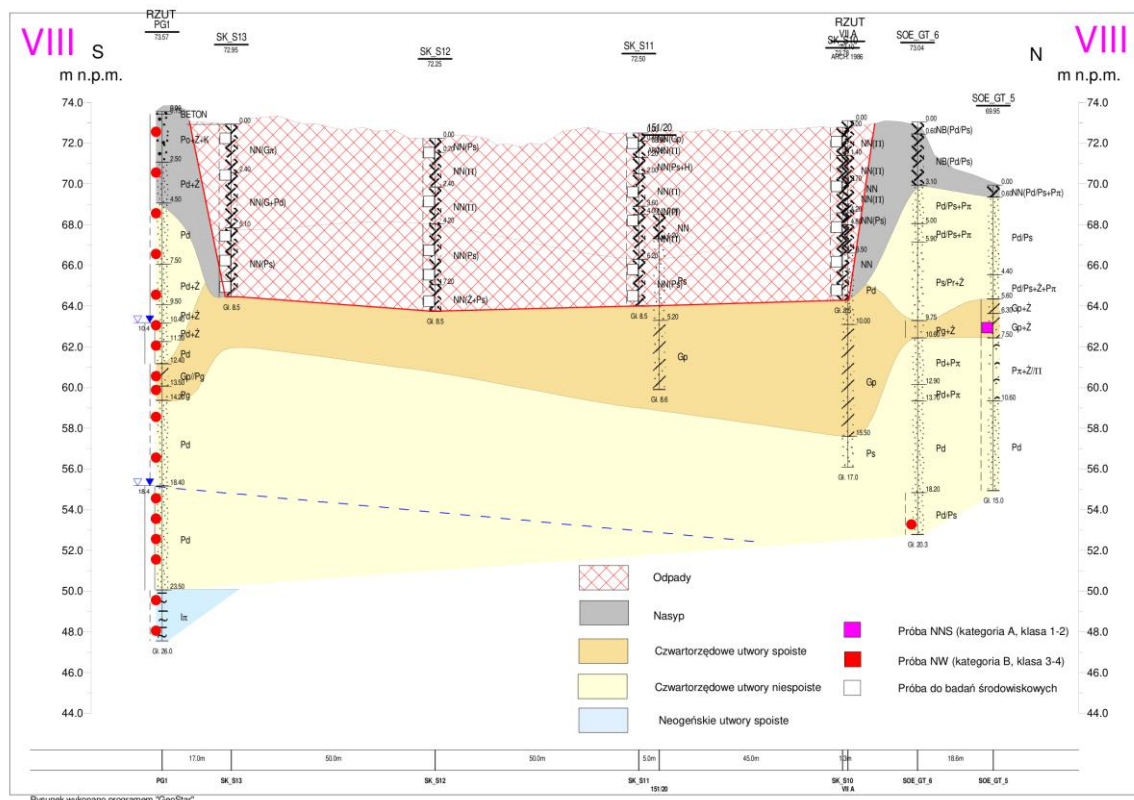
Uzyskany rozkład przestrzenny wskazuje, że składowisko zawiera lokalne „hot spoty” zanieczyszczeń potencjalnych do uwolnienia, związane z historycznym sposobem deponowania odpadów. Obszary odpowiadające profilom SK_S7, SK_S8, SK_S12 i SK_S13 należy uznać za strefy priorytetowe z punktu widzenia dalszego monitoringu oraz projektowania działań remediacyjnych, gdyż to właśnie w nich koncentruje się najwyższy potencjał uwalniania związków stanowiących największe zagrożenie dla środowiska gruntowo-wodnego.

Na podstawie przekrojów (Rys. 38, Rys. 39) oraz załącznik 4b do KOSŚ można stwierdzić, że pod składowiskiem SOE występuje warstwa gruntów spoistych i słabo przepuszczalnych, które mogą ograniczać pionową migrację zanieczyszczeń. Nie jest jednak zasadne automatyczne utożsamianie tej warstwy z naturalną barierą geologiczną spełniającą wymagania § 4 rozporządzenia w sprawie

składowisk odpadów (Dz.U. 2013 poz. 523). Dla składowiska odpadów niebezpiecznych wymagana jest miąższość naturalnej bariery geologicznej co najmniej 5 m oraz współczynnik filtracji $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s, a dla składowisk odpadów innych niż niebezpieczne co najmniej 1 m, przy współczynniku filtracji $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s. W analizowanych warunkach podłoże może jedynie częściowo ograniczać migrację zanieczyszczeń, ale nie zapewnia skutecznej izolacji wymaganej dla bariery geologicznej. W konsekwencji, przy obecności odpadów o wysokim potencjale wymywania, nie można wykluczyć pionowej migracji zanieczyszczeń w kierunku głównego poziomu wodonośnego, zwłaszcza w długiej perspektywie czasowej.



Rysunek 38 Przekrój I-I w obrębie składowiska SOE



Rysunek 39 Przekrój VIII-VIII w obrębie składowiska SOE

Proces ten będzie przebiegał przede wszystkim na drodze adwekcji i dyfuzji molekularnej, przy czym w gruntach spoistych, dominujące znaczenie będzie miała właśnie dyfuzja. Szczególnie podatne na migrację pozostają związki dobrze rozpuszczalne i słabo sorbujące, takie jak chlorki, siarczany, anilina, wybrane związki AOX oraz część chlorowanych rozpuszczalników i chlorobenzenów, których obecność potwierdzono w badaniach odpadów. Z kolei związki silnie sorbujące, takie jak PCB, WWA czy ftalany, będą migrowały znacznie wolniej i pozostaną w większym stopniu związane z matrycą odpadową oraz fazą stałą podłoża.

Należy również uwzględnić możliwość występowania zjawiska dyfuzji zwrotnej (back diffusion) (Parker i in., 2008). W okresach występowania podwyższonych stężeń zanieczyszczeń w odciekach i wodach infiltrujących, związki rozpuszczone mogą dyfundować z bardziej przepuszczalnych warstw do porów gruntów spoistych, gdzie ulegają czasowemu magazynowaniu. W miarę obniżania stężeń w wodach przepływających proces ten odwraca się, prowadząc do stopniowego uwalniania zgromadzonych zanieczyszczeń z warstw spoistych do środowiska wodnego (Chapman i Parker, 2005). Mechanizm ten może podtrzymywać zanieczyszczenie wód podziemnych przez wiele lat, a nawet dziesięcioleci, pomimo zmniejszenia intensywności wymywania ze składowiska.

2.2. Składowisko popiołów (SP)

2.2.1. Badania geofizyczne i rozpoznanie składowiska SP

a) Badania geofizyczne na składowisku SP

Dla składowiska SP wykonano nieinwazyjne badania geofizyczne w celu wstępnej oceny zasięgu odpadów (ustalenia rzeczywistych rozmiarów składowisk i występowania izolacji).

Metodami nieinwazyjnymi, geofizycznymi, przy pomocy tomografii elektrooporowej ERT i tomografii refrakcyjnej (SRT) określono rozkład oporności elektrycznych podłoża gruntowego oraz rozkład fal podłużnych na terenie WTZ Zachem SOE. Badania geofizyczne wykonano pod kątem oceny zalegania odpadów na składowisku SP.

Uzyskane wyniki oporności elektrycznej pozwoliły na wskazanie możliwych granic litologicznych obszaru objętego badaniami, ze szczególnym uwzględnieniem stref gruntu o zmienionych parametrach fizycznych, które mogą wskazywać na zaleganie składowanych odpadów. Dodatkowo, pozwoliły wskazać wstępnie obszary, w obrębie których może dochodzić do infiltracji w głąb ośrodka wysoko zmineralizowanych odcieków ze składowisk. Należy zaznaczyć, że uzyskane wyniki mają charakter przybliżony ze względu na możliwe zakłócenia w rozkładzie oporności oraz zróżnicowanie i chemizm składowanych odpadów.

W przypadku metody SRT, warunkiem koniecznym dla jej stosowalności jest wzrost prędkości fali sejsmicznej wraz z głębokością, ponieważ metoda ta opiera się na założeniu, iż fale sejsmiczne załamują się na granicach warstw o coraz większej prędkości propagacji. Na podstawie badań sejsmicznych wskazano głębokość do stropu gruntów izolujących.

Metoda tomografii elektrooporowej ERT

Przy interpretacji geologicznej otrzymanych wyników przetwarzania danych pomiarowych przyjęto kilka założeń, wynikających z ogólnej znajomości zarówno fizycznych właściwości gruntów występujących na terenie badań, jak i ogólnej znajomości charakteru badań elektrooporowych. Przy interpretacji zgeneralizowano rozkład wartości oporności dzieląc ośrodek głównie ze względu na to czy dane oporności zaliczane będą do gruntów: spoistych, niespoistych czy do materiału składowanego.

Na załącznikach graficznych zawierających przekroje geoelektryczne (zał. nr 3 do KOŚŚ) dokonano wstępnej interpretacji, poprzez wyodrębnienie stref występowania gruntów spoistych i niespoistych oraz rysowanie przybliżonego przebiegu spągu osadów składowanych. Interpretacji na składowiskach dokonano wstępnie, głównie na podstawie rozkładu oporności elektrycznej. W uzyskanych wynikach ERT dochodzi do zafałszowania interpretacyjnego rozkładu oporności uniemożliwiającego jednoznaczne

wskazanie przebiegu granic geologicznych. Dzieje się tak z uwagi między innymi na złożony chemizm podłoża, nasycenie ośrodka wysoko zmineralizowanym odciekami ze składowisk i brakiem korelacji z otworami na terenach składowisk.

Analiza rozkładu oporności elektrycznej na terenie składowiska SP wskazuje, że głębokość do spągu osadów składowanych jest zróżnicowana i wynosi od ok. 5 do 12 m p.p.t. Największe głębokości do spągu zaobserwowano w centralnej części składowiska.

Przebieg spągu osadów składowanych oraz granice warstw różniących się od siebie opornością elektryczną na tym etapie badań jest ogólny. Jednak daje pogląd o rozkładzie oporności elektrycznej w podłożu gruntowym i stanowiło uzupełniające źródło informacji dla projektowania otworów oraz realizacji następnych opracowań projektowych.

Metoda sejsmiczna SRT-P

Celem badań było wskazanie głębokości do stropu gruntów izolujących. Przyjmuje się, że na badanym obszarze strefy takie charakteryzuje prędkość rozchodzenia się fal podłużnych ok. 900 m/s. Na podstawie załączników graficznych (zał. nr 3 do KOŚŚ) zaobserwować można, że grunty spoiste na większości profili tworzą ciągłą warstwę występującą na zróżnicowanych głębokościach od około 8 do 20 m p.p.t. Strop warstw spoistych ma nieregularny, falisty przebieg, co potwierdza zmienną morfologię podłoża.

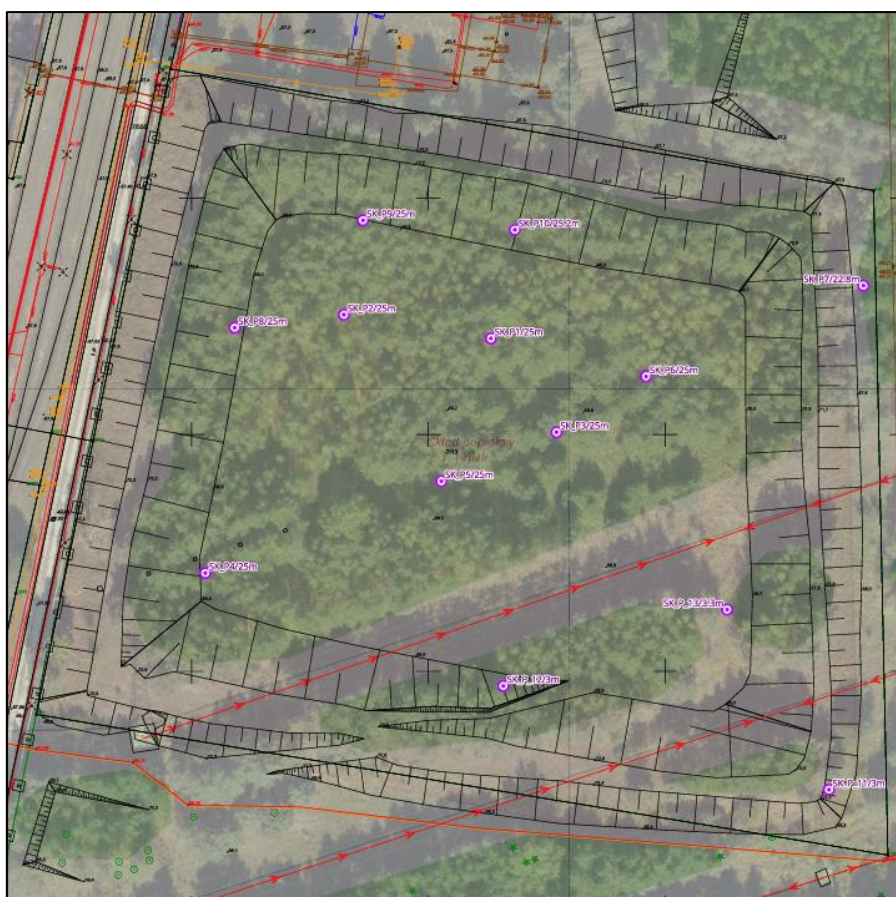
Lokalnie występują strefy obniżonych prędkości ($V_p < 600$ m/s) w rejonach przypowierzchniowych i w obniżeniach morfologicznych — mogą one wskazywać na strefy rozluźnienia gruntu, zwiększonej wilgotności lub potencjalnej filtracji odcieków. Zarejestrowane podczas badań prędkości fal V_p rosną wraz z głębokością.

Podsumowując, uzyskane wyniki badań geofizycznych należy traktować jako przybliżone z uwagi na złożone warunki geologiczno-środowiskowe oraz silną antropopresję w rejonie składowisk. Wyniki ERT pozwoliły wstępnie określić miąższość odpadów, zidentyfikować obszary o niskich opornościach wskazujące na nasycenie odciekami oraz wyznaczyć potencjalne strefy ich migracji w głąb ośrodka gruntowego. Z kolei, metoda sejsmiki refrakcyjnej (SRT-P) pozwoliła na określenie rozkładu prędkości fal podłużnych V_p w obrębie badanego obszaru, co umożliwiło wstępne rozpoznanie budowy litologicznej podłoża i wyznaczenie stref występowania gruntów spoistych o właściwościach izolacyjnych.

Dokumentacja powykonawcza uwzględniająca wnioski z przeprowadzonych badań stanowi załącznik nr 3 do KOSŚ. Wnioski wynikające z przeprowadzonych badań geofizycznych zostały uwzględnione przy projektowaniu badań szczegółowych powierzchni ziemi.

b) Rozpoznanie ilości i rodzaju zdeponowanych odpadów na składowisku SP

W ramach badań w obrębie składowiska SP wykonano 10 otworów badawczych. Na podstawie wierceń przygotowano karty otworów (załącznik 4e), przekroje geologiczne (załącznik 4f) oraz powykonawczą mapę lokalizacyjną, przedstawioną na rysunku 40 oraz w załączniku 4g. Współrzędne wykonanych otworów na składowiskach SP zostały przedstawione w załączniku 4d. Z uwagi na występowanie LWN, przesunięto 3 otwory (SK_P1, SK_P2 i SK_P3) bliżej centralnej części składowiska. W południowej części składowiska, gdzie obecne są LWN wykonano ręcznie 3 dodatkowe otwory do głębokości ok. 3,0 m p.p.t. w celu określenia i potwierdzenia miąższości warstw popiołów.



Rysunek 40 Lokalizacja wykonanych otworów na składowisku SP

Na składowisku SP w oparciu o NMT określono rzeczywistą powierzchnię składowiska, na której zdeponowano odpady, wynoszącą ok. 15 000 m². Szacunkowa miąższość zalegania popiołów wynosi średnio ok. 2,9 m, a objętość zajmowanych odpadów szacuje się na ok. 43000 m³.

W kolejnym podpunkcie (2.2.2.) przedstawiono analizę wyników, w tym testów wymywania dla odpadów, przyjmując wymagania zgodnie z załącznikiem nr 3 do RMG z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach odpadów. Dodatkowo, w załączniku nr 5b do KOSŚ porównano również otrzymane wyniki do wymagań zgodnie z załącznikiem 2 i 5 do ww. RMG. Załącznik 5b uzupełniono również o porównanie otrzymanych wyników do wymagań ujętych w załącznikach 4 i 6 do RMG i jednocześnie rozdzielono parametry pochodzące z testów wymywania od parametrów oznaczonych bezpośrednio w odpadzie. Z analizy wnioskuje się, że żadna z badanych prób odpadów na składowisku SP nie spełnia wymagań ujętych w załączniku nr 2 do RMG, co wyklucza je jako odpady obojętne, natomiast potencjalnie można określa się je jako kwalifikujące się do odpadów niebezpiecznych. Na podstawie uzyskanych wyników badań laboratoryjnych, analizy toksykologicznej oraz oceny ryzyka dla zdrowia ludzi i środowiska określono docelową klasyfikację odpadów występujących na składowisku SP, wskazując zarówno ich status jako odpadów niebezpiecznych lub innych niż niebezpieczne oraz ich zasięg przestrzenny. W przypadku odpadów zdeponowanych na składowisku mogą znajdować zastosowanie w szczególności kody **17 05 03*** (*gleba i ziemia, w tym kamienie, zawierające substancje niebezpieczne*), **17 05 04** (*gleba i ziemia, w tym kamienie, inne niż wymienione w 17 05 03*), a w przypadku identyfikacji odpadów paleniskowych także kody z grupy 10, w tym **10 01 14*** (*popioły paleniskowe, żużle i pyły z kotłów ze współspalania zawierające substancje niebezpieczne*), **10 01 15** (*popioły paleniskowe, żużle i pyły z kotłów ze współspalania inne niż wymienione w 10 01 14*), **10 01 16*** (*popioły lotne zawierające substancje niebezpieczne*) oraz **10 01 17** (*popioły lotne inne niż wymienione w 10 01 16*).

Zarówno próbki odpadów jak i gruntu zalegającego pod składowiskiem pobierane były z odcinków profili nie dłuższych niż 0,5m i w odległościach (interwałach) nie większych niż 2 m. Próbki odpadów i gruntów nasypowych zostały poddane badaniom chemicznymi w zakresie wskazanym w załączniku 1 do KOSŚ – A i E, a także badaniom screeningowym (załączniku 1 do KOSŚ – G). Dodatkowo, dla 1 próbki odpadu z każdego otworu wykonane zostały analizy ujęte w załączniku 1 do KOSŚ – B. Grunty rodzime występujące poniżej składowiska zostały poddane badaniom chemicznym w zakresie podanym w załączniku 1 do KOSŚ – A i badaniom screeningowym (zał. 1 do KOSŚ – G). Opracowane wyniki badań laboratoryjnych przedstawiono w załączniku nr 5b do KOSŚ.

Ponadto, w trakcie wykonywania otworów dla co najmniej 1 próbki odpadu z każdego otworu wykonane zostały badania następujących cech fizycznych odpadów:

- wytrzymałość na ściskanie Rc dla zestalonych odpadów,
- współczynnik filtracji,
- ciężar objętościowy.

Dokumentację z wykonanych badań cech fizycznych próbek odpadów przedstawiono w załączniku nr 6.

Główny dozór nad wierceniami prowadził mgr Artur Golba, Upr. Geol. MŚ Nr V-2022. Uprawnienia geologów nadzorujących wykonywane prace stanowią załącznik nr 7 do Raportu.

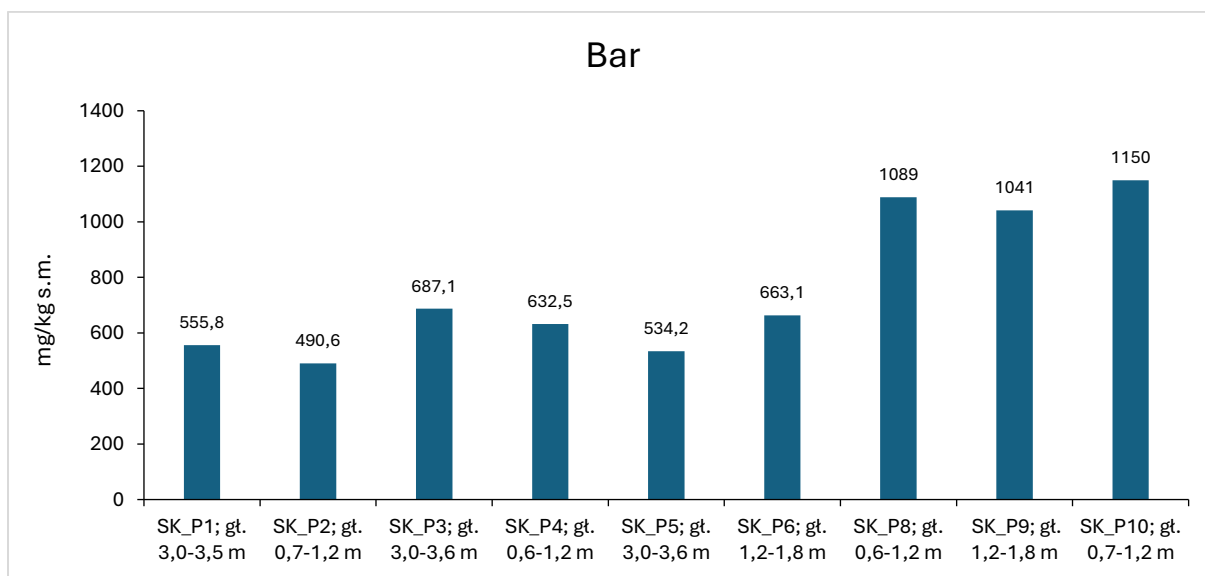
2.2.2. Analiza wyników badań

a) Analiza wyników badań odpadów wg matrycy gruntowej

Metale ciężkie

W badanych próbkach odpadów ze składowiska SP stwierdzono obecność metali ciężkich o charakterze antropogenicznym. Wśród metali ciężkich wyróżnia się arsen (As), bar (Ba) i cynk (Zn), przy czym wyższe wartości stężeń odnotowuje się dla baru i cynku, a wyższe stężenie cynku występuje lokalnie (SK_P4 na głębokości 0,6-1,2 m p.p.t.) i wynosi 429 mg/kg s.m.

Z kolei, wyższe stężenia baru (>500 mg/kg s.m.) wykazano w większości prób z otworów SK_P1-SK_P6, SK_P8 i SK_P9, przy czym stężenia baru w próbkach z otworów SK_P1-SK_P6 miały wyrównane wartości, średnio 500-600 mg/kg s.m. W przypadku próbek z otworów SK_P8-SK_P10 te wartości były dwukrotnie wyższe, >1000 mg/kg s.m. Wysoki poziom baru może być charakterystyczny dla popiołów, odpadów mineralnych czy technologicznych.



Rysunek 41 Maksymalne stężenia baru (Ba) w próbkach odpadów w wybranych otworach na składowisku SP

Zanieczyszczenia organiczne

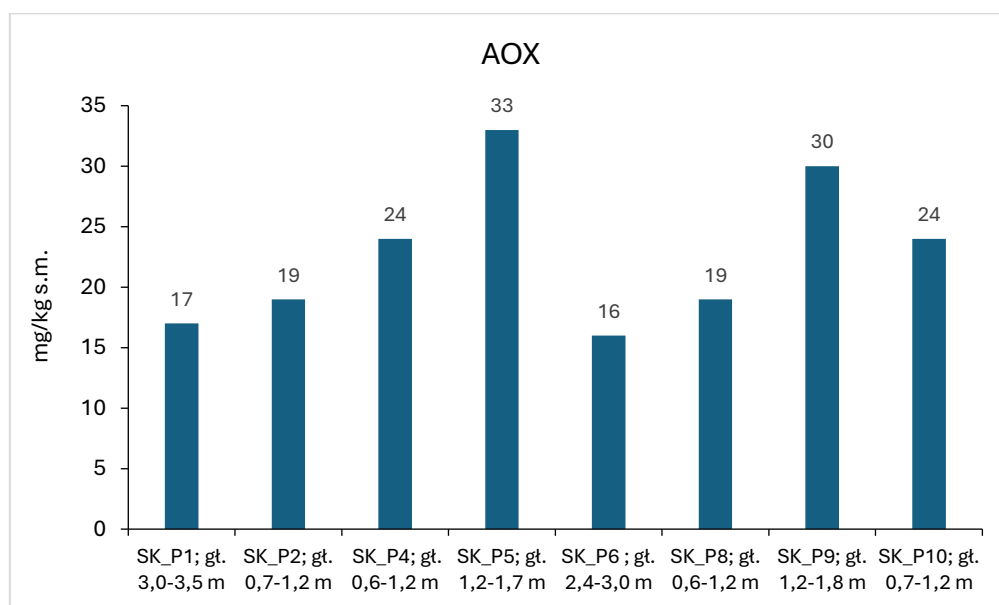
W badanych próbkach odpadów ze składowiska SP stwierdzono obecność zanieczyszczeń organicznych, zaobserwowano obecność ftalanów, AOX, aniliny, difenylosulfonu i 2-fenylofenolu. Analiza wyników wskazuje na odmienny charakter zanieczyszczeń niż w przypadku SOE.

Ftalany

W przypadku ftalanów, w odpadach na składowisku SP zaobserwowano obecność głównie ftalanu di-2-etyloheksylu. Jego występowanie odnotowano jedynie w próbkach odpadów w próbce z otworu SK_P1 na głębokości 3,0-3,5 m p.p.t. (0,11 mg/kg s.m.) i w próbce z otworu SK_P3 na głębokości 0,6-1,2 m p.p.t. (0,15 mg/kg s.m.). Wartości w obu próbkach były porównywalne i nie przekraczały 0,5 mg/kg s.m.

AOX

Uzyskane wyniki AOX w odpadach na składowisku SP są stosunkowo porównywalne, stężenie wynosi średnio ok. kilkudziesięciu mg/kg s.m., wartości wahają się w granicach 15-33 mg/kg s.m. (Rys. 42). Najwyższe wartości obserwuje się w warstwie przypowierzchniowej, do 2 m p.p.t. w otworach SK_P5 i SK_P9 (ok. 30 mg/kg s.m.). Obecność AOX w odpadach na składowisku SP wskazuje na możliwe deponowanie odpadów chemicznych, nie tylko odpadów z Elektrociepłowni. Poziom stężenia AOX jest relatywnie niski, znacząco różniący się od charakteru odpadów na składowisku SOE. Stężenia AOX są ponad 100x niższe. Te związki nie są typowym i kluczowym źródłem zanieczyszczeń na składowisku.



Rysunek 42 Stężenie AOX w próbkach gruntowych w wybranych otworach

Pochodne benzenu – anilina i difenylosulfon

W badanych próbkach odpadów na składowisku SP stwierdzono wyższe stężenia aniliny jedynie w próbkach z otworów SK_P3 na głębokości 0,6-1,2 i 3,0-3,6 m p.p.t., a stężenia wyniosły odpowiednio 21 i 16 mg/kg s.m. Możliwym źródłem obecności aniliny w odpadach na składowisku SP są deponowane szlamy i osady technologiczne.

Z kolej, nie zaobserwowano znaczącej obecności difenylosulfonu w próbkach odpadów na składowisku SP. Poziom stężeń we wszystkich próbkach wynosił <0,5 mg/kg s.m. Najwyższe stężenie w odpadach wyniosło 0,22 mg/kg s.m w próbce odpadu z otworu SK_P6 na głębokości 1,2-1,8 m p.p.t.

Fenole i krezole

W badanych próbkach odpadów na składowisku SP praktycznie nie stwierdzono obecności fenoli i krezoli. Wyniki tych związków w znacznej większości wynosiły poniżej granicy oznaczalności lub były blisko dolnej granicy.

Podobnie jest w przypadku **2-fenylofenolu**. Jedynie w 3 próbkach odpadów stwierdzono obecność tego parametru, a najwyższe stężenie (0,0046 mg/kg s.m.) stwierdzono w otworze SK_P2 na głębokości 0,7-1,2 m p.p.t. W otworze SK_P3 stężenie 2-fenylofenolu na głębokościach 0,6-1,2 i 3,0-3,6 m p.p.t. wynosiło odpowiednio 0,001 i 0,0016 mg/kg s.m.

b) Analiza wyników testów wymywania i z całkowitej zawartości dla odpadów

Metale ciężkie

W znacznej części badanych próbek odpadów ze składowiska SP wartości stężeń metali ciężkich była poniżej granicy oznaczalności. Stwierdzono również obecność metali ciężkich w eluatach, jednak ich stężenia w teście podstawowym wymywania były na ogół wyraźnie niższe od wartości dopuszczalnych określonych dla odpadów dopuszczanych do składowania. Oznacza to, że w warunkach laboratoryjnego testu wymywania większość metali nie wykazuje wysokiej aktualnej rozpuszczalności.

Zasolenie

Stężenia **chlorków** w badanych próbkach mieszczą się w zakresie od kilkudziesięciu do około 1700 mg/kg s.m. Najwyższe wartości odnotowano w punktach SK_P9 (ok. 1700 mg/kg s.m.) i K_P2 (720 mg/kg s.m.). W pozostałych punktach wartości są niższe i najczęściej nie przekraczają 300 mg/kg s.m. Mimo że chlorki nie przekraczają dopuszczalnej wartości granicznej (15 000 mg/kg s.m.), ich podwyższona zawartość wskazuje na obecność łatwo rozpuszczalnych soli oraz aktywne procesy wymywania odpadów. Z kolej, w przypadku **fluorków** obserwuje się bardzo niskie stężenia, ich wartości wahają się w granicach 2,0-10 mg/kg s.m. **Siarczany** występują w stężeniach od około 190 do 1900 mg/kg s.m., nie wykazując tym samym wartości powyżej dopuszczalnego poziomu w testach wymywania wynoszącego 20000 mg/kg s.m.

Rozkład przestrzenny stężeń **TDS** waha się w granicach ok. 1000 (SK_P3) - 4000 mg/kg s.m. (SK_P5 i SK_P9). Wartości TDS nie przekraczają dopuszczalnych wartości (60 000 mg/kg s.m.), natomiast

świadczą o obecności substancji rozpuszczonych i zachodzących procesach wymywania składników z odpadów.

Zmienność stężenia chlorków, fluorków, siarczanów, jak i TDS ma charakter nieregularny, co może wskazywać na niejednorodność materiału odpadowego oraz zróżnicowany skład deponowanych odpadów. W poniższej tabeli zestawiono otrzymane wyniki dla powyższych parametrów (Tab. 4).

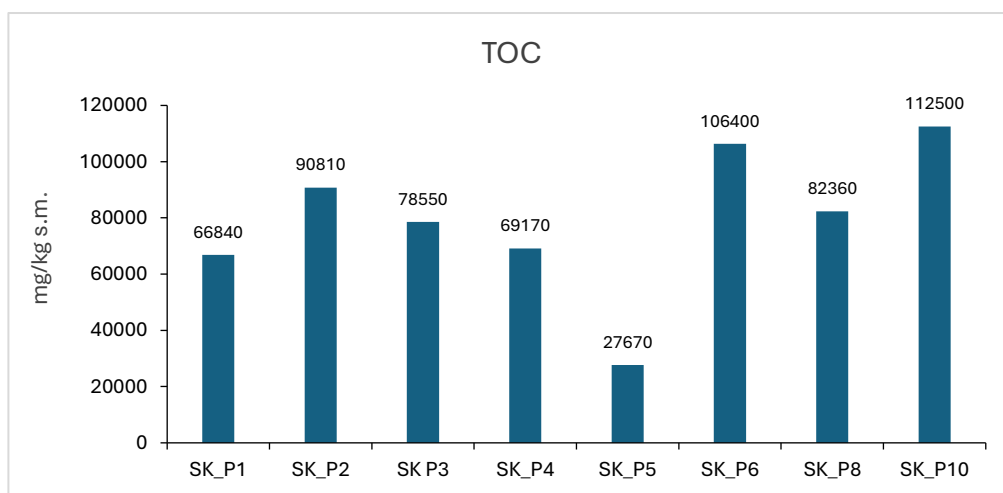
Tabela 4 Zestawienie stężeń chlorków, fluorków, siarczanów oraz stałych związków rozpuszczonych (TDS) w teście podstawowym wymywania odpadów

Parametry [mg/kg s.m.]	Odpad - SK_P1 (1,5-2,0m)	Odpad - SK_P2 (2,4-2,9m)	Odpad - SK_P3 (0,6-1,2 m)	Odpad - SK_P4 (0,6-1,2m)	Odpad - SK_P5 (3,0-3,6m)	Odpad - SK_P6 (2,4-3,0m)	Odpad - SK_P8 (0,6-1,2m)	Odpad - SK_P9 (1,2-1,8m)	Odpad SK_P10 (0,7-1,2m)
chlorki	30	720	270	42	20	34	66	1700	64
fluorki	9,5	1,8	1,9	7,2	7,1	9,8	6	<1,0	4,3
siarczany	1000	950	790	370	560	1900	220	520	190
Stale związki rozpuszczone (TDS)	2060	2820	1160	2920	3920	3540	1740	4150	1540

Zanieczyszczenia organiczne

Zawartość **rozpuszczonego węgla organicznego (DOC)** mieści się w zakresie od wartości poniżej granicy oznaczalności (<15 mg/kg s.m.) do około 500 mg/kg s.m. W większości próbek wartości DOC są umiarkowane (kilkanaście-kilkadziesiąt mg/kg s.m.), co wskazuje na ograniczoną ilość rozpuszczalnych związków organicznych. Lokalnie podwyższone wartości, np. 500 mg/kg s.m. (SK_P10) świadczą o obecności bardziej mobilnych frakcji związków organicznych. Uzyskane wartości DOC nie przekraczają jednak wartości dopuszczalnych w testach wymywania (800 mg/kg s.m.).

Potwierdzeniem wysokiej zawartości związków organicznych w odpadach są wartości **całkowitego węgla organicznego (TOC)** (Rys. 43). Maksymalne stężenia TOC wahają się od 23 240 (SK_P5) do blisko 113 000 mg/kg s.m. (SK_P10). Wysoki TOC wskazuje na znaczne nagromadzenie substancji organicznych, jednak nie przekłada się bezpośrednio na ich mobilność, co potwierdzają umiarkowane stężenia DOC.



Rysunek 43 Maksymalne stężenia ogólnego węgla organicznego (TOC) w odpadach w wybranych otworach badawczych

Zawartość **oleju mineralnego** ($C_{10}-C_{40}$) w odpadach zdeponowanych na terenie składowiska SP wykazuje wyraźne zróżnicowanie przestrzenne. Wartości stężeń są relatywnie niskie i mieszczą się w zakresie od kilku mg/kg s.m. do maksymalnej wartości 280 mg/kg s.m. (SK_P8).

W analizie pozostałych zanieczyszczeń organicznych w teście wymywania wykazano obecność **AOX, aniliny, difenylosulfonu i 2-fenylofenolu**. O ile, AOX zaobserwowano w każdej próbce z otworów, to pozostałe parametry występują jedynie lokalnie w pojedynczych próbkach. Stężenia AOX są stosunkowo niskie i wahają się w granicach 17-31 mg/kg s.m. Z kolei, niskie stężenie aniliny (0,37 mg/kg s.m.) wykryto tylko w próbce z otworu SK_P2. Difenylosulfon o stężeniach 0,21-0,35 mg/kg s.m. pojawił się w 3 próbkach (SK_P1-SK_P3).

W przypadku 2-fenylofenolu, ich zawartość z podstawowego testu wymywania zaobserwowano w pojedynczych próbkach z otworów SK_P2-SK_P4, a ich stężenia wynosiły 0,2-1,8 mg/kg s.m. W tabeli poniżej (Tab. 5) zestawiono otrzymane wyniki dla wskazanych parametrów.

Tabela 5 Zestawienie stężeń AOX, aniliny, difenylosulfonu w odpadach

Parametry [mg/kg s.m.]	Odpad - SK_P1 (1,5-2,0m)	Odpad - SK_P2 (2,4-2,9m)	Odpad - SK_P3 0,6-1,2 m	Odpad - SK_P4 (0,6-1,2m)	Odpad - SK_P5 (3,0-3,6m)	Odpad - SK_P6 (2,4-3,0m)	Odpad - SK_P8 (0,6-1,2m)	Odpad - SK_P9 (1,2-1,8m)	Odpad SK_P10 (0,7-1,2m)
AOX	23	27	31	21	24	17	18	20	19
Anilina		0,37							
Difenylosulfon	0,21	0,35	0,29						

W grupie **lotnych związków halogenowanych (VOC)** większość oznaczanych substancji nie została wykryta lub występuje w śladowych ilościach.

c) Badania gruntu rodzimego znajdującego się pod składowiskiem SP

W gruntach rodzimych podścielających składowisko SP stwierdzono przekroczenie wartości dopuszczalnych dla metali ciężkich dla arsenu (As) i baru (Ba). W przypadku arsenu, przekroczenie stwierdzono w próbce gruntu rodzimego z otworu SK_P1 na głębokości 16,3-16,8 m p.p.t., gdzie stężenie wyniosło 1000 mg/kg s.m., przy dopuszczalnej wartości 25 mg/kg s.m. Z kolei, w próbkach z otworu SK_P3 na głębokościach 22,8-23,3 i 24,0-24,5 m p.p.t. stwierdzono ponadnormatywne wartości baru, wynoszące odpowiednio 439 i 432,9 mg/kg s.m. (dop. 300 mg/kg s.m.). Cyjanki wolne jak i kompleksowe pozostawały poniżej granicy oznaczalności, bądź ich wartości wynosiły nieznacznie powyżej granicy oznaczalności.

W gruntach rodzimych znajdujących się pod składowiskiem SP nie stwierdzono znaczących przekroczeń dla większości zanieczyszczeń organicznych dla gruntów grupy IV. W przypadku fenolu, to jedynie w punkcie SK_P10 na głębokości 24,7-25,2 m p.p.t. stwierdzono nieznaczne przekroczenie dopuszczalnej wartości 3,0 mg/kg s.m., gdzie stężenie wyszło 3,39 mg/kg s.m. Obecność ftalanów (głównie ftalanu di-2-etyloheksylu) odnotowano w próbkach gruntu rodzimego, w próbce SK_P1 na głębokości 21,0-21,5 m p.p.t. (0,21 mg/kg s.m.) i w próbce SK_P6 na głębokości 4,0-4,5 m p.p.t. (0,1 mg/kg s.m.), natomiast ich stężenia były znacznie poniżej wartości dopuszczalnej (10 mg/kg s.m.)

W gruntach rodzimych odnotowano też obecność ksilenów, natomiast w żadnej próbce nie stwierdzono ponadnormatywnej wartości sumy ksilenów, wynoszącej 5,0 mg/kg s.m. Najwyższe stężenie (4,7 mg/kg s.m.) wykryto w próbce z otworu SK_P3 na głębokości 24,0-24,5 m p.p.t. W pozostałych próbkach, stężenia sumy ksilenów wahały się w granicach 0,8-3,1 mg/kg s.m.

W gruntach rodzimych pod składowiskiem stwierdzono obecność związków organicznych, takich jak AOX, anilina, difenylosulfon i 2-fenylofenol, natomiast ich stężenia były relatywnie niskie. W przypadku AOX, to stężenia wahały się w granicach 10-27 mg/kg s.m., a ich obecność odnotowano na głębokościach 6,0-25,0 m p.p.t. Anilina była obecna jedynie w pojedynczych próbkach na głębokościach do 25,0 m p.p.t., a jej stężenia wahały się w granicach 0,06-21 mg/kg s.m., gdzie najwyższe stężenie odnotowano w próbce SK_P10 (21,0 mg/kg s.m. na 24,7-25,2 m p.p.t.). Z kolei, stężenia difenylosulfonu były niskie, w każdej badanej próbce było znacznie poniżej 0,5 mg/kg s.m. Obecność 2-fenylofenolu odnotowano w próbkach gruntu rodzimego w otworach SK_P1-SK_P3 i SK_P5, a ich stężenia wahały się w granicach 0,000106-0,044 mg/kg s.m.

d) Analiza właściwości fizycznych odpadów

Badane odpady ze składowiska SP charakteryzują się stosunkowo wyrównanymi parametrami fizycznymi, wskazującymi na materiał droбноziarnisty, wilgotny, niejednorodny i umiarkowanie

przepuszczalny. Parametry te oceniono dla próbek pobranych z głębokości od ok. 0,6 do 3,6 m p.p.t., co przedstawiono w tabeli poniżej (Tabela 6).

Tabela 6 Właściwości fizyczne odpadów w punktach SP

Otwór badawczy	głębokość [m]	gęstość objętościowa [Mg/m ³]	Ciężar objętościowy [kN/m ³]	współczynnik filtracji k_{10} [m/s]
SK-P1	1,5-2,0	0,92	9,03	$2,28 \times 10^{-6}$
SK-P2	2,4-2,9	0,85	8,34	$2,80 \times 10^{-6}$
SK-P3	0,6-1,2	0,82	8,04	$2,53 \times 10^{-6}$
SK-P4	0,6-1,2	0,88	8,63	$2,90 \times 10^{-6}$
SK-P5	3,0-3,6	1,14	11,18	$3,52 \times 10^{-6}$
SK-P6	2,4-3,0	0,59	5,79	$2,61 \times 10^{-6}$
SK-P8	0,6-1,2	0,87	8,53	$3,67 \times 10^{-6}$
SK-P9	1,2-1,8	0,78	7,65	$3,02 \times 10^{-6}$
SK-P10	0,7-1,2	1,23	12,07	$4,10 \times 10^{-6}$

Gęstość objętościowa odpadów mieści się w przedziale od 0,59 do 1,23 Mg/m³, zaś ciężar objętościowy wynosi od 5,79 do 11,18 kN/m³, co wskazuje na dość lekki i słabo zagęszczony materiał. Wartości te są typowe dla odpadów mineralno-organicznych lub osadowych z domieszką frakcji drobnej. Wyższe wartości wskazują na większe zagęszczenie i udział frakcji drobnopziarnistych lub mineralnych, natomiast niższe mogą świadczyć o obecności materiałów o większej porowatości lub zawartości składników organicznych.

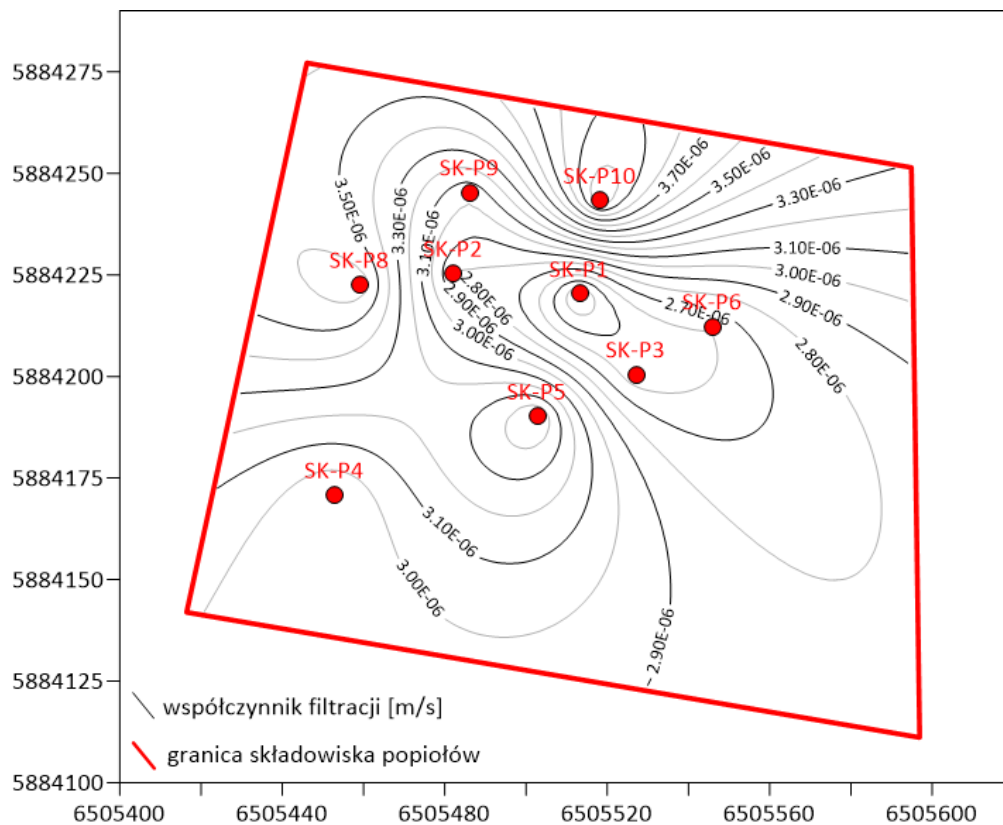
Wartość współczynnika filtracji k_{10} jest stosunkowo wyrównana, waha się od $2,28 \cdot 10^{-6}$ do $4,10 \cdot 10^{-6}$ m/s. Niskie wartości współczynnika filtracji (rzędu 10^{-6} m/s) wskazują na udział materiałów drobnopziarnistych lub bardziej zwięzłych, o umiarkowanej przepuszczalności.

Otrzymane wartości wskazują, że odpady nie pełnią funkcji izolacyjnej. W ich obrębie mogą występować strefy o zróżnicowanej przepuszczalności, sprzyjające zarówno retencji, jak i migracji wód oraz zanieczyszczeń.

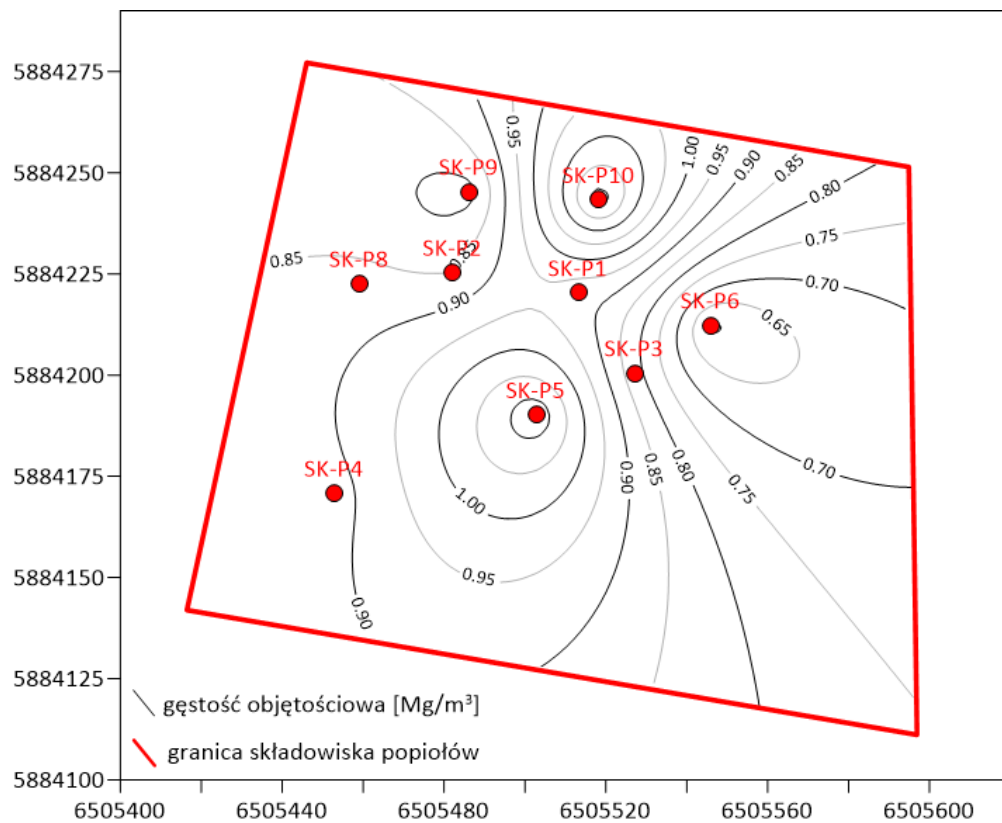
e) Analiza geostatystyczna wybranych parametrów gruntowych

Z parametrów chemicznych analizie przestrzennej na składowiskach poddano zawartość tych zanieczyszczeń, których zawartość w odpadach była najwyższa i wykazywały największe rozprzestrzenienie, tzn. występowały w obrębie jak największej ilości punktów pomiarowych. W przypadku składowiska popiołów analizie poddano zawartość AOX zbadaną w próbce gruntu pobranej w interwale głębokościowym do 2,0 m p.p.t.

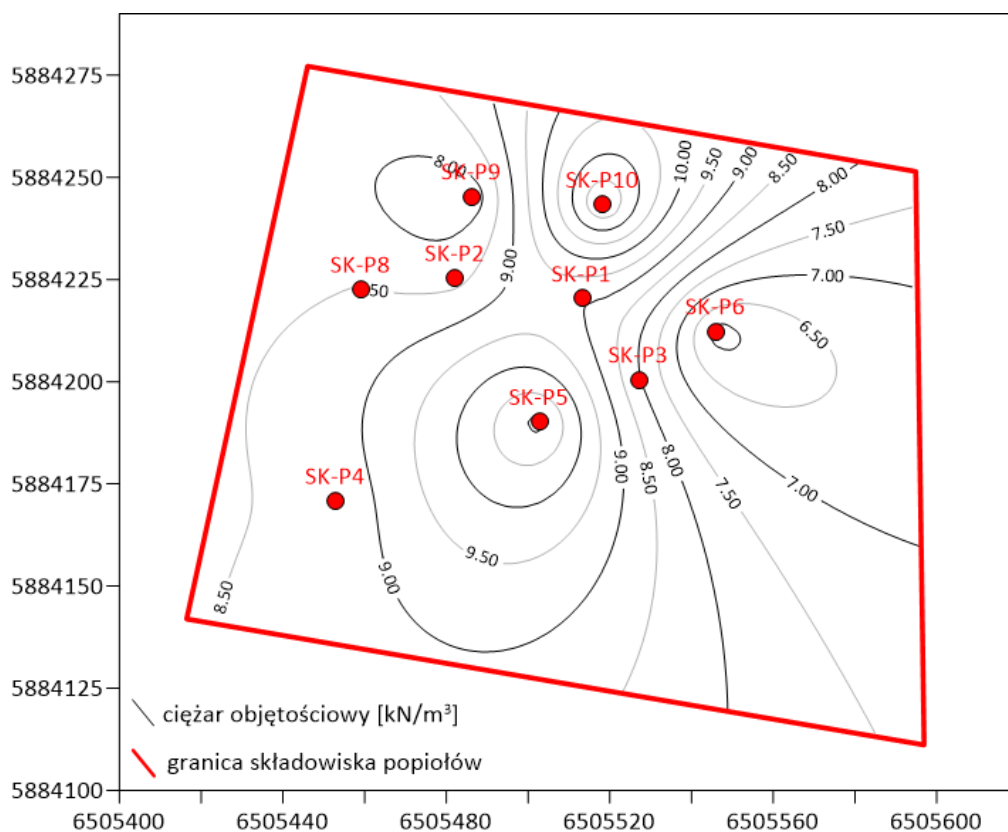
Mapy rozkładu przestrzennego analizowanych parametrów fizycznych dla składowiska popiołów przedstawiono na Rysunkach 44 – 47, a rozkład przestrzenny AOX na głębokości do 2,0 m p.p.t. na Rysunku 48.



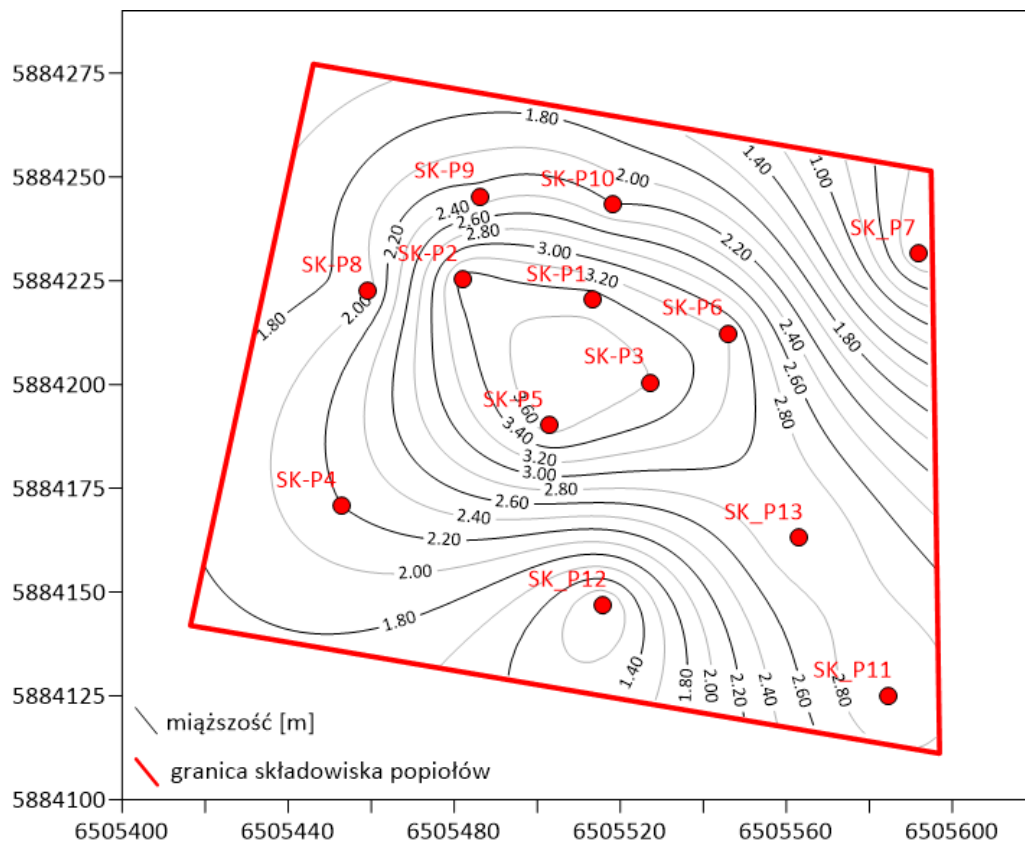
Rysunek 44 Rozkład zmienności przestrzennej współczynnika filtracji odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów



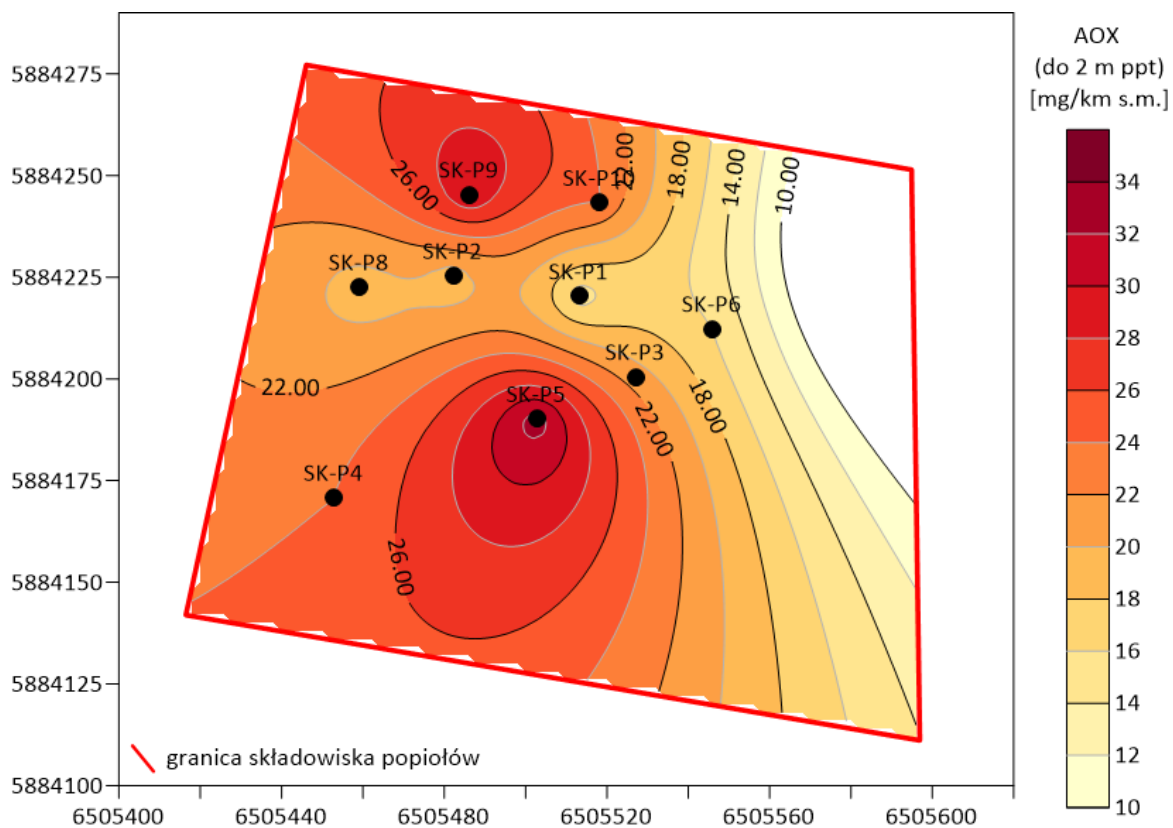
Rysunek 45 Rozkład zmienności przestrzennej gęstości objętościowej odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów



Rysunek 46 Rozkład zmienności przestrzennej ciężaru objętościowego odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów



Rysunek 47 Rozkład zmienności miąższości odpadów zdeponowanych na składowisku popiołów



Rysunek 48 Rozkład przestrzenny stężenia AOX na głębokości do 2 m p.p.t. w odpadach zdeponowanych na składowisku popiołów

2.2.3. Interpretacja wyników badań

Charakter zdeponowanych odpadów wskazuje, że składowisko SP stanowiło miejsce gromadzenia przede wszystkim mineralnych odpadów energetycznych, jednak wcześniejsze wykorzystanie obiektu jako osadnika szlamu solankowego oraz jego funkcjonowanie na terenie kompleksu Zachem powodują, że należy uwzględnić możliwość występowania zarówno zanieczyszczeń typowych dla odpadów paleniskowych (m.in. soli mineralnych oraz pierwiastków śladowych związanych ze spalaniem paliw), jak również składników charakterystycznych dla historycznej produkcji chloro-związków. Okoliczności te mogą mieć istotny wpływ na skład chemiczny odpadów oraz mechanizmy ich oddziaływania na środowisko gruntowo-wodne.

Wyniki oznaczeń chemicznych wykonanych dla odpadów zdeponowanych na składowisku SP odniesiono do dopuszczalnych dla grupy IV gruntów, określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395, z późn. zm.). Należy podkreślić, że wartości te nie stanowią kryteriów klasyfikacji odpadów, lecz zostały wykorzystane jako porównawcze, wspomagające ocenę potencjalnego oddziaływania zdeponowanych odpadów na środowisko gruntowo-wodne.

Takie podejście pozwala określić, które grupy zanieczyszczeń, w przypadku uwolnienia z masy odpadowej do podłoża, mogłyby stanowić istotne źródło zanieczyszczenia powierzchni ziemi oraz wód podziemnych. Porównanie zawartości całkowitych z wartościami dopuszczalnymi umożliwia identyfikację substancji potencjalnie problemowych, jednak nie stanowi samodzielnej podstawy oceny rzeczywistego ryzyka środowiskowego. O wielkości tego ryzyka decyduje nie tylko całkowita zawartość zanieczyszczeń, lecz przede wszystkim ich mobilność, wymywalność, biodostępność oraz warunki hydrogeologiczne, determinujące możliwość migracji. Z tego względu interpretacja wyników chemicznych została uzupełniona analizą testów wymywania oraz oceną warunków geologicznych i hydrogeologicznych, co pozwoliło na kompleksową ocenę rzeczywistego potencjału emisyjnego zanieczyszczeń ze zdeponowanych odpadów.

Na podstawie wyników badań odpadów w profilu SK_P1 można stwierdzić, że odpady zdeponowane w obrębie składowiska SP charakteryzują się przede wszystkim podwyższoną zawartością metali typowych dla odpadów paleniskowych oraz silnie alkalicznym odczynem, natomiast praktycznie nie zawierają charakterystycznych związków chloroorganicznych i produktów syntezy chemicznej dominujących na składowisku SOE.

Najwyższe stężenia oznaczono w warstwie odpadowej (1,5-3,5 m p.p.t.) dla baru (504-556 mg/kg s.m.), cynku (108-138 mg/kg s.m.), niklu (30-34 mg/kg s.m.), miedzi (42-44 mg/kg s.m.), ołowiu (43-51 mg/kg

s.m.), chromu (23–26 mg/kg s.m.) oraz arsenu (8-9 mg/kg s.m.). Stężenia pozostają jednak w większości wyraźnie poniżej dopuszczalnych wartości określonych w RMS dla gruntów grupy IV, z wyjątkiem baru, dla którego przekroczenie było prawie 2-krotne. Profil ten jest typowy dla odpadów energetycznych powstających podczas spalania paliw stałych, w których dominują składniki mineralne oraz pierwiastki śladowe związane z popiołem lotnym i żużlem.

Charakterystyczną cechą profilu jest wysoki odczyn alkaliczny. W odpadach pH osiąga 9,3-9,7, natomiast wraz z głębokością stopniowo obniża się do około 7,4-8,2 w gruntach rodzimych. Wysokie pH sprzyja wytrącaniu wodorotlenków oraz sorpcji wielu metali ciężkich, ograniczając ich mobilność w środowisku gruntowo-wodnym. Jednocześnie w takich warunkach większą mobilność mogą wykazywać niektóre pierwiastki występujące w postaci anionowej (np. molibden).

Na uwagę zasługuje również obecność AOX na poziomie 15-17 mg/kg s.m. w odpadach oraz śladowych ilości difenylosulfonu (0,054-0,066 mg/kg s.m.). Są to stężenia wielokrotnie niższe niż obserwowane na składowisku SOE i prawdopodobnie odzwierciedlają historyczne funkcjonowanie obiektu jako osadnika szlamu solankowego lub wpływ działalności chlorochemicznej prowadzonej na terenie Zachemu. Nie stwierdzono natomiast obecności aniliny, chlorobenzenów, chlorofenoli, chlorowanych rozpuszczalników, PCB ani innych związków charakterystycznych dla odpadów z produkcji epichlorohydryny.

Węglowodory ropopochodne frakcji C12-C35 występują w stężeniach 31-51 mg/kg s.m., co może świadczyć o lokalnej obecności komponentów olejowych związanych z eksploatacją urządzeń technicznych lub transportem odpadów. Stwierdzono ponadto śladową zawartość benzo(b)fluorantenu (0,029 mg/kg s.m.) oraz pojedyncze oznaczenia ftalanu di(2-etyloheksylu) (0,11-0,21 mg/kg s.m.), jednak wartości te nie wskazują na istotne zanieczyszczenie masy odpadowej związkami organicznymi.

Analiza pionowego rozkładu zanieczyszczeń wskazuje, że najwyższe koncentracje metali oraz AOX ograniczają się do warstwy zdeponowanych odpadów (do 3,5 m), natomiast w gruntach rodzimych poniżej składowiska obserwowany jest wyraźny spadek ich zawartości do poziomu zbliżonego do naturalnego tła geochemicznego. Brak wzrostu stężeń wraz z głębokością sugeruje, że w miejscu wykonania profilu SK_P1 nie występują przesłanki świadczące o intensywnej pionowej migracji zanieczyszczeń do podłoża, choć o rzeczywistym potencjale oddziaływania na środowisko będzie decydowała przede wszystkim wymywalność poszczególnych składników, oceniona na podstawie wyników testów wymywania.

Na szczególną uwagę zasługuje punktowe, bardzo wysokie stężenie arsenu (1000 mg/kg s.m.) stwierdzone w gruncie rodzimym pod składowiskiem SP, na głębokości 16,3-16,8 m p.p.t. Wartość ta istotnie odbiega zarówno od stężeń arsenu w warstwie odpadowej (8,32-8,93 mg/kg s.m.), jak i od

wyników w pozostałych poziomach gruntu rodzimego, gdzie arsen występuje przeważnie na poziomie około 0,8-5,1 mg/kg s.m., z wyjątkiem głębokości 24,5-25,0 m, gdzie oznaczono 10,08 mg/kg s.m.

W profilu SK_P1 stwierdzono obecność adsorbowalnych związków chloroorganicznych (AOX) na poziomie 15-17 mg/kg s.m. w warstwie odpadów oraz lokalnie (10-16 mg/kg s.m.) w przypowierzchniowej części gruntów rodzimych, do głębokości około 10,5 m. Jednocześnie nie wykryto chlorobenzenów, chlorofenoli, polichlorowanych bifenyli (PCB) ani chlorowanych lotnych związków organicznych (VOC). W porównaniu ze składowiskiem SOE, stężenia AOX w odpadach ze składowiska SP są wielokrotnie niższe, co wskazuje, że związki chloroorganiczne nie stanowią dominującego komponentu chemicznego zdeponowanych odpadów.

Na uwagę zasługuje również rozkład 2-fenylfenolu, który w większości profili występuje jedynie w ilościach śladowych, natomiast na głębokości 23,5-24,0 m p.p.t. osiąga wartość 17 µg/l.

Profil SK_P2 wykazuje bardzo zbliżony charakter chemiczny do profilu SK_P1. W warstwie odpadów (0,7-2,9 m p.p.t.) dominują podwyższone zawartości baru (474,4-490,6 mg/kg s.m.), cynku (85,9-87,3 mg/kg s.m.), niklu (28,3-32,1 mg/kg s.m.), miedzi (41,9-45,3 mg/kg s.m.), ołowiu (29,7-31,2 mg/kg s.m.), chromu (19,5-21,5 mg/kg s.m.) oraz kobaltu (8,9-9,6 mg/kg s.m.). Spośród analizowanych metali jedynie bar przekracza wartość dopuszczalną wynoszącą 300 mg/kg s.m. dla gruntów o współczynniku filtracji $k \geq 1 \times 10^{-7}$ m/s. Pozostałe pierwiastki występują na poziomach znacznie niższych od wartości odniesienia określonych w Rozporządzeniu.

Podwyższona zawartość baru jest charakterystyczna dla odpadów energetycznych i wynika z obecności minerałów siarczanowych oraz glinokrzemianów obecnych w popiołach i żużlach. Sama zawartość całkowita nie przesądza jednak o zagrożeniu środowiskowym, ponieważ bar najczęściej występuje w postaci trudno rozpuszczalnego BaSO₄, a o jego rzeczywistym potencjale migracji decydują wyniki testów wymywania.

Charakterystyczną cechą profilu jest utrzymywanie się silnie alkalicznego odczynu w niemal całym profilu. W warstwie odpadów pH wynosi 9,3-9,5, natomiast również w gruntach rodzimych pozostaje wysokie (8,0-9,1), malejąc do 7,4 dopiero na głębokości 24,0-24,5 m p.p.t. Znaczny zasięg podwyższonego odczynu może świadczyć o długotrwałym oddziaływaniu alkalicznych odpadów na podłoże. Warunki te sprzyjają ograniczeniu mobilności większości metali ciężkich poprzez ich sorpcję i wytrącanie w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków, jednocześnie mogą zwiększać mobilność pierwiastków występujących w postaci anionów, takich jak arseniany lub molibdeniany.

Aby zapobiec uwalnianiu arsenu, potencjał redoks gruntu powinien być wysoki, a pH nie powinno mieścić się w zakresie typowym dla odczynu zasadowego (Bissen i Frimmel, 2003).

Pod względem zanieczyszczeń organicznych profil charakteryzuje się bardzo niskim stopniem zanieczyszczenia. Nie stwierdzono obecności chlorowanych rozpuszczalników, chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, nitro związków. W warstwie odpadowej oznaczono jedynie śladowe ilości WWA, obejmujące m.in. chryzen (0,102 mg/kg s.m.), benzo(a)antracen (0,067 mg/kg s.m.), benzo(a)piren (0,034 mg/kg s.m.), benzo(b)fluoranten (0,063 mg/kg s.m.) oraz benzo(k)fluoranten (0,028 mg/kg s.m.). Ich obecność jest typowa dla produktów niecałkowitego spalania paliw (Kubiak, 2013) i potwierdza energetyczny charakter zdeponowanych odpadów, jednak uzyskane stężenia są wielokrotnie niższe od wartości dopuszczalnych.

W profilu oznaczono również AOX na poziomie 17-19 mg/kg s.m. w warstwie odpadów oraz lokalnie 11 mg/kg s.m. na głębokości 9,1-9,6 m p.p.t. Brak jednoczesnej obecności chlorobenzenów, chlorofenoli czy chlorowanych VOC wskazuje, że związki chloroorganiczne nie stanowią dominującego składnika chemicznego odpadów zdeponowanych na składowisku SP.

Na uwagę zasługuje lokalne występowanie difenylosulfonu w głębszych partiach profilu (0,059-0,150 mg/kg s.m.), przy braku jego obecności w warstwie odpadów. Rozkład ten może świadczyć o historycznym, lokalnym zanieczyszczeniu związanym z działalnością chemiczną zakładów. Podobny charakter wykazują śladowe ilości aniliny (0,06-0,07 mg/kg s.m.), oznaczone wyłącznie w głębszych warstwach gruntu, które nie tworzą ciągłego profilu migracyjnego i wymagają interpretacji w powiązaniu z lokalnymi warunkami geologicznymi oraz wynikami badań wód podziemnych.

Analiza pionowego rozkładu zanieczyszczeń wskazuje, że najwyższe stężenia metali oraz większości związków organicznych koncentrują się w przypowierzchniowej warstwie odpadów, natomiast w gruntach rodzimych pod składowiskiem obserwuje się wyraźny spadek ich zawartości do poziomu zbliżonego do tła geochemicznego.

W profilu SK_P3 w warstwie odpadów (0,6-3,6 m p.p.t.) dominują podwyższone zawartości baru (458,1-687,1 mg/kg s.m.), cynku (63,0-138,6 mg/kg s.m.), niklu (24,2-30,8 mg/kg s.m.), miedzi (39,7-43,7 mg/kg s.m.), ołowiu (29,7-48,4 mg/kg s.m.), chromu (19,1-28,7 mg/kg s.m.) oraz arsenu (7,1-10,9 mg/kg s.m.). Spośród analizowanych metali jedynie bar przekracza wartość dopuszczalną 300 mg/kg s.m.

Podobnie jak w pozostałych profilach, odczyn pozostaje silnie alkaliczny. W warstwie odpadów pH wynosi 9,2-9,5, natomiast w gruntach rodzimych, poniżej składowiska, utrzymuje się na poziomie 8,4-9,0, malejąc do około 7,4 dopiero w najgłębszych partiach profilu (22,8-24,5 m).

Na uwagę zasługuje obecność cyjanków wolnych (0,59 mg/kg s.m.) oraz kompleksowych (0,64 mg/kg s.m.) w próbce pobranej z głębokości 3,0-3,6 m, odpowiadającej strefie spągu odpadów. Wartości te pozostają jednak wielokrotnie niższe od wartości dopuszczalnych (5 mg/kg s.m.), wskazując jedynie na

śladowy udział związków cyjankowych, prawdopodobnie związanych z historyczną działalnością chemiczną zakładów.

W profilu SK_P3 nie stwierdzono obecności chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, większości chlorowanych rozpuszczalników ani związków nitrowych. W warstwie odpadowej wykryto jedynie śladową ilość cis-1,2-dichloroetenu (0,007 mg/kg s.m.), co należy interpretować jako lokalny ślad historycznej działalności zakładu.

Oznaczono AOX na poziomie 16-21 mg/kg s.m. w warstwie odpadów oraz 11-13 mg/kg s.m. w głębszych partiach profilu.

Odnotowano również obecność fenolu (0,455-0,962 mg/kg s.m.), krezoli (0,409-0,631 mg/kg s.m.), aniliny (0,08 mg/kg s.m.), difenylosulfonu (0,053-0,150 mg/kg s.m.) oraz 2-fenylofenolu, którego stężenie wzrasta wraz z głębokością, osiągając 4,7 µg/l na głębokości 24,0-24,5 m. Związki te, z wyjątkiem 2-fenylofenolu, odnotowano dopiero w głębszych gruntach rodzimych. Taki rozkład nie wskazuje na migrację pionową ze składowiska popiołów, lecz sugeruje oddziaływanie innego historycznego źródła zanieczyszczeń lub transport zachodzący w obrębie głębszych warstw wodonośnych.

W warstwie odpadowej oznaczono również śladowe ilości węglowodorów ropopochodnych C12-C35 (54,2-62,4 mg/kg s.m.) oraz ftalanu di-2-etyloheksylu (0,15 mg/kg s.m.), jednak wartości te pozostają wielokrotnie niższe od obowiązujących poziomów dopuszczalnych.

Całościowa analiza profilu SK_P3 wskazuje, że charakter chemiczny odpadów pozostaje zgodny z charakterystyką odpadów paleniskowych. Pomimo lokalnego występowania śladowych związków charakterystycznych dla produkcji chemicznej, nie obserwuje się ich zwiększonej koncentracji w warstwie odpadów ani nie odnotowano postępującej migracji pionowej.

W profilu SK_P4 w warstwie przypowierzchniowej (0,6-1,2 m p.p.t.) stwierdzono podwyższone zawartości metali charakterystycznych dla odpadów paleniskowych. Najwyższe stężenie osiąga bar (632,5 mg/kg s.m.), który, podobnie jak w pozostałych profilach, przekracza wartość dopuszczalną 300 mg/kg s.m. Podwyższone są również zawartości cynku (429,1 mg/kg s.m.), ołowiu (168,7 mg/kg s.m.), miedzi (55,6 mg/kg s.m.), niklu (36,5 mg/kg s.m.), chromu (24,9 mg/kg s.m.) oraz arsenu (9,1 mg/kg s.m.), jednak, z wyjątkiem baru i cynku, wartości te pozostają poniżej obowiązujących limitów. Kadm (4,95 mg/kg s.m.) pozostaje poniżej wartości granicznej 6 mg/kg s.m., mimo że jego zawartość jest wyraźnie wyższa niż w pozostałych profilach.

Już poniżej warstwy odpadów następuje bardzo gwałtowny spadek zawartości wszystkich metali ciężkich. W gruntach rodzimych stężenia baru obniżają się do kilku - kilkudziesięciu mg/kg s.m., stężenia

cynku najczęściej pozostają poniżej granicy oznaczalności, a pozostałe metale osiągają wartości zbliżone do naturalnego tła geochemicznego. Jedynie na głębokości 24,0-24,5 m obserwuje się niewielki wzrost zawartości arsenu (7,27 mg/kg s.m.), baru (42,41 mg/kg s.m.), cynku (43,11 mg/kg s.m.), miedzi (27,91 mg/kg s.m.) oraz niklu (32,67 mg/kg s.m.), jednak wartości te nadal pozostają znacznie poniżej poziomów dopuszczalnych. Rozkład ten może wynikać z właściwości litologicznych lub naturalnego zróżnicowania geochemicznego podłoża.

Odczyn w całym profilu pozostaje alkaliczny (pH 8,0-8,7), malejąc do około 7,6 w najgłębszej części profilu (24,0-24,5 m). Takie warunki sprzyjają ograniczeniu mobilności większości metali poprzez wytrącanie ich w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków i węglanów oraz ich sorpcję na fazie mineralnej, co znajduje odzwierciedlenie w niewielkim zasięgu pionowego oddziaływania tych zanieczyszczeń.

W zakresie związków organicznych profil należy uznać za bardzo słabo zanieczyszczony. Nie wykryto chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, chlorowanych rozpuszczalników, BTEX, WWA, węglowodorów ropopochodnych ani związków nitrowych. Również fenole, krezole, anilina i ftalany pozostawały poniżej granic oznaczalności. Taki obraz wskazuje, że w rejonie punktu SK_P4 praktycznie nie zaznacza się wpływ historycznej produkcji organicznej charakterystycznej dla innych części kompleksu Zachem.

Stężenia AOX mieszczą się w zakresie 11-24 mg/kg s.m., przy czym najwyższą wartość odnotowano w warstwie przypowierzchniowej (0,6-1,2 m). Pojedyncze oznaczenia AOX występują również w głębszych partiach profilu, jednak brak współwystępowania chlorobenzenów, chlorofenoli oraz chlorowanych lotnych związków organicznych wskazuje, że parametr ten odzwierciedla jedynie śladową obecność niespecyficznych związków chloroorganicznych związanych z działalnością Zachemu.

Difenylosulfon występuje niemal w całym profilu w stężeniach 0,055-0,180 mg/kg s.m., przy czym najwyższe stężenie (0,18 mg/kg s.m.) odnotowano na głębokości 6,0-6,5 m. W przeciwieństwie do profili SK_P1-SK_P3, związek ten nie koncentruje się wyłącznie w najgłębszych warstwach, lecz wykazuje stosunkowo równomierny rozkład pionowy.

W profilu SK_P5 najbardziej charakterystycznym wskaźnikiem obecności odpadów paleniskowych jest bar, którego najwyższe stężenie odnotowano na głębokości 3,0-3,6 m (534,2 mg/kg s.m.), przekraczając wartość dopuszczalną dla gruntów przepuszczalnych (300 mg/kg s.m.). W przypowierzchniowej warstwie (1,2-1,7 m) stężenie baru wynosi 274,2 mg/kg s.m., natomiast wraz z głębokością obserwuje się spadek stężeń do wartości kilkunastu, a następnie kilku mg/kg s.m.

W przypowierzchniowej części profilu obserwuje się podwyższone zawartości miedzi (do 73,9 mg/kg s.m.), cynku (96 mg/kg s.m.), chromu (19,2 mg/kg s.m.), niklu (28,8 mg/kg s.m.), ołowiu (19,5 mg/kg

s.m.), kobaltu (7,6 mg/kg s.m.) oraz arsenu (3,65 mg/kg s.m.), jednak wszystkie pozostają znacznie poniżej wartości dopuszczalnych. W głębszych partiach podłoża ich stężenia wyraźnie maleją i osiągają poziom zbliżony do naturalnego tła geochemicznego. Jedynie na głębokości 24,5-25,0 m obserwuje się niewielki wzrost zawartości arsenu (16,95 mg/kg s.m.), chromu (28,39 mg/kg s.m.), niklu (13,29 mg/kg s.m.) oraz molibdenu (4,82 mg/kg s.m.), jednak wartości te nadal pozostają wyraźnie poniżej obowiązujących limitów i najprawdopodobniej odzwierciedlają lokalne zróżnicowanie litologiczne lub geochemiczne podłoża.

Odnotowano także utrzymywanie się alkalicznego odczynu (pH 8,3-9,5) praktycznie w całym profilu, z obniżeniem do 6,3 jedynie w najgłębszej części (24,5-25,0 m) badanego profilu. Wysokie wartości pH sprzyjają ograniczeniu mobilności większości metali poprzez ich wytrącanie i sorpcję na fazie mineralnej, co znajduje potwierdzenie w obserwowanym niewielkim zasięgu pionowego rozprzestrzeniania się tych zanieczyszczeń.

Profil SK_P5 charakteryzuje się również bardzo niewielkim stopniem zanieczyszczenia związkami organicznymi. Nie stwierdzono obecności chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, chlorowanych lotnych związków organicznych, WWA, związków nitrowych, aniliny, difenylosulfonu ani większości pozostałych związków charakterystycznych dla produkcji chemicznej prowadzonej na terenie Zachemu. Wykryte śladowe ilości benzenu (0,013-0,020 mg/kg s.m.) ograniczają się wyłącznie do dwóch przypowierzchniowych próbek i są ponad dwa rzędy wielkości niższe od wartości dopuszczalnych, co wskazuje na lokalny i historyczny charakter zanieczyszczenia.

Parametr AOX osiąga najwyższą wartość 33 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej (1,2-1,7 m) oraz 19 mg/kg s.m. na głębokości 3,0-3,6 m. W głębszych partiach profilu AOX występuje w stężeniach 11-19 mg/kg s.m. lub pozostaje poniżej granicy oznaczalności. Ponieważ nie towarzyszy mu obecność chlorobenzenów, chlorofenoli ani chlorowanych rozpuszczalników, należy traktować go jako niespecyficzny wskaźnik śladowej obecności związków chloroorganicznych związanych z historyczną działalnością chlorochemiczną zakładów.

W całym profilu stężenie 2-fenylfenolu pozostaje poniżej granic oznaczalności lub występuje jedynie śladowo (0,1 µg/l na głębokości 16,0-16,5 m), natomiast na głębokości 24,5-25,0 m jego stężenie gwałtownie wzrasta do 22 µg/l. Taki rozkład może świadczyć o lokalnym dopływie zanieczyszczeń wraz z przepływem wód podziemnych.

W profilu SK_P6 stężenie baru osiąga 663,1 mg/kg s.m. w warstwie 1,2-1,8 m oraz 333,9 mg/kg s.m. na głębokości 2,4-3,0 m, przekraczając dopuszczalną wartość 300 mg/kg s.m. dla gruntów o współczynniku filtracji $\geq 10^{-7}$ m/s. Już od głębokości około 4 m zawartość baru znacząco maleje do kilkadziesiąt, a

następnie kilku mg/kg s.m., co wskazuje na bardzo ograniczoną mobilność tego pierwiastka w warunkach alkalicznych oraz brak jego istotnej migracji do głębszych partii podłoża.

Pozostałe metale ciężkie występują głównie w przypowierzchniowej części profilu (1,2-3,0 m). Podwyższone zawartości arsenu (10,1 mg/kg s.m.), niklu (40,8 mg/kg s.m.), ołowiu (43,1 mg/kg s.m.), miedzi (48,8 mg/kg s.m.), cynku (84,8 mg/kg s.m.), chromu (19,4 mg/kg s.m.) oraz kobaltu (12,3 mg/kg s.m.) nie przekraczają jednak wartości dopuszczalnych. W głębszych warstwach obserwuje się systematyczny spadek ich stężeń do poziomu odpowiadającego tłu geochemicznemu. W próbce z głębokości 24,0-24,5 m widoczny jest niewielki wzrost zawartości arsenu (11,92 mg/kg s.m.), niklu (29,2 mg/kg s.m.), chromu (22,4 mg/kg s.m.) oraz miedzi (24,45 mg/kg s.m.), jednak wartości te pozostają znacznie poniżej obowiązujących limitów i najprawdopodobniej wynikają ze zmienności litologicznej podłoża.

Odczyn gruntu utrzymuje się na poziomie pH 7,7-8,8, co potwierdza alkaliczny charakter środowiska typowy dla odpadów popiołowych. Takie warunki sprzyjają immobilizacji większości metali ciężkich poprzez wytrącanie ich trudno rozpuszczalnych form oraz zwiększoną sorpcję na fazie mineralnej, co dobrze koresponduje z obserwowanym ograniczonym zasięgiem migracji pionowej.

Nie stwierdzono obecności chlorowanych rozpuszczalników, chlorobenzenów, chlorofenoli, WWA, produktów nitrowych ani węglowodorów ropopochodnych. Jedynie w pojedynczej próbce na głębokości 21,0-21,6 m oznaczono śladową zawartość benzenu (0,008 mg/kg s.m.), która pozostaje ponad dwa rzędy wielkości niższa od wartości dopuszczalnej i nie ma znaczenia środowiskowego.

AOX występuje wyłącznie w górnej części profilu (11-16 mg/kg s.m.), a poniżej około 6 m pozostaje poniżej granicy oznaczalności. Brak jednoczesnej obecności chlorobenzenów, chlorofenoli oraz chlorowanych lotnych związków organicznych wskazuje, że AOX należy interpretować jako niespecyficzny wskaźnik śladowych ilości związków chloroorganicznych, związanych z historycznym funkcjonowaniem zakładów chemicznych.

Istotna jest także obecność difenylosulfonu, wykrywanego zarówno w warstwie odpadów (0,22-0,10 mg/kg s.m.), jak i lokalnie w gruntach rodzimych do głębokości około 15,6 m (0,13-0,21 mg/kg s.m.). Stężenia nie wykazują tendencji do wzrostu wraz z głębokością, co sugeruje ograniczoną mobilność związku oraz jego zatrzymywanie w strefie aeracji.

Anilina nie występuje w przypowierzchniowej części profilu, natomiast pojawia się lokalnie w głębszych warstwach (0,07 mg/kg s.m. na 16,3-16,8 m; 0,27 mg/kg s.m. na 21,0-21,6 m; 0,83 mg/kg s.m. na 22,0-22,6 m). Bardziej prawdopodobne w takim przypadku jest występowanie lokalnych historycznych ognisk zanieczyszczenia lub transport z przepływem wód podziemnych.

Podobny charakter wykazuje 2-fenylofenol, który pozostaje poniżej granic oznaczalności w większości profilu, natomiast osiąga 3,7 µg/l na głębokości 21,0-21,6 m. Brak podwyższonych stężeń w warstwie odpadów oraz maksimum występujące dopiero w głębokiej części profilu wskazują, że związek ten nie migrował pionowo bezpośrednio ze składowiska, lecz może być związany z lokalnym dopływem zanieczyszczeń w obrębie głębszych warstw wodonośnych lub z innym historycznym źródłem zanieczyszczeń.

W SK_P7 stężenia metali ciężkich pozostają niskie w całym profilu. Na głębokości 18,7-22,5 m obserwuje się umiarkowany wzrost zawartości arsenu (8,95-14,78 mg/kg s.m.), baru (122,9-165,6 mg/kg s.m.), chromu (25,6-28,6 mg/kg s.m.), niklu (36,0-44,1 mg/kg s.m.), miedzi (32,9-53,7 mg/kg s.m.) oraz cynku (60,8-77,3 mg/kg s.m.). Pomimo wyraźnego wzrostu wraz z głębokością wartości te pozostają znacznie poniżej obowiązujących limitów. Brak maksimum stężeń w przypowierzchniowej części profilu dodatkowo potwierdza ograniczony wpływ odpadów popiołowych na chemizm gruntu w zakresie metali ciężkich.

Odczyn gruntu jest alkaliczny w większości profilu (pH 8,5-9,0), obniżając się dopiero w najgłębszych warstwach (18,7-22,5 m) do około 7,4-7,6.

W zakresie związków organicznych profil jest praktycznie wolny od zanieczyszczeń. Nie wykryto chlorowanych rozpuszczalników, chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, WWA, produktów nitrowych ani węglowodorów ropopochodnych, co świadczy o braku oddziaływania charakterystycznych zanieczyszczeń przemysłu chlorochemicznego w tej części składowiska SP.

AOX występuje jedynie lokalnie - 12 mg/kg s.m. na głębokości 7,2-7,7 m, 27 mg/kg s.m. na 15,1-15,6 m oraz 15 mg/kg s.m. na 16,8-17,3 m, jednak ich występowaniu nie towarzyszy obecność oznaczalnych chlorobenzenów, chlorofenoli ani chlorowanych lotnych związków organicznych. AOX należy zatem interpretować jako niespecyficzny wskaźnik śladowej obecności związków chloroorganicznych, odzwierciedlający ogólne tło historycznej działalności chemicznej Zachemu, a nie jako dowód lokalnego zanieczyszczenia tymi substancjami. Brak ciągłego wzrostu stężeń wraz z głębokością wskazuje ponadto na punktowy charakter obserwowanych wartości.

W profilu SK_P7 anilina została oznaczona wyłącznie w jednej próbce na głębokości 16,8–17,3 m w stężeniu 0,19 mg/kg s.m. W takiej sytuacji najbardziej prawdopodobne jest lokalne historyczne zanieczyszczenie lub transport związany z przepływem wód podziemnych.

2-fenylofenol występuje sporadycznie przeważnie w niewielkich stężeniach (0,1–1,3 µg/l), jednak najwyższą wartość 15 µg/l odnotowano na głębokości 10,8-11,3 m. Brak podwyższonych stężeń

zarówno powyżej, jak i poniżej tej warstwy wskazuje na lokalną anomalię geochemiczną, a nie na ciągłą migrację ze składowiska SP.

W profilu SK_P7 odnotowano całkowity brak difenylosulfonu, który był wykrywany w części wcześniej analizowanych profili składowiska SP.

W profilu SK_P8 obserwuje się lokalne wzbogacenie w bar, któremu towarzyszą podwyższone, choć nadal nieprzekraczające wartości dopuszczalnych, stężenia arsenu (11,67 mg/kg s.m.), cynku (96,7 mg/kg s.m.), miedzi (47,8 mg/kg s.m.), niklu (35,7 mg/kg s.m.), ołowiu (66,5 mg/kg s.m.) oraz kobaltu (13,8 mg/kg s.m.) w warstwie 0,6-1,2 m. Poniżej tej strefy stężenia wszystkich metali gwałtownie maleją do wartości zbliżonych do tła geochemicznego. Można zatem wnioskować, że metale związane są przede wszystkim z materiałem zdeponowanym na powierzchni składowiska i nie wykazują migracji pionowej.

W całym profilu utrzymuje się alkaliczny odczyn gruntu (pH 7,7-8,7), obniżający się jedynie do 6,2 w najgłębszej próbce (24,5-25,0 m).

Pod względem związków organicznych profil należy uznać za praktycznie niezanieczyszczony. Nie stwierdzono obecności chlorowanych rozpuszczalników, WWA, PCB, chlorofenoli, produktów nitrowych ani węglowodorów ropopochodnych. Jedynym wyjątkiem jest pojedyncze oznaczenie 1,2-dichlorobenzenu (0,0278 mg/kg s.m.) na głębokości 22,0-22,6 m, odpowiadające również wykryciu sumy chlorobenzenów. Z uwagi na jego śladowe stężenie oraz brak obecności chlorobenzenów w pozostałych próbkach nie wskazuje to na aktywną migrację pionową zanieczyszczeń, lecz raczej na lokalną anomalię geochemiczną lub ślad historycznego oddziaływania przemysłu chlorochemicznego.

AOX w profilu SK_P8 stwierdzono wyłącznie w dwóch próbkach: 19 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej oraz 11 mg/kg s.m. na głębokości 10,0-10,5 m.

Na uwagę zasługuje obecność difenylosulfonu, wykrywanego w kilku płytkich warstwach profilu (0,09–0,12 mg/kg s.m. do głębokości około 9 m). Rozkład ten wskazuje na ograniczone przestrzennie pozostałości historycznej działalności chemicznej, jednak brak tego związku w głębszych partiach profilu świadczy o jego niewielkiej migracji pionowej i silnym związaniu z gruntem.

Anilina została oznaczona jedynie śladowo (0,06 mg/kg s.m. na głębokości 10,0-10,5 m oraz 0,11 mg/kg s.m. na głębokości 22,0-22,6 m), zatem nie można tego interpretować jako efektu migracji aniliny ze składowiska. Bardziej prawdopodobne jest lokalne występowanie pozostałości historycznych zanieczyszczeń lub ich transport w obrębie wybranych bardziej przepuszczalnych warstw geologicznych.

W profilu SK_P8 2-Fenylofenol wykryto jedynie w jednej próbce (0,3 µg/l na głębokości 16,0-16,5 m), co należy uznać za wartość śladową i niemającą większego znaczenia środowiskowego.

W profilu SK_P9 najważniejszym parametrem jest bar, którego stężenie w warstwie 1,2-1,8 m wynosi 1041 mg/kg s.m., a więc przekracza wartość 300 mg/kg s.m. dla gruntów o $k \geq 1 \times 10^{-7}$ m/s. Towarzyszą mu podwyższone, ale nieprzekraczające limitów, zawartości arsenu, cynku, kadmu, niklu, ołowiu, miedzi, kobaltu i rtęci. Na głębokości ok. 2,4-3,0 m stężenia metali gwałtownie maleją, co wskazuje, że zanieczyszczenie metalami jest związane głównie z warstwą odpadową i nie wykazuje migracji pionowej.

Odczyn profilu jest alkaliczny, najczęściej pH 8,0–9,0, z obniżeniem do pH 6,2 na głębokości 24,5-25,0 m. Lokalny wzrost stężenia arsenu, chromu i molibdenu w próbce z głębokości 24,5-25,0 m należy traktować jako efekt zmienności litologiczno-geochemicznej głębszego podłoża niż skutek migracji ze składowiska.

W profilu SK_P9 nie stwierdzono WWA, chlorowanych rozpuszczalników, chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, ftalanów ani węglowodorów ropopochodnych. Na uwagę zasługuje jedynie śladowe występowanie benzenu w głębszych próbkach, tj. 0,041-0,042 mg/kg s.m. na głębokościach 18,7-23,3 m oraz niższe wartości w głębszej części profilu. Stężenia te są bardzo niskie względem limitu 3 mg/kg s.m. i nie tworzą obrazu istotnego zanieczyszczenia, ale mogą wskazywać na lokalny wpływ historycznych zanieczyszczeń przemysłowych lub migrację w głębszych partiach podłoża.

AOX występuje głównie w warstwie przypowierzchniowej (30 mg/kg s.m.) oraz na głębokości 24,5-25,0 m (25 mg/kg s.m.), natomiast w większości profilu pozostaje poniżej granicy oznaczalności.

Odnotowano obecność aniliny w głębszej części profilu: 0,86 mg/kg s.m. na głębokości 21,0-21,6 m oraz 1,0 mg/kg s.m. na 22,8-23,3 m. Ponieważ anilina nie występuje w górnej warstwie odpadowej, jej rozkład nie wskazuje na migrację pionową ze składowiska popiołów. Bardziej prawdopodobne jest oddziaływanie innego historycznego źródła zanieczyszczeń lub migracja w obrębie głębszych, bardziej przepuszczalnych warstw.

Profil SK_P10 wykazuje wyraźne oddziaływanie materiału popiołowego w strefie przypowierzchniowej. Najważniejszym wskaźnikiem jest bar, którego stężenie w warstwie 0,7-1,2 m wynosi 1150 mg/kg s.m., przekraczając wartość 300 mg/kg s.m. dla gruntów o $k \geq 1 \times 10^{-7}$ m/s. Towarzyszą mu podwyższone, lecz nieprzekraczające wartości dopuszczalnych, zawartości cynku, ołowiu, miedzi, niklu, chromu, arsenu, kadmu i rtęci. Już poniżej 2,4-3,1 m następuje gwałtowny spadek stężeń metali, co wskazuje, że zanieczyszczenie metalami jest związane głównie z warstwą odpadową i nie wykazuje istotnej migracji pionowej.

Odczyn profilu pozostaje alkaliczny, pH 8,2-9,1, z niewielkim obniżeniem do pH 7,6 w najgłębszej próbce.

W zakresie związków organicznych profil jest ogólnie słabo zanieczyszczony, jednak na uwagę zasługuje głęboka próbka 24,7–25,2 m, w której stwierdzono fenol 3,39 mg/kg s.m. (przekroczenie wartości dopuszczalnej 3 mg/kg s.m. dla gruntów o $k \geq 1 \times 10^{-7}$ m/s). W tej samej głębokości oznaczono również wysoką wartość aniliny - 21 mg/kg s.m. oraz śladowe chlorobenzeny, w tym 1,2-dichlorobenzen 0,0312 mg/kg s.m. i 1,4-dichlorobenzen 0,0095 mg/kg s.m.

AOX występuje w niewielkich stężeniach: 24 mg/kg s.m. w warstwie przypowierzchniowej, 14 mg/kg s.m. na głębokości 2,4–3,1 m oraz 16 mg/kg s.m. w najgłębszej próbce. Wartości te mają charakter śladowy i niespecyficzny, ale w połączeniu z obecnością aniliny, fenolu i śladowych dichlorobenzenów w najgłębszej części profilu wskazują, że głęboka strefa podłoża może być pod wpływem historycznych zanieczyszczeń organicznych związanych z działalnością chemiczną Zachemu.

W profilu nie stwierdzono WWA, PCB, chlorofenoli, ftalanów, węglowodorów ropopochodnych ani związków nitrowych. Obecność benzenu i ksylenów jest śladowa i dotyczy głównie głębszych próbek, pozostając daleko poniżej wartości dopuszczalnych. Nie jest to więc profil zanieczyszczony produktami ropopochodnymi, lecz profil, w którym lokalnie zaznacza się wpływ wybranych związków aromatycznych i amin aromatycznych w głębszej części podłoża.

SK_P10 wskazuje na dwa odmienne sygnały zanieczyszczenia: powierzchniowe wzbogacenie w bar i metale związane z materiałem popiołowym oraz niezależny, głęboki sygnał organiczny obejmujący anilinę, fenol i śladowe dichlorobenzeny. Pierwszy jest typowy dla Składowiska Popiołów i nie wykazuje migracji w głąb profilu, natomiast drugi wymaga szczególnej uwagi hydrogeologicznej, ponieważ może wskazywać na oddziaływanie głębszej strefy przepływu wód podziemnych lub innego historycznego źródła zanieczyszczeń na terenie Zachemu.

Wyniki testów wymywania wskazują, że w profilu SK_P1 występuje niewielki potencjał wymywania z odpadów większości metali, mimo że w badaniach chemizmu odpadów stwierdzano podwyższone zawartości niektórych pierwiastków, zwłaszcza baru. W eluacie z próbki 1,5–2,0 m p.p.t. bar wynosi 0,44 mg/kg s.m. przy wartości granicznej 100 mg/kg s.m., arsen 0,10 mg/kg s.m. przy limicie 2 mg/kg s.m., chrom 0,20 mg/kg s.m. przy limicie 10 mg/kg s.m., molibden 0,11 mg/kg s.m. przy limicie 10 mg/kg s.m., nikiel 0,039 mg/kg s.m., a ołów 0,015 mg/kg s.m. Na tej podstawie można wnioskować, że metale są w dużym stopniu związane z matrycą odpadu i nie przechodzą łatwo do fazy wodnej.

Odczyn eluatu jest alkaliczny, wynoszący pH 8,9 dla warstwy 1,5–2,0 m oraz pH 9,1 dla warstwy 3,0–3,5 m. Takie warunki sprzyjają immobilizacji wielu metali przez sorpcję i wytrącanie, co tłumaczy ich niską wymywalność.

Zasolenie eluatu jest umiarkowane. Chlorki wynoszą 30 mg/kg s.m. (wielokrotnie niższe względem limitu 15 000 mg/kg s.m.). Siarczany osiągają 1000 mg/kg s.m., ale pozostaje znacznie poniżej limitu 20 000 mg/kg s.m. dla składowiska odpadów innych niż niebezpieczne obojętne. TDS wynosi 2060 mg/kg s.m., również znacznie poniżej wartości granicznej 60 000 mg/kg s.m.

Istotna jest relacja między TOC a DOC. Całkowity węgiel organiczny w odpadzie jest wysoki: 66 840 mg/kg s.m. w warstwie 1,5-2,0 m oraz 58 440 mg/kg s.m. w warstwie 3,0-3,5 m, czyli odpowiednio 6,68% i 5,84%. Jednocześnie DOC wynosi tylko 21,5 mg/kg s.m., znacznie poniżej limitu 800 mg/kg s.m. Z punktu widzenia migracji jest to korzystne, ponieważ ogranicza możliwość transportu hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych w formie związanej z rozpuszczoną materią organiczną.

W zakresie związków organicznych eluaty wskazują na bardzo ograniczone wymywanie. Chlorowane VOC, chlorobenzeny, chlorofenole, PCB, ftalany, nitrozwiązki, DNT, TNT, HMX i RDX pozostają poniżej granic oznaczalności. Wykryto natomiast fenol - 0,086 mg/kg s.m., AOX - 23 mg/kg s.m., difenylosulfon - 0,21 mg/kg s.m., olej mineralny C10-C40 - 36 mg/kg s.m. w warstwie 1,5-2,0 m i 24 mg/kg s.m. w warstwie 3,0-3,5 m, a także sumę WWA - 0,11 mg/kg s.m. Wśród WWA oznaczono głównie fluoranten 0,046 mg/kg s.m., piren 0,039 mg/kg s.m. i benzo(b)fluoranten 0,025 mg/kg s.m.

Dla profilu SK_P1 można sformułować wniosek, że wysoka zawartość całkowita w odpadzie niektórych składników, zwłaszcza TOC i baru, nie przekłada się na ich wysoką wymywalność. Rzeczywisty potencjał migracyjny odpadu jest ograniczony głównie przez alkaliczne pH, niskie DOC oraz mineralny charakter matrycy popiołowej. Największe znaczenie środowiskowe mogą mieć siarczany, lokalnie selen i antymon, a także śladowo wymywane związki organiczne: AOX, fenol i difenylosulfon. W kontekście ochrony wód podziemnych kluczowe będzie ograniczenie infiltracji wód opadowych przez składowisko, ponieważ nawet niewielka wymywalność przy długotrwałym przepływie może generować przewlekły, niskostężeniowy strumień zanieczyszczeń.

Wyniki testu wymywania dla profilu SK_P2 wskazują, że odpady charakteryzują się ograniczonym potencjałem uwalniania metali do fazy wodnej, pomimo ich obecności w składzie całkowitym. W próbie z głębokości 2,4-2,9 m p.p.t. stężenia w eluacie wynosiły: Ba - 0,41 mg/kg s.m., As - 0,073 mg/kg s.m., Cr - 0,10 mg/kg s.m., Mo - 0,13 mg/kg s.m., przy wartościach granicznych odpowiednio 100, 2, 10 i 10 mg/kg s.m. Nikiel, ołów, miedź, cynk, kadm i rtęć pozostawały poniżej granic oznaczalności. Oznacza to, że metale są w znacznym stopniu związane z mineralną matrycą odpadu, a ich rzeczywista mobilność jest niewielka, co jest zgodne z literaturą, która wskazuje, że zawartość całkowita metali w odpadach nie jest bezpośrednim wskaźnikiem ryzyka środowiskowego, ponieważ o migracji decyduje przede wszystkim ich wymywalność (Sagajdakow, 2009).

Eluat wykazuje silnie alkaliczny charakter, z pH 9,0 w warstwie 0,7-1,2 m p.p.t. oraz 9,4 w warstwie 2,4-2,9 m p.p.t. Takie warunki sprzyjają immobilizacji większości metali poprzez sorpcję, współstrącanie oraz wytrącanie trudno rozpuszczalnych faz mineralnych. Jednocześnie w środowisku alkalicznym większą względną mobilność mogą wykazywać pierwiastki występujące w formach anionowych.

Jak podaje Sigmund (2022), największy potencjał migracji wykazują substancje występujące w formie anionowej oraz polarne związki o niewielkiej masie cząsteczkowej, które ze względu na słabe oddziaływanie z ujemnie naładowanymi powierzchniami minerałów ilastych i materii organicznej są łatwo wymywane i transportowane wraz z przepływem wód infiltracyjnych. Do tej grupy należą m.in. chlorki, siarczany oraz część związków organicznych o wysokiej rozpuszczalności w wodzie. Z kolei kationy metali ciężkich oraz hydrofobowe związki organiczne o wysokim współczynniku podziału oktanol-woda charakteryzują się znacznie mniejszą mobilnością, ponieważ ulegają sorpcji na minerałach ilastych i substancji organicznej lub są immobilizowane w wyniku wytrącania trudno rozpuszczalnych faz mineralnych. Im wyższa hydrofobowość (wyższy $\log K_{ow}$), tym trudniej zanieczyszczenie ulega wymywaniu. Istotny wpływ na intensywność wymywania ma również odczyn środowiska (pH), który decyduje o specjacji chemicznej wielu związków, a tym samym o ich rozpuszczalności i podatności na sorpcję. Ważnym czynnikiem jest także zawartość rozpuszczonego węgla organicznego (DOC), mogącego zwiększać transport części hydrofobowych związków organicznych poprzez tworzenie rozpuszczalnych kompleksów, oraz pojemność wymiany kationowej (CEC) i zawartość materii organicznej, które sprzyjają retencji metali i związków niepolarnych.

Na uwagę zasługuje rozbieżność między wysoką zawartością TOC a niską zawartością DOC. Całkowity węgiel organiczny wynosi 90 810 mg/kg s.m. w warstwie 0,7-1,2 m p.p.t. oraz 80 270 mg/kg s.m. w warstwie 2,4-2,9 m p.p.t., natomiast DOC pozostaje poniżej 15 mg/kg s.m. Jest to ważne, ponieważ DOC wpływa na możliwość transportu hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych w formie kompleksów z rozpuszczoną materią organiczną (Ter Laak, 2009).

W zakresie związków organicznych profil SK_P2 wykazuje umiarkowany sygnał historycznego oddziaływania przemysłowego. W eluacie dla próbek z głębokości 2,4-2,9 m p.p.t. oznaczono AOX - 27 mg/kg s.m., anilinę - 0,37 mg/kg s.m., difenylosulfon - 0,35 mg/kg s.m. oraz 2-fenylfenol - 0,6 µg/l. W warstwie 0,7-1,2 m p.p.t. stwierdzono również WWA - 0,671 mg/kg s.m., w tym fluoranten - 0,232 mg/kg s.m., piren - 0,185 mg/kg s.m., chryzen - 0,097 mg/kg s.m., benzo(a)antracen - 0,068 mg/kg s.m., benzo(b)fluoranten - 0,056 mg/kg s.m. oraz benzo(a)piren - 0,033 mg/kg s.m. Obecność WWA należy wiązać głównie z materiałem popiołowym i produktami niecałkowitego spalania, natomiast AOX, anilina i difenylosulfon wskazują na śladowy udział zanieczyszczeń charakterystycznych dla historycznej działalności chemicznej zakładów.

Największe znaczenie środowiskowe mają składniki łatwo rozpuszczalne, tj. chlorki, siarczany i TDS, oraz związki organiczne: AOX, anilina, difenylosulfon i wybrane WWA.

Wyniki testu wymywania dla profilu SK_P3 wskazują, że odpady charakteryzują się niską mobilnością składników nieorganicznych, natomiast wykazują wyraźnie większy potencjał uwalniania wybranych związków organicznych.

Niska mobilność metali znajduje odzwierciedlenie w właściwościach fizykochemicznych eluatu. Odczyn pozostaje alkaliczny (pH 8,6-9,3), a pojemność buforowa ANC wynosi 275-305 mg/kg s.m., co świadczy o zachowaniu zdolności odpadu do neutralizacji dopływu kwasów i utrzymania stabilnych warunków geochemicznych. W takich warunkach większość metali występuje w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków, węglanów lub jest sorbowana na fazie mineralnej, co skutecznie ogranicza ich wymywanie.

Profil charakteryzuje się również umiarkowanym potencjałem uwalniania soli mineralnych. Chlorki osiągają 270 mg/kg s.m., natomiast siarczany 790 mg/kg s.m., czyli wartości wielokrotnie niższe od limitów odpowiednio 15 000 mg/kg s.m. i 20 000 mg/kg s.m.. Podobnie TDS wynosi jedynie 1160 mg/kg s.m., co wskazuje na niewielkie ryzyko wtórnego zasolenia wód podziemnych. Pomimo wysokiej zawartości TOC (73 900-78 550 mg/kg s.m.), rozpuszczony węgiel organiczny DOC pozostaje poniżej granicy oznaczalności (<15 mg/kg s.m.), co świadczy o silnym związaniu materii organicznej z matrycą odpadu i ogranicza możliwość transportu hydrofobowych zanieczyszczeń w postaci kompleksów z rozpuszczoną materią organiczną.

W eluacie profilu SK_P3 oznaczono AOX - 31 mg/kg s.m., difenylosulfon - 0,29 mg/kg s.m., 2-fenylfenol - 1,8 µg/l oraz wskaźnik fenolowy - 0,22 mg/kg s.m., natomiast anilina nie została wykryta. W przeciwieństwie do wcześniejszych profili zwraca uwagę obecność bromoformu (0,099-0,176 mg/kg s.m.), 1,2-dichloropropanu (0,057-0,063 mg/kg s.m.), 1,2-dibromoetanu (0,040-0,042 mg/kg s.m.), bromobenzenu (0,045-0,091 mg/kg s.m.), bromochlorometanu (0,086-0,098 mg/kg s.m.), 4-chlorotoluenu (0,010-0,100 mg/kg s.m.), 1,2,4-trimetylobenzenu (0,103 mg/kg s.m.), tert-butylobenzenu (0,134 mg/kg s.m.) oraz izopropylobenzenu (0,052-0,183 mg/kg s.m.).

Na uwagę zasługuje również fakt, że nie stwierdzono wymywania chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB ani WWA, mimo ich lokalnej obecności w masie odpadów.

Wyniki testu wymywania dla profilu SK_P4 wskazują na niski potencjał migracyjny większości analizowanych składników, zarówno nieorganicznych, jak i organicznych. Podobnie jak w profilach SK_P1–SK_P3, wymywalność metali pozostaje bardzo niska względem wartości granicznych określonych dla testu podstawowego $L/S = 10$ l/kg.

Eluat z profilu SK_P4 ma odczyn alkaliczny, pH 8,2, natomiast wartość ANC wynosi 245 mg/kg s.m., co wskazuje na zachowanie zdolności buforowych odpadu. W takich warunkach większość kationów metali jest stabilizowana poprzez sorpcję na fazach mineralnych oraz wytrącanie trudno rozpuszczalnych wodorotlenków.

W zakresie składników łatwo rozpuszczalnych, stężenie chlorków i siarczanów w eluacie są niższe niż w profilach SK_P2 i SK_P3 oraz wielokrotnie niższe od limitów wynoszących odpowiednio 15 000 mg/kg s.m. dla chlorków i 20 000 mg/kg s.m. dla siarczanów.

Eluat z odpadów z profilu SK_P4 zawiera podwyższoną ilość materii organicznej mierzonej jako TOC - 69 170 mg/kg s.m. (6,92%), jednak DOC wynosi jedynie 23,6 mg/kg s.m. i pozostaje zdecydowanie poniżej wartości granicznej 800 mg/kg s.m. Oznacza to, że dominująca część materii organicznej jest związana z fazą stałą. W praktyce zmniejsza to ryzyko transportu hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych w postaci kompleksów z rozpuszczoną materią organiczną, co ma znaczenie szczególnie dla WWA, PCB i chlorowanych związków organicznych.

Najważniejszą różnicą w stosunku do profilu SK_P3 jest brak istotnego wymywania związków organicznych lotnych i półlotnych. W profilu SK_P4 nie stwierdzono wymywania chlorowanych VOC, chlorobenzenów, chlorofenoli, chloronaftalenów, PCB, WWA, BTEX ani nitrozwiązków. W eluacie oznaczono jedynie AOX - 21 mg/kg s.m. oraz 2-fenylfenol - 0,2 mg/kg s.m., przy braku aniliny i difenylosulfonu.

W profilu SK_P5 potwierdzono niską wymywalność metali. W próbce z głębokości 3,0-3,6 m p.p.t. stężenia wynosiły: As 0,045 mg/kg s.m., Ba 0,38 mg/kg s.m., Cr 0,04 mg/kg s.m., Mo 0,068 mg/kg s.m., Sb 0,053 mg/kg s.m., Se 0,14 mg/kg s.m., a pozostałe metale były poniżej granic oznaczalności. Wszystkie wartości pozostają wielokrotnie poniżej limitów, co wskazuje na skuteczne związanie metali w matrycy popiołowej.

Profil wyróżnia się natomiast silnie zasadowym odczynem: pH 9,6-10,4 oraz wysoką zdolnością buforową ANC 346-422 mg/kg s.m.

Wymywanie soli jest umiarkowane: Cl^- 20 mg/kg s.m., SO_4^{2-} 560 mg/kg s.m., TDS 3920 mg/kg s.m. Związki organiczne praktycznie nie ulegają wymywaniu; odnotowano jedynie AOX 24 mg/kg s.m. oraz olej mineralny C10-C40: 140 mg/kg s.m. w próbce odpadów z głębokości 1,2-1,7 m i 90 mg/kg s.m. na 3,0-3,6 m.

W profilu SK_P6 wyniki wymywania są zbliżone do SK_P5 pod względem metali, ale wskazują na większy udział w eluacie siarczanów i selenu. W próbce z głębokości 2,4-3,0 m p.p.t. stężenia metali w eluacie wynoszą: As 0,057 mg/kg s.m., Ba 0,50 mg/kg s.m., Cr 0,21 mg/kg s.m., Mo 0,08 mg/kg s.m., Sb 0,084

mg/kg s.m., Se 0,19 mg/kg s.m., natomiast Cd, Cu, Hg, Ni, Pb i Zn pozostają poniżej granic oznaczalności. Wszystkie wartości są wielokrotnie niższe od limitów, co potwierdza ograniczoną mobilność metali w matrycy odpadów.

Eluat ma odczyn alkaliczny: pH 8,1-9,2, przy zróżnicowanej zdolności buforowej ANC 195-465 mg/kg s.m.. Wyższa wartość ANC w głębszej warstwie wskazuje na większą odporność odpadu na zakwaszenie, co sprzyja stabilizacji metali.

Wymywanie soli jest umiarkowane, ale wyższe niż w profilu SK_P5 dla siarczanów: Cl^- 34 mg/kg s.m., SO_4^{2-} 1900 mg/kg s.m., TDS 3540 mg/kg s.m.

Związki organiczne nie wykazują istotnej mobilności. Odnotowano jedynie AOX 17 mg/kg s.m., olej mineralny C10-C40: 59 mg/kg s.m. w warstwie 1,2-1,8 m i 10 mg/kg s.m. w warstwie 2,4-3,0 m, a także śladowy izopropylobenzen 0,018 mg/kg s.m. Chlorowane VOC, chlorobenzeny, chlorofenole, PCB, WWA, anilina i difenylosulfon pozostają poniżej granic oznaczalności.

W profilu SK_P8 wymywanie metali pozostaje niewielkie. W próbce z głębokości 0,6-1,2 m p.p.t. oznaczono: As 0,17 mg/kg s.m., Ba 0,56 mg/kg s.m., Cr 0,035 mg/kg s.m., Mo 0,11 mg/kg s.m., Pb 0,011 mg/kg s.m., Sb 0,052 mg/kg s.m. i Se 0,073 mg/kg s.m.

Eluat ma odczyn alkaliczny (pH 8,3) co ogranicza potencjalną migrację kationów metali.

Wymywanie składników mineralnych również jest niskie: Cl^- 66 mg/kg s.m., SO_4^{2-} 220 mg/kg s.m., F^- 6 mg/kg s.m., przy TDS 1740 mg/kg s.m., co wskazuje na mniejszy potencjał zasolenia odcieków niż w profilach SK_P5-SK_P6.

Mimo wysokiego TOC 82 360 mg/kg s.m. (8,25%), DOC wynosi jedynie 20,8 mg/kg s.m., co oznacza ograniczone przechodzenie materii organicznej do eluatu i niewielkie ryzyko transportu hydrofobowych związków organicznych w formie związanej z DOC.

Związki organiczne praktycznie nie ulegają wymywaniu z profilu SK_P8. Nie wykryto chlorowanych VOC, chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, WWA, ftalanów, aniliny ani difenylosulfonu. Odnotowano jedynie AOX 18 mg/kg s.m. oraz olej mineralny C10-C40 280 mg/kg s.m. Ten drugi parametr wskazuje na lokalny komponent olejowy lub eksploatacyjny, jednak przy braku BTEX i WWA nie potwierdza intensywnego wymywania zanieczyszczeń ropopochodnych.

W profilu SK_P9 uwagę zwraca przede wszystkim selen, którego wymywalność wynosi 0,71 mg/kg s.m., przekraczając wartość graniczną 0,5 mg/kg s.m. dla testu podstawowego L/S = 10 l/kg. Wynik ten wskazuje, że mimo ogólnie niskiej mobilności metali, pierwiastki występujące w formach anionowych mogą być wymywane w warunkach alkalicznych.

Pozostałe metale wykazują niską mobilność: As 0,10 mg/kg s.m., Ba 1,0 mg/kg s.m., Cr 0,047 mg/kg s.m., Mo 0,27 mg/kg s.m., Sb 0,066 mg/kg s.m., Zn 0,28 mg/kg s.m., natomiast Cd, Cu, Ni i Pb pozostają poniżej granic oznaczalności.

Eluat ma odczyn alkaliczny (pH 8,3) oraz umiarkowaną pojemność buforową (ANC 295 mg/kg s.m.). W takich warunkach większość metali kationowych pozostaje immobilizowana, natomiast mobilność seleniu może wzrastać, zwłaszcza jeśli występuje w formie selenianowej.

Profil wykazuje też podwyższony ładunek substancji rozpuszczonych: Cl^- 1700 mg/kg s.m., SO_4^{2-} 520 mg/kg s.m. oraz TDS 4150 mg/kg s.m. Chlorki są wyraźnie wyższe niż w większości wcześniejszych profili, choć nadal poniżej limitu 15 000 mg/kg s.m.

Związki organiczne mają znaczenie drugorzędne. Oznaczono AOX 20 mg/kg s.m., olej mineralny C10-C40 110 mg/kg s.m. oraz sumę WWA 0,059 mg/kg s.m., w tym fluoranten 0,032 mg/kg s.m. i piren 0,026 mg/kg s.m.. Chlorowane VOC, chlorobenzeny, chlorofenole, PCB, anilina i difenylosulfon nie zostały wykryte.

Profil ten powinien być traktowany jako lokalnie istotny dla oceny ryzyka wymywania pierwiastków anionowych z odpadów popiołowych.

W profilu SK_P10 wyniki wskazują na niską wymywalność metali, mimo że w chemizmie całkowitym warstwa przypowierzchniowa była wzbogacona m.in. w bar. W eluacie z próbki 0,7-1,2 m p.p.t. oznaczono: As 0,093 mg/kg s.m., Ba 1,01 mg/kg s.m., Cr 0,01 mg/kg s.m., Mo 0,047 mg/kg s.m., Ni 0,011 mg/kg s.m., Sb 0,044 mg/kg s.m. i Se 0,074 mg/kg s.m.. Wszystkie wartości pozostają znacznie poniżej limitów wymywania, co potwierdza, że metale są związane z matrycą popiołową.

Eluat ma odczyn alkaliczny (pH 8,2) i zachowaną umiarkowaną pojemność buforową (ANC 258 mg/kg s.m.), co sprzyja retencji metali. Wymywanie soli jest niewielkie: Cl^- 64 mg/kg s.m., F^- 4,3 mg/kg s.m., SO_4^{2-} 190 mg/kg s.m., TDS 1540 mg/kg s.m.

W profilu SK_P10 TOC wynosi 112 500 mg/kg s.m., a DOC 500 mg/kg s.m. (poniżej limitu 800 mg/kg s.m.), ale jest zdecydowanie wyższy niż w większości wcześniejszych profili. Oznacza to większą możliwość transportu części związków hydrofobowych w formie związanej z rozpuszczoną materią organiczną.

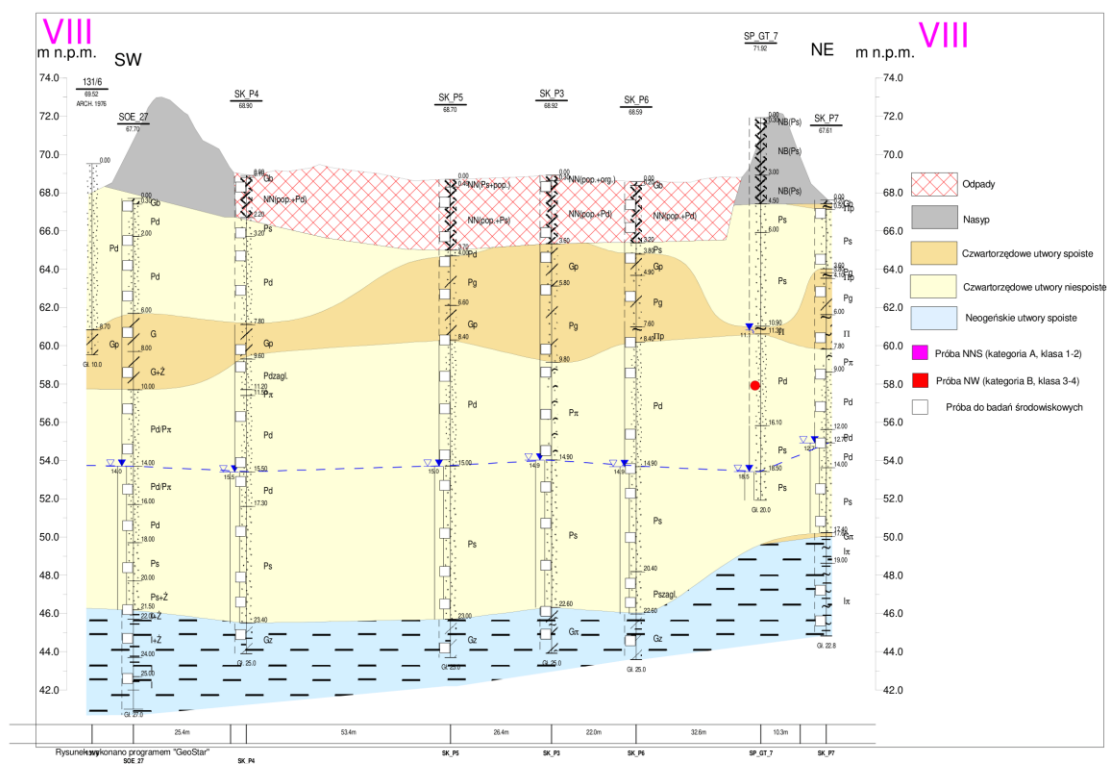
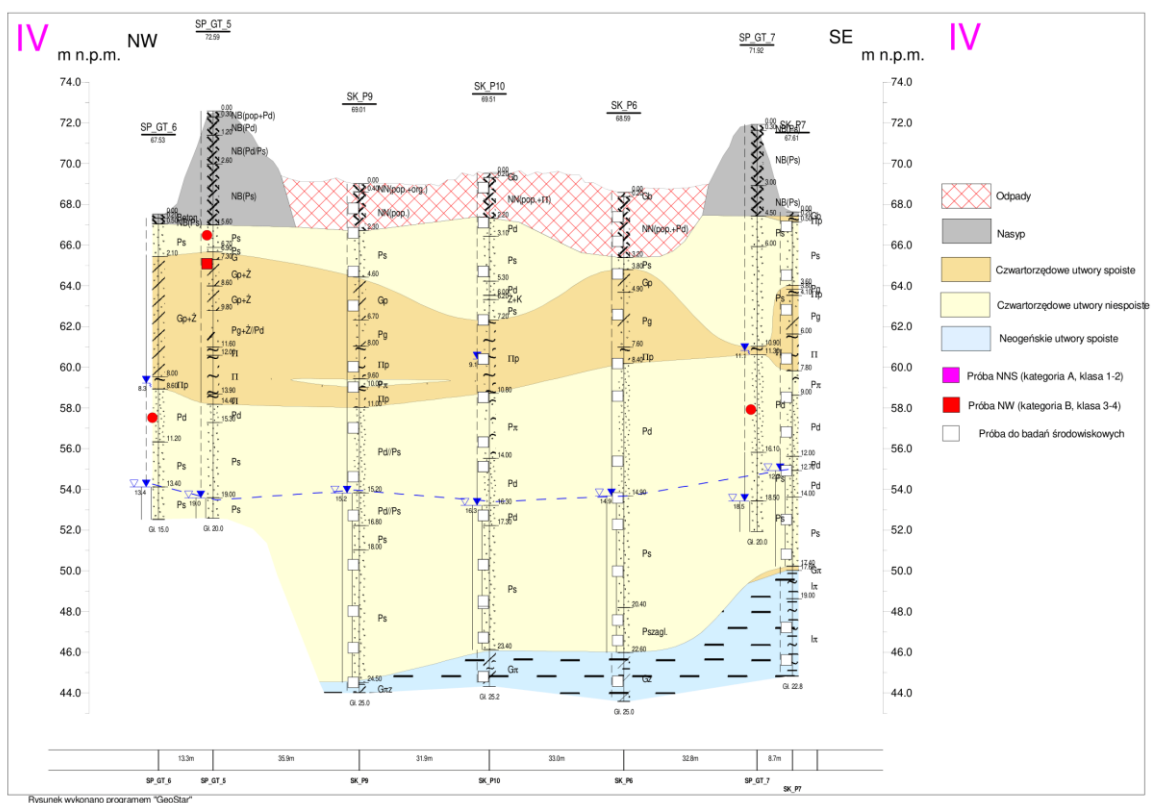
W zakresie związków organicznych nie stwierdzono wymywania chlorowanych VOC, chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, WWA, ftalanów, aniliny ani difenylosulfonu. Odnotowano jedynie AOX 19 mg/kg s.m. oraz olej mineralny C10-C40 110 mg/kg s.m. W porównaniu z chemizmem całkowitym profilu SK_P10,

gdzie w głębszych gruntach rodzimych stwierdzano anilinę i fenol, warstwa odpadowa 0,7-1,2 m p.p.t. nie wykazuje ich istotnej wymywalności.

Analiza warunków hydrogeologicznych w rejonie składowiska SP (Rys. 49-51) oraz załącznik 4f do KOSŚ wskazuje, że bezpośrednio pod spągiem odpadów występują utwory piaszczyste o wysokiej przepuszczalności hydraulicznej, które sprzyjają infiltracji wód opadowych oraz migracji składników rozpuszczonych uwalnianych z masy odpadowej. Dopiero poniżej tej strefy zalegają grunty spoiste, charakteryzujące się znacznie niższą przepuszczalnością. Warstwa ta może odgrywać istotną rolę w ograniczaniu transportu zanieczyszczeń poprzez zmniejszenie prędkości filtracji, wydłużenie czasu retencji oraz intensyfikację procesów sorpcji, wymiany jonowej i dyfuzji molekularnej. Mechanizmy te prowadzą do osłabienia tempa migracji, zwłaszcza metali ciężkich oraz związków wykazujących wysokie powinowactwo do fazy stałej.

Obecność gruntów spoistych nie jest jednak równoznaczna z występowaniem naturalnej bariery geologicznej w rozumieniu przepisów dotyczących składowisk odpadów. Warstwa o niskiej przepuszczalności występuje dopiero poniżej przepuszczalnych piasków, przez co nie stanowi bezpośredniej izolacji podłoża składowiska. Ponadto brak jest podstaw do stwierdzenia, że spełnia ona wymagania dotyczące zachowania ciągłości, minimalnej miąższości wynoszącej 1 m oraz współczynnika filtracji $k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s, określonych dla naturalnej bariery geologicznej składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne.

W konsekwencji warstwę gruntów spoistych należy traktować jako element ograniczający i opóźniający migrację zanieczyszczeń. Oczekuje się, że będzie ona efektywnie redukowała mobilność substancji ulegających sorpcji, natomiast jej wpływ na transport konserwatywnych składników rozpuszczonych, takich jak chlorki, siarczany czy inne jony o niewielkim powinowactwie do fazy stałej, będzie znacznie mniejszy.



IX. Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia powierzchni ziemi

1. Metodyka badań

1.1. Badania geofizyczne

Celem nieinwazyjnych pomiarów geofizycznych było rozpoznanie rozkładu oporności elektrycznych podłoża gruntowego oraz rozkładu prędkości fal podłużnych na terenie WTZ Zachem SOE. Badania geofizyczne wykonano pod kątem uzupełnienia wiedzy o budowie geologicznej, ze szczególnym uwzględnieniem wyznaczenia głębokości do stropu gruntów spoistych.

W ramach badań geofizycznych wykonano pomiary terenowe ERT i SRT-P, a zestawienie ich profili przedstawiono w tabelach poniżej (Tab. 7 i 8):

Tabela 7 Zestawienie profili elektrooporowych ERT

Lp.	Nazwa profilu	Długość [m]	Metodyka pomiarowa	Rozstaw elektrod [m]
1.	ERT79	260	gradient 4x21	4
2.	ERT80	292		
3.	ERT81	204		
4.	ERT82	240		
5.	ERT83	440		
6.	ERT84	528		
7.	ERT85	320		
8.	ERT86	284		
9.	ERT87	160		
10.	ERT88	188		
11.	ERT89	640		
12.	ERT90	400		
13.	ERT91	320		
14.	ERT92	530		
15.	ERT93	380		
16.	ERT94	200		
17.	ERT95	236		
18.	ERT96	720		
19.	ERT97	720		
20.	ERT98	616		
21.	ERT131	800		10
22.	ERT132	800		
23.	ERT133	800		

Tabela 8 Zestawienie profili sejsmicznych SRT

Lp.	Nazwa profilu	Długość [m]	Metodyka pomiarowa	Rozstaw elektrod [m]
1.	SRT-p_132	600	Tomografia refrakcyjna	5
2.	SRT-p_133	600		

Pomiary metodą tomografii elektrooporowej wykonano za pomocą aparatury Terrameter 8ch., ABEM, prod. szwedzkiej. Natężenie prądu do 2A, napięcie do 400V. Pomiary metodą sejsmiki refrakcyjnej wykonano za pomocą aparatury Terraloc Pro 2, ABEM, prod. szwedzkiej. Wykonano zestaw 24 geofonów o częstotliwości własnej 10Hz.

łącznie wykonano 10 078 mb badań elektrooporowych. Dla rozstawu elektrod 10m wykonano 2400mb, dla rozstawu 4m wykonano łącznie 7 678 mb.

Profile badań sejsmicznych zostały wykonane tak by pokrywały się z profilami badań elektrooporowych zgodnie z PBGf. łącznie wykonano 1200 mb badań sejsmicznych.

Szczegóły dotyczące metodyki i sposobu prowadzenia prac umieszczono w dokumencie pn. „Dokumentacja Badań Geofizycznych wykonanych na terenie WTZ Zachem SOE w Bydgoszczy” w ramach projektu „Wykonanie kompleksowych ocen stanu środowiska na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym: WTZ ZACHEM – ZIELONA i WTZ ZACHEM – SOE, położonym na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy wraz z projektami planów poprawy stanu środowiska.”, który stanowi załącznik nr 3b do Raportu.

1.2. Badania gruntów

Badania zanieczyszczenia warstwy powierzchniowej gleby na terenie WTZ SOE przeprowadzono zgodnie z wymaganiami Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395 z późn. zm.), z uwzględnieniem zmian wprowadzonych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. oraz wytycznych wynikających z Opisu Przedmiotu Zamówienia. Ocena jakości powierzchni ziemi obejmuje również tereny utwardzone, o ile stan techniczny nawierzchni lub jej konstrukcja wskazują na możliwość infiltracji zanieczyszczeń do gruntu. Z powierzchni uwzględnianej przy podziale na sekcje badawcze wyłączono natomiast obszary całkowicie nieprzepuszczalne, monitorowane oraz zajęte przez budynki.

Celem badań było rozpoznanie stopnia zanieczyszczenia powierzchni ziemi w warstwie 0,00–0,25 m p.p.t. na obszarze WTZ SOE, obejmującym tereny przemysłowe i poprzemysłowe, obszary składowisk i magazynów, tereny zieleni nieużytkowej oraz strefy infrastruktury technicznej i komunikacyjnej.

Przyjęta metodyka uwzględnia mozaikowy charakter zanieczyszczeń wynikający z długotrwałej i zróżnicowanej działalności przemysłowej oraz obecności licznych ognisk presji środowiskowej.

1.2.1. Podział obszaru WTZ Zachem SOE na sekcje badawcze

Dobór lokalizacji sekcji badawczych uzależniono od powierzchni analizowanego obszaru, sposobu użytkowania terenu, grup użytkowania gruntów, dostępności informacji o historycznych i bieżących źródłach zanieczyszczeń, celu badań oraz wymagań określonych w OPZ stanowiącego załącznik 1 do KOSŚ.

Podział terenu wykonano zgodnie z § 9 ust. 1 RMŚ, przy zachowaniu maksymalnej powierzchni pojedynczej sekcji wynoszącej 5 ha.

Przy wyznaczaniu sekcji badawczych dokonano analizy sposobu użytkowania terenu zgodnie z § 3 RMŚ. W pierwszej kolejności przeanalizowano ustalenia miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, a w przypadku jego braku podstawę klasyfikacji stanowiła ewidencja gruntów i budynków. Takie podejście umożliwiło jednoznaczne przypisanie terenu do odpowiednich grup użytkowania gruntów I–IV, co ma zasadnicze znaczenie zarówno dla liczby sekcji badawczych, jak i dla późniejszej interpretacji wyników badań w odniesieniu do obowiązujących standardów jakości gleby i ziemi.

Uwzględniono również nowe klasy przeznaczenia terenu wynikające z przepisów obowiązujących po 24 grudnia 2021 r., stosując je w przypadkach, gdy dla terenu uchwalono lub zmieniono MPZP zgodnie z aktualnym stanem prawnym.

Na obszarze WTZ SOE wydzielono 29 sekcji badawczych. Powierzchnie poszczególnych sekcji oraz ich przypisanie do grup gruntów przedstawiono w tabeli 9, a graficzne odwzorowanie podziału zaprezentowano w załączniku 8f.

Tabela 9 Powierzchnia sekcji badawczych wraz z przypisaniem do grup gruntów

Nr sekcji	Powierzchnia sekcji [ha]	Grupa gruntów	Nr sekcji	Powierzchnia sekcji [ha]	Grupa gruntów
S1	3,5	IV	S16	4,8	IV
S2	1,7	IV	S17	4,4	IV
S3	5,0	IV	S18	4,6	IV
S4	1,2	IV	S19	4,8	IV
S5	4,7	IV	S20	3,3	IV
S6	4,9	IV	S21	3,0	IV
S7	5,0	IV	S22	2,1	IV

Nr sekcji	Powierzchnia sekcji [ha]	Grupa gruntów	Nr sekcji	Powierzchnia sekcji [ha]	Grupa gruntów
S8	5,0	IV	S23	3,2	IV
S9	3,8	IV	S24	3,2	III
S10	1,2	IV	S25	1,1	IV
S11	5,0	IV	S26	4,7	III
S12	5,0	IV	S27	2,7	IV
S13	5,0	IV	S28	3,7	IV
S14	3,6	IV	S29	2,9	IV
S15	5,0	IV			

Największe wyznaczone sekcje posiadają powierzchnie 5,0 ha, co odpowiada maksymalnym dopuszczalnym wartościom wynikającym z OPZ stanowiącego załącznik nr 1.

Większość sekcji, tj. 27 sekcji, zakwalifikowano do grupy IV, obejmującej tereny przemysłowe i komunikacyjne. Jedna z tych sekcji – S29, w całości obejmuje obszar stawu osadowego epichlorohydryny. Dwie sekcje, tj. S24 i S26, przypisano do grupy III, obejmującej tereny leśne i zadrzewione lub inne powierzchnie zieleni naturalnej.

Taki układ potwierdza dominujący przemysłowo-komunikacyjny charakter badanego obszaru, przy jednoczesnym uwzględnieniu enklaw terenów biologicznie czynnych, które mogą pełnić funkcję buforową, lecz równocześnie podlegać oddziaływaniu zanieczyszczeń rozproszonych.

1.2.2. Sposób pobierania próbek gruntu warstwy powierzchniowej

Metodykę pobierania próbek gruntu opracowano w oparciu o:

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395 z późn. zm.),
- PN-ISO 10381-4:2007 – *Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 4: Zasady dotyczące postępowania podczas badań terenów naturalnych, zbliżonych do naturalnych oraz uprawnych*,
- PN-ISO 10381-5:2009 – *Jakość gleby – Pobieranie próbek – Część 5: Zasady postępowania podczas badań terenów miejskich oraz przemysłowych pod kątem zanieczyszczenia gleby*.

Ponadto uwzględniono zasady określone w normach PN-ISO 10381-1, PN-ISO 10381-2 oraz PN-ISO 10381-3 dotyczące odpowiednio opracowywania programów pobierania próbek, technik pobierania oraz zasad bezpieczeństwa. Zastosowanie powyższych dokumentów zapewnia reprezentatywność próbek, porównywalność wyników oraz zgodność postępowania terenowego z obowiązującymi wymaganiami.

Badania wstępne objęły warstwę powierzchniową gleby i gruntu w przedziale głębokościowym 0,0-0,25 m p.p.t.

Warstwa ta została przyjęta jako najbardziej narażona na bezpośrednie oddziaływanie emisji powierzchniowych, depozycję zanieczyszczeń atmosferycznych oraz skutki wieloletniego użytkowania przemysłowego i komunikacyjnego.

Z każdej wyznaczonej sekcji badawczej pobrano lub przewidziano do pobrania co najmniej 15 próbek pojedynczych z warstwy powierzchniowej. Punkty poboru rozmieszczono równomiernie w obrębie sekcji, zgodnie ze schematem regularnej siatki kwadratów. Takie rozmieszczenie zapewnia uzyskanie próbki reprezentatywnej dla całej powierzchni sekcji i jest zgodne z zaleceniami norm PN-ISO 10381-4 i PN-ISO 10381-5.

W przypadku terenów utwardzonych próbki pobierano lub przewidziano do poboru spod nawierzchni, o ile stan techniczny lub konstrukcja pokrycia wskazywały na możliwość infiltracji zanieczyszczeń do podłoża. Powierzchnie całkowicie szczelne, monitorowane oraz trwale zabudowane nie były uwzględniane w powierzchni sekcji badawczych.

1.2.3. Sposób wyznaczania lokalizacji otworów badawczych

Pierwszym etapem projektowania lokalizacji otworów badawczych było rozpoznanie warunków terenowych i środowiskowych badanego obszaru, w tym także analiza wyników nieinwazyjnych badań geofizycznych.

Analizie poddano aktualne oraz historyczne użytkowanie terenu, rodzaj pokrycia powierzchni, stopień jej utwardzenia, obecność roślinności, zabudowy i infrastruktury technicznej, a także elementy zagospodarowania mogące wpływać na rozmieszczenie zanieczyszczeń.

Uwzględniono w szczególności:

- obecne i historyczne użytkowanie terenu,
- rodzaj pokrycia terenu i stan powierzchni,
- obecność infrastruktury naziemnej i podziemnej,
- możliwe bariery techniczne i środowiskowe dla prowadzenia prac wiertniczych.

Analizy te stanowiły podstawę do wskazania lokalizacji możliwych do wykonania technicznie oraz jednocześnie uzasadnionych z punktu widzenia środowiskowego i badawczego.

W kolejnym etapie przeanalizowano potencjalne ogniska zanieczyszczeń, zarówno historycznych jak i współczesnych, mogących oddziaływać na środowisko gruntowo-wodne. Uwzględniono ogniska lokalne, takie jak dawne składowiska odpadów, zbiorniki, rurociągi, obiekty technologiczne, miejsca

zrzutu ścieków do gruntu oraz miejsca awarii i wprowadzania substancji niebezpiecznych, ale także ogniska dające efekt oddziaływań rozproszonych, związane z emisją pyłów, gazów i długotrwałą antropopresją.

Dane pozyskano z dokumentacji archiwalnej, map historycznych, wyników kartowania sozologicznego, dokumentacji technicznych oraz wizji terenowej. Taka analiza umożliwiła określenie stref o podwyższonym ryzyku występowania zanieczyszczeń, które uznano za priorytetowe przy lokalizacji punktów badawczych.

Lokalizację otworów badawczych opracowano w ścisłym powiązaniu z wcześniej wykonanym podziałem obszaru WTZ Zachem SOE na sekcje badawcze. W rezultacie każda sekcja stanowiła odrębną jednostkę odniesienia dla lokowania punktów opróbowania wgłębnego.

Ponadto, przy ustalaniu lokalizacji otworów badawczych uwzględniono także następujące kryteria:

- dostępność terenu dla sprzętu wiertniczego i możliwość dojazdu,
- obecność przeszkód terenowych i infrastruktury mogącej powodować kolizje,
- warunki geologiczne, w tym przewidywaną głębokość stropu warstw słaboprzepuszczalnych,
- warunki hydrogeologiczne, w tym położenie zwierciadła wód podziemnych i kierunki przepływu,
- konieczność minimalizacji ingerencji w elementy cenne przyrodniczo,
- położenie potencjalnych źródeł zanieczyszczeń i przypuszczalnych tras ich migracji.

W lokalizacjach, w których stwierdzono możliwość kolizji z infrastrukturą podziemną, przed rozpoczęciem wiercenia przewidziano wykonanie kontrolnego wykopu do głębokości około 2 m w celu weryfikacji położenia instalacji oraz wyeliminowania ryzyka ich uszkodzenia. Wszystkie punkty były weryfikowane terenowo przy użyciu odbiornika GPS.

Dla każdego wykonanego otworu badawczego pobór próbek prowadzono z przedziałów głębokości nieprzekraczających 2 m, co umożliwiało zachowanie odpowiedniej rozdzielczości pionowej badań, precyzyjne dokumentowanie zmian litologicznych oraz właściwe wytypowanie materiału do analiz laboratoryjnych.

Ostateczną głębokość otworów określono na podstawie:

- danych archiwalnych o budowie geologicznej,
- wyników analiz hydrogeologicznych,
- rezultatów badań geofizycznych,
- rozpoznania warunków terenowych w czasie prac.

Wykonywane otwory badawcze odwiercano do głębokości około 5 m poniżej stropu ciągłej warstwy słabo przepuszczalnej, takiej jak gliny zwałowe lub iły neogenu bądź paleogenu, albo do spągu zanieczyszczenia, w przypadku, gdy było ono stwierdzane głębiej. Takie rozwiązanie pozwoliło na rozpoznanie jakości przewiercanych gruntów i ocenę pionowego zasięgu zanieczyszczeń, a także rozpoznanie warstw determinujących lub ograniczających ich migrację.

1.2.4. Technologia wykonywania otworów i poboru prób wgłębnych

Do realizacji prac wiertniczych wykorzystano technologie umożliwiające pobór próbek gruntu o możliwie nienaruszonej strukturze, przy ograniczeniu ryzyka mieszania i wtórnego zanieczyszczenia materiału.

Wszystkie prace wiertnicze wykonywane były przy dozorze uprawnionego geologa (kopia uprawnień geologa stanowi załącznik 7 do niniejszego Raportu).

W zależności od warunków gruntowo-wodnych stosowano:

- technologię **direct push** z wykorzystaniem próbników wyposażonych w wewnętrzne linery RPVC,
- technologię **sonic drilling**, zwłaszcza przy większych głębokościach oraz w nawodnionych utworach niespoistych.

W technologii direct push próbki pobierano do cienkościennych linerów RPVC o średnicy zewnętrznej odpowiadającej stosowanemu osprzętowi. W technologii sonic drilling stosowano rękawy PVC o większej średnicy. W obu przypadkach wykorzystywano wyłącznie fabrycznie nowe elementy mające kontakt z próbką, co ograniczało możliwość kontaminacji krzyżowej.

Pobieranie prób wgłębnych realizowano według ustalonej sekwencji czynności terenowych, z marszem wiertniczym do założonej głębokości wraz z poborem rdzenia gruntowego.

Po wydobyciu próbnika każdy odcinek oznaczano w sposób trwały, a czas od wydobywania próbnika do zabezpieczenia próbki ograniczano do minimum, tak aby zredukować możliwość utraty substancji lotnych i zmian parametrów fizykochemicznych materiału.

Równoległe z poborem próbek wykonywano kontrolę przestrzeni otworu oraz wydobytego materiału za pomocą detektora fotojonizacyjnego (PID), a wyniki pomiarów były dokumentowane w metryce wiercenia.

Każdy rdzeń poddawano obserwacji makroskopowej, obejmującej ocenę litologii, barwy, wilgotności, stopnia plastyczności, obecności frakcji organicznej, zapachu oraz widocznych przesłanek zanieczyszczenia, takich jak przebarwienia, smugi, przewarstwienia, obecność wolnej fazy lub

nietypowych domieszek. Dodatkowo wykonywano dokumentację fotograficzną odsłoniętego fragmentu rdzenia.

Po zakończeniu opisu makroskopowego liner był rozcinany bezpośrednio przy wiertnicy, a z wytypowanego odcinka rdzenia pobierano reprezentatywną próbkę do analiz laboratoryjnych.

1.2.5. Zasady wyboru interwału do poboru próbki laboratoryjnej

Miejsce poboru próbki z odwierconego rdzenia wyznaczano na podstawie łącznej oceny makroskopowej profilu, wyników pomiaru PID, rodzaju materiału gruntowego oraz widocznych cech potencjalnego zanieczyszczenia. Przy kwalifikowaniu odcinka do poboru uwzględniano zasady określone w normach PN-ISO 10381 oraz wymagania rozporządzenia dotyczącego oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

W przypadku stwierdzenia wyraźnych cech zanieczyszczenia organoleptycznego próbkę do badań chemicznych pobierano bezpośrednio ze strefy podejrzanej o zanieczyszczenie. Jeżeli w obrębie tej samej warstwy występowało kilka stref o podobnym charakterze zanieczyszczenia, materiał był uśredniany w celu uzyskania próbki reprezentatywnej o odpowiedniej objętości. W przypadku braku widocznych oznak zanieczyszczenia próbkę pobierano z odcinka reprezentatywnego dla badanego interwału litologicznego.

W przypadku konieczności oznaczenia parametrów filtracyjnych, materiał do tego celu pobierano – o ile było to możliwe – z tego samego poziomu geologicznego, ale ze strefy niezanieczyszczonej, przy zachowaniu zgodności litologicznej z warstwą objętą badaniem chemicznym. Takie postępowanie pozwalało na zachowanie wiarygodności oznaczeń hydrogeologicznych.

W sytuacji stwierdzenia zanieczyszczenia poniżej zwierciadła wody lub w warstwie nawodnionej, próbkę pobierano ze strefy zanieczyszczonej, a w dokumentacji terenowej odnotowywano stan nawodnienia materiału.

1.2.6. Postępowanie z materiałem badawczym w zależności od jego stanu

Sposób przełożenia materiału z linera do pojemnika laboratoryjnego dostosowywano do stanu fizycznego rdzenia.

W przypadku materiału sypkiego lub półpłynnego próbkę przenoszono bezpośrednio do szklanego pojemnika, dążąc do jego całkowitego wypełnienia, bez pozostawiania wolnej przestrzeni powietrznej. Takie postępowanie ograniczało możliwość ulatniania się związków lotnych oraz utleniania materiału.

W przypadku materiału plastycznego, zagęszczonego lub naturalnie skompresowanego, który nie wysuwał się samoczynnie z linera, odcinano fragment tuby w odpowiedniej odległości od planowanego miejsca poboru, a następnie za pomocą tłoka przemieszczano rdzeń do pojemnika laboratoryjnego.

Dla gruntów zwięzłych odcinek rdzenia wypychano do stalowego cylindra, rozcinano wzdłuż narzędziem stalowym, a uzyskane fragmenty umieszczano w pojemniku, w sposób zapewniający możliwie ścisłe upakowanie materiału.

W sytuacji wymagającej pobrania większej ilości materiału, próbkę w możliwie krótkim czasie przekładano do stalowego cylindra, mieszano lub rozdrabniano w zależności od stanu gruntu, usuwano makroskładniki obce, a następnie materiał uśredniano i kwartowano przed napełnieniem pojemników laboratoryjnych.

1.2.7. Sposób przeprowadzenia badań szczegółowych

Zgodnie z § 9 ust. 1 rozporządzenia, proces oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi obszaru WTZ Zachem SOE rozpoczęto szczegółową identyfikacją terenu, kwerendą i analizą danych przestrzennych, w tym historycznych i środowiskowych. Następnie, po przygotowaniu Programu badań, wykonano zaplanowane w nim prace terenowe wraz z poborem próbek gleby i ziemi, a w dalszej kolejności akredytowane badania laboratoryjne. Wszystkie te prace pozwoliły na uzyskanie laboratoryjnych danych geochemicznych, pozwalających na wstępną ocenę stanu jakości gruntów na przedmiotowym obszarze.

Przedstawione powyżej działania, określane jako badania wstępne, dały podstawę do realizacji kolejnej serii badań związanych z identyfikacją terenu zanieczyszczonego, określonych w § 10 ust. 1 RMŚ jako etap badań szczegółowych.

Etap ten stanowi końcową fazę prac badawczych mającą na celu precyzyjniejsze ustalenie zasięgu występowania zanieczyszczenia substancjami powodującymi ryzyko, których występowanie zostało potwierdzone w badaniach wstępnych. Uzupełnienie to daje podstawę do wykonania pełnej oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi i zaplanowania odpowiednich działań remediacyjnych i naprawczych.

Miejsca do przeprowadzenia prac wiertniczych oraz poboru próbek gruntu do badań laboratoryjnych w ramach badań szczegółowych obszaru WTZ Zachem SOE wynikały z następujących przesłanek:

- natrafienie w ramach badań wstępnych na miejsca/rejony z występowaniem substancji powodujących ryzyko, przekraczających ustalone polskimi przepisami NDS
- zlokalizowanie podczas badań wstępnych miejsc/rejonów, gdzie wykryto nienormowane substancje powodujących ryzyko, w ilościach mogących mieć istotny wpływ na jakość środowiska
- potrzeba uszczegółowienia informacji o jakości środowiska w rejonie składowisk oraz miejsc gromadzenia odpadów, a także w strefach przemysłowej infrastruktury komunikacyjnej i technicznej

- konieczność uzupełnienia danych geochemicznych w miejscach występowania na przedmiotowym obszarze WTZ Zachem SOE szczególnych warunków gruntowo-wodnych.

W oparciu o wspomniane opisy, poniżej przedstawiono informacje dotyczące trzech zgeneralizowanych uzasadnień wyznaczenia miejsc do przeprowadzenia badań szczegółowych, wraz ze wskazaniem numerów badawczych (Tabela 10). Lokalizację wszystkich punktów sozologicznych badań szczegółowych przedstawiono graficznie na Załączniku 8g oraz współrzędne na Załączniku 8e.

Tabela 10 Zestawienie punktów badawczych badań szczegółowych w podziale na główne cele lokalizacyjne

GENERALNE UZASADNIENIE LOKALIZACJI PUNKTU BADAWCZEGO BADAŃ SZCZEGÓŁOWYCH	NAZWA PUNKTU BADAWCZEGO BADAŃ SZCZEGÓŁOWYCH
Uszczegółowienie, uzupełnienie lub okonturowanie miejsca zanieczyszczonego, wskazanego w oparciu o badania wstępne	SOE_S_1, SOE_S_5, SOE_S_11, SOE_S_12, SOE_S_14, SOE_S_15, SOE_S_16, SOE_S_17, SOE_S_18, SOE_S_19, SOE_S_21, SOE_S_23, SOE_S_24, SOE_S_25, SOE_S_28, SOE_S_31, SOE_S_34, SOE_S_35
Uszczegółowienie informacji geochemicznej w miejscu występowania szczególnych warunków gruntowo-wodnych	SOE_S_2, SOE_S_3, SOE_S_4, SOE_S_6, SOE_S_7, SOE_S_8, SOE_S_9, SOE_S_10, SOE_S_13, SOE_S_22
Uzupełnienie informacji o środowisku i okonturowanie składowisk oraz miejsc gromadzenia odpadów	SOE_S_20, SOE_S_26, SOE_S_27, SOE_S_29, SOE_S_30, SOE_S_32, SOE_S_33, SOE_S_36, SOE_S_37, SOE_S_38, SOE_S_39, SOE_S_40

W ramach badań szczegółowych gruntu, na przedmiotowym obszarze WTZ Zachem SOE wyznaczono łącznie 40 punktów/miejsc badawczych, w celu wykonania indywidualnych otworów sozologicznych. Na podstawie zrealizowanych wierceń przygotowano odpowiednie karty otworów sozologicznych (załącznik 8b), przekroje geologiczne (załącznik 8c) oraz powykonawczą mapę lokalizacyjną (załącznik 8g).

Łącznie w ramach szczegółowych badań jakości gleby i ziemi pobrano łącznie 120 próbek z otworów indywidualnych, które poddano akredytowanym badaniom laboratoryjnym.

Próbki gruntów pobierane były po trzy z każdego otworu, z odcinków profili nie dłuższych niż 0,5 m i w odległościach (interwałach głębokościowych) nie większych niż 2 m. Opracowane wyniki szczegółowych badań laboratoryjnych przedstawiono w załączniku nr 9b do KOSŚ.

Niezanieczyszczony urobek pozostały po wierceniach był wykorzystywany do likwidacji otworów sozologicznych. W trakcie prowadzenia wierceń profile otworów były na bieżąco fotografowane w miejscu wiercenia (z włączoną geolokalizacją). Dokumentacja z wierceń w wersji elektronicznej z metadanymi plików stanowi załącznik nr 9d do KOSŚ.

Dozór nad wierceniami prowadził mgr Artur Golba, Upr. Geol. MŚ Nr V-2022. Uprawnienia geologa nadzorującego stanowią załącznik nr 7 do KOSŚ.

Zakres analiz chemicznych dla badań szczegółowych został wskazany w załączniku 1 do KOSŚ – A, B.

Weryfikację jakości gruntów z głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t. na obszarze WTZ Zachem SOE w ramach badań szczegółowych przeprowadzono z wykorzystaniem metodyki stosowanej podczas badań wstępnych.

Wspomniana metodyka została opracowana w oparciu o:

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2016 poz. 1395 z późn. zm.),
- wymagania Opisu Przedmiotu Zamówienia,
- normy PN-ISO 10381-1 do PN-ISO 10381-5,
- dane archiwalne, kartograficzne, sozologiczne, geologiczne, hydrogeologiczne i geofizyczne,
- wyniki kartowania terenowego oraz weryfikacji lokalizacyjnej w terenie,
- wyniki badań wstępnych jakości gruntów.

Przyjęte rozwiązania techniczne pozwoliły zapewnić zarówno reprezentatywność materiału badawczego, jak też bezpieczeństwo realizacji prac i minimalizację ingerencji w środowisko.

2. Ocena stanu powierzchni ziemi

2.1. Badania geofizyczne

Rozkład wartości oporności uzyskano na drodze inwersji danych pomiarowych, a skala głębokościowa odpowiada rzeczywistej głębokości w ośrodku gruntowym.

Na dokumentacji graficznej przedstawionej w załączniku 3b do Raportu dokonano wstępnej interpretacji, poprzez wyodrębnienie stref występowania gruntów spoistych i niespoistych.

W uzyskanych wynikach ERT dochodzi do zafałszowania interpretacyjnego rozkładu oporności uniemożliwiającego jednoznaczne wskazanie przebiegu granic geologicznych. Dzieje się tak z uwagi m.in. na złożony chemizm podłoża, nasycenie ośrodka wysoko zmineralizowanym odciekiem ze składowisk.

Na podstawie analizy rozkładu oporności elektrycznej na terenie WTZ Zachem SOE stwierdzono, że głębokość do stropu gruntów spoistych wynosi (Tab. 11):

Tabela 11 Głębokość do stropu gruntów spoistych na podstawie ERT

Nazwa profilu	Głębokość do stropu gruntów spoistych [m]
ERT79	40
ERT80	0-12
ERT81	25
ERT82	>40
ERT83	7-40
ERT84	3-33 lub >58
ERT85	>30
ERT86	>30
ERT87	10-20
ERT88	10-13
ERT89	7-12
ERT90	7-10
ERT91	5-15
ERT92	4-20
ERT93	7-22
ERT94	4-23
ERT95	11-34
ERT96	0-47
ERT97	24-32 lub >54
ERT98	>43
ERT131	23-43
ERT132	4-12
ERT133	0-84

Dane uzyskane w wyniku badań metodą tomografii elektrooporowej (ERT) stanowiły istotny materiał wyjściowy do opracowania mapy stropu utworów nieprzepuszczalnych. Na przekrojach ERT, w odstępach co 50m, oznaczono rzędne stropu osadów nieprzepuszczalnych, określone na podstawie rozkładu oporności środka.

Wynikiem badań geofizycznych metodą sejsmiczną SRT-P jest rozkład prędkości fali podłużnej V_p wzdłuż wytyczonego profilu. Przy interpretacji wyników dokonano klasyfikacji gruntów i skał ze względu na prędkość fali poprzecznej zgodnie z tabelą 1 na str. 22. Celem badań było wskazanie głębokości do stropu gruntów izolujących. Przyjmuje się, że na badanym obszarze strefy takie charakteryzuje prędkość rozchodzenia fal podłużnych ok. 900 m/s, stąd można stwierdzić, że grunty spoiste tworzą ciągłą

warstwę występującą na zróżnicowanych głębokościach od około 8 do 20 m p.p.t. Strop warstw spoistych ma nieregularny, falisty przebieg, co potwierdza zmienną morfologię podłoża.

Lokalnie występują strefy obniżonych prędkości ($V_p < 500$ m/s) w rejonach przypowierzchniowych i w obniżeniach morfologicznych – mogą one wskazywać na strefy rozluźnienia gruntu, zwiększonej wilgotności lub potencjalnej filtracji odcieków.

Zarejestrowane podczas badań prędkości fal V_p rosną wraz z głębokością

Dokumentacja powykonawcza uwzględniająca wnioski z przeprowadzonych badań stanowi załącznik nr 3b do KOSŚ.

2.2. Analiza wyników badań

2.2.1. Analiza wyników badań I etapu

a) Badania gleby z warstwy przypowierzchniowej

Poniższą ocenę jakości gruntów warstwy powierzchniowej przedstawiono uwzględniając występowanie na obszarze analizowanego terenu WTZ Zachem SOE dwóch różnych sposobów użytkowania gruntów. Pierwszy i dominujący sposób użytkowania to tereny przemysłowe i komunikacyjne (grupa IV), który zajmuje obszar 27. wyznaczonych sekcji badawczych oraz tereny leśne i zadrzewione lub inne powierzchnie zieleni naturalnej (grupa III) występujący na obszarze 2. wyznaczonych sekcji badawczych.

Ze względu na fakt, że sekcja badawcza S29 została wyznaczona w całości jako obszar stawu osadowego epichlorohydryny (teren grupy IV), dla tego obszaru nie pobierano próbki powierzchniowej.

Grupa IV gruntów

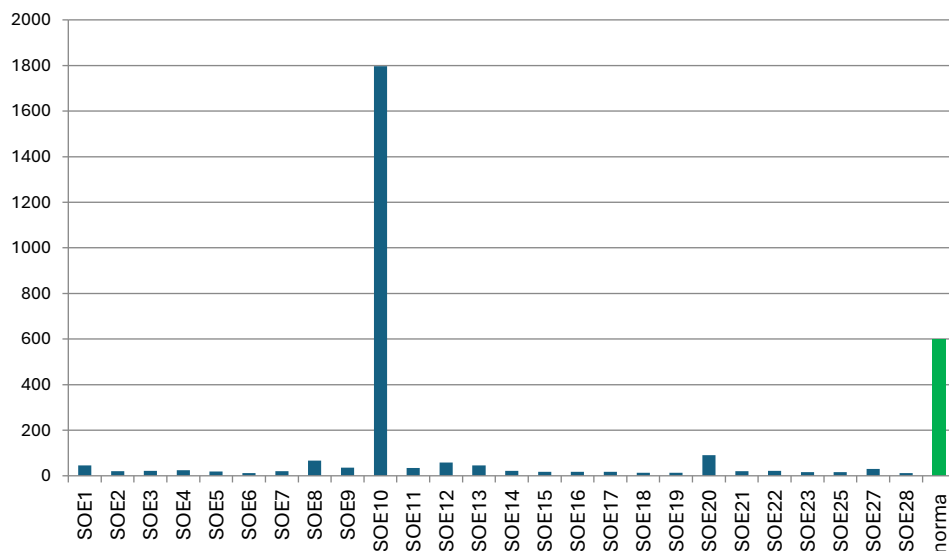
Metale ciężkie i metaloid

W analizowanych próbkach pobranych z 26. sekcji stwierdzono, że:

- większość oznaczonych metali ciężkich występuje w stężeniach nieprzekraczających wartości dopuszczalnych,
- zaobserwowano podwyższone zawartości baru, chromu i cynku (SOE8), cyny (SOE10), miedzi i niklu (SOE20), kobaltu (SOE22)
- oznaczone zawartości mieszczą się w zakresie typowym dla gruntów przekształconych antropogenicznie,

Jednak, w jednym z obszarów badawczych – **sekcja SOE10** odnotowano:

- istotne przekroczenie zawartości normatywnej ołowiu (Pb),
 - wykryta zawartość: **1 797 mg/kg s.m.**,
 - wartość dopuszczalna (NDS): **600 mg/kg s.m.**



Rysunek 52 Zawartość ołowiu (Pb) mg/kg s.m. w próbkach gleby na obszarze WTZ Zachem SOE

Interpretacja:

- przekroczenie ma charakter punktowy,
- może wskazywać na lokalne ognisko zanieczyszczenia,

Analiza wykresu zawartości ołowiu wskazuje, że:

- większość punktów charakteryzuje się niskimi stężeniami,
- wyraźnie wyróżnia się **obszar SOE10**, w którym odnotowano bardzo wysoką wartość (1 797 mg/kg s.m.),
- wartość ta znacząco przekracza dopuszczalny poziom normatywny (NDS) (600 mg/kg s.m.).

Wnioski: Wyniki wskazują, że zanieczyszczenie ołowiem ma charakter lokalny/punktowy, ale istotny środowiskowo.

Cyjanki

Wyniki przeprowadzonych badań gleb z 24. sekcji badawczych wskazują na:

- występowanie śladowych zawartości cyjanków wolnych na obszarze 11 sekcji badawczych
- maksymalną zawartość cyjanków wolnych w ilości 1,9 mg/kg s.m. (sekcja SOE19) przy wartości dopuszczalnej równej 20 mg/kg s.m.
- występowanie śladowych ilości cyjanków kompleksowych na obszarze 10 sekcji badawczych

- oznaczoną wartość maksymalną cyjanków kompleksowych w ilości 11 mg/kg s.m. (SOE12) przy ilości normatywnej na poziomie 50 mg/kg s.m.

Wnioski: Uzyskane wyniki wskazują na lokalne występowanie na badanym obszarze niskich skażeń cyjankami; wykryte ilości nie mają istotnego znaczenia i wpływu na jakość środowiska.

Węglowodory (benzyny C6-C12 i oleje C12-C35)

Dla przebadanych próbek warstwy przypowierzchniowej:

- frakcję benzyn (C6-C12), w śladowych ilościach, oznaczono jedynie w glebach sekcji SOE14; wykryta zawartość to 2,9 mg/kg s.m. przy dopuszczalnej zawartości normatywnej równej 500 mg/kg s.m.
- węglowodory C12-C35 wykryto w próbkach z 7 sekcji badawczych; maksymalna oznaczona zawartość tego parametru to 178,4 mg/kg s.m. (sekcja SOE 8), przy progu dopuszczalnym równym 3 000 mg/kg s.m.

Wniosek: brak jest na badanym obszarze WTZ Zachem SOE zanieczyszczeń węglowodorami ropopochodnymi.

Węglowodory aromatyczne (BTEX i pochodne)

W przebadanych próbkach gleby, pobranych z 26. sekcji badawczych wartość przekraczającą limit detekcji zastosowanych metod analitycznych odnotowano w przypadku ośmiu próbek (sekcje: SOE4, SOE7, SOE9, SOE11, SOE13, SOE14, SOE15, SOE16). W próbkach tych oznaczono etylobenzen, toluen i ksyleny. Wszystkie oznaczone zawartości wspomnianych węglowodorów wykryto w ilościach nie przekraczających 0,25 mg/kg s.m. przy dopuszczalnych wartościach normatywnych ustalonych na poziomie 100 mg/kg s.m.

Wnioski: nie stwierdzono występowania zanieczyszczeń węglowodorami aromatycznymi z grupy BTEX; wykryte zawartości nie mają istotnego wpływu na jakość środowiska.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Dla przebadanych próbek gleb na zawartość substancji z grupy WWA:

- odnotowano obecność wszystkich oznaczanych związków
- zawartość wykrytych związków ma charakter śladowy i rozproszony

- najwyższe zawartości związków z grupy WWA odnotowano dla gruntów z sekcji SOE20, w odniesieniu do benzo(a)pirenu (1,04 mg/kg s.m.) oraz benzo(b)fluorantenu (1,46 mg/kg s.m.), przy zawartościach dopuszczalnych odpowiednio 3,2 mg/kg s.m. i 20 mg/kg s.m.
- wykryte zawartości związków z grupy WWA mają charakter lokalny.

Wnioski: uzyskane wyniki badań związków z grupy WWA wskazują na:

- prawdopodobny wpływ emisji komunikacyjnych,
- depozycję zanieczyszczeń z powietrza, powodowaną niską emisją.

Węglowodory alifatyczne chlorowane

Wyniki przeprowadzonych badań gleb z 24. sekcji badawczych wskazują na:

- występowanie śladowych ilości związków z grupy węglowodorów **chlorowanych** na terenie **4 sekcji** badawczych (SOE9, SOE13, SOE14, SOE15)
- maksymalna oznaczona zawartość **dichlorometanu** równą 0,056 mg/kg s.m. przy ilości dopuszczalnej równej 5 mg/kg s.m.

Wnioski: Uzyskane wyniki wskazują na lokalne występowanie na badanym obszarze śladowych zawartości węglowodorów chlorowanych; wykryte ilości nie mają istotnego znaczenia i wpływu na jakość środowiska.

Węglowodory chlorowane (Chlorobenzeny, PCB)

Uzyskane wyniki badań laboratoryjnych gleb pobranych z 24. sekcji badawczych wskazują na:

- występowanie śladowych ilości **Heksachlorobenzenu (HCB)** jedynie w **3 próbkach** pobranych z sekcji SOE18, SOE20 i SOE21;
- oznaczona wartość maksymalna **HCB** wykryta w gruntach z sekcji SOE20 wyniosła 0,0265 mg/kg s.m.
- zawartości **HCB** wykryte na terenie WTZ Zachem SOE spełniające normy jakościowe ustalone dla tego związku na poziomie 15 mg/kg s.m.
- obecność na terenie WTZ Zachem SOE śladów pojedynczych związków z grupy PCB (**PCB101, PCB138, PCB153, PCB180**); dotyczy to obszarów **6. sekcji** badawczych SOE1, SOE8, SOE9, SOE12, SOE17 i SOE20;
- wszystkie wykryte zawartości **PCB** (max. 0,0078 mg/kg s.m.) spełniają dopuszczalne progi normatywne ustalone na poziomie 2 mg/kg s.m.

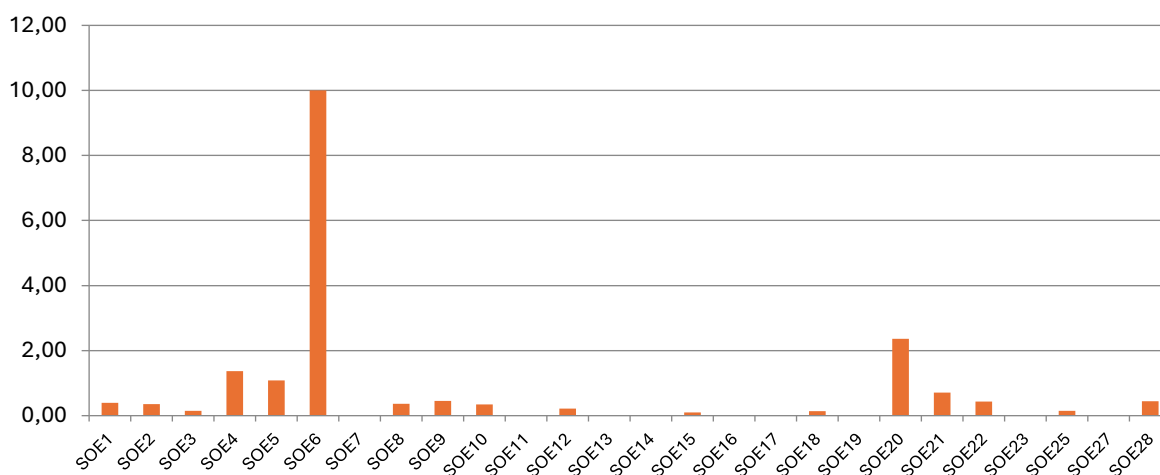
Wnioski: stwierdzone śladowe ilości chlorobenzenów (HCB) i PCB mają charakter lokalny; uzyskane zawartości wskazują na brak istotnego wpływu tych substancji na jakości środowiska na badanym terenie.

Ftalanowy

Uzyskane wyniki badań próbek gleby wskazują na:

- obecność w części próbek ftalanów (17 sekcji badawczych),
- najwyższe wartości na poziomie 16,94 mg/kg s.m. (sekcja SOE6), pozostające poniżej wartości dopuszczalnej ustalonej na poziomie 60 mg/kg s.m.,

Wnioski: stwierdzona obecność ftalanów na badanym terenie ma charakter antropogeniczny, jednak nie stanowi istotnego zagrożenia środowiskowego.



Rysunek 53 Zawartość ftalanów (mg/kg s.m.) w próbkach gleby na obszarze SOE

Związki organiczne różne (Fenol i Krezole)

W przebadanych próbkach gleb z 26. sekcji badawczych:

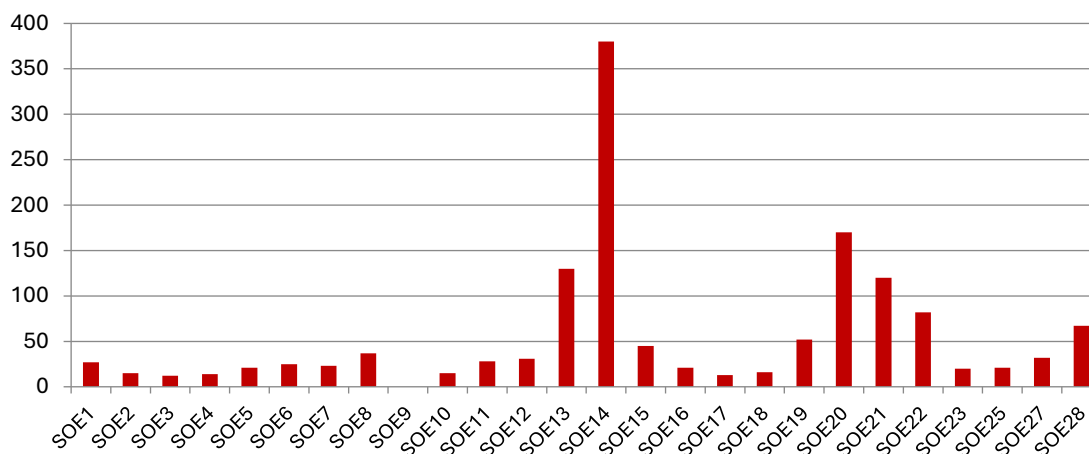
- zawartość **fenolu** wykryto jedynie dla sekcji SOE13, SOE14 i SOE20 (wartości odpowiednio 0,337 mg/kg s.m., 0,06 mg/kg s.m. i 0,081 mg/kg s.m.); wykryte zawartości znajdują się poniżej dopuszczalnej ilości normatywnej, wynoszącej 50 mg/kg s.m.
- zawartość śladowych zawartości **krezoli** ((m+p)-krezol) wykryto jedynie na obszarze sekcji SOE22; oznaczona zawartość 1,18 mg/kg s.m. stanowi ilość znacząco poniżej dopuszczalnej zawartości normatywnej, równej 50 mg/kg s.m.

Wnioski: Uzyskane wyniki badań wskazują na występowanie na omawianym obszarze niskich i lokalnych skażeń o charakterze przemysłowym i antropogenicznym. Wykryte zawartości fenoli i krezoli nie mają istotnego wpływu na stan jakości przebadanych gleb.

AOX (adsorbowalne organiczne związki halogenowe)

Uzyskane wyniki badań gleb z sekcji badawczych wskazują, że:

- wartości AOX wskazują na ich powszechną obecność (<10 mg/kg s.m. jedynie w sekcji SOE9) i duże zróżnicowanie przestrzenne zawartości,
- lokalnie AOX osiągają podwyższone poziomy, sięgające maksymalnie 380 mg/kg s.m. (SOE14)
- brak norm utrudnia jednoznaczną ocenę stwierdzonych zawartości



Rysunek 54 Zawartość AOX w próbkach gleby na obszarze SOE

Wnioski: Podwyższone wartości AOX wskazują na powszechną obecność w warstwie przypowierzchniowej gruntów terenu WTZ Zachem SOE związków halogenowanych o pochodzeniu antropogenicznym.

Pozostałe związki organiczne

W przebadanych próbkach gruntów pobranych z 26. sekcji badawczych:

- wykryto bardzo niskie zawartości **dichlorosulfonu**, na obszarze 3 sekcji badawczych (wartość maksymalna SOE13 – 0,42 mg/kg s.m.); jest to substancja nienormowana
- oznaczono śladowe zawartości **2-fenylofenolu** dla sekcji SOE4 i SOE21 – zawartości odpowiednio 0,3 mg/kg s.m. i 0,2 mg/kg s.m.; jest to substancja nienormowana
- wykryto **1,2,4-Trimetylobenzen** dla 5 sekcji badawczych; maksymalna oznaczona ilość to 0,093 mg/kg s.m. (SOE14); jest to substancja nienormowana
- oznaczono śladowe zawartości związków **propylotoluenu** na obszarze 2 sekcji badawczych (SOE14, SOE15) w ilości maksymalnej 0,021 mg/kg s.m.; są to substancje nienormowane
- stwierdzono obecność śladowej zawartości **Trichlorofluorometanu** dla terenu sekcji SOE21 (0,012 mg/kg s.m.); jest to substancja nienormowana

Wnioski: Uzyskane wyniki badań wskazują na występowanie na omawianym obszarze śladowych i lokalnych zawartości ww. substancji o charakterze przemysłowym i antropogenicznym, a oznaczone ilości nie mają istotnego wpływu na stan jakości przebadanych gleb; dla ww. substancji, na etapie dalszych prac projektowych, należy ustalić wartości tłowe i dopuszczalne wartości progowe, opierając się o wyniki testów toksykologicznych i analizę ryzyka.

Parametry fizykochemiczne

W przebadanych próbkach gleby pobranych z 26. sekcji badawczych stwierdzono:

- pH w zakresie od gleb kwaśnych (pH 5,1 w sekcji SOE8), do gleb obojętnych (pH 6,6 - sekcja SOE9) i zasadowych (pH 8,4 – sekcja SOE27),
- parametr „sucha masa” na poziomie 44,8–94,7 %, co odpowiada dużemu zróżnicowaniu wilgotności badanych gleb

Wnioski: przebadane gleby przemysłowe wykazują duże zróżnicowanie w zakresie odczynu gleby (od silnie kwaśnych do zasadowych), co może wskazywać na przesłanki występowania lokalnej degradacji środowiska.

Grupa III gruntów

Metale ciężkie i metaloid

Uzyskane wyniki badań wskazują, że:

- zawartości analizowanych metali (As, Ba, Cr, Zn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg) są niskie i nie przekraczają wartości dopuszczalnych,

Wniosek: zawartości badanych metali ciężkich są bardzo niskie; nie stwierdzono istotnego zanieczyszczenia metalami ciężkimi, typowego dla terenów przekształconych i poprzemysłowych.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Na podstawie uzyskanych wyników badań laboratoryjnych można stwierdzić, że:

- w przebadanych próbkach gleby powyżej limitu detekcji oznaczono chryzenu oraz benzo(b)fluoranten; związki te wykryto na terenie obu analizowanych sekcji badawczych; zawartości omawianych substancji stwierdzono na poziomie odpowiednio 0,035 mg/kg s.m. i 0,033 mg/kg s.m. przy dopuszczalnym progu normatywnym dla tych substancji równym 1 mg/kg s.m.

Wnioski: brak jest na terenie analizowanego WTZ Zachem SOE stwierdzonych istotnych dla jakości środowiska gruntowego zawartości związków z grupy WWA.

Węglowodory chlorowane (Polichlorowane bifenyle PCB)

W analizowanych próbkach gleby pobranych z obu omawianych sekcji badawczych oznaczono obecność związku PCB 118 w następujących ilościach:

- na obszarze sekcji SOE24 na poziomie 0,0069 mg/kg s.m. przy wartości dopuszczalnej – 0,02 mg/kg s.m.
- na obszarze sekcji **SOE26** na poziomie **0,0341 mg/kg s.m.** przy zawartości normatywnej – 0,02 mg/kg s.m. (**przekroczenie dopuszczalnych norm**)

W odniesieniu do wartości PCB118 w glebie z sekcji SOE26 stwierdzono przekroczenie dopuszczalnego poziomu zawartości tej substancji dla terenów z grupy III. Przekroczenie to ma charakter lokalny i może wskazywać na historyczne zanieczyszczenie przemysłowe lub obecność materiałów zawierających PCB (np. oleje, izolatory). PCB należą do związków trwałych, bioakumulujących się i potencjalnie niebezpiecznych dla środowiska.

Wnioski: zanieczyszczenie PCB ma charakter lokalny, lecz istotny środowiskowo, ze względu na trwałość i toksyczność tych związków; obszar ze stwierdzonym zanieczyszczeniem wymaga dodatkowej analizy lokalnej oraz ewentualnych działań oczyszczających.

Ftalany

W analizowanych próbkach gleby oznaczono:

- ftalan di-2-etyloheksylu (DEHP) w ilości 0,14 mg/kg s.m. (sekcja SOE24) oraz 0,2 mg/kg s.m. (sekcja SOE26)
- zawartość normatywna dla ftalanów na terenach grupy III wynosi 10 mg/kg s.m.

Wnioski: stwierdzone na obszarze sekcji SOE24 i SOE26 obecności ftalanów mają charakter śladowy i nie mający istotnego znaczenia dla jakości środowiska.

Związki organiczne różne (Fenol)

W przebadanych dwóch próbkach gleb:

- zawartość fenolu powyżej limitu detekcji wykryto jedynie dla sekcji SOE26 (0,053 mg/kg s.m.); zawartość ta znajduje się poniżej dopuszczalnej wartości normatywnej wynoszącej 3 mg/kg s.m.

Wnioski: uzyskany wynik badań wskazuje na występowanie na omawianym obszarze sekcji SOE26 śladowych skażeń fenolem o charakterze antropogenicznym; są to zawartości występujące lokalnie i w sposób nieistotny dla jakości środowiska.

AOX (adsorbowalne organiczne związki halogenowe)

W próbkach gleby pobranych sekcji badawczych SOE24 i SOE26 oznaczono zawartości wskaźnika AOX na poziomie 29 i 30 mg/kg s.m.

Stwierdzone zawartości wskazują na obecność w badanych glebach związków halogenowanych. Brak jednoznacznych norm dla tego parametru utrudnia formalną ocenę jakości gruntów w odniesieniu do tego parametru (na etapie dalszych prac projektowych, należy ustalić dopuszczalne wartości progowe, opierając się o wyniki testów toksykologicznych i analizę ryzyka), jednak jego obecność wskazuje na ewidentny lokalny wpływ antropogeniczny, jednak bez intensywnego i istotnego skażenia.

Parametry fizykochemiczne

W przebadanych próbkach gleby pobranych z 2. sekcji badawczych stwierdzono:

- pH w zakresie gleb kwaśnych (pH 5,1 i 5,9),
- parametr „sucha masa” na poziomie 88,9 i 90,9 %, co odpowiada niskiej wilgotności badanych gleb

Wnioski: przebadane gleby z terenów zielonych wykazują na odczyn gleby kwaśny, co może wskazywać na naturalny charakter gleb leśnych.

b) Badania gruntów z warstwy >0,25 m p.p.t.

Jakość gruntów obszaru WTZ Zachem SOE dla głębokości 0,25 – 3,0 m p.p.t. – Strefa Przypowierzchniowa

W skład **Strefy Przypowierzchniowej** należy włączyć także przebadane dla obszaru WTZ Zachem SOE gleby (warstwa powierzchniowa o głębokości 0,0-0,25 m p.p.t.), dla których odnotowywano **lokalne przekroczenia normatywne ołowiu oraz PCB (załącznik 9e)**, a także śladowe i podwyższone zawartości związków AOX, ftalanów, WWA, BTEX, fenoli, krezoli, węglowodorów C6-C12 i C12-C35, cyjanków, czy też węglowodorów chlorowanych.

Głębiej, **do 3,0 m p.p.t.**, w wykonanych indywidualnych otworach sozologicznych obserwuje się podobny jak w warstwie powierzchniowej charakter jakościowy zanieczyszczeń i dość płytkie ich występowanie

w profilu pionowym. W części punktów badawczych najwyższe zawartości substancji powodujących ryzyko występują dość płytko, co może być związane z bezpośrednią dostawą substancji zanieczyszczających do gruntu od powierzchni i historycznym przekształceniem powierzchni zanieczyszczonego terenu.

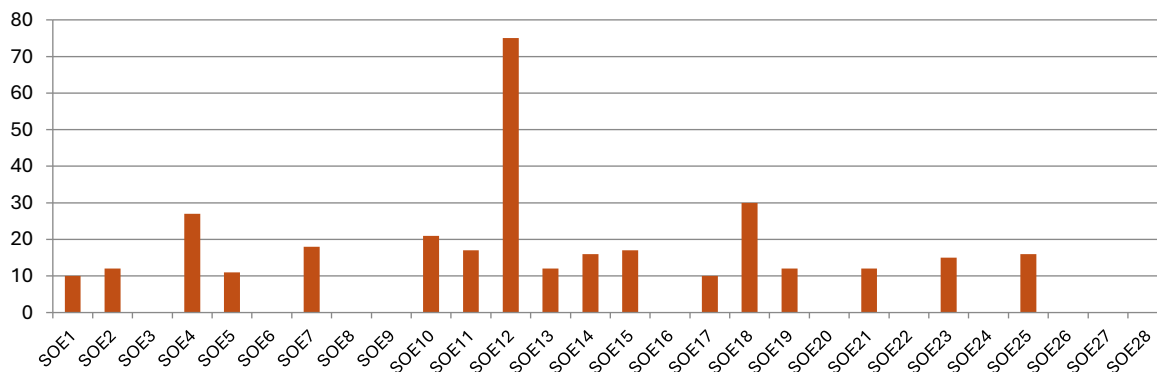
Wyznaczoną, głębokościową **Strefę Przypowierzchniową** (0,25 – 3,0 m p.p.t.) charakteryzują dość zróżnicowane wyniki badań próbek gruntu, pobranego łącznie z **28 punktów badawczych**. W Tabeli 12 przedstawiono zakres substancji powodujących ryzyko oznaczonych powyżej limitu detekcji (za wyjątkiem metali) i wykrytych dla tej strefy, ze wskazaniem ilości punktów badawczych, w których substancja ta została oznaczona. Rozkład przestrzenny tych miejsc na obszarze WTZ Zachem SOE przedstawiono na załączniku 9e.

Tabela 12 Zestawienie substancji powodujących ryzyko wykrytych w punktach indywidualnych na głębokości 0,25 – 3,0 m p.p.t.

L.p.	Nazwa oznaczonej substancji powodującej ryzyko	Ilość punktów badawczych, w których oznaczono substancję
1	AOX	17
2	WWA	6
3	Difenylosulfon	5
4	Ftalany	4
5	PCB	4
6	Chlorobenzeny	3
7	Cyjanki kompleksowe	1
8	Trichlorofluorometan	1
9	BTEX	1
10	Cyjanki wolne	1
11	Węglowodory C6-C12	1
12	Węglowodory C12-C135	1
13	2-fenylofenol	1

Z powyższego zestawienia wynika, że ilość substancji powodujących ryzyko, występujących na obszarze WTZ Zachem SOE, wykrytych powyżej limitu detekcji zastosowanych metod analitycznych, nie jest zbyt duża. Najczęściej wykrywanymi substancjami w gruntach strefy przypowierzchniowej 0,25-3,0 m p.p.t. jest wskaźnik związków chlorowcoorganicznych AOX (17 miejsc na 28 punktów badawczych), związki z grupy WWA (6 punktów badawczych) oraz difenylosulfon (5 punktów badawczych). Pozostałe oznaczone związki i substancje pojawiają się na obszarze WTZ Zachem SOE punktowo i sporadycznie (pojedyncze miejsca występowania).

Należy tu zwrócić uwagę, że stwierdzane zawartości przedstawionych w tabeli substancji oznaczano w ilościach śladowych lub podwyższonych, nie mających istotnego wpływu na jakość badanego środowiska.



Rysunek 55 Wykres zawartości maksymalnej wskaźnika AOX (mg/kg s.m.) w punktach badawczych (SOE1-SOE28) dla Strefy Przypowierzchniowej 0,25-3,0 m p.p.t.

Generalnie, praktycznie we wszystkich przebadanych próbkach gruntów pobranych z 28 otworów badawczych w obrębie strefy głębokościowej 0,25-3,0 m p.p.t. nie wykryto żadnej substancji przekraczającej normy jakościowe (NDS), ustalone zarówno dla gruntów przemysłowych (grupa IV), jak też terenów zielonych (grupa III), występujących na przedmiotowym obszarze WTZ Zachem SOE.

Jedynym wyjątkiem jest otwór badawczy SOE24, gdzie w próbce gruntu na głębokości około 2,0 m p.p.t. oznaczono zawartość ftalanu di-izo-butyłu w ilościach przekraczających obowiązujące wartości normatywne (NDS). Ponieważ punkt ten położony jest na działce, którą zaklasyfikowano do grupy III użytkowania terenu, która to grupa ma bardziej restrykcyjne normy i wymagania jakościowe, wykryta zawartość w myśl obowiązujących przepisów stanowi zanieczyszczenie, wymagające podjęcia działań remediacyjnych.

Oznaczona zawartość ftalanu di-izo-butyłu w punkcie SOE24 to 0,22 mg/kg s.m. Próg normatywny dla wskazanego miejsca oraz współczynnika wodoprzepuszczalności k zbadanej próbki wynoszącego $>10^{-7}$ m/s, ustalony jest na poziomie 0,1 mg/kg s.m.

Dla substancji powodujących ryzyko nie posiadających ustalonych NDS, a wykrytych powyżej limitu detekcji zastosowanych metod analitycznych ustalono dopuszczalne wartości progowe, opierając się o wyniki testów toksykologicznych i analizę ryzyka (Rozdział XV).

Jakość gruntów obszaru WTZ Zachem SOE dla głębokości 3,0 - 20 m p.p.t. – Strefa Migracyjna

Zaproponowaną **Strefę Migracyjną** (3,0 – 20,0 m p.p.t.) omawianego obszaru WTZ Zachem SOE **charakteryzują wyniki badań próbek gruntu pobranego łącznie z 28 punktów badawczych.** W **Tabeli 13** przedstawiono zakres substancji powodujących ryzyko oznaczonych powyżej limitu detekcji (za wyjątkiem metali), ze wskazaniem ilości punktów badawczych, gdzie substancja ta została wykryta.

Tabela 13 Zestawienie substancji powodujących ryzyko wykrytych w punktach indywidualnych na głębokości 3,0 – 20,0 m p.p.t.

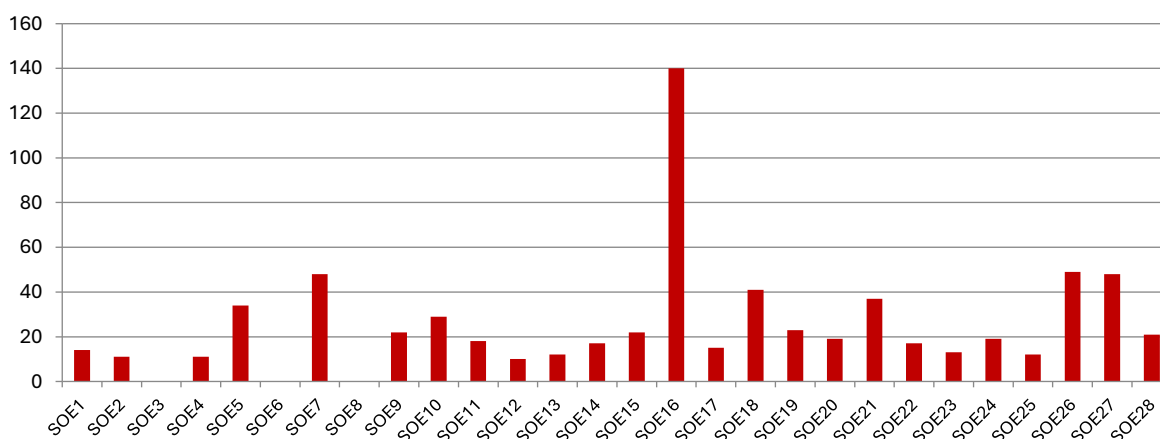
L.p.	Nazwa oznaczonej substancji powodującej ryzyko	Ilość punktów badawczych, w których oznaczono substancję
1	AOX	25
2	Difenylosulfon	11
3	Ftalany	9
4	2-fenylofenol	7
5	Chlorobenzeny	5
6	Fenol	4
7	BTEX	4
8	WWA	3
9	Cyjanki kompleksowe	3
10	PCB	2
11	Anilina	2
12	Tetrachlorobenzen	1
13	Trichlorofluorometan	1
14	Węglowodory C12-C35	1
15	Cyjanki wolne	1
16	Rozpuszczalniki chlorowane i bromowane (14 różnych związków)	1

Przedstawione w tabeli informacje wskazują, że podobnie jak dla Strefy Przypowierzchniowej, także dla głębokości 3,0 - 20,0 m p.p.t. najczęściej oznaczanym wskaźnikiem potwierdzającym antropogeniczną degradację środowiska na obszarze WTZ Zachem SOE był nienormowany (brak NDS) parametr AOX, wykryty powyżej limitu detekcji w 25 punktach badawczych. Zdecydowanie rzadziej w przebadanych gruntach oznaczano difenylosulfon (11 punktów badawczych) oraz normowane ftalany (9 punktów badawczych).

Katalog wykrytych substancji powodujących ryzyko w strefie głębokościowej 3,0 – 20,0 m p.p.t. jest zdecydowanie większy, a **miejscem szczególnie istotnym z punktu widzenia występowania wskaźników**

skażeń przemysłowych terenu WTZ Zachem SOE jest punkt SOE25, gdzie oznaczono 14 różnych substancji z grupy chlorowanych i bromowanych rozpuszczalników.

Na Rys. 56 przedstawiono oznaczone zawartości maksymalne parametru najczęściej występującego w środowisku gruntowym Strefy Migracyjnej, tj. wskaźnika AOX, dla poszczególnych punktów badawczych wykonanych na obszarze WTZ Zachem SOE.



Rysunek 56 Wykres zawartości maksymalnych wskaźnika AOX (mg/kg s.m.) w punktach badawczych (SOE1-SOE28) dla Strefy Migracyjnej 3,0 - 20,0 m p.p.t.

Należy w tym miejscu zwrócić uwagę, że **oznaczone zawartości przedstawionych w tabeli substancji wykryto w ilościach śladowych lub podwyższonych, mogących mieć jedynie nieznaczny wpływ na jakość badanego środowiska, jednak nie przekraczających progów normatywnych dla grupy III i grupy IV użytkowania gruntów.**

Jedynym wyjątkiem jest otwór badawczy SOE24, gdzie w próbce gruntu na głębokości około 13,5 m p.p.t. oznaczono zawartość ftalanu di-2-etyloheksylu w ilościach przekraczających obowiązujące wartości normatywne. Ponieważ punkt ten położony jest na działce, którą zaklasyfikowano do grupy III użytkowania terenu, która to grupa ma bardziej restrykcyjne normy i wymagania jakościowe, wykryta zawartość, w myśl obowiązujących przepisów, stanowi zanieczyszczenie wymagające podjęcia działań remediacyjnych.

Oznaczona zawartości ftalanu di-2-etyloheksylu w punkcie SOE24 to 0,18 mg/kg s.m. **Próg normatywny** dla wskazanego miejsca oraz współczynnika wodoprzepuszczalności k zbadanej próbki $>10^{-7}$ m/s, wynosi 0,1 mg/kg s.m.

W próbkach gruntu pobranych z punktu badawczego **SOE24** oznaczono także AOX (maksymalnie 19 mg/kg s.m.) oraz na głębokości około 18,0 m p.p.t. wykryto anilinę (0,27 mg/kg s.m.).

Szczegółowy rozkład przestrzenny wymienionych w powyższej tabeli substancji, dla wyznaczonej Strefy Migracyjnej 3,0-20,0 m p.p.t., zobrazowany na tle punktów badawczych i obszaru WTZ Zachem SOE przedstawiono na **załączniku 9e**.

Dla substancji powodujących ryzyko nie posiadających ustalonych NDS, a wykrytych powyżej limitu detekcji zastosowanych metod analitycznych ustalono zawartości dopuszczalne wartości progowe, opierając się o wyniki testów toksykologicznych i analizę ryzyka (Rozdział XV).

Jakość gruntów obszaru WTZ Zachem SOE dla głębokości > 20 m p.p.t. – Strefa Migracyjno - Akumulacyjna

Wyznaczoną dla terenu WTZ Zachem SOE **Strefę Migracyjno - Akumulacyjną** - głębokość >20,0 m p.p.t., **charakteryzują wyniki** badań próbek gruntu pobrane łącznie z **21 punktów badawczych** (maksymalnie do głębokości 40 m p.p.t.). **Strefa ta ze względu na swój zasięg głębokościowy nie obejmuje punktów badawczych SOE2, SOE5, SOE8, SOE9, SOE11, SOE14 i SOE16.**

W Tabeli 14 przedstawiono zakres substancji powodujących ryzyko oznaczonych powyżej limitu detekcji (za wyjątkiem metali) wykrytych dla tej strefy, ze wskazaniem ilości punktów, gdzie substancja została stwierdzona.

Tabela 14 Zestawienie substancji powodujących ryzyko, wykrytych w punktach indywidualnych na głębokości >20,0 m p.p.t.

L.p.	Nazwa oznaczonej substancji powodującej ryzyko	Ilość punktów badawczych, w których oznaczono substancję
1	AOX	10
2	Ftalany	5
3	Chlorobenzeny	3
4	Difenylosulfon	3
5	Fenol	2
6	Krezole	1
7	Anilina	1
8	Cyjanki wolne	1
9	2-fenylofenol	1
10	BTEX	1
11	Rozpuszczalniki chlorowane i bromowane (14 różnych związków)	1

Powyższa tabela wskazuje, że na obszarze WTZ Zachem SOE substancjami najczęściej oznaczanymi powyżej limitu detekcji zastosowanych metod analitycznych, także dla głębokości powyżej 20,0 m p.p.t. są związki AOX (10 punktów na 21 weryfikowanych miejsc). Zdecydowanie mniej razy

natrafiono na ftalany (5 punktów badawczych) oraz chlorobenzeny (3 punkty badawcze). Pozostałe związki i substancje oznaczano bardzo lokalnie (pojedyncze punkty badawcze).

Ważnym ze środowiskowego punktu widzenia miejscem na obszarze WTZ Zachem SOE jest punkt SOE25, gdzie na głębokości poniżej 20,0 m p.p.t. (podobnie płycej – w Strefie Migracyjnej) wykryto 14 różnych substancji z grupy chlorowanych i bromowanych rozpuszczalników, co wskazuje na przemysłowy i antropogeniczny charakter zanieczyszczenia. W punkcie SOE 25 obserwujemy najbardziej zróżnicowany i ewidentny, negatywny wpływ na środowisko gruntowe, prowadzonej na obszarze WTZ Zachem SOE w przeszłości działalności przemysłowej.

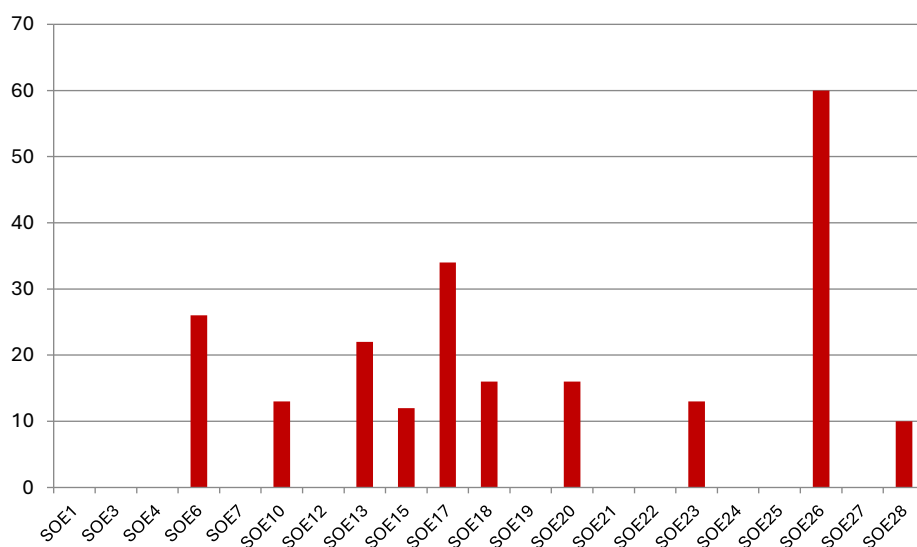
Dla praktycznie wszystkich punktów badawczych, próbki gruntu pobrane z głębokości >20,0 m p.p.t. nie zawierały zanieczyszczeń w ilościach przekraczających dopuszczalne normy dla grupy III i grupy IV użytkowania terenu, które występują na przedmiotowym WTZ Zachem SOE.

Wyjątkiem są otwory badawcze SOE24 i SOE26, gdzie w próbkach na głębokości odpowiednio około 20,0 i 22,0 m p.p.t. oznaczono zawartość ftalanu di-2-etyloheksylu w ilościach przekraczających obowiązujące wartości normatywne. Ponieważ oba punkty położone są na działkach, które zaklasyfikowano grupy III użytkowania terenu, która to grupa ma bardziej restrykcyjne normy i wymagania jakościowe, wykryte zawartość w myśl obowiązujących przepisów stanowią zanieczyszczenie wymagające podjęcia działań remediacyjnych.

Oznaczone zawartości ftalanu di-2-etyloheksylu w punktach SOE24 i SOE26 to odpowiednio 5,33 mg/kg s.m. i 0,12 mg/kg s.m. Progi normatywne dla wskazanych miejsc oraz współczynnika wodoprzepuszczalności k zbadanych próbek wynoszą odpowiednio 5 mg/kg s.m. (dla SOE24) i 0,1 mg/kg s.m. (dla SOE26).

Dla punktu SOE26, w gruntach na głębokości około 26,0 m p.p.t. oznaczono także zawartości związków AOX w ilości 60 mg/kg s.m.

Na poniższym wykresie – Rys. 57 przedstawiono maksymalne zawartości AOX wykryte w punktach badawczych, dla głębokości >20,0 m p.p.t.



Rysunek 57 Wykres zawartości maksymalnych wskaźnika AOX (mg/kg s.m.) w 21 punktach badawczych, dla Strefy Migracyjno-Akumulacyjnej > 20,0 m p.p.t.

Szczegółowy rozkład przestrzenny wymienionych w tabeli 4 substancji dla głębokościowej Strefy Migracyjno – Akumulacyjnej (głębokość >20,0 m p.p.t.), zobrazony na tle obszaru WTZ Zachem SOE, przedstawiono na **załączniku 9e**.

Dla substancji powodujących ryzyko nie posiadających ustalonych NDS, a wykrytych powyżej limitu detekcji zastosowanych metod analitycznych ustalono dopuszczalne wartości progowe, opierając się o wyniki testów toksykologicznych i analizę ryzyka (Rozdział XV).

2.2.2. Analiza wyników badań II etapu

JAKOŚĆ GRUNTÓW Z GŁĘBOKOŚCI PRZEKRACZAJĄCEJ 0,25 m p.p.t., POBRANYCH PODCZAS BADAŃ SZCZEGÓŁOWYCH

Przeprowadzone szczegółowe badania gruntu na terenie WTZ Zachem SOE pozwoliły na uzupełnienie danych dotyczących przestrzennego i głębokościowego występowania w środowisku gruntowo-wodnym szeregu substancji organicznych oraz części metali i związków nieorganicznych.

Wykonane dodatkowych 40 sozologicznych otworów badawczych uwzględniło zarówno historyczny sposób użytkowania analizowanego terenu, jak też aktualne rodzaje użytkowania terenu oraz w sposób szczególny przyjęte cele stawiane poszczególnym lokalizacjom miejsc poboru próbek gruntu.

Głębokość odwierconych otworów badawczych wynosiła od kilku/kilkunastu do maksymalnie 32,0 m p.p.t. Taki zakres rozpoznania wglębnego pozwolił na pobór i przekazanie do badań laboratoryjnych **120 próbek gruntu**, po trzy próbki z każdego wykonanego otworu badawczego.

Analiza i weryfikacja uzyskanych wyników badań szczegółowych pozwoliła na przygotowanie zestawienia rodzajów substancji powodujących ryzyko oznaczonych powyżej limitu detekcji (za wyjątkiem metali), ze wskazaniem ilości punktów badawczych/miejsc, w których substancje te zostały oznaczona. Rozkład przestrzenny tych miejsc na obszarze WTZ Zachem SOE przedstawiono na załączniku 9f.

Tabela 15 Zestawienie substancji powodujących ryzyko wykrytych w punktach indywidualnych podczas badań szczegółowych

L.p.	Nazwa oznaczonej substancji powodującej ryzyko	Ilość punktów badawczych, w których oznaczono substancję
1	2-fenyllofenol	35
2	AOX	17
3	Difenylosulfon	11
4	Węglowodory C12-C35	10
5	Fenol	9
6	BTEX (benzen)	6
7	Anilina	5
8	WWA	4
9	Cyjanki wolne	2
10	Ftalany	2
11	Cyjanki związane	1
12	Krezole	1
13	PCB	1
14	Trichloroeten (TRI)	1
15	Tetrachloroeten (PER)	1
16	1,2 - dichloroetan	1

Z powyższego zestawienia wynika, że ostateczny katalog substancji powodujących ryzyko, występujących na obszarze WTZ Zachem SOE, wykrytych powyżej limitu detekcji zastosowanych metod analitycznych nie jest zbyt rozbudowany w stosunku do wszystkich oznaczanych parametrów (łącznie 116 różnych oznaczeń po wyłączeniu 12 metali).

Najczęściej wykrywanymi substancjami w gruntach podczas badań szczegółowych były: 2-fenylofenol (35 miejsc na 40 punktów badawczych), wskaźnik związków chlorowcoorganicznych AOX (17 miejsc na 40 punktów badawczych), difenylosulfon (11 punktów badawczych), węglowodory C12-C35 (10 punktów badawczych) oraz fenol (9 punktów badawczych). Pozostałe oznaczone związki i substancje pojawiają się na obszarze WTZ Zachem SOE punktowo i sporadycznie (pojedyncze miejsca i głębokości występowania).

Dla przeprowadzenia oceny jakościowej gruntów pobranych podczas badań szczegółowych, wszystkie uzyskane wyniki badań podzielono na trzy zgeneralizowane grupy, wynikające z celów i merytorycznych powodów lokalizacji punktów badawczych:

- **Lokalizacje „żółte”** - uszczegółowienie, uzupełnienie lub okonturowanie miejsca zanieczyszczonego, wskazanego w oparciu o badania wstępne
- **Lokalizacje „niebieskie”** - uszczegółowienie informacji geochemicznej w miejscu występowania szczególnych warunków gruntowo-wodnych
- **Lokalizacje „czerwone”** - uzupełnienie informacji o środowisku i okonturowanie składowisk oraz miejsc gromadzenia odpadów

Jakość gruntów dla punktów uszczegółowiających miejsca stwierdzonych zanieczyszczeń (lokalizacje „żółte”)

W celu weryfikacji i uszczegółowienia wykrytych podczas badań wstępnych miejsc stwierdzonego występowania zanieczyszczeń oraz punktów, gdzie oznaczono w pobranych próbkach gruntu podwyższonych zawartości substancji powodujących ryzyko wytypowano 18 miejsc/punktów badawczych - numery punktów: SOE_S_1, SOE_S_5, SOE_S_11, SOE_S_12, SOE_S_14, SOE_S_15, SOE_S_16, SOE_S_17, SOE_S_18, SOE_S_19, SOE_S_21, SOE_S_23, SOE_S_24, SOE_S_25, SOE_S_28, SOE_S_31, SOE_S_34, SOE_S_35.

Spośród wymienionych lokalizacji badawczych 3 zlokalizowane są na działkach zaklasyfikowanych do III grupy użytkowania terenu (tereny leśne) – punkty: SOE_S_25, SOE_S_31 i SOE_S_35. Pozostałe 15 lokalizacji umiejscowiono na terenach przemysłowych - IV grupa użytkowania terenu (tereny przemysłowe i komunikacyjne).

Dla ww. 18 punktów przeanalizowano łącznie 54 próbki, które pobrano z głębokości od kilku do 32,0 m p.p.t. W przekazanym do laboratorium materiale badawczym zawartości powyżej limitu detekcji zastosowanych metod badawczych wykryto łącznie dla 12 substancji i związków powodujących

ryzyko. Zestaw ten nie uwzględnia występujących powszechnie w badanych gruntach metali i metaloidu (łącznie 12 parametrów).

Substancje powodujące ryzyko, dla których istnieją standardy jakości

W przebadanych 54 próbkach gruntu (z 18 punktów badawczych), zdecydowana większość wykrytych powyżej limitu detekcji substancji i parametrów spełnia ustalone wartości dopuszczalne NDS. Dotyczy to zarówno metali i metaloidu, jak też benzenu, WWA, cyjanków wolnych i związanych, węglowodorów C12-C35, fenolu, Trichloroetenu oraz Tetrachloroetenu.

W przebadanych gruntach wykryto także parametry/substancje nienormowane, takie jak: wskaźnik związków chlorowcoorganicznych AOX, difenylosulfon, 2-fenylofenol oraz anilina.

Grunty grupy III

W próbach gruntu pobranych z punktów badawczych SOE_S_25, SOE_S_31 i SOE_S_35, zlokalizowanych na terenach grupy III wykryto:

- niską i nieistotną środowiskowo zawartość pojedynczych metali ciężkich – zdecydowanie poniżej dopuszczalnych NDS
- niskie zawartości benzenu - maksymalnie 0,091 mg/kg s.m., przy dopuszczalnej zawartości 1 mg/kg s.m. (SOE_S_35)
- niskie zawartości węglowodorów C12-C35 – 59,3 mg/kg s.m. (SOE_S_25), przy wartości NDS równej 1 000 mg/kg s.m.
- **wysokie zawartości fenolu, stanowiące zanieczyszczenie** – stwierdzona na głębokości około 17,0 m p.p.t. w punkcie **SOE_S_35** zawartość równa **0,639 mg/kg s.m.** przekracza normatywną ilość **NDS równą 0,1 mg/kg s.m.**

W związku z powyższym należy uznać, że **w punkcie badawczym SOE_S_35 występują zanieczyszczone grunty**, a stwierdzoną w tej lokalizacji **substancją przekraczającą wartości normatywne jest fenol**.

Grunty grupy IV

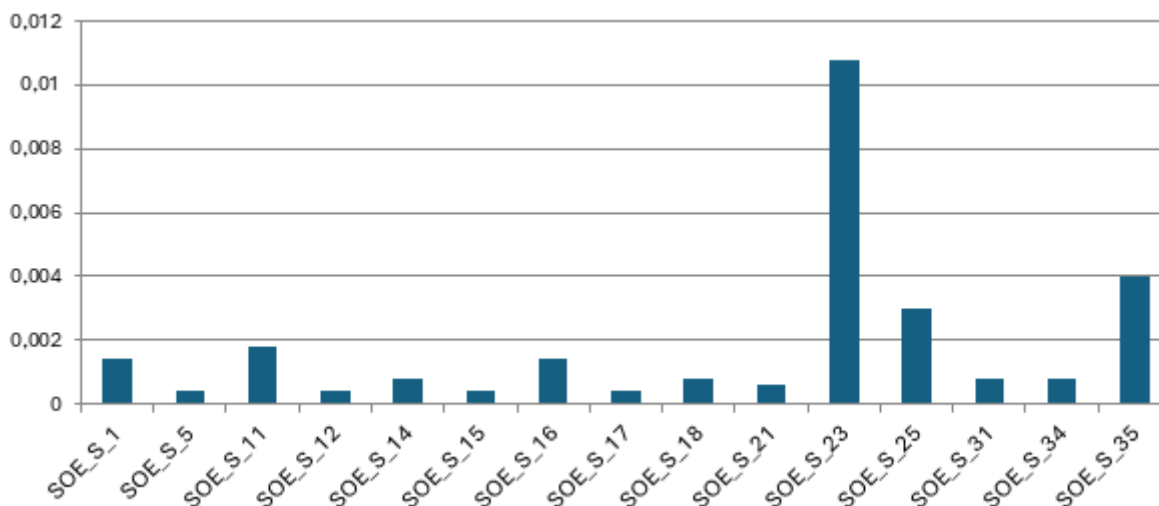
W próbkach gruntu pobranych z punktów badawczych SOE_S_1, SOE_S_5, SOE_S_11, SOE_S_12, SOE_S_14, SOE_S_15, SOE_S_16, SOE_S_17, SOE_S_18, SOE_S_19, SOE_S_21, SOE_S_23, SOE_S_24, SOE_S_28 i SOE_S_34 zlokalizowanych na terenach grupy IV wykryto:

- niskie i nieistotne środowiskowo zawartości pojedynczych metali ciężkich – zdecydowanie poniżej dopuszczalnych NDS
- niską i lokalną (punkt badawczy SOE_S_1) obecność cyjanków wolnych – 0,62 mg/kg s.m., przy NDS równym 5 mg/kg s.m.
- niską i lokalną (punkt badawczy SOE_S_18) obecność cyjanków związanych – 0,78 mg/kg s.m., przy NDS równym 5 mg/kg s.m.
- niską, ale dość powszechną obecność wszystkich związków z grupy WWA (punkt SOE_S_17) – maksymalnie dla pojedynczego związku na poziomie 0,5 mg/kg s.m., przy wartościach NDS dla pojedynczych związków WWA równych 5 i 10 mg/kg s.m.
- niskie zawartości węglowodorów C12-C35 – maksymalnie 48,4 mg/kg s.m. (SOE_S_14), przy wartości NDS równej 1 000 mg/kg s.m.
- niskie i lokalne (punkt badawczy SOE_S_19) zawartości węglowodorów chlorowanych Trichloroetenu - 0,005 mg/kg s.m. i Tetrachloroetenu – 0,044 mg/kg s.m., przy dopuszczalnych wartościach NDS dla tych związków 0,1 mg/kg s.m.
- niskie zawartości fenolu – maksymalnie 0,154 mg/kg s.m. (SOE_S_34), przy wartości NDS równej 3 mg/kg s.m.

Substancje powodujące ryzyko istotne środowiskowo, dla których brak jest standardów jakości

Na podstawie analizy wyników badań laboratoryjnych stwierdza się obecność w środowisku gruntowym przedmiotowego terenu następujących, ważnych, ale nienormowanych substancji powodujących ryzyko, dla których ustalono progowe wartości NDS (Rozdział XV):

- 2-fenylfenol – powszechne występowanie (wykryte w 15 punktach badawczych), ale dość niskie zawartości - maksymalnie 0,0108 mg/kg s.m. w punkcie SOE_S_23
- AOX – podwyższone zawartości, stwierdzone w 5 lokalizacjach badawczych – maksymalnie 83 mg/kg s.m w punkcie SOE_S_28.
- difenylosulfon – podwyższone zawartości stwierdzone w 5 punktach badawczych – oznaczona wartość maksymalna to 0,48 mg/kg s.m w punkcie SOE_S_25.
- anilina – podwyższone zawartości w dwóch punktach badawczych (SOE_S_31, SOE_S_35) – maksymalnie 1,7 mg/kg s.m.



Rysunek 58 Zawartości maksymalne 2-fenylofenolu [mg/kg s.m.] w gruntach z punktów w lokalizacjach „żółtych”

Jakość gruntów obszaru WTZ Zachem SOE dla punktów w miejscach szczególnych warunków hydrogeologicznych (lokalizacje „niebieskie”)

W celu weryfikacji i uszczegółowienia wyników geochemicznych z badań wstępnych, ale przede wszystkim dla oceny jakościowej miejsc występowania szczególnych i istotnych dla migracji wód podziemnych na obszarze WTZ Zachem SOE warunków hydrogeologicznych wytypowano 10 miejsc/punktów badawczych - numery punktów SOE_S_2, SOE_S_3, SOE_S_4, SOE_S_6, SOE_S_7, SOE_S_8, SOE_S_9, SOE_S_10, SOE_S_13, SOE_S_22.

Spośród wymienionych lokalizacji badawczych punkt SOE_S_4 położony jest na działce zaklasyfikowanej do III grupy użytkowania terenu - tereny leśne; pozostałe 9 lokalizacji badawczych umiejscowiono na terenach przemysłowych i komunikacyjnych - IV grupa użytkowania terenu.

Dla ww. 10 punktów przebadano łącznie 30 próbek, które pobrano z głębokości od około 1 m do 26,5 m p.p.t. W przekazanym do laboratorium materiale badawczym zawartości powyżej limitu detekcji zastosowanych metod badawczych wykryto łącznie dla 11 substancji i związków istotnych dla jakości środowiska. Do zestawienia tego, dodatkowo należy doliczyć powszechnie występujące w badanych gruntach metale i metaloid (łącznie 12 parametrów).

Substancje powodujące ryzyko, dla których istnieją standardy jakości

W przebadanych 30 próbkach gruntu (10 punktów badawczych), zdecydowana większość wykrytych powyżej limitu detekcji substancji i parametrów posiada ustalone wartości dopuszczalne NDS. Dotyczy

to metali i metaloidu, BTEX, WWA, cyjanków wolnych, węglowodorów C12-C35, ftalanów, fenolu i krezoli.

W przebadanych próbkach wykryto także parametry/substancje nienormowane, takie jak: wskaźnik związków chlorowcoorganicznych AOX, difenylosulfon, 2-fenylfenol oraz anilina.

Grunty grupy III

W próbce gruntu pobranej z punktu badawczego SOE_S_4, zlokalizowanego na terenach grupy III wykryto:

- niską i nieistotną środowiskowo zawartość pojedynczych metali ciężkich – zdecydowanie poniżej dopuszczalnych NDS
- niskie zawartości benzenu - maksymalnie 0,263 mg/kg s.m., przy dopuszczalnej zawartości 1 mg/kg s.m.
- **wysokie zawartości fenolu, stanowiące zanieczyszczenie** – stwierdzona na głębokości około 19,5 m p.p.t. zawartość równa **1,06 mg/kg s.m. przekracza** normatywną wartość **NDS równą 0,1 mg/kg s.m.**
- **wysokie zawartości (m+p)krezolu, klasyfikowane jako zanieczyszczenie** – wykryta na głębokości około 19,5 m p.p.t. zawartość wynosząca **0,142 mg/kg s.m. przekracza** normatywną wartość **NDS równą 0,1 mg/kg s.m.**

W związku z powyższym należy uznać, że w punkcie badawczym SOE_S_4 występują zanieczyszczone grunty, a stwierdzonymi w tej lokalizacji substancjami przekraczającą wartości normatywne NDS są fenol i (m+p)krezol.

Grunty grupy IV

W próbkach gruntu pobranych z punktów badawczych SOE_S_2, SOE_S_3, SOE_S_6, SOE_S_7, SOE_S_8, SOE_S_9, SOE_S_10, SOE_S_13, SOE_S_22., zlokalizowanych na terenach grupy IV wykryto:

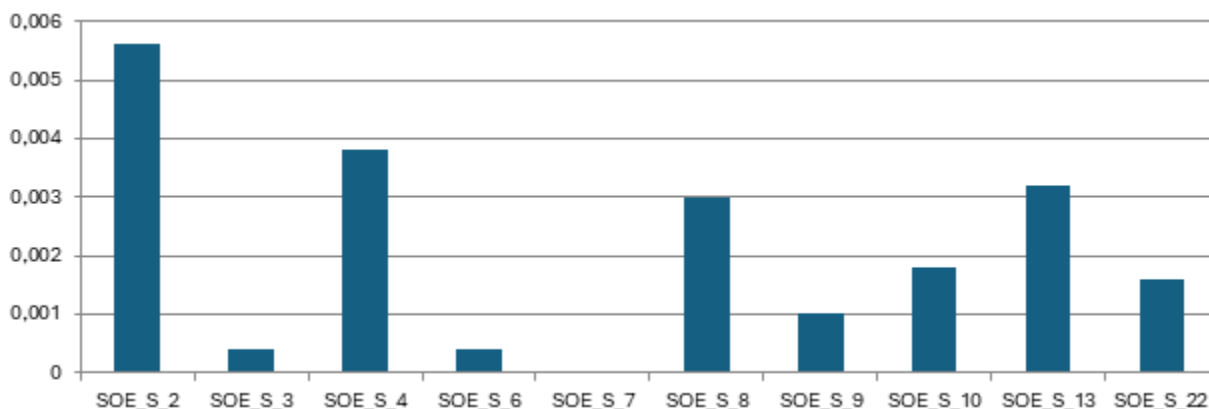
- niskie i nieistotne środowiskowo zawartości pojedynczych metali ciężkich – zdecydowanie poniżej dopuszczalnych NDS
- niską i lokalną (punkt badawczy SOE_S_7) obecność cyjanków wolnych – 0,77 mg/kg s.m., przy NDS równym 5 mg/kg s.m.

- niską obecność w środowisku gruntowym 3 związków z grupy WWA (punkt SOE_S_7) – maksymalnie dla pojedynczego związku – chryzenu na poziomie 0,053 mg/kg s.m., przy wartości NDS dla tego związku równej 10 mg/kg s.m.
- bardzo niskie, punktowe (SOE_S_7) zawartości etylobenzenu i toluenu – odpowiednio 0,005 mg/kg s.m. i 0,019 mg/kg s.m. przy dopuszczalnych zawartościach NDS równych 10 i 5 mg/kg s.m.
- dość niskie zawartości węglowodorów C12-C35 stwierdzone w dwóch lokalizacjach (SOE_S_7 i SOE_S_10) – maksymalnie 302,9 mg/kg s.m. (SOE_S_10), przy wartości NDS równej 1 000 mg/kg s.m.
- niskie i lokalne (punkty badawcze SOE_S_2 i SOE_S_7) zawartości ftalanu di-2-etyloheksylu – maksymalnie 0,28 mg/kg s.m., przy dopuszczalnych wartościach NDS dla tych związków 10 mg/kg s.m.
- punktowe (SOE_S_7), niskie zawartości fenolu – maksymalnie 0,246 mg/kg s.m., przy wartości NDS równej 3 mg/kg s.m.

Substancje powodujące ryzyko istotne środowiskowo, dla których brak jest standardów jakości

Na podstawie analizy wyników badań laboratoryjnych 30 próbek stwierdza się obecność w środowisku gruntowym przedmiotowego terenu następujących, ważnych, ale nienormowanych substancji powodujących ryzyko, wymagających ustalenia progowych wartości NDS:

- **2-fenylofenol** – powszechne występowanie (wykryte w 9 punktach badawczych), ale dość niskie zawartości - maksymalnie 0,0056 mg/kg s.m. w punkcie SOE_S_2
- **AOX** – podwyższone zawartości, stwierdzone w 7 lokalizacjach badawczych – maksymalnie 45 mg/kg s.m. (SOE_S_22)
- **difenylosulfon** – podwyższone zawartości stwierdzone w 2 punktach badawczych – oznaczona wartość maksymalna to 0,18 mg/kg s.m. (SOE_S_2)
- **anilina** – podwyższona zawartość w punkcie badawczym SOE_S_4 – 0,57 mg/kg s.m.



Rysunek 59 Zawartości maksymalne 2-fenylofenolu [mg/kg s.m.] w gruntach z punktów w lokalizacjach „niebieskich”

Jakość gruntów obszaru WTZ Zachem SOE dla punktów uszczegóławiających informacje o składowiskach i miejscach gromadzenia odpadów (lokalizacje „czerwone”)

W celu weryfikacji i uszczegółowienia wyników geochemicznych z badań wstępnych, ale przede wszystkim okonturowania składowisk i miejsc gromadzenia odpadów zlokalizowanych na obszarze WTZ Zachem SOE wytypowano 12 miejsc/punktów badawczych - numery punktów: SOE_S_20, SOE_S_26, SOE_S_27, SOE_S_29, SOE_S_30, SOE_S_32, SOE_S_33, SOE_S_36, SOE_S_37, SOE_S_38, SOE_S_39, SOE_S_40.

Dla ww. 12. punktów przebadano łącznie 36 próbek gruntu, które pobrano z głębokości od około 1 m do 23 m p.p.t. W przekazanym do laboratorium materiale badawczym zawartości powyżej limitu detekcji zastosowanych metod badawczych wykryto łącznie dla 9 substancji i związków istotnych dla jakości środowiska. Do zestawienia tego, dodatkowo należy doliczyć powszechnie występujące w badanych gruntach metale i metaloid (łącznie 12 parametrów).

Wszystkie 12 punktów badawczych zlokalizowanych jest na terenach przemysłowych i komunikacyjnych, należących do IV grupy gruntów.

Substancje powodujące ryzyko, dla których istnieją standardy jakości

W próbkach gruntu pobranych z punktów badawczych SOE_S_20, SOE_S_26, SOE_S_27, SOE_S_29, SOE_S_30, SOE_S_32, SOE_S_33, SOE_S_36, SOE_S_37, SOE_S_38, SOE_S_39, SOE_S_40, zlokalizowanych na terenach grupy IV, wykryto:

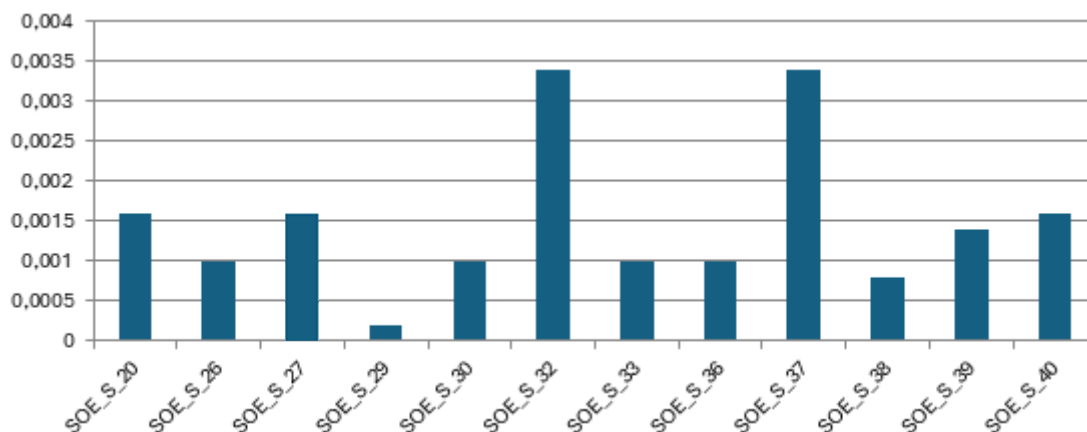
- niskie i nieistotne środowiskowo zawartości pojedynczych metali ciężkich – zdecydowanie poniżej dopuszczalnych NDS

- śladową obecność PCB 138 – 0,0021 mg/kg s.m. (punkt badawczy SOE_S_39), przy NDS równym 0,5 mg/kg s.m.
- niskie i lokalne zawartości benzenu (punkty SOE_S_38, SOE_S_39, SOE_S_40) – maksymalnie 0,311 mg/kg s.m. przy dopuszczalnych zawartościach NDS równej 3 mg/kg s.m.
- dość niskie zawartości węglowodorów C12-C35 stwierdzone w dwóch lokalizacjach (SOE_S_27 i SOE_S_30) – maksymalnie 39,6 mg/kg s.m. (SOE_S_27), 35,8 mg/kg s.m. (SOE_S_30) przy wartości NDS równej 1 000 mg/kg s.m.
- śladowe i lokalne (punkt badawczy SOE_S_40) zawartości 1,2-dichloroetanu – 0,014 mg/kg s.m., przy dopuszczalnych wartościach NDS dla tego związku 1 mg/kg s.m.
- podwyższone zawartości fenolu (SOE_S_32, SOE_S_39, SOE_S_40) – maksymalnie 1,26 mg/kg s.m. (SOE_S_40), przy wartości NDS równej 3 mg/kg s.m.

Substancje powodujące ryzyko istotne środowiskowo, dla których brak jest standardów jakości

Na podstawie analizy wyników badań laboratoryjnych 36 próbek stwierdza się obecność w środowisku gruntowym przedmiotowego terenu następujących, ważnych, ale nienormowanych substancji powodujących ryzyko, wymagających ustalenia progowych wartości NDS:

- **2-fenylofenol** – powszechne występowanie (wykryte w 12 punktach badawczych), ale dość niskie zawartości - maksymalnie 0,0034 mg/kg s.m. w punktach SOE_S_32 i SOE_S_37
- **AOX** – podwyższone zawartości, stwierdzone w 5 lokalizacjach badawczych – maksymalnie 18 mg/kg s.m. (SOE_S_39)
- **difenylosulfon** – podwyższone zawartości stwierdzone w 4 punktach badawczych – oznaczona wartość maksymalna to 0,097 mg/kg s.m. (SOE_S_39)
- **anilina** – podwyższona zawartość w punktach badawczych SOE_S_39 i SOE_S_40 – maksymalnie 1,5 mg/kg s.m. (SOE_S_40)



Rysunek 60 Zawartości maksymalne 2-fenylofenolu [mg/kg s.m.] w gruntach z punktów w lokalizacjach „czerwonych”

Analiza uzyskanych wyników badań szczegółowych wskazuje, że na terenie WTZ Zachem SOE natrafiono na obszary i miejsca z przekroczeniami dopuszczalnych wartości określonych w Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Weryfikowany podczas badań szczegółowych obszar WTZ Zachem SOE dla zdecydowanej większości przebadanych miejsc i gruntów spełnia wymagania i ustalone NDS dla gruntów przemysłowych (grupa IV), jak też gruntów leśnych i zielonych (grupa III).

Wyjątek stanowią punkty badawcze SOE_S_4 i SOE_S_35, położone na działkach grupy III - tereny leśne, gdzie stwierdzono:

- punkt SOE_S_4:

- **wysokie zawartości fenolu, stanowiące zanieczyszczenie** – oznaczona na głębokości około 19,5 m p.p.t. zawartość równa **1,06 mg/kg s.m. przekracza** normatywną wartość **NDS równą 0,1 mg/kg s.m.**
- **wysokie zawartości (m+p)krezolu, klasyfikowane jako zanieczyszczenie** – wykryta na głębokości około 19,5 m p.p.t. zawartość wynosząca **0,142 mg/kg s.m. przekracza** normatywną wartość **NDS równą 0,1 mg/kg s.m.**

- punkt SOE_S_35:

- **wysokie zawartości fenolu, stanowiące zanieczyszczenie** – stwierdzona na głębokości około 17,0 m p.p.t. zawartość równa **0,639 mg/kg s.m., przekracza** normatywną wartość **NDS równą 0,1 mg/kg s.m.**

Uzyskane wyniki szczegółowych badań gruntów z obszaru WTZ Zachem SOE potwierdziły w przebadanych próbkach obecność kilkunastu różnych parametrów, stanowiących wskaźniki zanieczyszczeń antropogenicznych i przemysłowych. Oznaczone zawartości wykryto jednak na poziomach śladowych lub podwyższonych, w stosunku do progów oznaczalności zastosowanych metod analitycznych. Wykryte zawartości stwierdzano w różnych interwałach głębokościowych, sięgających praktycznie od powierzchni terenu do 30 m p.p.t. **Wśród wykrytych parametrów i substancji pochodzenia antropogenicznego częstotliwość występowania wyróżniały się zarówno wskaźniki normowane, jak też nienormowane takie jak: 2-fenylfenol, związki AOX, difenylosulfon, węglowodory C12-C35, czy też fenol.** Pozostałe wykryte parametry oznaczono mniej powszechnie i raczej punktowo.

W ramach badań szczegółowych wykonano dodatkowe analizy próbek gruntów w kierunku występowania związków chloroorganicznych, obejmujących pestycydy chloroorganiczne z grupy DDT oraz izomery HCH. Badaniami objęto próbki pobrane z otworów SOE_S_1 – SOE_S_40.

W przeprowadzonych analizach nie stwierdzono obecności aldryny, dieldryny, endryny oraz izomerów HCH (α -HCH, β -HCH, γ -HCH) w stężeniach przekraczających granice oznaczalności metody analitycznej.

W części próbek wykryto natomiast pozostałości związków z grupy DDT, obejmujących metabolity DDE i DDD oraz sam DDT. Suma stężeń DDT/DDE/DDD wynosiła od 0,0014 mg/kg s.m. (SOE_S_15; 1,5-2,0 m p.p.t.) do 0,0145 mg/kg s.m. (SOE_S_13; 0,9-1,5 m p.p.t.). Podwyższone wartości odnotowano również w próbkach SOE_S_18 (0,0121 mg/kg s.m.) oraz SOE_S_10 (0,0090 mg/kg s.m.).

Najczęściej oznaczanym związkiem był metabolit 4,4'-DDE, którego stężenia wyniosły od 0,0014 do 0,0056 mg/kg s.m. W wybranych próbkach stwierdzono również obecność 4,4'-DDD (do 0,0041 mg/kg s.m.), 4,4'-DDT (do 0,0026 mg/kg s.m.), a także 2,4'-DDT i 2,4'-DDD w śladowych ilościach odpowiednio do 0,0011 mg/kg s.m. i 0,0025 mg/kg s.m. Szczegółowe wyniki badań związków chloroorganicznych zamieszczono w załączniku 9b – tabela 2. W przeprowadzonych analizach nie stwierdzono obecności aldryny, dieldryny, endryny oraz izomerów HCH (α -HCH, β -HCH, γ -HCH) w stężeniach przekraczających granice oznaczalności metody analitycznej.

Uzyskane wyniki wskazują na lokalną obecność historycznych pozostałości pestycydów chloroorganicznych z grupy DDT w badanych gruntach. Stwierdzone stężenia są niskie i dotyczą głównie produktów degradacji DDT (DDE i DDD).

2.3. Interpretacja wyników badań

Teren WTZ otoczony jest zakładami przemysłowymi (od wschodu graniczy z Zakładami Chemicznymi NITRO-CHEM S.A.), halami, magazynami, hurtowniami i siedzibami firm. Obszar WTZ SOE to klasyczny przykład skomplikowanego, wieloźródłowego ogniska zanieczyszczeń o charakterze historycznym.

Struktura anomalii chemicznych bezpośrednio odzwierciedla infrastrukturę produkcyjną i odpadową dawnego Zachemu. To kluczowy obiekt generujący zanieczyszczenia halogenowe na tym obszarze. Staw służył jako odbiornik ścieków i osadów technologicznych z instalacji produkcji epichlorohydryny oraz powiązanych procesów syntezy organicznej (w tym produkcji tworzyw i pianek poliuretanowych). Źródło zanieczyszczeń w obrębie wielkoobszarowego terenu zdegradowanego SOE stanowią: Staw Sedymentacyjny Epichlorohydryny (SOE) oraz Składowisko Popiołów (SP). Datuje się, że na SOE gromadzone były odpady przemysłowe w latach 1977-1998 r., a na Składowisku Popiołów z EC-III, odpowiednio w latach 1974-1992 r. Podział terenu na 29 sekcji badawczych, z których zdecydowana większość została zakwalifikowana do grupy IV (27 sekcji), odpowiada rzeczywistemu zagospodarowaniu terenu oraz rozkładowi potencjalnych źródeł presji środowiskowej, natomiast do grupy III zostało przypisane 2 sekcje. Rozmieszczenie punktów badawczych na tle granic składowiska wskazuje, że najwyższe stężenia zanieczyszczeń są rozproszone w obrębie składowiska, wysokie stężenia związków obserwuje się zarówno w strefach centralnych jak i w peryferyjnych. Taki rozkład przestrzenny świadczy o silnej antropogenicznej presji przemysłowej, co na terenie dawnych zakładów chemicznych Zachem jest zgodne z historycznym sposobem użytkowania, w tym deponowania odpadów oraz ich późniejszej migracji w obrębie składowiska.

Przez dekady działalności doszło do infiltracji związków chloroorganicznych do gruntu. Wysokie stężenia AOX w próbkach powierzchniowych i głębokich są bezpośrednią konsekwencją braku szczelnego uszczelnienia tego obiektu. Wpływ mieć mogą również historyczne pola irygacyjne „Kapuściska i Czersko Polskie”, które spowodowały dodatkowe zasilanie warstwy wodonośnej w sposób sztuczny, w latach funkcjonowania Zakładów (Interreg Central Europe, 2016). Pola irygacyjne przez dziesięciolecia były wykorzystywane do biologicznego oczyszczania i utylizacji ścieków (w tym częściowo ścieków przemysłowych lub bytowo-gospodarczych z aglomeracji i zakładów). Pola irygowane w Bydgoszczy o wydajności 24 tys. m³/d były eksploatowane w latach 1907-2003. Z terenu oczyszczalni nie wywożono osadów ściekowych, a dodatkowo, na mocy decyzji administracyjnych, składowano osady z innych miejskich oczyszczalni i stacji uzdatniania oraz utrzymywano miejskie wylewisko. Boroń (2010) w swoim badaniu stwierdziła, że to właśnie one spowodowały zanieczyszczenie gruntu i wody związkami azotu i metali ciężkich, a same pola irygacyjne były wybudowane w niekorzystnych warunkach środowiskowych ze względu na lokalizację na wyniesieniu w obszarze zasilania GZWP nr 140, co sprzyjało rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń. Dodatkowo warunki wodne po budowie osadnika popiołu w 1984 r. pogorszyły się na skutek podtopienia.

Długotrwała eksploatacja pól irygacyjnych i związany z nią dopływ materii organicznej oraz zawiesiny mogły doprowadzić w tym rejonie do rozwoju zaawansowanej kolmatacji fizycznej i biologicznej (tzw. biocloggingu). Proces ten drastycznie zmniejsza hydrauliczną przepuszczalność porów gruntu – w

skrajnych przypadkach nawet od 100 do 1000 razy (Baveye et al., 1998). W warunkach wieloletniej eksploatacji pól irygacyjnych proces ten doprowadził do fizycznego „uszczelnienia” gruntu, tworząc podziemną barierę, która unieruchomiła i uwięziła migrujące związki chloroorganiczne (w tym generujące wysoki wskaźnik AOX) w strefie przypowierzchniowej na całe dekady. Zjawisko to znajduje pełne potwierdzenie w mechanizmie opisanym przez Baveye i in. (1998), według których kumulacja żelowych substancji pozakomórkowych w gruncie „skutecznie blokuje przepływ przez sieć drobnych porów, zmniejszając efektywną porowatość”. Powstałe w ten sposób „uwodnione exopolimery są nieprzepuszczalne” i sprawiają, że uwięzione w nich cząsteczki wody oraz rozpuszczone substancje organiczne zostają wyłączone z makroskopowego transportu, tworząc trwałą barierę hydrauliczną.

Kluczowym elementem interpretacji wyników na obszarze Zachem SOE jest także zrozumienie wpływu szeroko pojętej antropopresji. Przykładem może być obecność aniliny na przedmiotowym terenie, która może pochodzić ze składowiska szlamu anilinowego na wschód od terenu WTZ SOE bądź z historycznej produkcji aniliny na terenie WTZ SOE. Obecność ftalanów (DEHP) w warstwie powierzchniowej to także efekt działalności przemysłowej wynikającej z produkcji tworzyw sztucznych. Z kolei wysokie stężenia WWA mogą być związane z historycznym opadem pyłów z emitorów EC-III oraz transportem zakładowym (bazy transportowe i przeładunkowe, zlokalizowane w rejonie WTZ Zachem SOE).

W badaniach przypowierzchniowej warstwy gruntu (0-0,25 m p.p.t.) na obszarze WTZ SOE, oznaczanie adsorbowanych organicznie związanych halogenów (AOX) odegrało kluczową rolę w identyfikacji stref anomalii chemicznych. Na podstawie przeprowadzonych badań laboratoryjnych próbek gleb pobranych z sekcji badawczych na głębokości 0-0.25 m p.p.t., stwierdzono, że zdecydowana większość analizowanych parametrów fizykochemicznych spełnia wymagania jakościowe i nie przekracza dopuszczalnych wartości normatywnych określonych dla gruntów grupy IV. Ogólny poziom zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych mieści się w zakresie typowym dla obszarów silnie przekształconych antropopresją, wykazując duże zróżnicowanie wilgotności (sucha masa 44,8–94,7%) oraz szeroki zakres odczynu – od gleb kwaśnych (pH 5,1 w sekcji SOE8), przez obojętne, aż po zasadowe (pH 8,4 w sekcji SOE27), co stanowi przesłankę występowania lokalnej degradacji środowiska.

W segmencie zanieczyszczeń nieorganicznych kluczowym problemem jakościowym jest **istotne, niemal trzykrotne przekroczenie zawartości ołowiu (Pb) w sekcji SOE10**, gdzie odnotowano stężenie na poziomie aż **1 797 mg/kg s.m.** wobec normy wynoszącej 600 mg/kg s.m. Anomalia ta ma charakter punktowy i wiąże się z lokalnym źródłem zanieczyszczenia (historycznym, przemysłowym, komunikacyjnym lub składowaniem odpadów). Dużym prawdopodobieństwem jest także pochodzenie ołowiu ze składowiska popiołów z EC. W pozostałych sekcjach większość metali ciężkich nie generuje

przekroczeń norm, choć lokalnie zaobserwowano podwyższone tło baru, chromu i cynku (SOE8), cyny (SOE10), miedzi i niklu (SOE20) oraz kobaltu (SOE22).

Większość poniżej zidentyfikowanych substancji organicznych występuje w ilościach śladowych, rozproszonych i nie wykazuje istotnego wpływu na stan środowiska:

- **AOX:** Wykazują powszechną obecność w warstwie przypowierzchniowej na całym obszarze (z wyjątkiem sekcji SOE9, gdzie stężenie wynosi <10 mg/kg s.m.) oraz silne zróżnicowanie przestrzenne z lokalnym maksimum na poziomie **380 mg/kg s.m. w sekcji SOE14**. Brak bezpośrednich norm prawnych utrudnia ich jednoznaczną ocenę regulacyjną.
- **WWA, BTEX i węglowodory ropopochodne:** Wszystkie oznaczane związki z grupy WWA są obecne w gruncie w sposób rozproszony, osiągając najwyższe, lecz wciąż normatywne wartości w sekcji SOE20 [benzo(a)piren: 1,04 mg/kg s.m. przy normie 3,2 mg/kg s.m.]. Frakcję benzyn (C6-C12) wykryto marginalnie jedynie w sekcji SOE14 (2,9 mg/kg s.m.), a węglowodory ciężkie (C12-C35) w 7 sekcjach (maksymalnie 178,4 mg/kg s.m. w SOE8 przy normie 3 000 mg/kg s.m.). Związki typu BTEX (etylobenzen, toluen, ksyleny) oznaczono powyżej limitu detekcji w 8 sekcjach, lecz ich stężenia (<0,25 mg/kg s.m.) drastycznie ustępują limitowi 100 mg/kg s.m.
- **Chlorobenzeny:** Heksachlorobenzen (HCB) zidentyfikowano jedynie w 3 próbkach. Najwyższe stężenie odnotowano w próbce SOE20 i wyniosło 0,0265 mg/kg s.m., co pozostaje znacznie poniżej wartości dopuszczalnej wynoszącej 15 mg/kg s.m.
- **PCB:** Śladowe obecności pojedynczych kongenerów PCB (PCB101, PCB138, PCB153 oraz PCB180) wykryto w 6 sekcjach badawczych. Maksymalne stężenie wyniosło 0,0078 mg/kg s.m., przy wartości dopuszczalnej na poziomie 2 mg/kg s.m.
- **Cyjanki:** Cyjanki wolne osiągnęły maksymalne stężenie 1,9 mg/kg s.m. w próbce SOE19, natomiast cyjanki kompleksowe 11 mg/kg s.m. w próbce SOE12. W obu przypadkach uzyskane wartości pozostają wyraźnie poniżej obowiązujących progów dopuszczalnych.
- **Fenole, Krezole i substancje nienormowane:** Obecność fenolu wykazano wybiórczo w trzech sekcjach (maksymalnie 0,337 mg/kg s.m. w SOE13 wobec normy 50 mg/kg s.m.), a (m+p)-krezol pojawił się wyłącznie w próbce SOE22 (1,18 mg/kg s.m.). Ponadto laboratoryjnie potwierdzono śladowe, nienormowane zawartości dichlorosulfonu (max. 0,42 mg/kg s.m. w SOE13), 2-fenylofenolu, 1,2,4-trimetylobenzenu, propylotoluenu oraz trichlorofluorometanu.

Wierzchnia warstwa gruntu obszaru WTZ Zachem SOE na zdecydowanej większości powierzchni spełnia kryteria jakościowe dla terenów przemysłowych (grupy IV). Z uwagi na wykazane, punktowe zanieczyszczenie ołowiem, sekcja badawcza **SOE10 wymaga bezwzględnego przeprowadzenia**

dotatkowej analizy lokalnej oraz wdrożenia dedykowanych działań naprawczych w strefie tego przekroczenia.

Analiza statystyczna (Tab 16-17) wykazała skrajne zróżnicowanie w rozpowszechnieniu badanych substancji. Dominującym zanieczyszczeniem w skali całego obiektu są związki chloroorganiczne (**AOX = 96,15% wykryć**) oraz **ftalan di-2-etyloheksylu (69,23%)**. Pozostałe ksenobiotyki organiczne identyfikowane były rzadziej – w granicach od 3,85% do 23,08% wszystkich pobranych próbek (N=24 lub 26). Dla większości parametrów odnotowano znaczący rozstęp między wartościami minimalnymi (często na poziomie granicy oznaczalności LOQ) a maksimumami. Świadczy to o występowaniu silnych anomalii punktowych w profilu gruntowym. Najbardziej drastyczne skoki stężeń zaobserwowano dla AOX (od 10 do 380 mg/kg s.m.), ftalanu di-2-etyloheksylu oraz sumy ftalanów (od 0,1 do wartości poza zakresem pomiarowym >10 mg/kg s.m.), a także dla (m+p)-Krezolu (od 0,1 do 1,18 mg/kg s.m.). Wysoki współczynnik zmienności (CV) jednoznacznie wskazuje na nieregularny, gniazdowy charakter zanieczyszczeń takich jak: odnotowania dla ftalanu di-2-etyloheksylu (250%), trimetylobenzenu (170%), ksylenów (155–167%), krezolu (148%) oraz AOX (139%). Tak wysokie wartości CV są statystycznym dowodem na istnienie wyraźnych, lokalnych ognisk (chmur) zanieczyszczeń, a nie tła obszarowego. Umiarkowana i niska zmienność została wykryta dla wyników: Difenylosulfon (107%) oraz 2-fenylfenol (74%), które wykazują bardziej równomierny rozkład migracji w gruncie. Z kolei ftalan di-n-butylu (3%) oraz freon trichlorofluorometan (26%), mimo wykrycia powyżej LOQ, charakteryzują się niemal płaskim profilem stężeń, co oznacza brak jakichkolwiek anomalii przestrzennych dla tych dwóch parametrów.

Tabela 16 Tabela zmiennych, dla których zaobserwowano anomalie bądź stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla parametrów zarówno objętych i nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. dla gruntów zaklasyfikowanych do IV grupy

Nazwa Parametru	N	% wykryć	Liczba przekroczeń wg. RM	Wartość MIN mg/kg s.m.	Wartość MAX mg/kg s.m.	$\bar{x}$ mg/kg s.m.	σ mg/kg s.m.	CV [%]
Ołów (Pb)	26	100	1	11.78	1797	96.433	340.61	353
o-Ksylen	26	11.54	0	0.005	0.07	0.0087	0.013	155
(m+p)-Ksylen	26	23.08	0	0.01	0.171	0.0193	0.0321	167
(m+p)-Krezol	26	3.85	0	0.1	1.18	0.1432	0.2116	148
Ftalany (suma)	26	0.65	0	0.1	16.94	0.7680	1.9126	249

Ftalan di-2-etyloheksylu	26	69.23	0	0.1	>10	0.76615	1.9121	250
Ftalan di-n-butylu	26	7.69	0	0.1	0.11	0.10077	0.0027	3
AOX	26	96.15	0	10	380	54.885	76.279	139
Difenylosulfon	24	12.50	0	0.05	0.42	0.0698	0.0745	107
2-Fenylofenol	24	8.33	0	0.04	0.8	0.2626	0.1951	74
1,2,4-Trimetylobenzen	26	19.23	0	0.005	0.093	0.0105	0.0178	170
4-Izopropylotoluen	26	7.69	0	0.005	0.021	0.00565	0.0031	54
Izopropylobenzen	26	7.69	0	0.005	0.018	0.0055	0.0025	45
n-propylobenzen	26	7.69	0	0.005	0.021	0.00569	0.0031	54
Trichlorofluorometan	26	3.85	0	0.005	0.012	0.00527	0.0013	26

W ramach oceny wierzchniej warstwy środowiska gruntowego (0–0,25 m p.p.t.) na obszarze WTZ Zachem SOE, wydzielono dwie sekcje badawcze – **SOE24** i **SOE26**, których wyniki laboratoryjne odniesiono do standardów jakościowych przewidzianych przez Ministerstwo Klimatu i Środowiska dla **gruntów grupy III**. Przeprowadzona analiza wykazała, że zdecydowana większość badanych substancji kształtuje się poniżej limitów detekcji lub na poziomach śladowych, nie stanowiąc zagrożenia regulacyjnego. Zawartości metali ciężkich (As, Ba, Cr, Zn, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Hg) okazały się bardzo niskie. Podobny, marginalny charakter odnotowano dla wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (chryzenu i benzo(b)fluorantenu na poziomie 0,033–0,035 mg/kg s.m. wobec normy 1 mg/kg), ftalanów DEHP (maksymalnie 0,2 mg/kg s.m. przy normie 10 mg/kg s.m.) oraz fenolu, którego śladową ilość (0,053mg/kg s.m. przy limicie 3 mg/kg s.m.) zarejestrowano wybiórczo w sekcji SOE26. Z kolei obecność parametru sumarycznego AOX na stabilnym poziomie 29–30 mg/kg s.m. potwierdza rozproszoną presję antropogeniczną, choć zgodnie z uwarunkowaniami metodycznymi, brak jednoznacznych norm prawnych dla tej matrycy uniemożliwia jej kategorię ocenę toksykologiczną. Jedynym istotnym problemem środowiskowym w tej strefie jest punktowe, lokalne przekroczenie zawartości dopuszczalnych dla trwałego kongeneru PCB 118 w sekcji SOE26. Odnotowano tam stężenie wynoszące 0,0341 mg/kg s.m, które przekracza normatyw graniczny ustalony na poziomie 0,02 mg/kg s.m. Anomalia ta ma charakter ograniczony przestrzennie i najprawdopodobniej stanowi pozostałość po historycznym skażeniu przemysłowym lub obecności starych materiałów. Ze względu na

wysoką trwałość, toksyczność oraz silną zdolność związków z grupy PCB do bioakumulacji, obszar ten wymaga przeprowadzenia dodatkowych badań uszczegóławiających w celu precyzyjnego wyznaczenia zasięgu plamy zanieczyszczenia oraz zaplanowania ewentualnych punktowych działań naprawczych. Dla porównania, w sąsiadującej sekcji SOE24 zawartość PCB 118 pozostała na w pełni bezpiecznym poziomie 0,0069 mg/kg s.m.

W przypadku grupy gruntów zaliczonej do III grupy gruntów (Tab. 17) zauważono stuprocentową powszechność wykryć wszystkich analizowanych parametrów (PCB 118, ftalan di-2-etyloheksylu oraz AOX). Bardzo niskie współczynniki zmienności dla AOX (16,95%) oraz ftalanu (17,65%) wskazują na wysokie ujednolicenie skażenia i obecność trwałego tła antropogenicznego na tym obszarze. Jedyną wyraźną anomalię punktową i jednocześnie przekroczenie standardów jakości według RM odnotowano dla toksycznego kongeneru PCB 118, który cechuje się wyższą dyspersją wyników ($CV = 66,34\%$).

Tabela 17 Tabela zmiennych, dla których zaobserwowano anomalie bądź stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla parametrów nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r. dla gruntów zaklasyfikowanych do III grupy

Nazwa parametru	N	% wykryć	Liczba przekroczeń wg. RM	Wartość MIN mg/kg s.m.	Wartość MAX mg/kg s.m.	$\bar{x}$ mg/kg s.m.	σ mg/kg s.m.	CV [%]
PCB 118	2	100	1	0.0069	0.0341	0.0205	0.014	66.34
Ftalan di-2-etyloheksylu	2	100	0	0.14	0.2	0.17	0.03	17.65
AOX	2	100	0	29	30	29.5	0.5	16.95

Występowanie zanieczyszczeń antropogenicznych nie ogranicza się jedynie do warstwy powierzchniowej. Istnieje ciągły profil migracyjny od warstwy 0–0,25 m p.p.t., aż do poziomów wodonośnych na głębokości 24–30 m p.p.t. Świadczy to o tym, że powierzchniowe przekroczenia norm są stale zasilane i połączone z głębszym podłożem poprzez pionowy transport infiltracyjny (zasilany opadami atmosferycznymi).

W kilku otworach badawczych (SOE23, SOE24 i SOE25) na znacznych głębokościach około 20 m p.p.t. pojawiła się anilina o zawartości w granicach 0,07 – 0,084 mg/kg s.m. Ze środowiskowego punktu widzenia kluczowa jest także jakość gruntów w otworze SOE25, gdzie na poziomie 29,5 m p.p.t. oznaczono obecność związków węglowodorów halogenowych i niehalogenowych. Taki profil dystrybucji pionowej jednoznacznie wskazuje na wielopoziomowy charakter występowania zanieczyszczeń, co jest

bezpośrednią konsekwencją długotrwałej migracji grawitacyjnej i hydrodynamicznej strumieni zanieczyszczeń w głąb profilu gruntowo-wodnego.

Przeprowadzona analiza statystyczna (Tab. 18), w ramach której porównywano zmienność parametrów o stężeniach powyżej dolnej granicy oznaczalności (nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r.), ujawnia wyraźne różnice w dystrybucji pionowej badanych ksenobiotyków. Wskaźnik AOX wykazuje ciągłą obecność na wszystkich poziomach głębokościowych. W strefie przypowierzchniowej (do 3 m) odnotowano wysoką zmienność statystyczną ($CV = 106,12\%$) oraz maksima dochodzące do 75 mg/kg s.m. W strefie migracyjnej (3–20 m) rozkład stężeń jest najbardziej rozproszony, a współczynnik zmienności spada ($CV = 62,87\%$). Jednak w warstwie najgłębszej (poniżej 20 m) zidentyfikowano absolutne maksimum stężeń wynoszące 140 mg/kg s.m., przy bardzo wysokim współczynniku CV (91,03%). Pod względem statystycznym wskazuje to jednoznacznie na grawitacyjne przemieszczanie się i silną akumulację związków chloroorganicznych w głębokim podłożu.

Odmienne trend statystyczny reprezentują 2-fenylfenol oraz difenylosulfon, których parametry opisowe świadczą o wygasaniu stężeń wraz z głębokością. 2-fenylfenol osiąga najwyższe stężenia w strefie do 3 m (maksimum 12 mg/kg s.m., $CV = 92\%$), po czym w strefie 3–20 m jego zawartość gwałtownie spada (do maksymalnie 2,1 mg/kg s.m.), by w warstwie najgłębszej przyjąć postać wyłącznie jednostkowej detekcji (2,3 mg/kg s.m.). Difenylosulfon z kolei notuje najwyższą dyspersję tuż pod powierzchnią, gdzie współczynnik zmienności przekracza 102% przy maksimum 1,2 mg/kg s.m. Wraz ze wzrostem głębokości jego średnia oraz odchylenie standardowe sukcesywnie maleją, osiągając poniżej 20 m bardzo niskie i wysoce jednorodne wartości ($MAX = 0,1$ mg/kg s.m., $CV = 30,84\%$). Ostatni z parametrów, anilina, nie był wykrywany w warstwie przypowierzchniowej. W strefie 3–20 m wykazuje on umiarkowaną zmienność ($CV = 51,35\%$) z maksimum na poziomie 0,84 mg/kg s.m., a na głębokościach poniżej 20 m jego stężenia drastycznie spadają i ulegają niemal całkowitemu wyrównaniu ($CV = 6,67\%$).

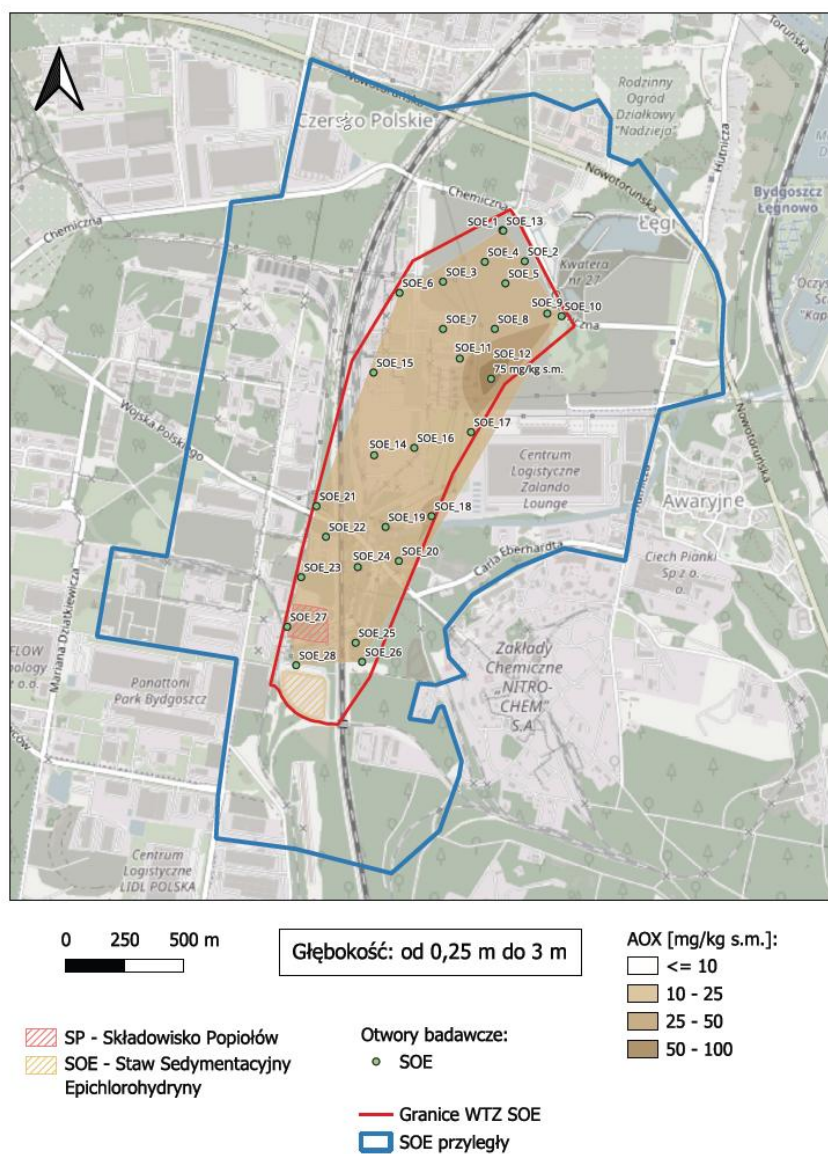
Tabela 18 Analiza statystyczna zmiennych, dla których zaobserwowano stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla parametrów nieobjętych Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 31 października 2024 r.

Nazwa parametru	Głębokość	N	Wartość MIN mg/kg s.m.	Wartość MAX mg/kg s.m.	$\bar{x}$ mg/kg s.m.	σ mg/kg s.m.	CV [%]
AOX	do 3 m	20	10	75	18.80	19.95	106.12
	3-20 m	68	10	60	18.61	11.7	62.87
	poniżej 20 m	18	10	140	18.96	17.26	91.03

2-Fenylofenol	do 3 m	2	0.5	12	6.25	5.75	92
	3-20 m	13	0.1	2.1	0.66	0.59	89.47
	poniżej 20 m	1	2.3	2.3	2.30	-	-
Difenylosulfon	do 3 m	4	0.052	1.2	0.49	0.5	102.46
	3-20 m	14	0.057	0.55	0.18	0.17	91.68
	poniżej 20 m	5	0.053	0.1	0.07	0.02	30.84
Anilina	3-20 m	2	0.27	0.84	0.56	0.29	51.35
	poniżej 20 m	2	0.07	0.08	0.08	0.01	6.67

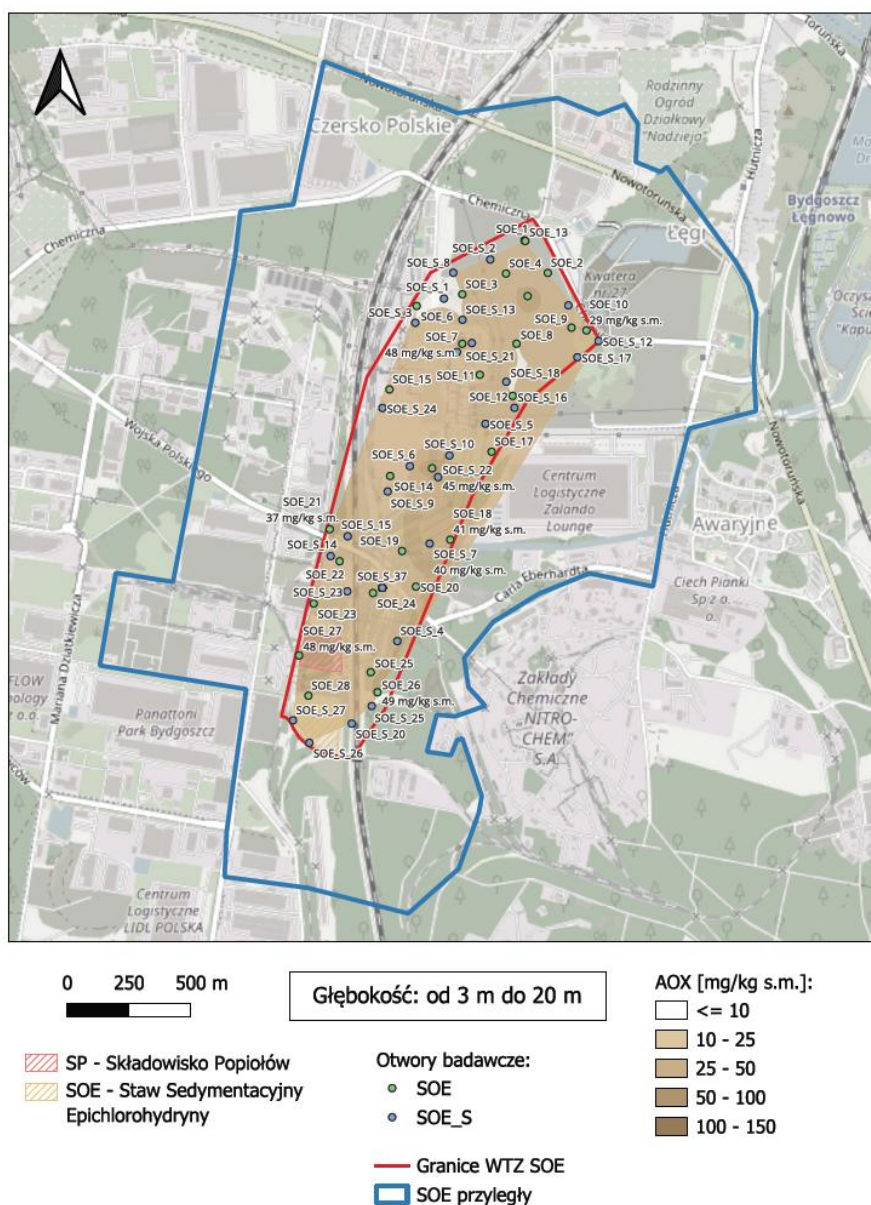
Dwutorowy mechanizm przemieszczania się ksenobiotyków, zarysowany w powyższej analizie statystycznej, znajduje pełne potwierdzenie i doprecyzowanie w analizie ogólnych i szczegółowych map rozkładu przestrzennego umożliwiających dokładną lokalizację tzw. „hot spotów” w poszczególnych warstwach wodonośnych i ukazuje zróżnicowaną podatność gruntu na wymywanie.

Związki chlorowcoorganiczne wykazują nietypowy profil migracyjny, charakteryzujący się bardzo wysoką mobilnością pionową i brakiem skutecznej sorpcji. W strefie przypowierzchniowej do głębokości 3 metrów parametr ten odznacza się wysoką zmiennością statystyczną oraz bezpośrednim, nierównomiernym zasilaniem odgórnym, z ogniskiem zanieczyszczeń wyraźnie przesuniętym i skoncentrowanym wokół punktu SOE 12, gdzie stężenie osiąga 75 mg/kg s.m (Rys 61).



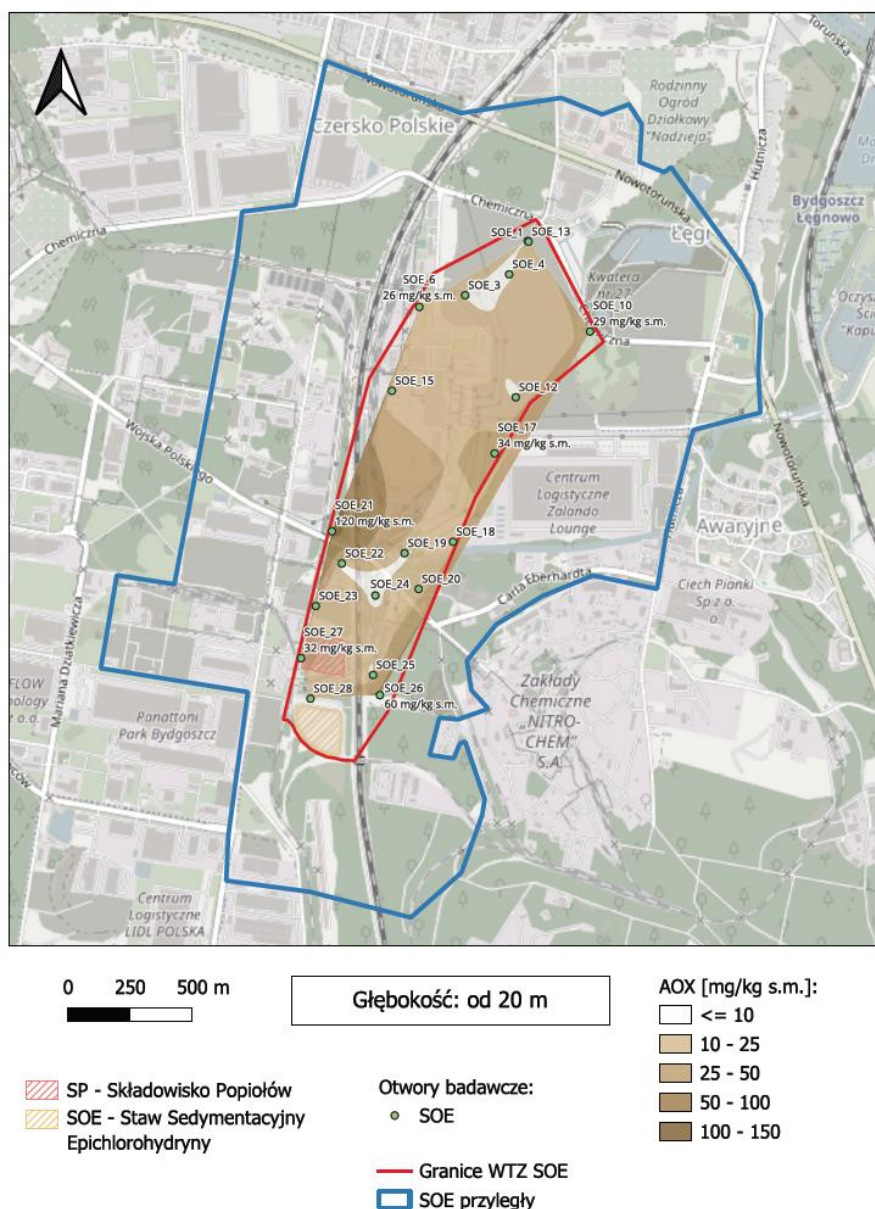
Rysunek 61 Mapa rozkładu przestrzennego dla AOX na głębokości 0.25-3 m p.p.t. na podstawie wyników z badań wstępnych

Poniżej, w strefie przejściowej obejmującej głębokości od 3 do 20 metrów, rozkład zanieczyszczeń staje się wysoce skomplikowany. Choć pierwotne mapy wskazywały na obecność silnego, izolowanego maksimum w punkcie SOE 16 na poziomie 140 mg/kg s.m., wprowadzenie badań szczegółowych ujawniło, że struktura skażenia jest tu znacznie bardziej pofragmentowana i wielofazowa. Zaktualizowana mapa identyfikuje rozproszony system mniejszych ognisk o dużo niższych stężeniach, między innymi w rejonie punktów SOE_S_22 o stężeniu 45 mg/kg s.m. oraz SOE_S_7 z wynikiem 40 mg/kg s.m., co dowodzi, że migracja AOX w głąb profilu zachodzi złożoną siecią preferencyjnych dróg przepływu (Rys 62.)



Rysunek 62 Mapa rozkładu przestrzennego dla AOX na głębokości 3-20 m p.p.t na podstawie wyników z badań szczegółowych

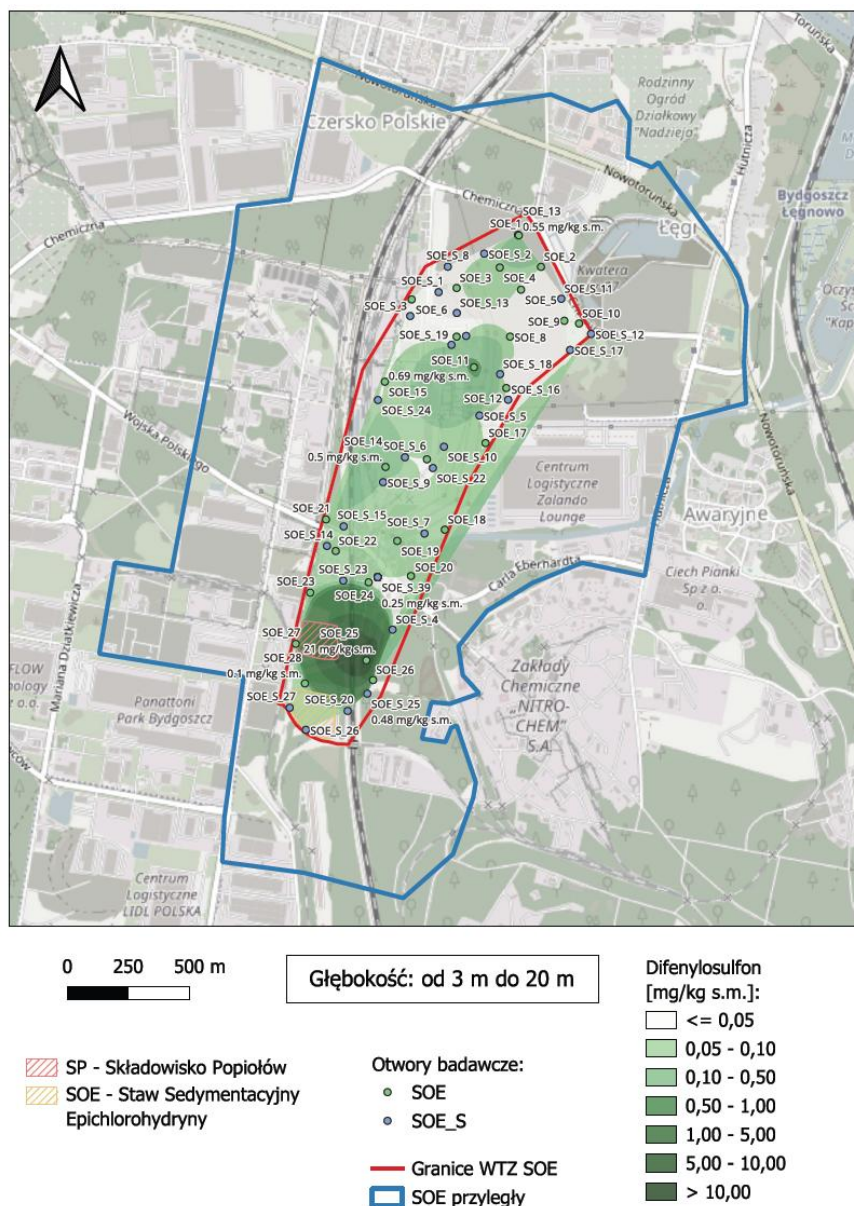
Ostatecznie ładunek ten dociera do strefy najgłębszej, poniżej 20 metrów, która stanowi główny rezerwuuar dla migrujących grawitacyjnie zanieczyszczeń. Mapa rozkładu przestrzennego dla tego poziomu wizualizuje rozległą strefę skażenia w południowo-zachodniej części obszaru, z krytycznymi punktami kumulacji w rejonie piezometrów SOE 21 ze stężeniem 120 mg/kg s.m. oraz SOE 26 z wynikiem 60 mg/kg s.m. Taka kumulacja stanowi statystyczny i przestrzenny dowód na obecność historycznego „okna hydrogeologicznego”, przez które zanieczyszczenia bez przeszkód mogły migrować do głębokich warstw wodonośnych. (Rys 63).



Rysunek 63 Mapa rozkładu przestrzennego dla AOX na głębokości poniżej 20 m na podstawie wyników z badań wstępnych

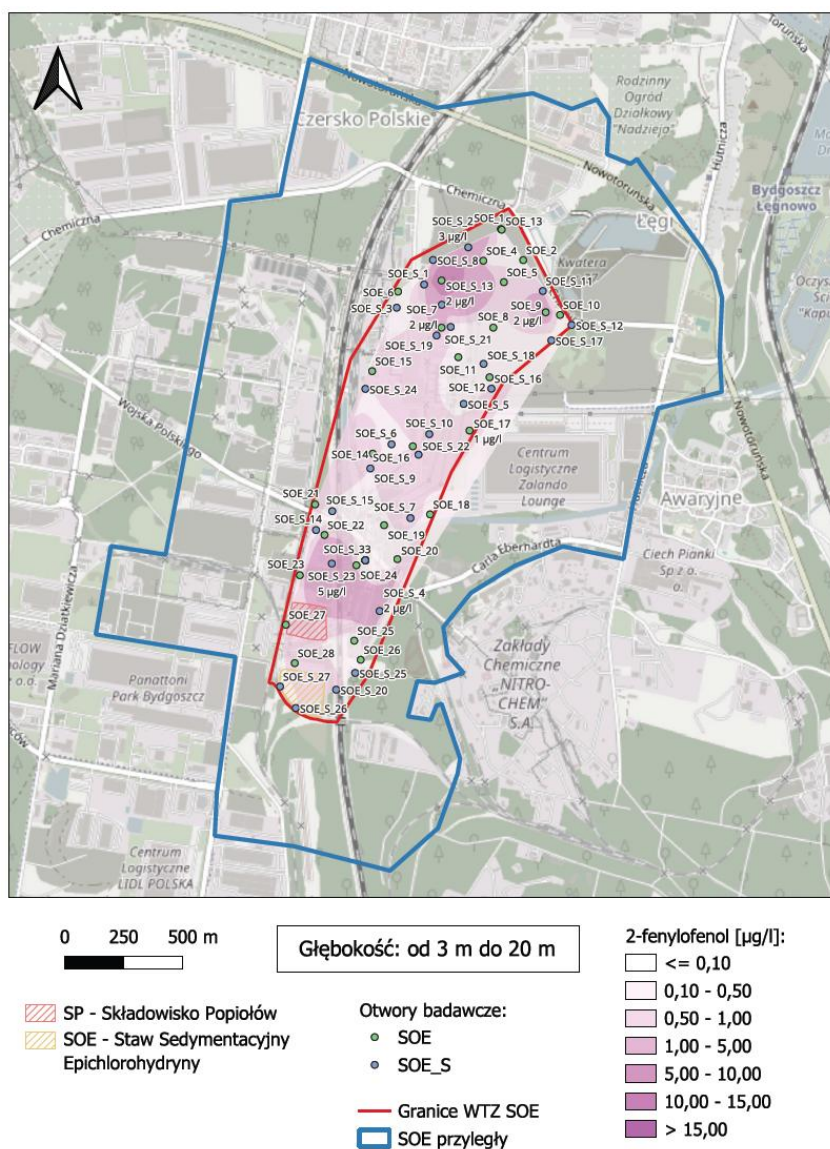
Całkowicie odmienny, wygasający wraz z głębokością trend migracyjny reprezentują difenylosulfon oraz 2-fenylofenol, które ulegają silnemu blokowaniu w płytkich warstwach gruntu. W strefie przypowierzchniowej do 3 m p.p.t. difenylosulfon osiąga najwyższą dyspersję z wyraźnym ogniskiem w centralno-wschodniej części przy otworze SOE 18, gdzie stężenie wynosi 1,2 mg/kg s.m., podczas gdy 2-fenylofenol generuje w tym samym przedziale głębokościowym punktowe maksima sięgające 12 mg/kg s.m. W strefie przejściowej od 3 do 20 metrów następuje gwałtowne rozproszenie i redukcja stężeń obu tych związków, co precyzyjnie konturują mapy szczegółowe. Dla difenylosulfonu zaktualizowana mapa dookreśla zasięg silnie zblokowanego, lokalnego rezerwuaru w południowym sektorze wokół punktu SOE 25 z maksymalnym stężeniem 21 mg/kg s.m., wspieranego wynikami z nowych punktów

pomiarowych, takich jak SOE_S_25 na poziomie 0,48 mg/kg s.m. oraz SOE_S_39 z wynikiem 0,25 mg/kg s.m. (Rys. 64).



Rysunek 64 Mapa rozkładu przestrzennego dla difenylosulfonu na głębokości 3-20 m p.p.t na podstawie wyników z badań szczegółowych

W przypadku 2-fenylofenolu, szczegółowa wizualizacja doskonale obrazuje zjawisko skrajnie silnej sorpcji, ujawniając obecność jedynie wyizolowanych mikro-ognisk w punktach takich jak SOE_S_33 ze stężeniem 5 µg/l (0,01 mg/kg s.m.) czy SOE_S_1 z wartością 3 µg/l (0,006 mg/kg s.m.), co ostatecznie potwierdza jego znikomą mobilność pionową. W konsekwencji w strefie najgłębszej oba związki ulegają niemal całkowitemu wygaszeniu, a ich stężenia stają się wysoce jednorodne i śladowe, z bardzo rzadkimi plamami punktowymi, jak chociażby przy otworze SOE 19, gdzie stężenie difenylosulfonu wynosi 1 mg/kg s.m. (Rys. 65).



Rysunek 65 Mapa rozkładu przestrzennego dla 2-fenylofenolu na głębokości 3-20 m p.p.t na podstawie wyników z badań szczegółowych

Z kolei anilina zachowuje się niezwykle anomalnie względem warstwy najpłytszej, w której w ogóle nie jest wykrywana, po czym ujawnia się z umiarkowaną zmiennością dopiero w strefie przejściowej, notując punktowe maksimum 0,84 mg/kg s.m., by ostatecznie ponownie wygasnąć w najgłębszych warstwach podłoża.

Zestawienie całosciowych danych statystycznych z wynikami obrazowania przestrzennego udowadnia, że strefy najwyższych stężeń poszczególnych substancji bardzo rzadko pokrywają się ze sobą w planie, co jednoznacznie wskazuje na złożony, wielofazowy charakter historycznych źródeł przemysłowych. Zagęszczenie siatki pomiarowej bezsprzecznie uwidoczniło zróżnicowaną podatność gruntu na przemieszczanie się ksenobiotyków w zależności od ich właściwości fizykochemicznych. Podczas gdy substancje takie jak difenylosulfon i 2-fenylofenol są skutecznie buforowane przez grunt, cały ładunek

chlorowcopochodnych związków organicznych swobodnie spenetrował podłoże wieloma preferencyjnymi drogami, wywołując w efekcie najcięższe, trwałe skażenie w obrębie głębokich partii warstwy wodonośnej.

Należy jednak podkreślić, że procedury analityczne AOX zostały pierwotnie opracowane i zwalidowane dla prób o charakterze homogenicznym – głównie dla matryc wodnych (ISO 9562:2004). Zastosowanie klasycznego podejścia adsorpcyjno-spaleniowego do matryc stałych, takich jak gleby i osady, wiąże się ze znacznym wzrostem niepewności pomiarowej wywołanym ich heterogenicznością fizyczną i chemiczną (Teferi, 2022; Shelor et al., 2024). W rutynowej praktyce laboratoryjnej dla matryc stałych powszechnie raportuje się granice oznaczalności (LOQ) na poziomie kilku do około 10 mg/kg s.m. Podwyższone limity raportowania LOQ w analizowanych próbkach glebowych są determinowane przede wszystkim przez wieloetapowy charakter procedury analitycznej oraz specyfiki oddziaływań analitu z matrycą, heterogeniczność próbki, efektywność uwolnienia związków organohalogenowych, obecność halogenków nieorganicznych oraz poziom blanku proceduralnego (Yang et al., 2024). Dodatkowo, silna sorpcja związków organicznych przez obecną w glebach frakcję humusową oraz ich uwięzienie w strukturze mineralno-organicznej zwiększa rozrzut wyników w pobliżu granicy oznaczalności (Asplund and Grimvall, 1991; Asplund et al., 1994).

Interpretację rozkładu przestrzennego zanieczyszczenia AOX na badanym terenie komplikuje potencjalne występowanie interferencji analitycznych. Najważniejszym źródłem błędów dodatnich (zawyżających rzeczywistą zawartość chloroorganiki) jest obecność chlorków nieorganicznych Cl^- . W próbkach o wysokim zasoleniu konieczne jest rozcieńczenie, ponieważ przy stężeniach $>1 \text{ g/L Cl}^-$ wpływ interferencji jest znaczący (Yankovych et al., 2023). W konsekwencji w próbkach o podwyższonym zasoleniu, wynik AOX może w większym stopniu zależeć od skuteczności usunięcia halogenków nieorganicznych niż od rzeczywistej zmienności ładunku organohalogenów, dlatego interpretacja wymaga ścisłej kontroli blanków oraz porównywania wyników wyłącznie w ramach porównywalnych warunków analitycznych.

Pomimo rutynowego płukania węgla aktywnego kwaśnym roztworem azotanu, przy wysokich stężeniach Cl^- w matrycy część jonów mineralnych ulega retencji, generując fałszywie dodatni sygnał po spalaniu (Yankovych et al., 2023). Zjawisko to staje się szczególnie znaczące w próbkach o niskiej zawartości rozpuszczonego węgla organicznego (DOC), gdzie interferencja może ujawniać się już przy stężeniach rzędu 10 mg/L Cl^- (Yang et al., 2024). Z tego względu, zaobserwowane w niektórych punktach wahania tła AOX mogą w większym stopniu odzwierciedlać skuteczność proceduralnego usunięcia halogenków nieorganicznych niż rzeczywistą zmienność ładunku antropogenicznych organohalogenów.

Ponieważ AOX jest wyłącznie parametrem sumarycznym, wyrażanym jako ekwiwalent chloru (μ Cl/L), nie różnicuje on udziału frakcji AOCl, AOBr i AOI, ani nie pozwala na identyfikację konkretnych struktur molekularnych (Yankovych et al., 2023; Wu et al., 2023). Z punktu widzenia toksykologicznego i regulacyjnego, wysokie wartości AOX nie stanowią jednoznacznej podstawy do oceny ryzyka, gdyż nie odzwierciedlają rzeczywistej toksyczności mieszaniny (Wu et al., 2023). Co więcej, w środowisku glebowym zachodzą naturalne procesy halogenacji materii organicznej, co oznacza, że udział frakcji naturalnej w całkowitym AOX nie może być z góry wykluczony (Asplund, 1991; Asplund et al., 1994).

Z tego powodu w badaniach WTZ SOE zastosowano uzasadnione metodologicznie podejście etapowe. AOX posłużył jako skuteczny parametr screeningowy do wyznaczenia przestrzennych stref podwyższonego ładunku organohalogenów oraz jako kryterium uruchomienia analiz celowanych. Równoległe wdrożenie specjacji związków za pomocą techniki chromatografii gazowej sprzężonej ze spektrometrią mas (GC-MS) pozwoliło na identyfikację lotnych i półlotnych związków priorytetowych (np. chlorobenzenów). Warto jednak zauważyć, że jeśli w niektórych punktach badawczych odnotowuje się wysokie stężenia sumarycznego AOX, które nie znajdują pełnego pokrycia w sumie masowej konkretnych związków oznaczonych metodą GC-MS, zjawisko to świadczy o obecności tzw. frakcji niezidentyfikowanej (ang. unidentified fraction). Frakcję tę tworzą zazwyczaj wysokopolarne, hydrofilowe lub nielotne produkty transformacji pierwotnych zanieczyszczeń, które wykazują ograniczoną efektywność adsorpcji na węglu aktywnym lub nie są wykrywane w rutynowych procedurach GC-MS. Kompleksowy bilans masowy i precyzyjna ocena mobilności tych struktur wymagałyby w przyszłości rozszerzenia pakietu o technikę chromatografii jonowej po spaleniu (C-IC) lub LC-MS/MS.

Uzyskany profil zanieczyszczeń gruntu charakteryzujący się szerokim spektrum ładunku organicznego (AOX, WWA, ftalany, anilina) przy jednoczesnej potrzebie selektywnej identyfikacji substancji priorytetowych stanowi klasyczną cechę dojrzałych, przemysłowych terenów typu brownfield. Uzasadnienie przyjętej metodologii i powtarzalność takich układów zanieczyszczeń potwierdzają studia literaturowe obszarów obciążonych wieloskładnikowymi strumieniami odpadów chemicznych w Bydgoszczy. W rejonie oddziaływania składowisk odpadów przemysłowych dawnych zakładów „Zachem” AOX jest raportowany jako jeden z głównych, uniwersalnych wskaźników antropopresji, występujący równoległe obok wysokich stężeń fenoli oraz ruchliwych rozpuszczalników chloroorganicznych (Pierri i Czop, 2020).

Wdrożona identyfikacja konkretnych związków i produktów ich degradacji jest niezbędna do formalnego odniesienia wyników do obowiązujących norm jakości środowiska powierzchni ziemi. Na terenach przemysłowych szczególne znaczenie ma monitorowanie produktów transformacji chlorowanych

węglowodorów, takich jak np. chlorek winylu, który charakteryzuje się znacznie wyższą toksycznością i mobilnością niż pierwotne związki macierzyste (Fan, 2022). Ostateczne decyzje remediacyjne oraz ocena rzeczywistego ryzyka zdrowotnego (w rozróżnieniu od problemu czysto regulacyjnego) na obszarze WTZ Zachem SOE muszą zatem bazować na stężeniach tych zidentyfikowanych substancji specyficznych, podczas gdy parametr AOX pozostaje kluczowym narzędziem monitorowania trendów migracji i ciągłości chmury zanieczyszczeń w czasie i przestrzeni.

X. Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych

1. Ocena warunków hydrogeologicznych

1.1. Analiza i wykorzystanie w dokumentacji materiału źródłowego

Przed przystąpieniem do wykonania niniejszej dokumentacji autorzy zapoznali się z publikowanymi materiałami archiwalnymi. Przeanalizowano:

1. Mapę geośrodowiskową Polski (III) w skali 1:50 000 – plansza A, ark. Bydgoszcz Wschód (0319), Państwowy Instytut Geologiczny-PIB, Warszawa (Andrzejewska-Kubrak K., Kłos A., 2015)
2. Mapę hydrogeologiczną Polski w skali 1:50 000, arkusz Bydgoszcz (0319), Państwowy Instytut Geologiczny-PIB, Warszawa (Gurwin J., Janczarski P., 2000)
3. Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1:50 000 wraz z objaśnieniami, ark. Bydgoszcz Wschód (0319), Państwowy Instytut Geologiczny-PIB, Warszawa (Kozłowska M., Kozłowski I., 1990)

Pierwsze zanieczyszczenia na analizowanym terenie stwierdzono w północno-wschodniej części Zakładów Chemicznych. Badania wykonano w latach 1987 – 1988. Główną substancją zanieczyszczającą był nitrobenzen. Stwierdzono znaczne ilości fenoli, nitrotolenu, manganu i cyjanków. Uznano, że źródłem zanieczyszczeń były nieszczelna kanalizacja poprodukcyjna lub zbiorniki magazynujące nitrobenzen i anilinę na Wydziale 2000. Uznano, że potencjalnym źródłem zanieczyszczeń mogło być składowisko szlamu anilinowego oraz dół szlamowy przy Wydziale WT-12.

W roku 1999 wykonana została Dokumentacja hydrogeologiczna określająca warunki hydrogeologiczne w rejonie Zakładów Chemicznych w Bydgoszczy. W dokumentacji przedstawiono wyniki prac realizowanych w latach 1997 – 1998. Badaniom poddano próby wody podziemnej pobranej z otworów wykonanych na terenie Zakładów Chemicznych w Bydgoszczy. Łącznie pobrano 204 próby wody podziemnej. Oznaczono między innymi: chlorki, siarczany, wapń, magnez, sód, potas, związki azotu,

rozpuszczony węgiel organiczny, fenole lotne, utlenialność, arsen, chrom, cynk, ołów, rtęć, cyjanki, benzeno(a)piren.

W dokumentacji przedstawiono szczegółowy opis budowy geologicznej oraz warunków hydrogeologicznych. Opisano, że dolina ma szerokość 400 – 800 m i ma przebieg SEE-NWW zmieniając kierunek na SSE-NNW.

Opisano dolinę kopalną wciętą w osady neogeńskie do rzędnej 30 m p.p.m. Stwierdzono, że w dolinie istnieje kontakt hydrauliczny między poziomami trzeciorzędowym i czwartorzędowym. Dolina oś przepływu wód czwartorzędowych i trzeciorzędowych. Lokalizację doliny kopalnej przedstawiono na Załączniku nr 12a.

W dokumentacji zinwentaryzowano obiekty których funkcjonowanie wpływało na jakość wód podziemnych. Wskazano, że źródłem zanieczyszczenia wód podziemnych są Składowisko Odpadów przy ul. Lisiej, Izolowane Składowisko Odpadów oraz składowisko zlokalizowane na wschód od rejonu badań tj. Składowisko Odpadów przy ul. Zielonej. Jako źródło zanieczyszczeń zinwentaryzowano Osadnik i plac hałdowy szlamu anilinowego, składowisko popiołów, dół szlamowy, staw sedymentacyjny, centralny zbiornik uśredniający.

Jako źródło zanieczyszczeń wód podziemnych przedstawiono również produkcję o charakterze specjalnym. Miejsca te były i są trudne do zinwentaryzowania.

Stwierdzono, że w latach 50-tych i 60-tych XX wieku skład chemiczny wód podziemnych nie odbiegał od typowego składu chemicznego wód zasilanych poprzez infiltrację wód opadowych. Zawartość chlorków w odzie nie przekraczała kilkunastu mg/dm³. W wodzie nie oznaczano związków azotu a zawartość siarczanów nie przekraczała 30 mg/dm³. Stwierdzono, że w związku z dużą ilością rozproszonych ognisk zanieczyszczeń jakość wód podziemnych uległa pogorszeniu.

W dokumentacji (stwierdzono, że jakość wód pierwszego poziomu wodonośnego jest bardzo zróżnicowana. W porównaniu z latami 50-tych i 60-tych XX wieku pogorszyła się. Zmiana jakości wody spowodowana była oddziaływaniem Zakładów Chemicznych.

W roku 2007 wykonana została Dokumentacja hydrogeologiczna z rozpoznania stopnia i zasięgu zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego w północno-wschodniej części Zakładów Chemicznych ZACHEM S.A. w Bydgoszczy. Badaniami objęto między innymi południową część obszaru będącego przedmiotem niniejszej dokumentacji hydrogeologicznej. W trakcie realizacji dokumentacji 6 otworów obserwacyjnych o głębokości średnio 24,0 m. Pobrano próby wody podziemnej i gruntu z wykonanych piezometrów. Pobrano również 7 prób wody podziemnej z wykonanych wcześniej piezometrów. W wodzie podziemnej stwierdzono przekroczenia norm przede wszystkim dla siarczanów, chlorków, azotu w formie amonowej, azotu w formie azotynowej, manganu, żelaza, kadmu, rtęci, barwy oraz fenoli. W części analiz stwierdzono przekroczenia magnezu, sodu, przewodności elektrolitycznej właściwej, chromu, ołowiu, cynku oraz miedzi. Stwierdzono również zanieczyszczenie wód podziemnych aniliną,

i nitrobenzenem., benzenu oraz chlorobenzenu. Stwierdzono obecność wielu toksycznych substancji tj. aniliny, fenyloaniliny, nitrobenzenu, metylofenyloaminy.

1.2. Opis wykonanych robót geologicznych

1.3. Roboty wiertnicze

Dla rozpoznania warunków hydrogeologicznych w rejonie WZ Zachem - SOE wykonano 52 otwory hydrogeologiczne. Zestawienie zbiorcze wykonanych hydrogeologicznych otworów badawczych przedstawia Załącznik 12b Lokalizację wykonanych otworów hydrogeologicznych przedstawiono na mapie dokumentacyjnej- **Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania.a.**

Roboty geologiczne zostały wykonane w okresie od 22 stycznia 2026 r. do 30 marca 2026 r. Wiercenia oraz związane z nimi prace i badania prowadzono pod stałym dozorem osób posiadających uprawnienia w zakresie dozoru geologicznego – Artur Golba upr. V-2022, Robert Jeliński upr. XIII-239 DOL, Jakub Niewola upr. XIII-374 DOL oraz Sławomir Parasiak upr. XIII-184 DOL.

Wiercenie otworów hydrogeologicznych prowadzone było metodą mechaniczno-obrotową przy zastosowaniu urządzenia wiertniczego wyposażonego w kolumnę rur osłonowych o średnicy 178 mm i 219 mm. Otwory wykonane zostały do głębokości 7,5- 96,0 m p.p.t. Łącznie odwiercono 1436,5 mb. Otwory hydrogeologiczne wykonano bez użycia płuczki wiertniczej. Podczas wiercenia, prowadzono badania makroskopowe gruntów oraz zwracano uwagę na przejawy zawodnienia oraz obecność zanieczyszczeń (np. na podstawie zapachu). Pomiaru nawierconego i ustabilizowanego zwierciadła wody wykonywano za pomocą świstawki.

1.4. Konstrukcja otworów hydrogeologicznych

W otworach hydrogeologicznych wykonano zabudowę umożliwiającą pobór prób wody podziemnej. W tabeli poniżej przedstawiono zabudowę otworów hydrogeologicznych, natomiast w Załączniku nr 12c przedstawiono karty wykonanych hydrogeologicznych otworów hydrogeologicznych wraz z konstrukcją otworu.

Tabela 19 Zabudowa otworów hydrogeologicznych

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
PG1	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	26,5	Rura osłonowa wyciągana	178
	0	18,5	Rura nadfiltrowa	110
	18,5	2	Filtr siatkowy	110
	20,5	1	Rura międzyfiltrowa	110
	21,5	2	Filtr siatkowy	110
	23,5	2	Rura podfiltrowa	110
PG10	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
	0	27	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	14	Rura nadfiltrowa	110
	14	3	Filtr siatkowy	110
	17	1	Rura międzyfiltrowa	110
	18	2	Filtr siatkowy	110
	20	1	Rura międzyfiltrowa	110
	21	2,9	Filtr siatkowy	110
	23,9	2,1	Rura podfiltrowa	110
PG11	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	24,6	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13,6	Rura nadfiltrowa	110
	13,6	3	Filtr siatkowy	110
	16,6	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17,6	3	Filtr siatkowy	110
	20,6	3	Rura podfiltrowa	110
PG12	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	22	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13	Rura nadfiltrowa	110
	16	3	Filtr siatkowy	110
	19	2	Rura podfiltrowa	110
	13	2	Filtr siatkowy	110
	15	1	Rura międzyfiltrowa	110
PG13	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	20	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	12,5	Rura nadfiltrowa	110
	12,5	3,8	Filtr siatkowy	110
	16,3	2,5	Rura podfiltrowa	110
PG14	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	21	Rura osłonowa	178
	0	12	Rura nadfiltrowa	110
	12	2	Filtr siatkowy	110
	14	1	Rura międzyfiltrowa	110
	15	2	Filtr siatkowy	110
	17	3	Rura podfiltrowa	110
PG15	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	27,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	11,5	Rura nadfiltrowa	110
	11,5	3	Filtr siatkowy	110
	14,5	2	Rura międzyfiltrowa	110
	16,5	3	Filtr siatkowy	110
	19,5	2	Rura międzyfiltrowa	110
	21,5	2	Filtr siatkowy	110
	23,5	3	Rura podfiltrowa	110
PG16	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	25,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	12,5	Rura nadfiltrowa	110
	12,5	3	Filtr siatkowy	110
	15,5	1	Rura międzyfiltrowa	110
	16,5	2	Filtr siatkowy	110
	18,5	1	Rura międzyfiltrowa	110
	19,5	3	Filtr siatkowy	110
	22,5	2	Rura podfiltrowa	110
PG17	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	22,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	18,6	Rura nadfiltrowa	110
	20	2,5	Rura podfiltrowa	110
	18,6	1,4	Filtr siatkowy	110
PG18	-0,5	1,5	Obudowa zabezpieczająca	

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
	0	28	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13	Rura nadfiltrowa	110
	13	3	Filtr siatkowy	110
	16	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17	4	Filtr siatkowy	110
	21	1	Rura międzyfiltrowa	110
	22	3	Filtr siatkowy	110
	25	3	Rura podfiltrowa	110
PG19	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	28	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13	Rura nadfiltrowa	110
	13	3	Filtr siatkowy	110
	16	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17	3	Filtr rurowy	110
	20	1	Rura międzyfiltrowa	110
	21	3,5	Filtr siatkowy	110
PG2	24,5	2,5	Rura podfiltrowa	110
	0	22	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	14	Rura nadfiltrowa	110
	14	2	Filtr siatkowy	110
	16	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17	2	Filtr siatkowy	110
PG20	19	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	23	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	12	Rura nadfiltrowa	110
	12	2	Filtr siatkowy	110
	14	1	Rura międzyfiltrowa	110
	15	2	Filtr siatkowy	110
	17	1	Rura międzyfiltrowa	110
PG21	18	2	Filtr siatkowy	110
	20	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	28	Rura osłonowa wyciągana	178
	0	13	Rura nadfiltrowa	110
	13	3	Filtr siatkowy	110
	16	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17	2	Filtr siatkowy	110
	19	1	Rura międzyfiltrowa	110
	20	2	Filtr siatkowy	110
PG22	22	1	Rura międzyfiltrowa	110
	23	2	Filtr siatkowy	110
	25	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	26	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	14	Rura nadfiltrowa	110
	14	2	Filtr siatkowy	110
	16	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17	3	Filtr siatkowy	110
PG3	20	1	Rura międzyfiltrowa	110
	21	2	Filtr siatkowy	110
	23	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	29,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	18,5	Rura nadfiltrowa	110
	18,5	3	Filtr siatkowy	110
	21,5	2	Rura międzyfiltrowa	110
	23,5	3	Filtr siatkowy	110

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
	26,5	2	Rura podfiltrowa	110
PG4	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	26	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	15	Rura nadfiltrowa	110
	19,5	1	Rura międzyfiltrowa	110
	15	4,5	Filtr siatkowy	110
	20,5	2	Filtr siatkowy	110
	22,5	2,5	Rura podfiltrowa	110
PG5	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	27	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	15,5	Rura nadfiltrowa	110
	15,5	1,2	Filtr siatkowy	110
	19,7	1,5	Rura międzyfiltrowa	110
	21,2	3	Filtr siatkowy	110
	24,2	2	Rura podfiltrowa	110
	16,7	1	Rura międzyfiltrowa	110
PG6	17,7	2	Filtr siatkowy	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	28,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	14	Rura nadfiltrowa	110
	14	3	Filtr siatkowy	110
	17	1	Rura międzyfiltrowa	110
	18	3	Filtr siatkowy	110
	21	1	Rura międzyfiltrowa	110
	22	3	Filtr siatkowy	110
PG7	25	2,5	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	28	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13,8	Rura nadfiltrowa	110
	13,8	3	Filtr siatkowy	110
	16,8	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17,8	3	Filtr siatkowy	110
	20,8	1	Rura międzyfiltrowa	110
	21,8	3	Filtr siatkowy	110
PG8	24,8	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	21	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13	Rura nadfiltrowa	110
	13	2	Filtr siatkowy	110
	15	1	Rura międzyfiltrowa	110
	16	2	Filtr siatkowy	110
PG9	18	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	24	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	14	Rura nadfiltrowa	110
	14	3	Filtr siatkowy	110
	17	1	Rura międzyfiltrowa	110
	18	3	Filtr siatkowy	110
PP1	21	2	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	22,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	11,5	Rura nadfiltrowa	110
	11,5	2	Filtr siatkowy	110
	13,5	1	Rura międzyfiltrowa	110
	14,5	2	Filtr siatkowy	110
	16,5	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17,5	2	Filtr siatkowy	110
	19,5	2	Rura podfiltrowa	110

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
PP10	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	13	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	5,9	Rura nadfiltrowa	110
	5,9	1,5	Filtr siatkowy	110
	7,4	4	Rura podfiltrowa	110
PP11	-0,2	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	10,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	6,5	Rura nadfiltrowa	110
	6,5	2	Filtr siatkowy	110
	8,5	2	Rura podfiltrowa	110
PP12	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	14,7	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	8,2	Rura nadfiltrowa	110
	8,2	4,5	Filtr siatkowy	110
	12,7	2	Rura podfiltrowa	110
PP13	-0,3	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	13	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	6,5	Rura nadfiltrowa	110
	6,5	4,4	Filtr siatkowy	110
	10,9	1,6	Rura podfiltrowa	110
PP14	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	14	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	9,5	Rura nadfiltrowa	110
	9,5	3	Filtr siatkowy	110
	12,5	1,5	Rura podfiltrowa	110
PP15	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	4,6	Rura nadfiltrowa	110
	4,6	3	Filtr siatkowy	110
	7,6	3	Rura podfiltrowa	110
	0	10,6	Rura osłonowa (usunięta)	178
PP16	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	13,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	6,5	Rura nadfiltrowa	110
	6,5	4,8	Filtr siatkowy	110
	11,3	2,2	Rura podfiltrowa	110
PP17	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	15	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	4,5	Rura nadfiltrowa	110
	4,5	6	Filtr siatkowy	110
	10,5	4,5	Rura podfiltrowa	110
PP18	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	26	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	22,2	Rura nadfiltrowa	110
	22,2	2	Filtr siatkowy	110
	24,2	1,5	Rura podfiltrowa	110
PP19	-0,7	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	14,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	4,7	Rura nadfiltrowa	110
	4,7	5,9	Filtr siatkowy	110
	10,6	3,5	Rura podfiltrowa	110
PP2	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	27	Rura osłonowa wyciągana	178
	0	9,5	Rura nadfiltrowa	110
	9,5	3,3	Filtr siatkowy	110
	12,8	1,2	Rura międzyfiltrowa	110
	14	2	Filtr siatkowy	110
	16	1	Rura międzyfiltrowa	110
	17	2	Filtr siatkowy	110

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
	19	1	Rura międzyfiltrowa	110
	20	3	Filtr siatkowy	110
	23	3	Rura podfiltrowa	110
PP20	-0,3	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	12	Rura nadfiltrowa	110
	0	27	Rura osłonowa (usunięta)	178
	12	1,5	Filtr siatkowy	110
	13,5	1,5	Rura międzyfiltrowa	110
	15	4,5	Filtr siatkowy	110
	19,5	1,5	Rura międzyfiltrowa	110
	24	2	Rura podfiltrowa	110
	21	3	Filtr siatkowy	110
PP21	-0,5	1,5	Obudowa zabezpieczająca	
	0	92,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	31	Rura nadfiltrowa	110
	31	6	Filtr siatkowy	110
	37	23	Rura międzyfiltrowa	110
	60	6	Filtr siatkowy	110
	66	19	Rura międzyfiltrowa	110
	85	5,9	Filtr siatkowy	110
	90,9	1,6	Rura podfiltrowa	110
	59	1	Paker tymczasowy do poboru wody	
	66	1	Paker tymczasowy do poboru wody	
	84	1	Paker tymczasowy do poboru wody	
PP22	-0,3	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	14	Rura osłonowa (usunięta)	110
	0	7,9	Rura nadfiltrowa	110
	7,9	0,9	Filtr siatkowy	110
	8,8	2	Rura podfiltrowa	110
PP23	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	9	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	4	Rura nadfiltrowa	110
	4	2	Filtr siatkowy	110
	6	2	Rura podfiltrowa	110
PP24	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	13,7	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	7,2	Rura nadfiltrowa	110
	7,2	4,5	Filtr siatkowy	110
	11,7	2	Rura podfiltrowa	110
PP25	-0,1	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	11,7	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	6,2	Rura nadfiltrowa	110
	6,2	2,9	Filtr siatkowy	110
	9,1	2,6	Rura podfiltrowa	110
PP26	-0,3	1,3	Obudowa zabezpieczająca	
	0	11,3	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	4,3	Rura nadfiltrowa	110
	4,3	4	Filtr siatkowy	110
	8,3	2	Rura podfiltrowa	110
PP3	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	21,7	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	18	Rura nadfiltrowa	110
	18	1,5	Filtr siatkowy	110
	19,5	2,2	Rura podfiltrowa	110
PP4	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	9	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	4	Rura nadfiltrowa	110
	4	2	Filtr siatkowy	110

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
	6	3	Rura podfiltrowa	110
PP5	-0,2	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	7,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	3,5	Rura nadfiltrowa	110
	3,5	2	Filtr siatkowy	110
	5,5	2	Rura podfiltrowa	110
PP6	-0,4	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	11,6	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	5,6	Rura nadfiltrowa	110
	5,6	3,9	Filtr siatkowy	110
	9,5	2,1	Rura podfiltrowa	110
PP7	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	22	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	17	Rura nadfiltrowa	110
	17	1,9	Filtr siatkowy	110
	18,9	3,1	Rura podfiltrowa	110
PP8	-0,6	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	10,8	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	6,8	Rura nadfiltrowa	110
	6,8	2	Filtr siatkowy	110
	8,8	2	Rura podfiltrowa	110
PP9	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	12	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	6,5	Rura nadfiltrowa	110
	6,5	1	Filtr siatkowy	110
	7,5	4,5	Rura podfiltrowa	110
PR1	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	32	Rura osłonowa (usunięta)	219
	0	91	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	26	Rura nadfiltrowa	110
	26	5	Filtr siatkowy	110
	31	19	Rura międzyfiltrowa	110
	50	6	Filtr siatkowy	110
	56	24	Rura międzyfiltrowa	110
	80	5,9	Filtr siatkowy	110
PR2	85,9	4,1	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1,5	Obudowa zabezpieczająca	
	0	32	Rura osłonowa (usunięta)	219
	0	86	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	13	Rura nadfiltrowa	110
	13	7	Filtr siatkowy	110
	20	19	Rura międzyfiltrowa	110
	39	6	Filtr siatkowy	110
	45	22	Rura międzyfiltrowa	110
	67	6	Filtr siatkowy	110
	73	5	Rura międzyfiltrowa	110
	78	5	Filtr siatkowy	110
	83	3	Rura podfiltrowa	110
	31	1	Paker	110
	32	7	Rura międzyfiltrowa	110
PR3	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	32	Rura osłonowa (usunięta)	219
	0	79,5	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	41,5	Rura nadfiltrowa	110
	41,5	1	Filtr siatkowy	110
	42,5	2,5	Rura międzyfiltrowa	110
	45	6	Filtr siatkowy	110
	51	19,5	Rura międzyfiltrowa	110

Nazwa piezometru	Strop [m p.p.t.]	Długość [m]	Element zabudowy	Średnica [mm]
PR4	70,5	6	Filtr siatkowy	110
	76,5	3	Rura podfiltrowa	110
	-0,5	1	Obudowa zabezpieczająca	
	0	47	Rura osłonowa (usunięta)	219
	0	90	Rura osłonowa (usunięta)	178
	0	23	Rura nadfiltrowa	110
	23	6	Filtr siatkowy	110
	29	5,4	Rura międzyfiltrowa	110
	33,4	1	Paker	110
	34,4	13,6	Rura międzyfiltrowa	110
	48	6	Filtr siatkowy	110
	54	11	Rura międzyfiltrowa	110
	65	4	Filtr siatkowy	110
	69	11	Rura międzyfiltrowa	110
	80	5,8	Filtr siatkowy	110
	85,8	3,2	Rura podfiltrowa	110

1.4.1. Opróbowanie otworów

Próbki gruntów zostały pobrane w trakcie wierceń otworów, z każdej warstwy litologicznej wyróżniającej się w profilu, nie rzadziej niż co 1,0–2,0 m, natomiast w warstwach wodonośnych zagęszczono opróbowanie do co 0,5–1,0 m, w celu określenia granulacji i właściwości filtracyjnych. Probki umieszczono w znormalizowanych skrzynkach próbkowych (pojemność przegród 1 dm³), właściwie oznaczono i opisano. Prace te były prowadzone pod dozorem geologicznym.

W ramach prac pobrano łącznie 176 szt. próbek do analizy granulometrycznej. W tabeli 20 poniżej zestawiono głębokość poboru próbki z otworu hydrogeologicznego wraz ze współczynnikiem filtracji.

Tabela 20 Zestawienie głębokości poboru próbki z otworu hydrogeologicznego wraz ze współczynnikiem filtracji.

nazwa otworu	głębokość próbki	Rodzaj gruntu	współczynnik filtracji wg Seelheima [m/s]	współczynnik filtracji wg wzoru amerykańskiego [m/s]	wodoprzepuszczalność wg Seelheima	wodoprzepuszczalność wg wzoru amerykańskiego
PG1	1,0	piasek ze żwirem	3,40E-04	9,10E-05	dobra	średnia
PG1	3,0	piasek ze żwirem	2,50E-04	4,00E-05	dobra	średnia
PG1	7,0	piasek drobny	6,90E-05	2,30E-05	średnia	średnia
PG1	9,0	piasek ze żwirem	3,70E-04	6,50E-05	dobra	średnia
PG1	10,5	piasek ze żwirem	3,20E-03	2,70E-04	bardzo dobra	dobra
PG1	11,5	piasek drobny	8,30E-05	2,60E-05	średnia	średnia
PG1	15,0	piasek drobny	6,10E-05	1,40E-05	średnia	średnia
PG1	19,0	piasek średni	2,80E-04	8,00E-05	dobra	średnia
PG1	22,0	piasek średni	3,10E-04	9,80E-05	dobra	średnia
PG3	12,5	piasek z pyłem	5,40E-05	7,90E-06	średnia	niska

nazwa otworu	głębokość próbki	Rodzaj gruntu	współczynnik filtracji wg Seelheima [m/s]	współczynnik filtracji wg wzoru amerykańskiego [m/s]	wodoprzepuszczalność wg Seelheima	wodoprzepuszczalność wg wzoru amerykańskiego
PG3	14,0	piasek drobny	6,80E-05	2,00E-05	średnia	średnia
PG3	19,5	piasek średni	4,00E-04	1,30E-04	dobra	dobra
PG3	25,5	piasek średni	3,60E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PG4	15,5	piasek średni	2,30E-04	4,00E-05	dobra	średnia
PG4	18,5	piasek średni	3,80E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PG4	21,5	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PG5	11,0	piasek drobny	8,00E-05	1,90E-05	średnia	średnia
PG5	15,1	piasek drobny	6,10E-05	1,00E-05	średnia	średnia
PG5	17,7	piasek średni	3,70E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PG5	22,7	piasek średni	3,40E-04	9,70E-05	dobra	średnia
PG6	9,5	piasek z pyłem	2,00E-04	1,30E-05	dobra	średnia
PG6	13,5	piasek średni	2,70E-04	3,90E-05	dobra	średnia
PG6	15,0	piasek średni	3,00E-04	5,40E-05	dobra	średnia
PG6	20,0	piasek średni	3,60E-04	1,00E-04	dobra	średnia
PG6	23,0	piasek średni	3,10E-04	6,50E-05	dobra	średnia
PG7	11,6	piasek drobny	6,00E-05	1,30E-05	średnia	średnia
PG7	14,6	piasek średni	3,40E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PG7	19,6	piasek średni	2,70E-04	5,20E-05	dobra	średnia
PG7	20,7	piasek ze żwirem	5,60E-04	1,40E-04	dobra	dobra
PG7	22,7	piasek średni	4,00E-04	1,30E-04	dobra	dobra
PG8	11,6	piasek drobny	8,10E-05	2,50E-05	średnia	średnia
PG8	13,4	piasek drobny	7,00E-05	2,00E-05	średnia	średnia
PG8	14,6	piasek średni	2,20E-04	3,80E-05	dobra	średnia
PG8	17,3	piasek średni	2,50E-04	5,00E-05	dobra	średnia
PG9	13,5	piasek średni	1,70E-04	3,30E-05	dobra	średnia
PG9	15,5	piasek drobny	8,20E-05	2,40E-05	średnia	średnia
PG9	19,5	piasek średni	2,50E-04	4,30E-05	dobra	średnia
PG10	15,7	piasek średni	2,90E-04	9,30E-05	dobra	średnia
PG10	16,7	piasek średni	2,90E-04	9,00E-05	dobra	średnia
PG10	19,7	piasek średni	3,30E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PG10	22,7	piasek średni	3,00E-04	8,00E-05	dobra	średnia
PG11	15,5	piasek średni	2,50E-04	5,10E-05	dobra	średnia
PG11	18,5	piasek średni	4,10E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PG11	19,5	piasek ze żwirem	7,50E-04	1,30E-04	dobra	dobra
PG12	11,7	piasek średni	2,10E-04	3,70E-05	dobra	średnia
PG12	13,7	piasek drobny	8,20E-05	2,40E-05	średnia	średnia
PG12	15,0	piasek drobny	9,20E-05	2,50E-05	średnia	średnia
PG12	18,0	piasek średni	2,20E-04	3,40E-05	dobra	średnia
PG13	7,0	piasek średni	3,00E-04	4,10E-05	dobra	średnia

nazwa otworu	głębokość próbki	Rodzaj gruntu	współczynnik filtracji wg Seelheima [m/s]	współczynnik filtracji wg wzoru amerykańskiego [m/s]	wodoprzepuszczalność wg Seelheima	wodoprzepuszczalność wg wzoru amerykańskiego
PG13	13,0	piasek średni	3,00E-04	9,60E-05	dobra	średnia
PG13	15,0	piasek średni	2,80E-04	5,50E-05	dobra	średnia
PG14	11,5	piasek średni	2,80E-04	7,20E-05	dobra	średnia
PG14	13,6	piasek średni	3,00E-04	9,50E-05	dobra	średnia
PG14	15,5	piasek średni	2,70E-04	6,70E-05	dobra	średnia
PG15	12,0	piasek średni	3,00E-04	9,10E-05	dobra	średnia
PG15	14,0	piasek średni	2,90E-04	9,00E-05	dobra	średnia
PG15	16,0	piasek średni	2,50E-04	5,00E-05	dobra	średnia
PG16	15,0	piasek średni	3,30E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PG16	17,0	piasek średni	3,10E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PG16	21,0	piasek drobny	3,40E-05	8,50E-06	średnia	niska
PG17	19,0	żwir	2,00E-01	6,40E-02	bardzo dobra	bardzo dobra
PG18	11,7	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PG18	14,7	piasek średni	3,40E-04	7,30E-05	dobra	średnia
PG18	19,7	piasek średni	2,80E-04	5,60E-05	dobra	średnia
PG18	22,7	piasek drobny	3,60E-05	8,10E-06	średnia	niska
PG19	14,5	piasek średni	2,40E-04	4,20E-05	dobra	średnia
PG19	18,0	piasek drobny	1,40E-04	1,50E-05	dobra	średnia
PG19	19,0	piasek z pyłem	2,60E-05	1,10E-06	średnia	niska
PG19	20,0	piasek średni	5,60E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PG19	23,0	piasek średni	4,60E-04	1,40E-04	dobra	dobra
PG20	9,6	piasek drobny	6,60E-05	1,70E-05	średnia	średnia
PG20	12,7	piasek drobny	8,00E-05	2,10E-05	średnia	średnia
PG20	16,7	piasek średni	2,10E-04	3,70E-05	dobra	średnia
PG20	18,7	piasek średni	3,50E-04	9,20E-05	dobra	średnia
PG21	9,5	piasek drobny	7,20E-05	2,20E-05	średnia	średnia
PG21	11,7	piasek drobny	7,40E-05	2,20E-05	średnia	średnia
PG21	14,7	piasek średni	2,80E-04	6,30E-05	dobra	średnia
PG21	18,7	piasek średni	2,90E-04	4,80E-05	dobra	średnia
PG21	20,7	piasek średni	2,90E-04	5,40E-05	dobra	średnia
PG21	24,2	piasek ze żwirem	1,30E-03	6,50E-05	bardzo dobra	średnia
PP1	7,7	piasek ze żwirem	9,40E-03	8,50E-04	bardzo dobra	dobra
PP1	11,0	piasek średni	3,60E-04	1,00E-04	dobra	średnia
PP1	12,0	piasek średni	1,70E-04	3,10E-05	dobra	średnia
PP1	15,0	piasek średni	1,70E-04	3,20E-05	dobra	średnia
PP1	18,0	piasek ze żwirem	2,90E-04	4,00E-05	dobra	średnia
PP1	19,0	żwir	2,20E-01	8,70E-02	bardzo dobra	bardzo dobra
PP2	11,0	piasek średni	2,50E-04	4,90E-05	dobra	średnia

nazwa otworu	głębokość próbki	Rodzaj gruntu	współczynnik filtracji wg Seelheima [m/s]	współczynnik filtracji wg wzoru amerykańskiego [m/s]	wodoprzepuszczalność wg Seelheima	wodoprzepuszczalność wg wzoru amerykańskiego
PP2	12,5	piasek ze żwirem	5,20E-04	5,40E-05	dobra	średnia
PP2	15,0	piasek średni	3,20E-04	6,20E-05	dobra	średnia
PP2	18,0	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP2	22,0	piasek ze żwirem	5,70E-03	1,50E-03	bardzo dobra	bardzo dobra
PP3	18,5	piasek ze żwirem	4,20E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PP4	1,0	piasek średni	3,80E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PP4	2,5	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP4	5,5	piasek średni	3,90E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP5	2,0	piasek drobny	8,40E-05	2,30E-05	średnia	średnia
PP5	4,0	piasek ze żwirem	1,40E-03	1,50E-04	bardzo dobra	dobra
PP6	2,5	piasek średni	3,20E-04	5,90E-05	dobra	średnia
PP6	4,5	piasek ze żwirem	1,50E-03	2,80E-04	bardzo dobra	dobra
PP6	7,5	piasek ze żwirem	1,10E-02	8,80E-04	bardzo dobra	dobra
PP8	3,6	piasek ze żwirem	4,50E-04	1,30E-04	dobra	dobra
PP8	5,5	piasek ze żwirem	1,40E-03	2,10E-04	bardzo dobra	dobra
PP8	7,8	piasek średni	6,00E-04	1,50E-04	dobra	dobra
PP8	8,8	piasek ze żwirem	2,00E-03	3,00E-04	bardzo dobra	dobra
PP9	7,0	piasek drobny	1,00E-04	1,40E-05	dobra	średnia
PP10	3,3	piasek średni	3,80E-04	1,30E-04	dobra	dobra
PP10	7,2	piasek ze żwirem	7,00E-04	1,50E-04	dobra	dobra
PP11	4,0	piasek średni	4,20E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP11	6,0	piasek ze żwirem	3,20E-03	4,80E-04	bardzo dobra	dobra
PP12	3,5	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP12	9,0	piasek średni	4,60E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PP12	12,5	piasek z pyłem	5,30E-05	6,70E-06	średnia	niska
PP13	1,8	piasek średni	3,60E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PP13	3,8	piasek drobny	7,60E-05	2,40E-05	średnia	średnia
PP13	7,8	piasek ze żwirem	2,10E-03	3,30E-04	bardzo dobra	dobra
PP13	9,8	piasek średni	5,30E-04	4,50E-04	dobra	dobra
PP14	8,0	piasek średni	1,70E-01	3,50E-05	dobra	średnia
PP14	11,0	piasek średni	6,00E-04	1,50E-04	dobra	dobra
PP14	12,0	piasek ze żwirem	2,60E-03	4,50E-04	bardzo dobra	dobra
PP15	3,0	piasek średni	3,50E-04	1,10E-04	dobra	dobra
PP15	6,5	piasek drobny	7,90E-05	2,10E-05	średnia	średnia

nazwa otworu	głębokość próbki	Rodzaj gruntu	współczynnik filtracji wg Seelheima [m/s]	współczynnik filtracji wg wzoru amerykańskiego [m/s]	wodoprzepuszczalność wg Seelheima	wodoprzepuszczalność wg wzoru amerykańskiego
PP15	7,5	piasek ze żwirem	8,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP16	2,5	piasek drobny	6,90E-05	2,30E-05	średnia	średnia
PP16	4,0	piasek średni	4,30E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP16	5,5	piasek ze żwirem	6,40E-03	1,20E-03	bardzo dobra	bardzo dobra
PP16	9,0	piasek średni	2,80E-04	2,90E-05	dobra	średnia
PP17	1,0	piasek średni	4,10E-04	9,10E-05	dobra	średnia
PP18	3,5	piasek średni	2,20E-04	4,50E-05	dobra	średnia
PP19	5,0	piasek średni	4,70E-04	9,20E-05	dobra	średnia
PP19	7,0	piasek średni	9,60E-04	1,90E-04	dobra	dobra
PP19	8,0	piasek średni	3,40E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PP19	9,0	piasek średni	5,50E-04	1,50E-04	dobra	dobra
PP19	10,0	piasek drobny	7,80E-05	1,20E-05	średnia	średnia
PP20	12,0	piasek średni	1,50E-04	2,10E-05	dobra	średnia
PP20	15,6	piasek drobny	8,20E-05	1,60E-05	średnia	średnia
PP20	18,5	piasek drobny	8,30E-05	1,40E-05	średnia	średnia
PP20	22,0	piasek drobny	5,60E-05	8,60E-06	średnia	niska
PP21	9,4	piasek z pyłem	4,90E-05	8,10E-06	średnia	niska
PP21	11,0	piasek średni	3,50E-04	9,30E-05	dobra	średnia
PP21	13,3	piasek ze żwirem	4,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP21	21,0	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP21	29,5	piasek średni	6,40E-04	1,50E-04	dobra	dobra
PP22	8,5	piasek drobny	9,50E-05	1,20E-05	średnia	średnia
PP23	4,0	piasek drobny	9,80E-05	2,80E-05	średnia	średnia
PP23	6,0	piasek średni	3,80E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PP24	3,5	piasek średni	2,70E-04	6,30E-05	dobra	średnia
PP24	7,8	piasek ze żwirem	4,30E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PP24	10,0	piasek średni	3,60E-04	8,00E-05	dobra	średnia
PP25	1,5	piasek średni	3,60E-04	1,00E-04	dobra	dobra
PP25	3,5	piasek średni	2,80E-04	7,60E-05	dobra	średnia
PP25	5,5	piasek ze żwirem	2,10E-03	2,90E-04	bardzo dobra	dobra
PP25	7,2	piasek ze żwirem	7,70E-03	5,80E-04	bardzo dobra	dobra
PP25	8,8	piasek ze żwirem	6,80E-04	1,40E-04	dobra	dobra
PP26	3,0	piasek średni	2,50E-04	5,60E-05	dobra	średnia
PP26	5,5	piasek z pyłem	4,70E-05	7,10E-06	średnia	niska
PR1	13,5	piasek drobny	1,10E-04	2,90E-05	dobra	średnia
PR1	17,0	piasek średni	2,10E-04	3,00E-05	dobra	średnia
PR1	22,0	piasek średni	4,10E-04	7,00E-05	dobra	średnia

nazwa otworu	głębokość próbki	Rodzaj gruntu	współczynnik filtracji wg Seelheima [m/s]	współczynnik filtracji wg wzoru amerykańskiego [m/s]	wodoprzepuszczalność wg Seelheima	wodoprzepuszczalność wg wzoru amerykańskiego
PR1	23,0	piasek średni	2,20E-04	2,20E-05	dobra	średnia
PR1	27,0	piasek średni	2,00E-04	3,20E-05	dobra	średnia
PR1	29,0	piasek średni	2,80E-04	6,10E-05	dobra	średnia
PR1	40,0	piasek średni	2,70E-04	5,60E-05	dobra	średnia
PR1	53,0	piasek średni	3,50E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PR1	63,0	piasek drobny	8,00E-05	2,60E-05	średnia	średnia
PR1	74,0	piasek średni	2,50E-04	3,50E-05	dobra	średnia
PR1	81,0	piasek ze żwirem	2,20E-03	3,40E-04	bardzo dobra	dobra
PR3	9,3	piasek średni	1,70E-04	2,00E-05	dobra	średnia
PR3	12,7	piasek drobny	1,00E-04	2,40E-05	dobra	średnia
PR3	48,0	piasek średni	3,30E-04	1,20E-04	dobra	dobra
PR3	73,0	piasek drobny	7,50E-05	2,50E-05	średnia	średnia

1.5. Inwentaryzacja hydrogeologiczna

Na potrzeby niniejszego opracowania wykorzystano otwory hydrogeologiczne pochodzące z archiwalnych opracowań wykonanych w obrębie dawnych Zakładów Chemicznych „ZACHEM” oraz sieć punktów pomiarowych zlokalizowanych m.in. na działkach sąsiadujących z Bydgoskim Parkiem Przemysłowo-Technologicznym. Celem zwiększenia czytelności wybranym piezometrom archiwalnym przypisano nazwy robocze.

1.6. Prace geodezyjne

Po wykonaniu otworu przeprowadzono prace geodezyjne, których celem było przede wszystkim wykonanie niwelacji geodezyjnej w celu ustalenia rzędnej wysokościowej terenu przy otworze oraz rzędnej wysokościowej kryzy, jako elementu wyjściowego do pomiarów głębokości zwierciadła wody.

Współrzędne płaskie prostokątne zostały podane w układzie współrzędnym 2000, strefa 6, natomiast rzędne wysokościowe w układzie PL-EVRF2007-NH. Współrzędne płaskie X, Y podano z dokładnością, co najmniej 0,3 m, a wysokości H z dokładnością $\pm 0,1$ m.

Ustalenie położenia otworu w państwowym układzie współrzędnych wykonano zgodnie z zapisami Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 15 października 2012 r. w sprawie państwowego systemu odniesień przestrzennych (Dz.U.2024 poz. 342).

1.6.1. Pomiary hydrogeologiczne – Piezometry wykonane na podstawie PRG

W celu określenia warunków hydrogeologicznych w rejonie badań wykonano pomiary głębokości zwierciadła wody podziemnej w wytypowanych punktach pomiarowych. Wyniki pomiarów terenowych, uwzględniające poziom zwierciadła wody oraz odpowiadające mu rzędne terenowe i piezometryczne, zostały zestawione w poniższej tabeli 21.

Tabela 21 Pomiary hydrogeologiczne dla piezometrów wykonanych w ramach PRG

Nazwa piezometru	Rzędna terenu [m n.p.m.]	Obliczona rzędna zwierciadła wody [m n.p.m.]	Pomiar zwierciadła wody [m p.p.t.] - stan na lipiec 2026 r.	Poziom wodonośny
PG1	73,5	54,98	18,52	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
	73,5	63,1	10,4	I czwartorzędowy poziomy wodonośny (wody zawieszone)
PG10	69,48	55,14	14,34	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG11	68,16	53,74	14,42	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG12	68,14	54,42	13,72	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG13	68,04	55,26	12,78	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG14	67,95	55,45	12,5	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG15	68,15	55,78	12,37	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG16	65,73	55,93	9,8	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG17	66,29	57,69	8,6	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG18	67,94	56,44	11,5	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG19	68,01	55,91	12,1	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG2	68,66	54,48	14,18	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG20	68,04	55,84	12,2	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG21	68,59	55,39	13,2	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG22	68,41	55,31	13,1	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG3	72,98	54,63	18,35	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG4	68,99	54,14	14,85	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG5	69,32	54,4	14,92	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG6	69,07	55,22	13,85	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG7	68,66	54,86	13,8	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG8	68,95	55,92	13,03	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PG9	68,88	55,03	13,85	II czwartorzędowy poziomy wodonośny

Nazwa piezometru	Rzędna terenu [m n.p.m.]	Obliczona rzędna zwierciadła wody [m n.p.m.]	Pomiar zwierciadła wody [m p.p.t.] - stan na lipiec 2026 r.	Poziom wodonośny
PP10	69,09	62,19	6,9	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP11	66,84	60,49	6,35	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP12	70,17	61,62	8,55	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP13	67,88	61,47	6,41	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP14	70,87	61,67	9,2	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP15	67,19	61,29	5,9	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP16	66,6	60,7	5,9	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP17	65,87	60,88	4,99	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP18	64,35	42,41	21,94	II czwartorzędowy poziom wodonośny
PP19	66,46	61,76	4,7	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP2	65,93	55,59	10,34	II czwartorzędowy poziom wodonośny
PP20	64,34	49,96	14,38	II czwartorzędowy poziom wodonośny
PP21	64,16	40,91	23,25	poziom neogeński
PP22	65,09	61,69	3,4	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP23	67,5	62,17	5,33	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP24	69,68	61,73	7,95	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP25	68,72	62,32	6,4	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP26	66,78	62,28	4,5	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP3	66,08	55,56	10,52	II czwartorzędowy poziom wodonośny
PP4	66,51	62,51	4	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP5	66,97	62,97	4	I czwartorzędowy poziom wodonośny (wody zawieszone)
PP6	66,92	61,92	5	I czwartorzędowy poziom wodonośny

Nazwa piezometru	Rzędna terenu [m n.p.m.]	Obliczona rzędna zwierciadła wody [m n.p.m.]	Pomiar zwierciadła wody [m p.p.t.] - stan na lipiec 2026 r.	Poziom wodonośny
				(wody zawieszone)
PP7	67,1	53,37	13,73	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PP8	68,96	62,01	6,95	I czwartorzędowy poziomy wodonośny (wody zawieszone)
PP9	66,91	60,4	6,51	I czwartorzędowy poziomy wodonośny (wody zawieszone)
PR1	68,92	51,22	17,7	poziomy neogeński
	68,92	53,92	15	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PR2	65,91	52,41	13,5	poziomy neogeński
	65,91	53,34	12,57	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PR3	68,31	48,41	19,9	poziomy neogeński
	68,31	50,01	18,3	II czwartorzędowy poziomy wodonośny
PR4	66,88	45,58	21,3	poziomy neogeński
	66,88	45,9	20,98	II czwartorzędowy poziomy wodonośny

1.6.2. Pomiary hydrogeologiczne – piezometry archiwalne

Celem dokładniejszego rozpoznania warunków hydrogeologicznych wykonano pomiary głębokości zwierciadła wody podziemnej w wytypowanych archiwalnych piezometrach.

Tabela 22 Pomiary hydrogeologiczne wybranych piezometrów archiwalnych

Robocza nazwa piezometru	Oryginalna nazwa piezometru	Rzędna [m n.p.m.]	Obliczona rzędna zwierciadła wody [m n.p.m.]	Pomiar zwierciadła wody [m p.p.t.] - stan na lipiec 2026 r.
SP 16	LP15	71,3	63,33	7,97
SP 34	UP3	67,2	63,46	3,74
SP 21	LP17	70,7	63,6	7,1
SP 15	LP14	69,5	63,29	6,21
SP 18	LP4	67,4	63,15	4,25
SP 23	PSS5	67,5	63,41	4,09
SP 32	P1	68,9	53,73	15,17
SP 36	P2_1.206_136	68,1	63,95	4,15
SP 35	P1_1.206_136	68,1	55,83	12,27
SP 10	PSS10	69,3	54,29	15,01
SP 11	PSS11 (P2_7.549_0132)	69,9	54,52	15,38
SP 28	15B	65,9	61,95	3,95
SP 30	P1_5_280	63,9	62,4	1,5
SP 14	227	62,4	43,73	18,67
SP 3	P3_8.27_268 (229)	66,4	60,31	6,09
SP 5	P1_8.9_268 (230)	66,9	60,74	6,16
SP 9	P2_8.21_268	66,9	60,67	6,23
SP 8	P1_8.21_268	67	60,93	6,07

1.6.3. Pomiary hydrogeologiczne – woda powierzchniowa

Zgodnie z Projektem, w ramach prac terenowych, pomierzono poziom zwierciadła wód powierzchniowych w wytypowanych lokalizacjach.

Tabela 23 Poziom zwierciadła wód powierzchniowych w wytypowanych lokalizacjach

Nazwa próbki	Współrzędne (układ 2000, strefa 6)		Pomierzony poziom wody [m p.p.t.]
	X	Y	
1_3_268	5886031	6506986	0,12
2_3_268	5886039	6506984	0,14
3_3_268	5886023	6506981	0,17
4_3_268	5886014	6506977	0,13

1.7. Pobór próbek wód oraz zakres badań terenowych i laboratoryjnych - wody podziemne

Głębokość poboru prób wody podziemnej dla nowych oraz istniejących piezometrów przedstawiono w tabeli 24 poniżej.

Tabela 24 Zestawienie próbek wody podziemnej z podziałem na próbki dyskretne i próbki uśrednione

Nazwa robocza	Oryginalna nazwa piezometru	Głębokość poboru próbki uśrednionej [m ppt]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (płytszej) [m p.p.t.]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (głębszej) [m p.p.t.]	Uwagi / Rodzaj próbek	Poziom wodonośny
PIEZOMETRY ARCHIWALNE						
SP3	P3_8.27_268 (229)	7,30			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP5	P1_8.9_268 (230)	8,20			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP8	P1_8.21_268	9,60			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP9	P2_8.21_268	8,65			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP10	PSS10	20,50			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
SP11	SS11 (P2_7.549_01)	16,80			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
SP12	PSS1	brak poboru próbki wody podziemnej				
SP14	227	24,00			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy

Nazwa robocza	Oryginalna nazwa piezometru	Głębokość poboru próbki uśrednionej [m ppt]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (płytszej) [m p.p.t.]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (głębszej) [m p.p.t.]	Uwagi / Rodzaj próbek	Poziom wodonośny
SP15	LP14	8,65			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP16	LP15	8,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP18	LP4	5,20			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP21	LP17	8,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP22	LP5	brak poboru próbki wody podziemnej				
SP23	PSS5	5,10			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP28	15B	4,86			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP30	P1_5_280	2,98			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP32	P1	33,00			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
SP34	UP3	4,90			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
SP35	P1_1.206_136	20,05			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
SP36	P2_1.206_136	4,10			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PIEZOMETRY WYKONANE W RAMACH PRG						
PP1	-	18,50			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PP2	-	21,50			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PP3	-	20,00			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PP4	-	5,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP5	-	5,40			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP6	-	8,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy

Nazwa robocza	Oryginalna nazwa piezometru	Głębokość poboru próbki uśrednionej [m ppt]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (płytszej) [m p.p.t.]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (głębszej) [m p.p.t.]	Uwagi / Rodzaj próbek	Poziom wodonośny
PP7	-	18,00			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PP8	-	7,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP9	-	7,30			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP10	-	6,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP11	-	7,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP12	-	11,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP13	-	9,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP14	-	11,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP15	-	7,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP16	-	9,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP17	-	8,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP18	-	23,50			próbki uśrednione (1 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PP19	-	8,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP20	-	16,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP21	-	88,00			próbki uśrednione (1 szt.)	neogen
PP22	-	9,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP23	-	brak poboru próbki wody podziemnej				
PP24	-	10,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy

Nazwa robocza	Oryginalna nazwa piezometru	Głębokość poboru próbki uśrednionej [m ppt]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (płytszej) [m p.p.t.]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (głębszej) [m p.p.t.]	Uwagi / Rodzaj próbek	Poziom wodonośny
PP25	-	8,00			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PP26	-	6,50			próbki uśrednione (1 szt.)	I poziom czwartorzędowy
PG1	-		19,50	22,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG2	-		15,00	18,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG3	-		20,00	25,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG4	-		17,00	21,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG5	-		16,50	23,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG6	-		16,50	23,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG7	-		15,50	23,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG8	-		14,00	17,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG9	-		15,50	19,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG10	-		16,50	23,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG11	-		16,00	19,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG12	-		16,50	18,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG13	-		13,50	15,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG14	-		13,80	16,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG15	-		13,00	22,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG16	-		14,00	21,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy

Nazwa robocza	Oryginalna nazwa piezometru	Głębokość poboru próbki uśrednionej [m ppt]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (płytszej) [m p.p.t.]	Głębokość poboru próbki dyskretnej (głębszej) [m p.p.t.]	Uwagi / Rodzaj próbek	Poziom wodonośny
PG17	-		20,00		próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG18	-		14,50	23,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG19	-		14,50	22,50	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG20	-		13,50	19,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG21	-		15,00	24,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PG22	-		15,00	22,00	próbki dyskretne (2 szt.)	II poziom czwartorzędowy
PR1	-		29,50	53,00	próbki dyskretne (2 szt.)	poziom neogeński
PR2	-		16,50	42,00	próbki dyskretne (2 szt.)	poziom neogeński
PR3	-		46,00	73,00	próbki dyskretne (2 szt.)	poziom neogeński
PR4	-		26,00	51,00	próbki dyskretne (2 szt.)	poziom neogeński

WODY POWIERZCHNIOWE

Pomiary in situ podstawowych terenowych parametrów fiz.-chem. (tj. PEW, pH, temperatura, Eh) oraz lustra wody przeprowadzono jedynie w zbiorniku wodnym (stawie) znajdującym się w obrębie działki nr 3 obr. 268, gdzie pobrano wszystkie cztery próbki wody powierzchniowej. Pozostałe zinwentaryzowane formy mogące wskazywać na występowanie wód powierzchniowych na przedmiotowym terenie pozostały suche.

Tabela 25 Zestawienie pomiarów in situ oraz lokalizacja poboru próbek wody powierzchniowej

Nazwa próbki	Współrzędne (układ 2000, strefa 6)		Pomierzony poziom wody [m n.p.m.]	Temperatura [°C]	pH [-]	Eh [mV]	PEW [mS/cm]
	X	Y					
1_3_268	5886031	6506986	0,12	1	7,78	216	1321
2_3_268	5886039	6506984	0,14	1,1	8,45	240	1274
3_3_268	5886023	6506981	0,17	1	8,14	232	1322

4_3_268	5886014	6506977	0,13	0,9	7,83	261	998

1.8. Prace kameralne

Prace kameralne polegały na pozyskaniu, weryfikacji i przeanalizowaniu danych środowiskowych, geologicznych oraz hydrogeologicznych. Informacje pozyskano od organów samorządowych, Państwowego Gospodarstwa Wodnego, Państwowej Służby Hydrogeologicznej (PIG-PIB), a także Inspektoratu Ochrony Środowiska czy Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska. Materiały obejmowały m.in. dane o ujęciach wód i ich strefach ochronnych, Głównych Zbiornikach Wód Podziemnych (GZWP), źródłach zanieczyszczeń, obszarach zagrożonych podtopieniami czy występowaniem terenów górniczych.

Pozyskane informacje z kartowania hydrogeologicznego wraz z danymi z otworów hydrogeologicznych, otworów sozologicznych i piezometrów archiwalnych wykonywanych w obrębie WTZ Zachem SOE posłużyły do stworzenia modelu warunków hydrogeologicznych w postaci mapy hydrogeologicznej oraz przekrojów hydrogeologicznych.

1.9. Zakres i wyniki wykonanych badań w stosunku do projektu robót geologicznych

Prace i badania terenowe, realizowane na podstawie projektu robót geologicznych zatwierdzonego przez Prezydenta Miasta Bydgoszczy decyzją nr WOŚ/292/25 (znak: WOŚ-II.6530.4.2025), rozpoczęły się w styczniu 2026 r. i trwały do kwietnia 2026 r. Zestawienie wykonanej liczby wierceń badawczych oraz pozostałych badań względem prac zaprojektowanych w projekcie robót geologicznych, zostało przedstawione w tabelach poniżej.

Tabela 26 Zestawienie projektowanych i wykonanych badań

Rodzaj badania	Badania projektowane w PRG		Badania wykonane		Uwagi/wyjaśnienia
	Liczba [szt.]	Metraż [m]	Liczba [szt.]	Metraż [m]	
Otwory głębokie PG1 – PG22	22	do ok. 25 m	22	592,9	Wykonanie otworów w pierwszej i drugiej warstwie wodonośnej
Otwory płytkie PP1-PP26	26	do ok. 15 m	26	497,0	Wykonanie otworów w pierwszej warstwie wodonośnej
Otwory głębokie przy zachodniej granicy PR1-PR4	4	do ok. 70 m	4	346,6	Ujmujące poziomy neogeńskie w obrębie doliny kopalnej
Pobór próbek wody powierzchniowej	4		4		-
Pobór próbek wody podziemnej	96 próbki uśrednione: 46 szt. próbki dyskretne: 52 szt.		95 próbki uśrednione: 43 szt. próbki dyskretne: 52 szt.		-
Pobór próbek gruntu	-		224		Pobór z każdej warstwy litologicznej wyróżniającej się w profilu, nie rzadziej niż co 1,0–2,0 m.

Rodzaj badania	Badania projektowane w PRG		Badania wykonane		Uwagi/wyjaśnienia
	Liczba [szt.]	Metraż [m]	Liczba [szt.]	Metraż [m]	
					W warstwach wodonośnych przewiduje się zagęszczenie opróbowania do co 0,5–1,0 m.

1.9.1. Ocena realizacji zadania geologicznego

W ramach realizacji zadania geologicznego na terenie WTZ ZACHEM – SOE wykonano pięć głębokich piezometrów obserwacyjnych: PR1, PR2, PR3, PR4 oraz PP21. Zgodnie z założeniami Projektu Robót Geologicznych piezometry PR1–PR4 planowano wykonać do głębokości około 70 m p.p.t. w celu rozpoznania warunków hydrogeologicznych w obrębie przewidywanej doliny kopalnej występującej w zachodniej części obszaru WTZ SOE. Piezometr PP21 zaprojektowano jako otwór płytki o głębokości około 15 m p.p.t., ujmujący pierwszy poziom wodonośny.

Tabela 27 Wykonane piezometry na obszarze WTZ SOE

Piezometr	Głębokość projektowana [m]	Głębokość wykonana [m]
PR1	70,0	91,0
PR2	70,0	86,1
PR3	70,0	81,0
PR4	70,0	90,0
PP21	15,0	96,0
łącznie metraż		444,1

W trakcie realizacji robót stwierdzono odmienne warunki geologiczne i hydrogeologiczne od przyjętych na etapie opracowywania projektu robót geologicznych. W otworach PR1, PR2, PR3 oraz PR4 nie potwierdzono występowania zakładanej doliny kopalnej wypełnionej osadami czwartorzędowymi. Pomimo braku potwierdzenia tej struktury, z uwagi na konieczność rozpoznania głębszych poziomów wodonośnych oraz zweryfikowania budowy geologicznej obszaru, geolog sprawujący dozór hydrogeologiczny podjął decyzję o kontynuowaniu wierceń do większych głębokości i wykonaniu piezometrów głębokich. Jedynie w otworze PP21 potwierdzono obecność rozległej serii osadów piaszczysto-żwirowych charakterystycznych dla doliny kopalnej, która została rozpoznana do głębokości 96,0 m p.p.t.

Zgodnie z zapisami PRG, w przypadku stwierdzenia warunków odmiennych od zakładanych wiercenia należało prowadzić do głębokości około 5,0 m poniżej spągu rozpoznawanej warstwy wodonośnej. Warunek ten został spełniony we wszystkich wykonanych otworach. Ostateczne głębokości piezometrów zostały ustalone przez dozór geologiczny na podstawie rzeczywistych warunków geologicznych i hydrogeologicznych stwierdzonych podczas prac terenowych, co było również zgodne z zapisami

projektu dopuszczającymi zmianę parametrów wiercenia oraz konstrukcji otworów w zależności od napotkanych warunków geologicznych. Piezometry zostały wykonane w projektowanych lokalizacjach.

W wyniku przeprowadzonych robót uzyskano istotnie dokładniejsze rozpoznanie budowy geologicznej i warunków hydrogeologicznych obszaru niż zakładano na etapie projektowym. Wykonane otwory umożliwiły identyfikację kilku odrębnych poziomów wodonośnych występujących zarówno w utworach czwartorzędowych, jak i paleogeńsko-neogeńskich, co pozwoliło na zaprojektowanie wielopoziomowego systemu opróbowania wód podziemnych.

W piezometrach PR2 oraz PR4, w których zidentyfikowano i zafiltrowano poziomy wodonośny występujący zarówno w utworach czwartorzędowych, jak i trzeciorzędowych, zastosowano pakery hydrauliczne. Rozwiązanie to miało na celu skuteczne odizolowanie poszczególnych poziomów wodonośnych i wyeliminowanie możliwości mieszania się wód o odmiennej genezie oraz parametrach hydrogeochemicznych.

Podjęte w trakcie realizacji robót decyzje dotyczące zmian głębokości i konstrukcji piezometrów były zgodne z założeniami projektu robót geologicznych, który dopuszczał modyfikację parametrów otworów w zależności od rzeczywistych warunków geologicznych stwierdzonych podczas wiercenia. Uzyskane wyniki znacząco rozszerzyły zakres rozpoznania hydrogeologicznego obszaru WTZ SOE i stanowią podstawę do dalszej oceny kierunków migracji zanieczyszczeń oraz funkcjonowania systemu wód podziemnych na badanym terenie.

1.10. Środowisko geograficzne, morfologia i hydrografia

Zgodnie z regionalizacją fizycznogeograficzną Polski obszar wykonanych robót położony jest w mezoregionie Kotliny Toruńskiej (315.35), w makroregionie Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej (315.3), podprowincji Pojezierza Południowobałtyckie oraz prowincji Niż Środkowoeuropejski. Przedmiotowy teren leży w granicach 3 mikroregionów.

Część obszaru położona jest w mikroregionie Dolina Łęgnowska (315.356), która obejmuje terasy zalewowe i nadzalewowe, z żyznymi glebami użytkowanymi rolniczo oraz porośniętymi zaroślami wierzbowymi i łęgami wierzbowo-topolowymi. Miejscami występują pagórki eoliczne porośnięte borami sosnowymi. Część terenu położona jest na Terasie Soleckiej (315.356.04) i mikroregionie Miasto Bydgoszcz (315.353), którego główną cechą obszaru jest jego przekształcenie antropogeniczne. Powierzchnia terenu jest w przeważającej części płaska, lokalnie nieznacznie wyniesiona na nasypach technologicznych i obwałowaniach. Rzędne terenu mieszczą się w zakresie ok. 60-70 m n.p.m.

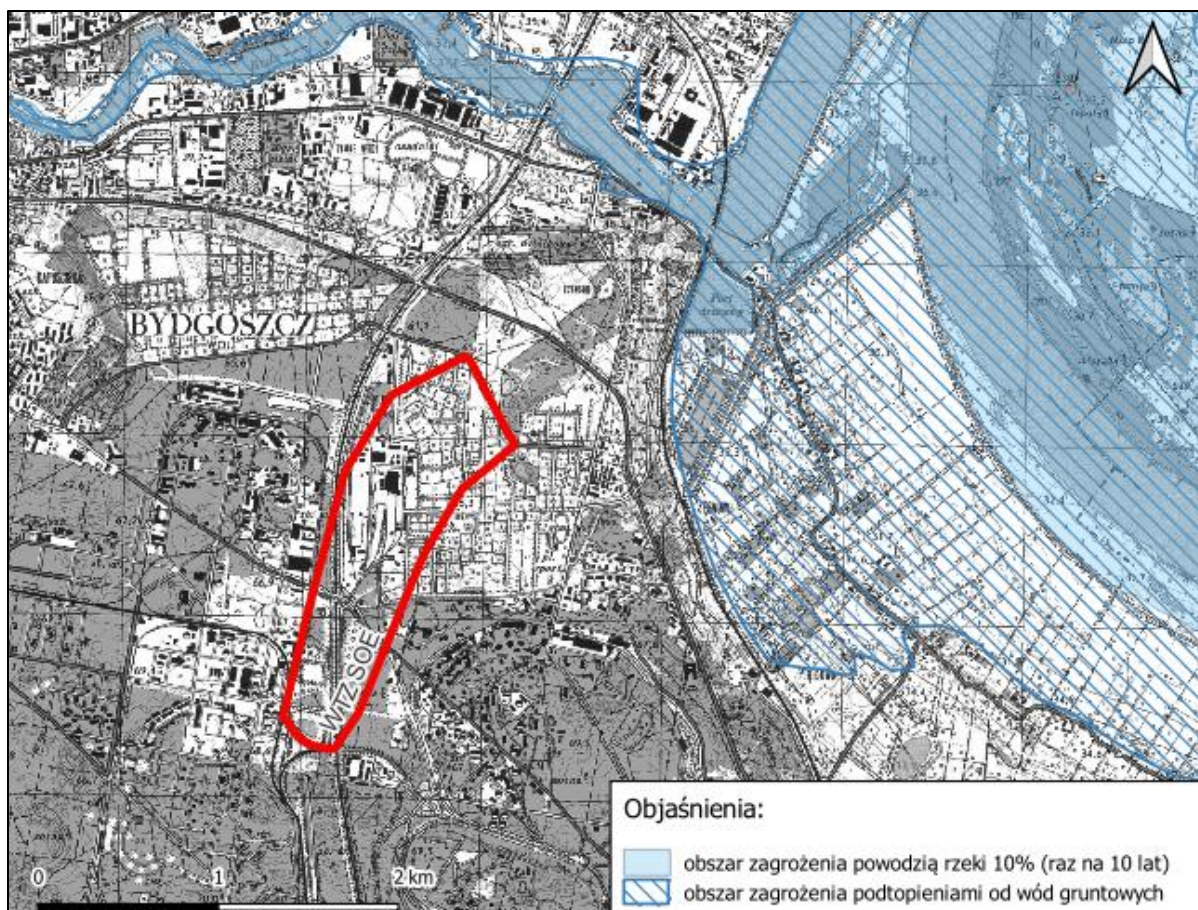
Kotlina Toruńska stanowi część Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej. Granice północne i południowe Kotliny pokrywają się z krawędziami otaczających ją wysoczyzn morenowych, natomiast granice

południowo-wschodnią oraz zachodnią wyznaczają wyraźne zwężenia pradoliny. Kotlinę Toruńską wyróżnia zespół zalesionych pól wydmych wykształconych na kilku poziomach terasowych. Pod względem morfogenetycznym Kotlina została ukształtowana w kilku etapach związanych z różnokierunkowym odpływem wód roztopowych i fluwialnych. Najstarszy z tych etapów dotyczył koncentrycznego spływu do niej wód sandrowych i ich odpływu w kierunku zachodnim, natomiast młodsze etapy związane były z fazą bifurkacyjną oraz późniejszym odpływem wód doliną dolnej Wisły.

Pod względem geomorfologicznym omawiany teren znajduje się w obrębie tarasu wodnolodowcowego erozyjnego (I). Dominują tu powierzchnie akumulacyjne i denudacyjne, lokalnie przekształcone przez działalność antropogeniczną związaną z eksploatacją i składowaniem odpadów chemicznych. W części centralnej i północnej znajdują się dawne stawy sedymentacyjne oraz nasypy i obwałowania.

W sąsiedztwie SOE występuje naturalny zbiornik wodny - Dempel. Najbliższym elementem sieci hydrograficznej jest rzeka Brda, płynąca na północ od badanego terenu. Bazą drenażową jest rzeka Wisła. Lokalnie występują rowy melioracyjne i kanały technologiczne związane z działalnością ZCh „Zachem”, pełniące funkcję odwadniającą i drenującą. W rejonie badań występuje ciek Kanał Łęgowo A (identyfikator hydrograficzny MPHP50 cieku 29192) oraz niewielkie zbiorniki wód powierzchniowych bez przypisanej oficjalnej nazwy.

Według danych zamieszczonych na Mapie obszarów zagrożonych podtopieniami w Polsce w odległości w odległości od 850 m do 1500 m na wschód od analizowanego obszaru WTZ Zachem – SOE występują obszary zagrożone wystąpieniem podtopień. Ponadto w dolinie rzeki Wisły, w odległości od 1150 m do 1500 m na wschód od granicy obszaru, stwierdza się obszary zagrożenia powodzią (o prawdopodobieństwie wystąpienia raz na 10 lat). Na samym terenie WTZ Zachem – SOE nie stwierdza się możliwości wystąpienia podtopień ani powodzi – obszar ten znajduje się poza strefami bezpośredniego i pośredniego zagrożenia powodziowego oraz poza obszarami predysponowanymi do powstawania podtopień. Zasięg obszarów zagrożonych przedstawiono na rysunku poniżej.



Rysunek 66 Obszary zagrożone podtopieniami i powodzią od strony rzeki Wisły (na wschód) i rzeki Brdy (na północ)

1.11. Budowa geologiczna

Zgodnie z informacjami przedstawionymi na Szczegółowej Mapie Geologicznej Polski Obszar WTZ ZACHEM – SOE położony jest w strefie rozległych osadów czwartorzędowych, które przykrywają podłoże starszych utworów trzeciorzędowych.

Budowa geologiczna jest zróżnicowana, a w jej kształtowaniu istotną rolę odegrały procesy akumulacji rzecznej i wodnolodowcowej oraz działalność antropogeniczna. Miąższość osadów czwartorzędowych zawiera się w przedziale od 9 m w otworze PP4 do 90,9 m w otworze PP21.

Na znacznym obszarze występują piaski ze żwirami tarasów nadzalewowych (f/pż Q³/p⁴, tl), związane z akumulacją rzeczna w pradolinach. Są to osady dobrze wysortowane, o budowie warstwowej, z przewagą piasków drobnych i średnich oraz wkładkami żwirów. W profilu spotykane są także soczewki mułków piaszczystych. Miąższość osadów tarasowych jest zmienna, zwykle wynosi kilka do kilkunastu metrów. Osady te budują płaskie powierzchnie tarasowe, które stanowią charakterystyczny element rzeźby terenu. W części obszaru, zwłaszcza w strefach terasy pradolinnej, występują piaski i żwiry na glinach zwałowych (pż/g), związane z akumulacją wodnolodowcową fazy leszczyńskiej zlodowacenia bałtyckiego. Osady te charakteryzują się zmiennym stopniem wysortowania – od piasków drobnych po gruboziarniste ze żwirami. Podścielające je gliny zwałowe mają charakter piaszczysto-żwirowo-gliniasty,

miejscami zawierają wkładki mułków i pyłów. Grubość strefy piaskowo-żwirowej wynosi kilka do kilkunastu metrów, natomiast miąższość kompleksu glin może dochodzić do kilkudziesięciu metrów. Gliny te pełnią rolę izolacyjną pomiędzy płytkimi a głębszymi poziomami wodonośnymi.

Na analizowanym terenie rozpoznano dwa obszary w obrębie których rozpoznano miększe kompleksy glin zwałowych. Są to „wyspy” morenowe zbudowane z glin zwałowych zaliczonych do fazy leszczyńskiej stadiału głównego zlodowacenia środkowopolskiego, stadiału sandomierskiego zlodowacenia północnopolskiego oraz stadiału (zlodowacenia warty) zlodowaceń środkowopolskich. Miąższość osadów morenowych wynosi 14,7 m w otworze PP3, 19,6 m w otworze PP18. W obrębie gliniastych struktur o charakterze „wyspy morenowej” występują przewarstwienia piasków wodnolodowcowych. Ich miąższość wynosi 2,0 m w otworze PP18, 1,8 m w otworze PP7.

Wyspy morenowe przedstawiono na Załączniku nr 12a.

W obrębie wysp morenowych, na glinach zwałowych, udokumentowano osady piaszczyste holocenu (piaski eoliczne), plejstocieńskie rzeczne osady tarasów nadzalewowych akumulowanych w fazie poznańskiej, stadiału głównego zlodowacenia Wisły oraz piaski i żwiry wodnolodowcowe fazy poznańskiej stadiału głównego zlodowacenia Wisły.

Miąższość leżących na glinie piasków i żwirów dochodzi do 8,1 m w otworze PP PP25, 11,3 m w otworze PP16, 11,7 m w otworze PP24.

Ważnym elementem budowy geologicznej są także dawne doliny kopalne o przebiegu WSW–ENE oraz SW-NE, powstałe w czasie zlodowaceń. Doliny kopalne udokumentowano w trakcie wykonanych wcześniej prac badawczych. Przedstawiono na Mapie hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000 ark. Bydgoszcz Wschód oraz w *Dokumentacji hydrogeologicznej*. Doliny te osiągają głębokość kilkudziesięciu metrów i są wypełnione głównie piaskami różnoziarnistymi z domieszką żwirów (dolina o przebiegu SW-NE) oraz glinami zwałowymi (dolina o przebiegu WSW-ENE; częściowo rozcięta doliną piaszczystą). Stanowią one istotne drogi filtracji wód podziemnych i uprzywilejowane strefy ich migracji. Czwartorzędową dolinę kopalną rozpoznano otworem wiertniczym PP 21. Miąższość osadów czwartorzędowych wynosi 90,9 m.

Lokalizację dolin kopalnych przedstawiono na Załączniku nr 12a i Załączniku 12d.

Poniżej utworów czwartorzędowych występują osady paleogeńsko–neogeńskie (Ng, Pg). Są to głównie iły pstre, mułki ilaste i piaszczyste, przewarstwione piaskami drobnymi. Miąższość kompleksu dochodzi do kilkudziesięciu metrów, a strop jest silnie zróżnicowany – występuje na głębokościach od kilkunastu do kilkudziesięciu metrów p.p.t., zależnie od ukształtowania podłoża i obecności form erozyjnych. W trakcie wykonanych robót geologicznych nie przewiercono osadów paleogeńsko–neogeńskich (Ng, Pg). Utwory te pełnią rolę warstwy izolacyjnej, jednak wkładki piaszczyste mogą lokalnie stanowić kolejne horyzonty wodonośne. Jeszcze głębiej zalegają skały kredy górnej (K₂) – głównie opoki i margle wapienne z wkładkami krzemionkowymi. Występują one poniżej 100–150 m p.p.t. i charakteryzują się porowo–

szczelinową strukturą, co umożliwia lokalne gromadzenie się wód podziemnych. Wody te mają znaczenie regionalne, jednak nie są przedmiotem niniejszego projektu robót geologicznych. W trakcie wykonanych robót geologicznych nie nawiercono utworów kredowych.

1.12. Warunki hydrogeologiczne

W niniejszym rozdziale przedstawiono warunki hydrogeologiczne panujące na terenie WTZ SOE z uwzględnieniem wyników robót geologicznych oraz publikowanych materiałów hydrogeologicznych (Mapy hydrogeologicznej Polsk w skali 1:50 000). W rozdziale przedstawiono charakterystykę poziomów wodonośnych oraz występującymi między nimi więziami hydraulicznymi.

Warunki hydrogeologiczne w tym przede wszystkim kierunku przepływu wód podziemnych zdeterminowane są budową geologiczną oraz siecią hydrograficzną. Ważną rolę w przepływie wód podziemnych pełnią wypełniona piaskami i żwirami dolina kopalna oraz gliniaste „wyspy” morenowe. Gliniaste „wyspy” morenowe wymuszają kierunki przepływu wody podziemnej.

Pod względem hydrostrukturalnym obszar wykonanych robót geologicznych położony jest w obrębie pradoliny toruńsko-eberswaldzkiej, którą rozcinają doliny Wisły i Brdy. W pradolinie toruńsko-eberswaldzkiej występują tarasy wodnolodowcowe, które mają charakter erozyjny lub erozyjno-akumulacyjny. Kontynuacją tarasów pradolinnych są tarasy rzeczne wzdłuż odcinka doliny Wisły i Brdy. Przepływ wód podziemnych odbywa się w kierunku zachodnim oraz wschodnim i jest silnie uzależniony od paleomorfologii. Bazą drenażową jest rzeka Brda. Warunki hydrogeologiczne w tym przede wszystkim kierunek przepływu wód podziemnych przedstawiono na Załączniku nr 12e. Więzy hydrauliczne między poziomami wodonośnymi przedstawiono na Załącznikach 12d.

Wody zwykle występują tu do głębokości około 500 m p.p.t. Użytkowe poziomy wodonośne stwierdzono w utworach mezozoicznych oraz kenozoicznych i czwartorzędu.

Na podstawie analizy danych archiwalnych oraz wyników wykonanych badań oraz sporządzono układ hydroizohips przedstawiony na mapie hydrogeologicznej (Załącznik 12e).

1.12.1. Opis poziomów wodonośnych

Poziomy czwartorzędowe nie są izolowane od powierzchni terenu lub izolacja jest słaba. Poziomy te zasilane są bezpośrednio wodami opadowymi a lokalnie główny użytkowy poziom wodonośny (Q2) zasilany jest poprzez przesączanie z niżej zalegającego paleogeneńsko-neogeneńskiego piętra wodonośnego (miocen, oligocen). Sytuacja ta ma miejsce w rejonie doliny Wisły i dolin kopalnych, gdzie utwory czwartorzędu są w kontakcie hydraulicznym z piaskami miocenu i oligocenu, tworząc niekiedy jeden użytkowy poziom wodonośny. W obrębie piętra czwartorzędowego występuje nieciągła warstwa glin, lokalnie mułków, które dzielą piętro czwartorzędowe na dwa poziomy wodonośne: poziom

przypowierzchniowy (Q1) i spągowy (Q2) (podglinowy). Utwory słabo przepuszczalne powodują lokalne napięcie zwierciadła wód podziemnych. Sytuację taką udokumentowano w otworze badawczym PG16. Północno-wschodni fragment obszaru objętego analizą zlokalizowany jest w granicach jednostki hydrogeologicznej o symbolu 12c**TrI**. Poziom czwartorzędowy w tym rejonie (Q1) charakteryzuje się niewielką miąższością dochodzącą do 5,6 m. Według nomenklatury przyjętej do MhP w skali 1:50 000 za główny poziom wodonośny uznano poziom neogeński (trzeciorzędowy). Poziom ten stanowią piaski miocenu stwierdzone na głębokości 15-50 m.

W jednostce tej **pierwszy czwartorzędowy poziom wodonośny (Q1)** ma charakter poziomu zawieszonego na glinie piaszczystej. Miąższość strefy zawodnionych piasków uzależniona jest w znacznej mierze od wysokości opadów atmosferycznych i roztopów pokrywy śnieżnej. Udokumentowana miąższość poziomu zawieszonego dochodzi do 5,6 m (otwór PP17). Warstwa wodonośna wykształcona jest w postaci piasków o różnej granulacji (od drobnoziarnistych do gruboziarnistych). Zwierciadło wody ma charakter swobodny i w otworach wiertniczych występuje na głębokości od 4,7 m (otwór PP19) do 8,6 m (otwór PP12). Wody czwartorzędowego zawieszonego poziomu wodonośnego przepływają w kierunku północno-zachodnim. Kierunek przepływu wód podziemnych przedstawiono na załączniku nr 3. Bazą drenażową jest rzeka Brda. Lokalnie zawieszony poziom wodonośny (Q1) zasila czwartorzędowy poziom wodonośny (Q2). Wiąż między tymi poziomami przedstawiono na Załączniku 12d.

Określona, na podstawie analizy granulometrycznej, wartość współczynnika filtracji osadów czwartorzędowych (strefa saturacji), zawieszonego na glinach poziomu wodonośnego wynosi od 0,000047 m/s do 0,00446 m/s wg wzoru Seelheima i 0,0000067 m/s do 0,00669 m/s wg wzoru amerykańskiego. Wartość współczynnika filtracji osadów występujących powyżej zwierciadła wody poziomu zawieszonego (w strefie aeracji) wynosi 0,000056 m/s do 0,022 m/s wg wzoru Seelheima od 0,0000086 m/s do 0,087 m/s wg wzoru amerykańskiego. Przedstawione wartości świadczą o zróżnicowanej przepuszczalności osadów piaszczystych i piaszczysto-żwirowych.

Poniżej spągu poziomu zawieszonego udokumentowano jedynie zawodnione piaszczyste przewarstwienia w obrębie utworów czwartorzędowych. Stwierdzono je w otworach badawczych PP7, PP9, PP18, PP22.

Większość terenu WTZ SOE położona jest w obrębie jednostki hydrogeologicznej o symbolu 13a**QII**. Poziom wodonośny (Q2) o charakterze swobodnym, miejscami swobodno-napiętym związany jest z czwartorzędowymi piaskami i żwirami wodnolodowcowymi. Poziom czwartorzędowy pozostaje w łączności hydraulicznej z głębszym poziomem neogeńskim (trzeciorzędowym; składającym się z piasków miocenu i oligocenu) stanowiąc dla niego lokalne źródło zasilania. Miąższość poziomu wodonośnego wynosi tu około 5-10 metrów występując na głębokości 5-15 m p.p.t.

Określona, na podstawie analizy granulometrycznej, wartość współczynnika filtracji osadów czwartorzędowego, głównego użytkowego poziomu wodonośnego wynosi od 0,000026 [m/s] do 0,02 m/s wg Seelheima i 0,0000011 do 0,0699 m/s wg wzoru amerykańskiego.

Wartość współczynnika filtracji osadów występujących powyżej zwierciadła wody poziomu głównego (w strefie aeracji) wynosi od 0,000049 m/s do 0,0032 m/s wg wzoru Seelheima i od 0,0000079 m/s do 0,00027 m/s wg wzoru amerykańskiego. Przedstawione wartości świadczą o zróżnicowanej przepuszczalności osadów piaszczystych i piaszczysto-żwirowych.

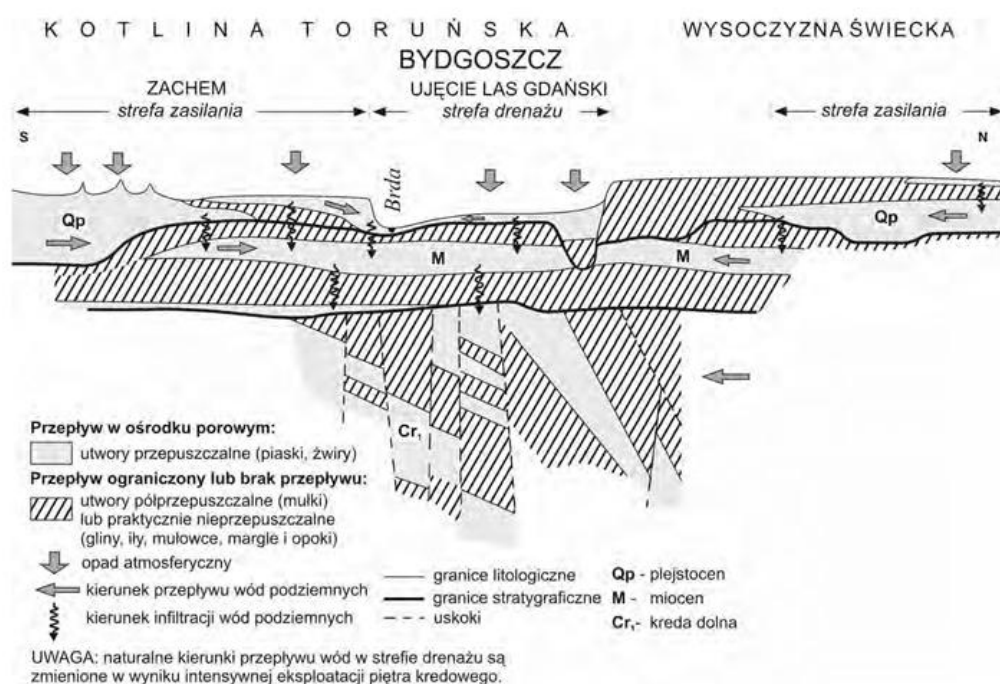
W zachodniej części analizowanego terenu udokumentowano **drugi czwartorzędowy (Q2) poziom wodonośny**, który na analizowanym terenie pełni rolę głównego użytkowego poziomu wodonośnego. Od powierzchni poziom ten izolowany jest warstwą gliny piaszczystej o miąższości do 9,9 m w otworze PG15. Lokalnie, czwartorzędowy poziom wodonośny nie posiada izolacji od powierzchni terenu lub izolacja jest słaba. Sytuację taką udokumentowano w otworach badawczych PG1, PG2, PG5. Zwierciadło wody czwartorzędowego głównego użytkowego poziomu wodonośnego (Q2) występuje o około 6,0 m niżej od zwierciadła wody zawieszonego na glinach czwartorzędowego poziomu wodonośnego (Q1). Wody poziome główne użytkowe czwartorzędowego poziomu wodonośnego przepływają w kierunku północno-zachodnim. Bazą drenażową jest rzeka Brda. Kierunek przepływu wód podziemnych przedstawiono na Załączniku nr 12e. W rejonie dołów osadnikowych (anilinowych) wody podziemne poziomu Q2 przepływają w kierunku zachodnim i wschodnim. W rejonie tym istnieje dział wodny. Przepływ wód podziemnych wymuszony jest istnieniem zbudowanej w gliny zwałowej „wyspy” morenowej. Wody podziemne przepływają w kierunku WZ Zielona.

Na analizowanym terenie poniżej utworów czwartorzędowych zalegają utwory paleogeńsko-neogeńskie. W obrębie tych utworów udokumentowano dwa **poziomy wodonośne w miocenie i oligocenie**. Poziomy te od piętra czwartorzędowego izolowane są miąższą warstwą ilów miocenich i pliocenich. Jak wspomniano powyżej piętro to lokalnie łączy się z piętrem czwartorzędowym poprzez okna hydrogeologiczne, tworząc jeden system krążenia wód podziemnych. Wody w utworach paleogeńsko-neogeńskich charakteryzują się ciśnieniem subartezyjskim, a w strefach drenażu dolin również artezyjskim. Zasilane są poprzez przesączanie z nadległych poziomów wodonośnych. Lokalnie w spągowej części piętra paleogeńsko-neogeńskiego, utwory wodonośne paleogenu łączą się z utworami wodonośnymi mezozoiku.

W trakcie wykonanych robót geologicznych, w otworze PP21, udokumentowano miąższy kompleks osadów czwartorzędowych zdeponowanych w rozcięciu erozyjnym (dolinie kopalnej). Wynik wiercenia otworu PP21 potwierdził występowanie, przewidywanej w Projekcie robót geologicznych, wąskiej, przegłębionej struktury czwartorzędowej wypełnionej osadami wodonośnymi. Struktura ta jest wcięta do stropu spoiwych utworów neogenu. Rozcięcie to umożliwia bezpośredni kontakt hydrauliczny poziomu czwartorzędowego i neogeńskiego (trzeciorzędowego). Możliwa jest migracja zanieczyszczeń z

poziomu czwartorzędowego do neogeńskiego. Stwierdza się, że wzdłuż zachodniej granicy WTZ płynie bardzo duży ładunek zanieczyszczeń (głównie chloroorganika pochodząca z dawnego Kompleksu Monomerów).

Przebieg doliny kopalnej przedstawiono na Załączniku nr 12a. W obrębie doliny kopalnej zwierciadło wody podziemnej ma charakter swobodny. Stwierdzono je na głębokości 23,3 m. W strefie aeracji udokumentowano piaski średnioziarniste, piaski średnioziarniste ze żwirem, piaski drobnoziarniste z piaskami pylastymi, piaski gruboziarniste. Udokumentowana w wymienionym wyżej otworze badawczym PP21 głęboka dolina o założeniu erozyjnym wypełniona jest piaskiem gruboziarnistym ze żwirem z domieszką substancji organicznej. Miąższość warstwy wodonośnej wynosi 66,7 m.



Rysunek 67 Schemat przepływu wód podziemnych w profilu pionowym w rejonie Bydgoszczy

Warstwa czwartorzędowo-neogeńska drenowana jest przez rzekę Brdę. Przepływ wód podziemnych odbywa się w kierunku północno-zachodnim i północnym. Warstwę napinającą stanowią gliny piaszczyste, gliny pylaste, piaski gliniaste, pyły i piaski pylaste. Ich miąższość zawiera się od 3,2 m w otworze PG5 do 14,7 m w otworze PP3 w którym stwierdzono gliny piaszczyste, ił pylasty czy piaski gliniaste.

Wody w utworach kredy występują jako dwa poziomy wodonośne: w piaskach kredy dolnej i w osadach węglanowych kredy górnej. Piętro kredowe izolowane jest od piętra paleogeńsko-neogeńskiego znacznej miąższości warstwą iłów i mułków neogenu i paleogenu. Zachodni obszar, w swoim niewielkim zasięgu, znajduje się w obrębie jednostki 11aQ-TrII.

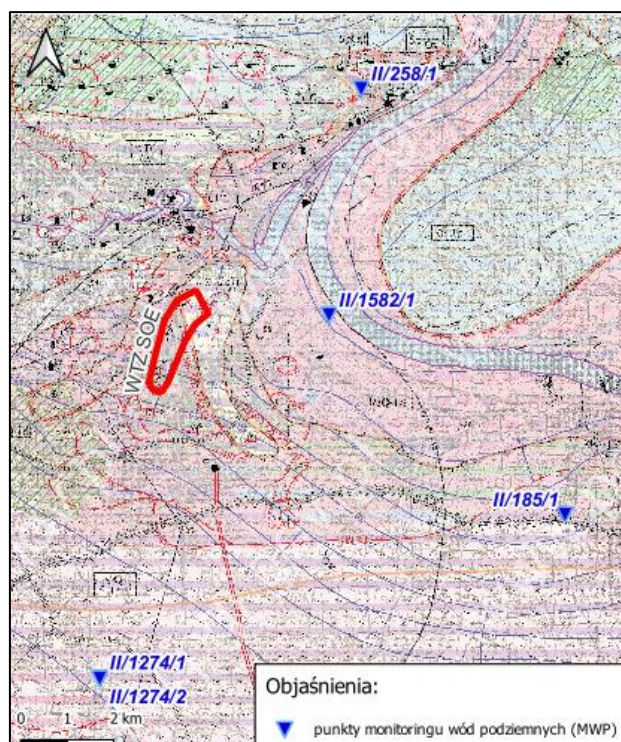
Według Mapy Hydrogeologicznej Polski – Pierwszy Poziom Wodonośny Występowanie i Hydrodynamika omawiany obszar znajduje się w obrębie 2 jednostek:

- 16 p,ż/dn/as(n)G/Q–Ng (część południowa) – wody w piaskach i żwirach nad łałami pstrymi, zwierciadło napięte, głębokość 30–80 m p.p.t.; wysoka podatność na zanieczyszczenia pierwszego poziomu wodonośnego;
- 3pd,p,ż/dn/as(n)P/Q (część północna) – wody w piaskach drobnych i średnich z wkładkami żwirów, ze zwierciadłem swobodnym na głębokości 0,5–12 m p.p.t.; wysoka podatność na zanieczyszczenia.

1.12.2. Wahania zwierciadła wód podziemnych

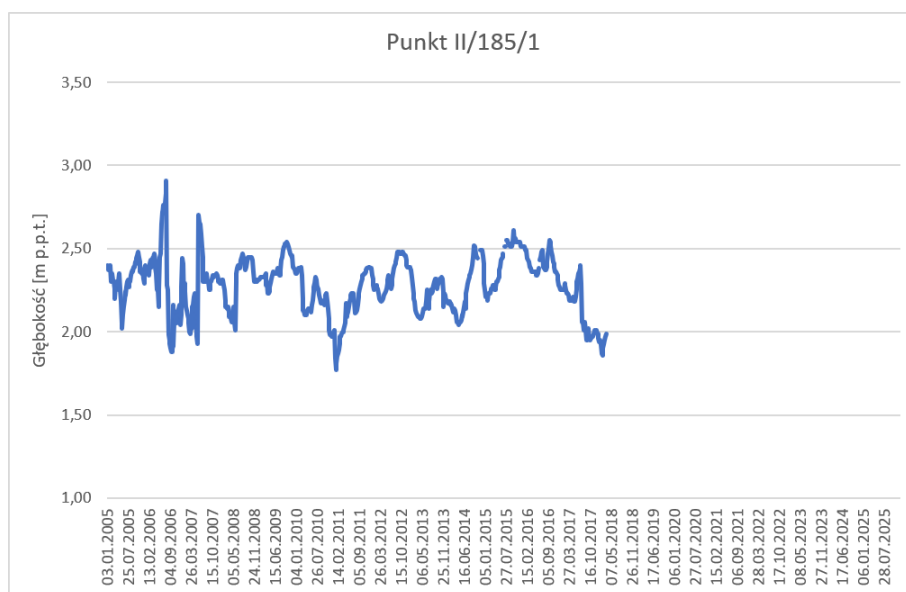
Wahania zwierciadła wód są znaczne, nawet kilkumetrowe i są zależne od stanów Wisły. Słaba izolacja poziomu wodonośnego lub jej brak skutkuje silnym zagrożeniem przenikania zanieczyszczeń z powierzchni terenu. Zasilanie poziomu czwartorzędowego w dolinie Wisły odbywa się na drodze infiltracji i dopływu wód z głębszych poziomów wodonośnych, dla których dolina Wisły stanowi bazę drenażu oraz dopływem wód czwartorzędowego poziomu wodonośnego.

Wahania zwierciadła wód podziemnych zostały określone na podstawie punktów monitoringu stanu ilościowego wód podziemnych prowadzonego w ramach Monitoringu Wód Podziemnych (MWP) w punktach. Lokalizację punktów MWP przedstawiono na rysunku poniżej.



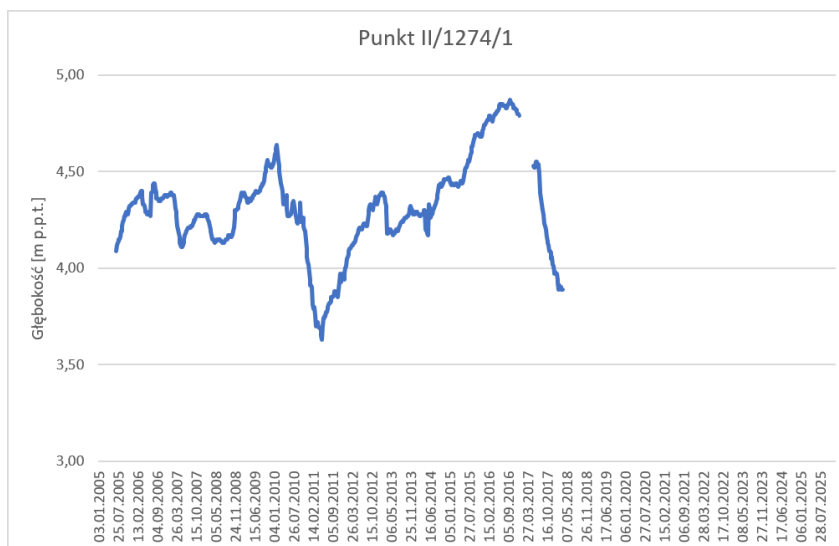
Rysunek 68 Lokalizacja punktów monitoringowych MWP względem obszaru WTZ SOE na tle MHP

- II/185/1- zlokalizowany jest w miejscowości i gminie Solec Kujawski (powiat bydgoski). Otwór stanowi studnia wiercona wybudowana w 1974 roku. Rzędna terenu- 44,7 m n.p.m. Głębokość obiektu- 15 m. Zwierciadło wody (zarówno nawiercone, jak i ustalone) znajduje się na głębokości 1 m. Typ ośrodka porowy – zbudowany z czwartorzędowych piasków średnich. Jest to punkt czynny w zakresie monitoringu stanu ilościowego (obserwacje rozpoczęto w 1976 roku i są kontynuowane). W CBDH figuruje pod numerem 3190207, a w monitoringu stanu chemicznego nosi numer 691. Amplituda wahań zwierciadła wody wynosi tu ok. 1,14 m.



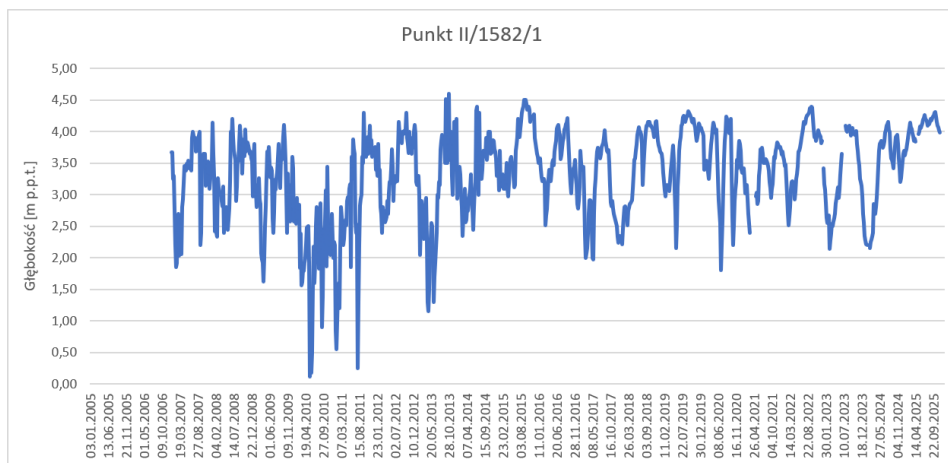
Rysunek 69 Wykres wahań zwierciadła wody w punkcie II/185/1

- II/1274/1- zlokalizowany w miejscowości Brzoza, w gminie Nowa Wieś Wielka (powiat bydgoski). Jest to piezometr wybudowany w 1998 roku. Rzędna terenu- 72,36 m n.p.m. Głębokość- 8,5 m. Zwierciadło wody (nawiercone i ustalone) znajduje się na głębokości 4,36 m. Typ ośrodka porowy – zbudowany z czwartorzędowych piasków średnich. Punkt czynny w monitoringu stanu ilościowego, w którym funkcjonuje od 2005 roku. Numer w bazie CBDH to 3190424, a w monitoringu stanu chemicznego – 1948. Amplituda wahań zwierciadła wody wynosi tu ok. 1,24 m.



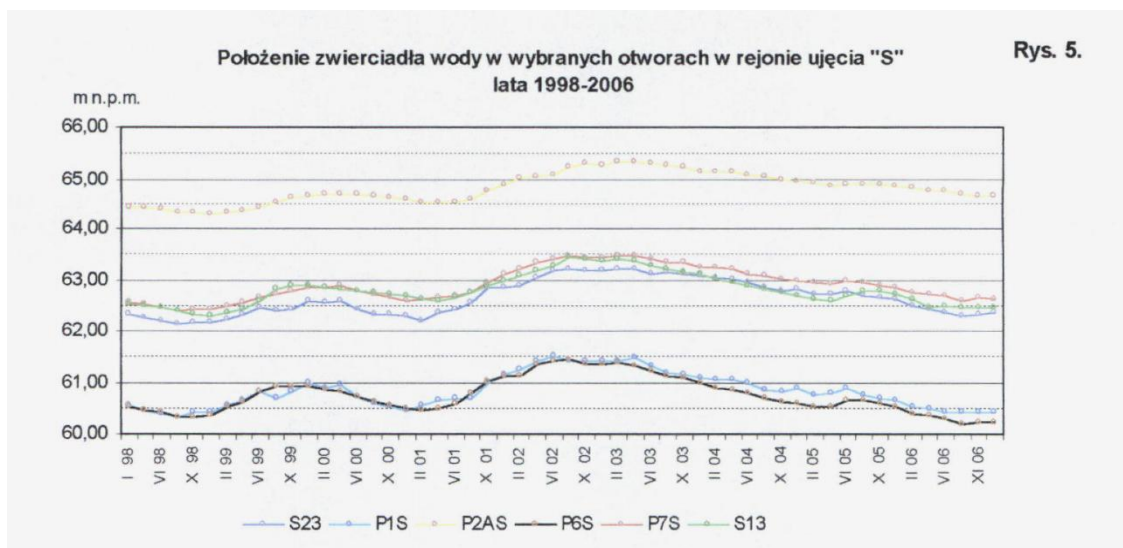
Rysunek 70 Wykres wahań zwierciadła wody w punkcie II/1274/1

- II/1582/1 – znajduje się w miejscowości Łęgnowo w Bydgoszczy (powiat m. Bydgoszcz). Jest to piezometr wybudowany w 1970 roku. Rzędna terenu- 32,6 m n.p.m. Głębokość- 10,5 m. Typ ośrodka porowy – zbudowany z czwartorzędowych piasków ze żwirem. Punkt pozostaje czynny w sieci monitoringu ilościowego, obserwacje są prowadzone od 2007 roku. W rejestrze CBDH występuje jako 3190149, z kolei numer punktu monitoringu chemicznego to 2194. Amplituda wahań zwierciadła wody wynosi tu ok. 4,48 m. Znaczne wahania wód podziemnych wynikają z niewielkiej odległości punktu monitoringowego od rzeki Wisły.



Rysunek 71 Wykres wahań zwierciadła wody w punkcie II/1582/1

Dla określenia wahań zwierciadła wody wykorzystano również wahania wody ujęcia „S” z lat 1998 – 2006. Zmiany położenia zwierciadła wody w rejonie ujęcia nie były związane ze zmianami ilości pobieranej wody. Amplituda wahań zwierciadła wody w rejonie ujęcia „S” nie zależy od odległości od ujęcia i waha się od 1,5 do 1,8 m. Największą amplitudę stwierdzono wówczas w otworze P6S, zlokalizowanym na północ od ujęcia.



Rysunek 72 Położenie zwierciadła wody w wybranych otworach w rejonie ujęcia „S” w latach 1998 – 2006

1.12.3. Podatność poziomów wodonośnych na zanieczyszczenia

Wody podziemne w rejonie SOE należą głównie do typu $\text{HCO}_3\text{--Ca}$, pH 6,3–8,2. W płytkim poziomie czwartorzędowym obserwuje się lokalne przekroczenia zawartości chlorków ($150\text{--}180\text{ mg/dm}^3$), siarczanów (do 200 mg/dm^3) oraz azotanów (do 70 mg/dm^3), zwłaszcza w rejonach historycznych ognisk zanieczyszczeń (ZCh „Zachem”, osady składowiskowe).

Warunki hydrogeologiczne w rejonie SOE należy uznać za złożone. Występują dwa główne poziomy wodonośne. Czwartorzędowy występujący pod nakładem osadów przepuszczalnych i słaboprzepuszczalnych oraz neogeński występujący pod nakładem osadów czwartorzędowych oraz iłów miocenu. Sytuację komplikuje obecność doliny kopalnej. Poziom czwartorzędowy z racji słabej izolacji od powierzchni jest podatny na zanieczyszczenia a poprzez kopalną dolinę zanieczyszczenia z powierzchni terenu i poziomu czwartorzędowego mogą migrować do poziomu neogeńskiego. W części północno-zachodniej udokumentowano zawieszony na osadach słaboprzepuszczalnych poziom zawieszony. Poziom ten jest podatny na zanieczyszczenia z powierzchni terenu.

Generalny przepływ wód podziemnych odbywa się generalnie z kierunku południowego i południowozachodniego (z rejonu dawnych Zakładów Syntezy i terenów przemysłowych) ku północy i północnemu wschodowi, z lokalnym drenażem w obrębie doliny kopalnej.

Pod względem przynależności do Jednolitej Części Wód Podziemnych obszar zaliczany jest do JCWPd nr 44 regionu wodnego Dolnej Wisły, o powierzchni $372,7\text{ km}^2$. Według oceny z 2019 r. stan tej JCWPd określono jako dobry (ilościowy i chemiczny), jednak ze względu na presje związane z historycznym zanieczyszczeniem terenów dawnego kompleksu ZCh „Zachem” uznaje się ją za zagrożoną nieosiągnięciem celów środowiskowych. Teren projektowanych robót geologicznych położony jest w całości w obrębie Głównego Zbiornika Wód Podziemnych nr 140 Subzbiornik Bydgoszcz. Jest to zbiornik

wód podziemnych, piętra kredowego, o charakterze ośrodka porowego położony na głębokości 100,0–300,0 m, izolowany od powierzchni miększym pakietem glin zwałowych, iłów i mułków. Na całym obszarze zbiornika czasy przesączania wód z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej w utworach kredy dolnej przekraczają okres 50 lat. Całkowita powierzchnia GZWP nr 140 wynosi 447,5 km².

1.12.4. Czas przesączania przez strefę aeracji

Ocena zagrożenia wód podziemnych została wykonana w oparciu o zmodyfikowaną metodę Bindemana zaproponowaną przez Macioszczyka. Obliczenia czasu przesączania pionowego przez strefę aeracji ta dokonano na podstawie wzoru:

$$ta = \frac{m_a \times w_0}{\sqrt[3]{\omega^2 \times k'}}$$

gdzie:

ta – czas przesączania pionowego [lata]

ma – miąższość strefy aeracji [m]

wo – wilgotność objętościowa [-]

k' – współczynnik filtracji strefy aeracji [m/d]

ω – roczna infiltracja efektywna (ω = P x w) [m/d]

P – wysokość opadów [m/d]

w – wskaźnik infiltracji efektywnej [-]

Do obliczeń czasu przesączania pionowego wykorzystano badania wykonane w ramach Projektu, m.in. profile otworów hydrogeologicznych, analizy uziarnienia gruntów przepuszczalnych oraz dostępne materiały archiwalne i literaturowe.

Współczynnik filtracji strefy aeracji dla utworów słabo przepuszczalnych oraz wskaźnik infiltracji efektywnej określono na podstawie. Współczynnik filtracji dla utworów przepuszczalnych strefy aeracji określono na podstawie badań laboratoryjnych (Zał.12f) oraz na podstawie. Wilgotność objętościowa została oznaczona na podstawie analizy wykonanych otworów badawczych oraz danych.

Tabela 28 Wartości wilgotności objętościowej - w₀ w zależności od litologii strefy aeracji wg Witczaka i Żurek (1994)

Rodzaj skały	w ₀ – [1]
Utwory piaszczyste, żwir, pospółki, piaski średnie i grube	0,07–0,10
piaski drobnoziarniste	0,10
piaski pyłaste i gliniaste	0,23–0,24
gliny pokrywowe	0,32
gliny piaszczyste morenowe	0,24
gliny zwięzłe morenowe	0,26
iłły (pliocen, miocen)	0,38
pyły i iłły zastoisłkowe	0,33–0,41
Namuły, muły	0,40–0,41
piaski próchnicze	0,20
pyły próchnicze	0,35
torfy	0,75

Stopień zagrożenia zanieczyszczeniem wód podziemnych określono na podstawie klasyfikacji w **Błąd! Nie można odnaleźć źródła odwołania.**, natomiast zbiorcze zestawienie wyników obliczeń czasu przesączania pionowego przez strefę aeracji za-mieszczono w Tabela 29.

Tabela 29 Klasyfikacja zagrożenia wód podziemnych

Średni czas migracji wody z powierzchni terenu do stropu warstwy wodonośnej w latach	Symbol klasy	Klasa zagrożenia wód podziemnych	Klasa podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia	Klasa odporności wód podziemnych na zanieczyszczenie
<2	A1	Bardzo silnie zagrożone	Bardzo wysoka	Bardzo niska
2 – 5	A2	Silnie zagrożone	Wysoka	Niska
5 – 25	B	Średnio zagrożone	Średnia	Średnia
25- 100	C	Słabo zagrożone	Niska	Wysoka
>100	D	Praktycznie niezagrożone	Bardzo niska	Bardzo wysoka

Tabela 30 Obliczony czas migracji pionowej w strefie aeracji

Nazwa piezometru	Miąższość strefy aeracji - m_a [m]	t_a [lata]	t_a [dni]	Klasa zagrożenia
PG1	10,4	0,445172	162,49	A1
PG2	14,2	0,634880	231,73	A1
PG3	18,4	2,994805	1093,10	A1
PG4	13,9	1,276124	465,79	A1
PG5	14,9	1,070931	390,89	A1
PG6	13,9	2,540531	927,29	A1
PG7	13,8	2,637226	962,59	A1
PG8	13,0	1,673919	610,98	A2
PG9	13,9	2,887468	1053,93	A2
PG10	14,3	3,075164	1122,43	A2
PG11	14,4	5,877914	2145,44	A2
PG12	13,7	3,863453	1410,16	A2
PG13	12,8	2,308057	842,44	A2
PG14	12,5	6,033745	2202,32	A2
PG15	12,4	7,999786	2919,92	A2
PG16	12,4	20,131975	7348,17	A2
PG17	18,6	14,787584	5397,47	B
PG18	11,5	13,097700	4780,66	B
PG19	12,1	4,054774	1479,99	B
PG20	12,2	2,945560	1075,13	B
PG21	13,2	1,385244	505,61	B
PG22	13,1	1,486353	542,52	B
PP1	12,2	5,314159	1939,67	B
PP2	10,3	7,139305	2605,85	B
PP3	10,5	13,733882	5012,87	B
PP4	4,0	0,188007	68,62	B
PP5	5,0	0,247968	90,51	A2
PP6	5,0	0,129386	47,23	A2
PP7	17,1	5,999802	2189,93	A2
PP8	7,0	0,099717	36,40	A2
PP9	6,5	0,493083	179,98	A2
PP10	5,9	0,015055	5,50	A2
PP11	6,4	0,226193	82,56	A2
PP12	8,6	0,143156	52,25	A2
PP13	6,4	0,187275	68,36	A2
PP14	9,2	0,431643	157,55	A2

Nazwa piezometru	Miąższość strefy aeracji - m_a [m]	t_a [lata]	t_a [dni]	Klasa zagrożenia
PP15	5,9	0,180677	65,95	A2
PP16	5,9	0,192240	70,17	A2
PP17	5,0	0,164174	59,92	A2
PP18	21,9	12,013129	4384,79	A2
PP19	4,7	0,198426	72,43	A2
PP20	14,4	4,524343	1651,39	A2
PP21	23,3	1,201814	438,66	A2
PP22	7,9	3,994820	1458,11	A2
PP23	5,3	0,281757	102,84	A2
PP24	8,0	0,138856	50,68	B
PP25	6,4	0,150660	54,99	B
PP26	4,5	0,290148	105,90	B
PR1	15,0	7,091913	2588,55	B
PR2	12,6	2,305813	841,62	B
PR3	23,1	5,384386	1965,30	B
PR4	21,0	4,027043	1469,87	B

Podłoże budują utwory czwartorzędowe w postaci gruntów piaszczystych, często ze żwirami, które stwarzają bardzo dobre warunki infiltracji. Brak izolacji piętra czwartorzędowego stwarza duże zagrożenie dla jakości wód podziemnych, stąd wody podziemne na obszarze WTZ ZACHEM SOE zaklasyfikowano w większości do klasy A1 – wody bardzo silnie zagrożone. Podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie jest bardzo wysoka, a odporność wód podziemnych na zanieczyszczenie jest bardzo niska. Lokalnie stwierdza się izolację poziomu wodonośnego, klasa B – wody średnio zagrożone. Podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie- średnia, klasa odporności wód podziemnych na zanieczyszczenie- średnia.

1.12.5. Czas przesączania pomiędzy warstwami wodonośnymi

Na przeważającej części badanego obszaru stwierdza się występowanie poziomu wodonośnego o zwierciadle swobodnym. Z uwagi na głębokość wykonanych otworów, poziom wody w głębszych warstwach wodonośnych nie jest do końca znany. Na potrzeby oceny warunków hydrodynamicznych, dla pojedynczych otworów geologicznych, obliczono przesączanie się wód z poziomu górnego do dolnego (z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego; z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego).

Czas przesączania pomiędzy warstwami obliczono na podstawie wzoru:

$$t_p = \frac{m'}{\Delta H} \times \sum \frac{m'_i \times n e_i}{k'}$$

gdzie:

m' – miąższość rozdzielającej warstwy słabo przepuszczalnej [m],

ΔH – różnica stanów w sąsiadujących warstwach wodonośnych [-],

$n e$ - porowatość efektywna [-],

k' – współczynnik filtracji słabo przepuszczalnej warstwy rozdzielającej [m/d].

Uzyskane wyniki pozwalają na określenie orientacyjnego czasu pionowej filtracji wody w strefie pełnego nasycenia.

Tabela 31 Czas przesączania pomiędzy warstwami wodonośnymi

Nazwa otworu	ΔH [m]	m' [m]	n_e [-]	k' [m/s]	k [m/d]	tp [lata]	Przesączanie z górnego poziomu wodonośnego do dolnego poziomu wodonośnego
PG1	8,12	1,8	0,18	0,000001	0,09	0,83	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PG11	2,3	20	0,01	0,00000001	0,00	2012,88	z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego
PG4	2,7	16,8	0,01	0,00000001	0,00	1209,88	z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego
PP10	5,6	5,1	0,18	0,000001	0,09	9,68	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PP11	15,8	9	0,18	0,000001	0,09	10,68	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PP4	4,8	15,2	0,13	0,00000001	0,01	724,23	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PP5	7,4	15,4	0,13	0,00000001	0,01	482,21	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PP6	6	5	0,18	0,000001	0,09	8,68	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PP7	5,4	5,1	0,18	0,000001	0,09	10,03	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PP9	7	4	0,15	0,00000001	0,01	39,68	z I poziomu czwartorzędowego do II poziomu czwartorzędowego
PR1	2,7	4,7	0,01	0,00000001	0,00	94,69	z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego
PR2	0,9	18,5	0,01	0,00000001	0,0001	4401,36	z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego
PR3	1,6	24,6	0,01	0,00000001	0,0001	4377,60	z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego
PR4	0,3	18,4	0,01	0,00000001	0,0001	13061,73	z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego

Przesączanie wód z I do II poziomu czwartorzędowego zostało udokumentowane w otworach PG1, PP6, PP7, PP10 oraz PP11. Niewielka miąższość osadów słabo przepuszczalnych wpływa na krótki czas przesączania wód, który wynosi od niespełna 1 roku w rejonie otworu PG1 do około 10 lat w otworach PP7 i PP11. Świadczy to o wysokiej podatności hydrogeologicznej II poziomu czwartorzędowego na infiltrację zanieczyszczeń z powierzchni. Odmienne wartości wykazują jedynie otwory PP4, PP5 oraz PP9, gdzie jest zwiększona miąższość warstwy rozdzielającej, co wpływa na wydłużenie orientacyjnego czasu filtracji do przedziału od kilkudziesięciu do kilkuset lat.

Przesączanie wód z II poziomu czwartorzędowego do poziomu neogeńskiego stwierdzono w otworach PG4, PG11, PR2, PR3 oraz PR4. Miąższość warstwy izolującej, przekraczającą w większości otworów ok. 15 metrów, przekłada się na czas pionowej filtracji, osiągający wartości tysiąca lat. Wyniki te potwierdzają bardzo dobrą, naturalną ochronę poziomu neogeńskiego i jego hydrauliczną odrębność, przy czym jedyne lokalne osłabienie tej bariery stwierdzono w rejonie otworu PR1, gdzie z powodu mniejszej

miąższości osadów słabo przepuszczalnych czas przesączania skraca się do niespełna dziewięćdziesięciu pięciu lat.

W trakcie wykonanych robót geologicznych, w otworze PP21, udokumentowano miąższy kompleks osadów czwartorzędowych zdeponowanych w rozcięciu erozyjnym (dolinie kopalnej). Struktura ta jest wcięta do stropu spoistych utworów neogenu. Rozcięcie to umożliwia bezpośredni kontakt hydrauliczny poziomu czwartorzędowego i negeńskiego (trzeciorzędowego). Możliwa jest migracja zanieczyszczeń z poziomu czwartorzędowego do neogeńskiego.

1.12.6. Prędkość przepływu w warstwie wodonośnej

Na potrzeby opracowania wyznaczono orientacyjne wartości prędkości filtracji (v) oraz prędkości rzeczywistej (U) dla warstwy wodonośnej każdego poziomu wodonośnego wg:

$$v = k \times I \qquad U = \frac{k \times I}{n_e}$$

gdzie:

v – prędkość filtracji [m/d],

U – prędkość rzeczywista przepływu wód podziemnych [m/d],

k – współczynnik filtracji [m/d],

I – spadek hydrauliczny,

n_e – porowatość efektywna [-].

Tabela 32 Prędkość filtracji (v) oraz rzeczywista prędkość przepływu wód podziemnych (U) poziomów wodonośnych

Obliczenia dla poziomu wodonośnego	k_{sr} [m/d]	I [-]	n_e [-]	v [m/d]	U [m/d]	U [cm/d]
I poziom czwartorzędowy	5,70	0,0030	0,35	0,0171	0,0489	4,89
II poziom czwartorzędowy	19,87	0,0091	0,33	0,1806	0,5473	54,73
neogeński poziom czwartorzędowy	2,50	0,0080	0,37	0,0200	0,0541	5,41

Powyższe dane wskazują na duże zróżnicowanie warunków hydrodynamicznych pomiędzy poszczególnymi poziomami wodonośnymi. Zdecydowanie najbardziej dynamicznym przepływem cechuje się II czwartorzędowy poziom wodonośny, gdzie współczynnik filtracji osiąga wartość średnio $k = 19,87$ m/d, przy jednoczesnym występowaniu najwyższego spadku hydraulicznego ($I = 0,0091$). Wyznaczona prędkość filtracji wyniosła $v = 0,1806$ m/d, natomiast prędkość rzeczywista strumienia (U) wynosi aż $0,5473$ m/d, co w przeliczeniu daje wartość $54,73$ cm/d.

I czwartorzędowy poziom wodonośny, pomimo dobrej przepuszczalności gruntu ($k = 5,70$ m/d) nie wykazuje wysokiej wartości prędkości filtracji, co również przełożyło się na rzeczywistą prędkość filtracji (U) równemu $0,0489$ m/d. Głównym czynnikiem „hamującym” ruch wody okazał się niski gradient hydrauliczny, wynoszący $I = 0,0030$. Prędkość filtracji wyniosła $v = 0,0171$ m/d.

W neogeńskim poziomie wodonośnymi odnotowano niski średni współczynnik filtracji ($k = 2,50$ m/d), co wskazuje na obecność utworów drobnoziarnistych, takich jak piaski drobne. Niemniej jednak, z uwagi na

znacznie wyższy spadek hydrauliczny, w porównaniu do I poziomu wodonośnego, gdzie $I = 0,0080$ woda porusza się tam minimalnie szybciej, osiągając prędkość rzeczywistą na poziomie $U = 0,0541$ m/d (5,41 cm/d).

1.13. Prognoza zmian jakości wody w wyniku oddziaływania składowisk

Bieżąca jakość wód podziemnych będzie w większym stopniu kształtowana przez migrację zanieczyszczeń pochodzących głównie ze składowiska przy ul. Lisiej czy szlamów anilinowych niż przez same składowiska SOE czy SP. Z uwagi na fakt, że stężenia większości substancji organicznych rosną wraz z głębokością, występuje ryzyko dalszego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w głębszych partiach warstwy wodonośnej. Zanieczyszczenia organiczne (AOX, chlorobenzeny, anilina, BTX) i nieorganiczne koncentrują się w części południowej oraz w piezometrach głębokich (otwory PG). Środek obszaru pozostaje w większości wolny od zanieczyszczeń.

Odpady zalegają płytko (SOE do ok. 8,5 m p.p.t., SP do ok. 4 m p.p.t.), a ich spąg jest izolowany warstwą gruntów słabo przepuszczalnych. Ponieważ zwierciadło wód podziemnych znajduje się znacznie głębiej (ok. 15 m p.p.t.), transport zanieczyszczeń zachodzi głównie poprzez infiltrację wód opadowych.

Prognozuje się, że w perspektywie nie nastąpi gwałtowny wzrost parametrów zanieczyszczających. Należy jednak wziąć pod uwagę, że obszar WTZ SOE w dalszej perspektywie będzie źródłem zanieczyszczeń zasilającym główny poziom wodonośny. Ponadto zwraca się uwagę, że o jakości wód podziemnych będzie decydował stały napływ zanieczyszczeń, co może stworzyć ryzyko zanieczyszczenia głębszych warstw wodonośnych (dotąd „czystych”).

Stan wód powierzchniowych pozostanie niekorzystny (poniżej dobrego) i nie ulegnie poprawie bez podjęcia zewnętrznych działań. Zanieczyszczenia w wodzie powierzchniowej nie wynikają bezpośrednio ze strony składowisk SOE i SP, możliwy np. spływ powierzchniowy. Prognozuje się, że jakość wody powierzchniowej nie ulegnie poprawie samoistnie.

1.14. Podsumowanie

1. W trakcie wykonanych robót geologicznych wykonano 52 otwory badawcze o głębokości od 7,5 m do 96,0 m i łącznym metrażu 1438 mb. Pobrano 43 szt. próbek uśrednionych i 52 szt. próbek dyskretnych wody podziemnej oraz 4 szt. próbek wody powierzchniowej.
2. Rozpoznano neogeński (trzeciorzędowy) poziom wodonośny, czwartorzędowy główny użytkowy poziom wodonośny oraz zawieszony czwartorzędowy poziom wodonośny.
3. W obrębie doliny kopalnej stwierdza się więź hydrauliczną pomiędzy poziomem wodonośnym czwartorzędowym i neogeńskim.
4. Analiza warunków hydrodynamicznych rozpatrywanego obszaru wykazała znaczne zróżnicowanie parametrów przepływu wód podziemnych, wynikające ze skomplikowanej budowy geologicznej

oraz obecności form strukturalnych i litologicznych. W celu dokładnej oceny pola hydrodynamicznego obliczenia wykonano wykorzystując klasyczne metody analityczne (punktowe) oraz szerokoprzestrzenne badania modelowe (numeryczne).

5. Prędkość przepływu w warstwie wodonośnej wynosi w I poziomie czwartorzędowym $v=0,0171$ m/d, w II poziomie czwartorzędowym $v = 0,5473$ m/d, a w neogeńskim poziomie $v = 0,0541$ m/d. Na podstawie badań modelowych średnie prędkości przepływu wód podziemnych dla całej domeny modelu wyniosły od 3×10^{-6} do 4×10^{-6} (0,26 – 0,35 m/d) przy maksymalnych wartościach na poziomie 1×10^{-5} do 2×10^{-5} (1,2 – 1,7 m/d). Metody analityczne potwierdziły silny wpływ lokalnych form geologicznych na przebieg stref przepływu. Porównanie wyników uzyskanych obiema metodami wykazuje pełną spójność. Średnia prędkość przepływu wyznaczona na modelu dla całej domeny stanowi wartość pośrednią pomiędzy słabo przepuszczalnymi utworami a dobrze przepuszczalnym II poziomem czwartorzędowym. Świadczy to o prawidłowym „wyskalowaniu” modelu numerycznego względem rzeczywistych warunków terenowych. Zwraca się uwagę, że metoda klasyczna została wyznaczona punktowo, natomiast model numeryczny poprawnie odzwierciedla ciągłość obszarową i lokalne spiętrzenia/koncentracje strumienia w budowie geologicznej.
6. Brak izolacji piętra czwartorzędowego stwarza duże zagrożenie dla jakości wód podziemnych, stąd wody podziemne na obszarze WTZ ZACHEM SOE zaklasyfikowano w większości do klasy A1 – wody bardzo silnie zagrożone. Lokalnie stwierdza się izolację poziomu wodonośnego, klasa B – wody średnio zagrożone.
7. Wody podziemne oraz wody powierzchniowe na obszarze WTZ SOE i terenie przyległym do WTZ SOE charakteryzują się stosunkowo wysokim stopniem zanieczyszczenia, o złożonym i wieloskładnikowym charakterze, typowym dla obszarów oddziaływania przemysłu chemicznego.
8. Główne ogniska zanieczyszczeń koncentrują się w części południowej i północnej. Przestrzenny rozkład stężeń oraz obecność słabo przepuszczalnych warstw izolacyjnych pod składowiskami SOE i SP wskazują, że zanieczyszczenia przenikają wzdłuż struktur geologicznych (kontakt II poziomu czwartorzędowego (Q2) z neogenem) i pochodzą w znacznej mierze ze źródeł zewnętrznych (m.in. składowiska przy ul. Lisiej oraz szlamu anilinowego). Stan chemiczny wód powierzchniowych oceniono jako poniżej dobrego z uwagi na przekroczenia norm rtęci i WWA.
9. W perspektywie nie nastąpi gwałtowny wzrost parametrów zanieczyszczających. Należy jednak wziąć pod uwagę, że obszar WTZ SOE w dalszej perspektywie będzie źródłem zanieczyszczeń zasilającym główny poziom wodonośny.

2. Metodyka badań

2.1 Badania wód powierzchniowych i podziemnych in-situ

Wykonano pomiary poziomu wody i podstawowych terenowych parametrów fiz.-chem. (tj. PEW, pH, temperatura, Eh) w istniejących piezometrach oraz w okolicznych ciekach zinwentaryzowanych w trakcie kartowania sozologicznego. Do pomiarów wykorzystano świstawkę hydrogeologiczną oraz terenowe elektrody służące do pomiarów PEW, pH, Eh i temperatury. Obszar badań zlokalizowany jest w granicach Jednolitej Części Wód Podziemnych (JCWPd) nr 44 (kod PLGW200044) oraz na obszarze zlewni Jednolitych Części Wód Powierzchniowych (JCWP) występujących w rejonie inwestycji. Lokalizację rejonu badań na tle granic JCWPd i JCWP przedstawiono na mapach zamieszczonych w Załączniku nr 10i.

2.2 Badania wód podziemnych

W ramach realizacji zadania geologicznego na terenie WTZ ZACHEM – SOE wykonano pięć głębokich piezometrów obserwacyjnych: PR1, PR2, PR3, PR4 oraz PP21 oraz piezometry wykonane w ramach PRG: PG – piezometry głębokie i PP – piezometry płytkie. Symbolem SP nazwano piezometry istniejące.

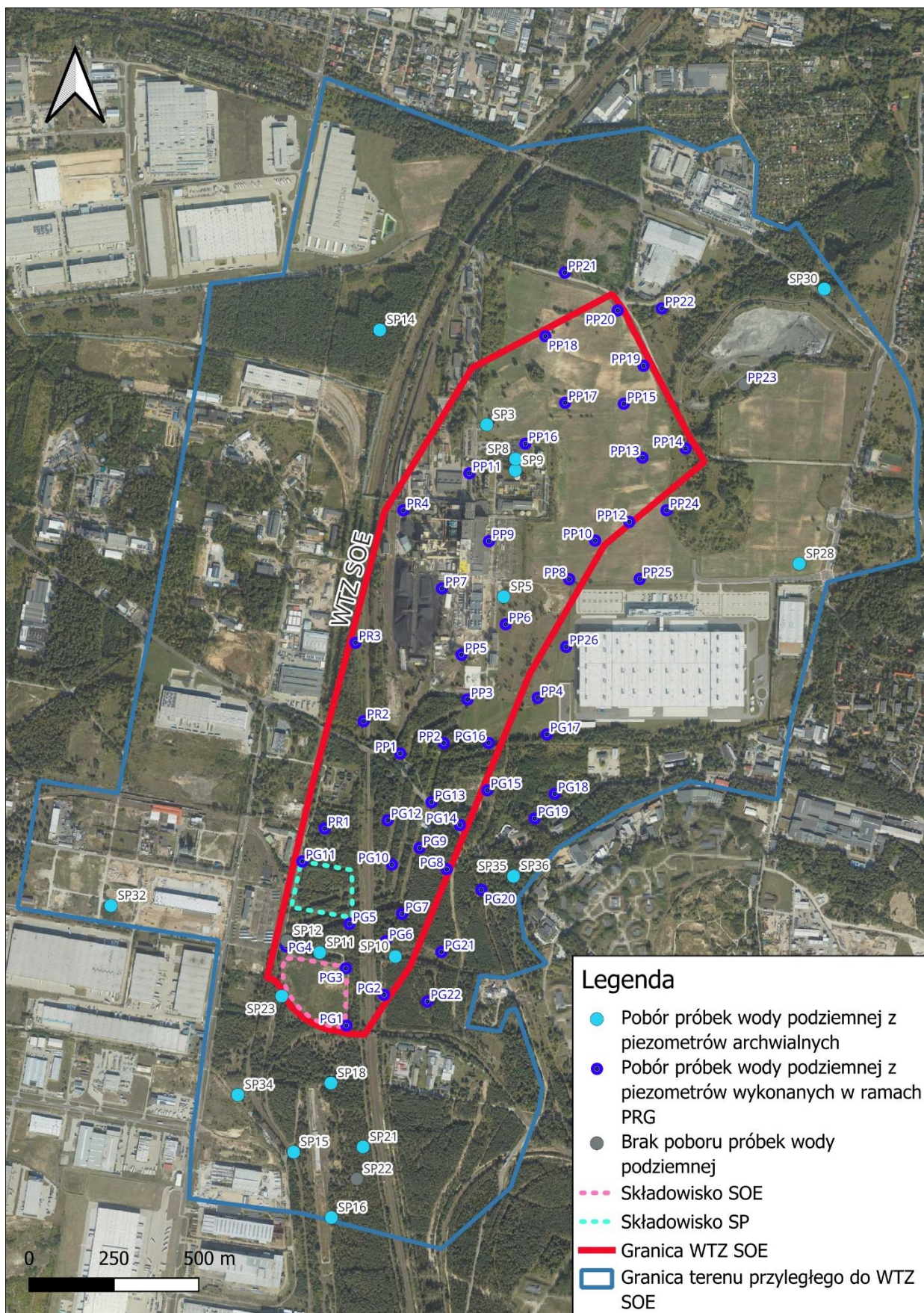
W ramach prowadzenia badań jakości wód podziemnych opróbowano 18 istniejących otworów hydrogeologicznych zinwentaryzowanych w trakcie kartowania sozologicznego oraz 51 nowych piezometrów wykonanych zgodnie z Projektem robót geologicznych. W istniejących (archiwalnych) otworach SP22 (LP5) oraz SP12 (PSS1) oraz w otworze PP23 wykonanym zgodnie z Projektem robót geologicznych, ze względu na niewystarczający dopływ do piezometrów, nie udało się pobrać próbek wody podziemnej, o czym informowano Zamawiającego stosownymi pismami. W otworze PP23, pomimo redukcji wydajności pompy, nie uzyskano stabilnych warunków umożliwiających ciągły pobór prób zgodnie z wymaganiami normy PN-ISO 556-11:2017-10. Stwierdzono niewystarczający dopływ wody z warstwy wodonośnej w strefie filtra otworu. Ponadto w otworze PG17 udało się pobrać tylko 1 próbkę dyskretną, o czym również poinformowano Zamawiającego.

Wody podziemne opróbowano z zachowaniem niezmienności składu chemicznego, zgodnie z normą PN-ISO-5667-11:2017-10 w technice „low-flow”. Zgodnie z zapisami Programu badań dla piezometrów, gdzie warstwa wodonośna jest zafiltrowana na różnych poziomach dokonano poboru próbek dyskretnych charakterystycznych dla zafiltrowanej części wodonośca. Pobór próbek dyskretnych dotyczył 26 piezometrów wykonanych w ramach Projektu robót geologicznych (PG1-PG22 oraz PR1-PR4). W 25 z 26 ww. piezometrów pobrano po 2 próbki. W 1 z 26 ww. piezometrów (PG17) pobrano 1 próbkę dyskretną. Łącznie pobrano 51 próbek dyskretnych. W pozostałych punktach (25 nowych piezometrów) i 18 istniejących otworów piezometrycznych, pobrano próbki uśrednione. W piezometrze PP23 nie pobrano próbki wody. Łącznie pobrano 43 próbki uśrednione. W tabeli 33

przedstawiono zestawienie pobranych próbek z podziałem na próbki dyskretne i próbki uśrednione. Na rysunku 73 przedstawiono lokalizację piezometrów, w których dokonano poboru lub próby poboru wody podziemnej, a w tabeli 34 ich współrzędne. Badania projektowe natomiast zestawiono w załączniku 10d.

Tabela 33 Zestawienie próbek wody podziemnej z podziałem na próbki dyskretne i próbki uśrednione

kategoria piezometru	robocza nazwa piezometru	nazwa piezometru wg kart sozologicznych	głębokość poboru próbki [m p.p.t.]		rodzaj próbki
piezometry archiwalne	SP3	P3_8.27_268 (229)	7,30		próbki uśrednione (1 szt.)
	SP5	P1_8.9_268 (230)	8,20		
	SP8	P1_8.21_268	9,60		
	SP9	P2_8.21_268	8,65		
	SP10	PSS10	20,50		
	SP11	SS11 (P2_7.549_013)	16,80		
	SP12	PSS1	-		brak poboru próbki wody podziemnej
	SP14	227	24,00		próbki uśrednione (1 szt.)
	SP15	LP14	8,65		
	SP16	LP15	8,50		
	SP18	LP4	5,20		
	SP21	LP17	8,50		
	SP22	LP5	-		brak poboru próbki wody podziemnej
	SP23	PSS5	5,10		próbki uśrednione (1 szt.)
	SP28	15B	4,86		
	SP30	P1_5_280	2,98		
	SP32	P1	33,00		
	SP34	UP3	4,90		
SP35	P1_1.206_136	20,05			
SP36	P2_1.206_136	4,10			
piezometry wykonane w ramach PRG	PP1	-	18,50		próbki uśrednione (1 szt.)
	PP2	-	21,50		
	PP3	-	20,00		
	PP4	-	5,00		
	PP5	-	5,40		
	PP6	-	8,00		
	PP7	-	18,00		
	PP8	-	7,50		
	PP9	-	7,30		
	PP10	-	6,50		
	PP11	-	7,50		
	PP12	-	11,00		
	PP13	-	9,00		
	PP14	-	11,50		
	PP15	-	7,00		
	PP16	-	9,00		
	PP17	-	8,00		
	PP18	-	23,50		
	PP19	-	8,00		
	PP20	-	16,50		
	PP21	-	88,00		
	PP22	-	9,00		
	PP23	-	-		brak poboru próbki wody podziemnej
	PP24	-	10,50		próbki uśrednione (1 szt.)
	PP25	-	8,00		
	PP26	-	6,50		
	PG1	-	19,50	22,50	próbki dyskretne (2 szt.)
	PG2	-	15,00	18,00	
	PG3	-	20,00	25,00	
	PG4	-	17,00	21,50	
	PG5	-	16,50	23,00	
	PG6	-	16,50	23,50	
	PG7	-	15,50	23,50	
	PG8	-	14,00	17,00	
PG9	-	15,50	19,50		
PG10	-	16,50	23,00		
PG11	-	16,00	19,50		
PG12	-	16,50	18,50		
PG13	-	13,50	15,50		
PG14	-	13,80	16,00		
PG15	-	13,00	22,50		
PG16	-	14,00	21,00		
PG17	-	20,00	-	próbki dyskretne (1 szt.)	
PG18	-	14,50	23,50	próbki dyskretne (2 szt.)	
PG19	-	14,50	22,50		
PG20	-	13,50	19,00		
PG21	-	15,00	24,00		
PG22	-	15,00	22,00		
PR1	-	29,50	53,00		
PR2	-	16,50	42,00		
PR3	-	46,00	73,00		
PR4	-	26,00	51,00		



Rysunek 73 Lokalizacja piezometrów, w których dokonano poboru lub próby poboru próbek wód podziemnych

Tabela 34 Współrzędne piezometrów, w których dokonano poboru lub próby poboru próbek wód podziemnych

kategoria piezometru	robocza nazwa piezometru	nazwa piezometru wg kart sozologicznych	współrzędne geodezyjne piezometru		uwagi odnośnie poboru próbek
			X	Y	
piezometry archiwalne	SP3	P3_8.27_268 (229)	5885563	6505993	pobór próbek uśrednionych
	SP5	P1_8.9_268 (230)	5885056	6506043	
	SP8	P1_8.21_268	5885462	6506078	
	SP9	P2_8.21_268	5885429	6506077	
	SP10	PSS10	5883996	6505723	
	SP11	PSS11 (P2_7.549_0132)	5884008	6505501	
	SP12	PSS1	5884043	6505404	brak poboru próbki wody podziemnej
	SP14	227	5885842	6505677	pobór próbek uśrednionych
	SP15	LP14	5883420	6505424	
	SP16	LP15	5883227	6505535	
	SP18	LP4	5883624	6505533	
	SP21	LP17	5883436	6505628	
	SP22	LP5	5883341	6505610	brak poboru próbki wody podziemnej
	SP23	PSS5	5883880	6505389	pobór próbek uśrednionych
	SP28	15B	5885154	6506914	
	SP30	P1_5_280	5885963	6506988	
	SP32	P1	5884147	6504885	
	SP34	UP3	5883589	6505259	
	SP35	P1_1.206_136	5884233	6506072	
piezometry wykonane w ramach PRG	SP36	P2_1.206_136	5884235	6506073	pobór próbek uśrednionych
	PP1	-	5884595	6505738	
	PP2	-	5884625	6505866	
	PP3	-	5884754	6505936	
	PP4	-	5884758	6506143	
	PP5	-	5884886	6505918	
	PP6	-	5884975	6506049	
	PP7	-	5885081	6505861	
	PP8	-	5885108	6506236	
	PP9	-	5885220	6506000	
	PP10	-	5885222	6506312	
	PP11	-	5885420	6505942	
	PP12	-	5885277	6506413	
	PP13	-	5885466	6506452	
	PP14	-	5885493	6506579	
	PP15	-	5885625	6506397	
	PP16	-	5885507	6506107	
	PP17	-	5885628	6506224	
	PP18	-	5885824	6506166	
	PP19	-	5885737	6506455	
	PP20	-	5885900	6506379	
	PP21	-	5886011	6506223	
	PP22	-	5885906	6506509	
	PP23	-	5885682	6506753	brak poboru próbki wody podziemnej
	PP24	-	5885311	6506523	pobór próbek uśrednionych
	PP25	-	5885109	6506444	
	PP26	-	5884909	6506227	pobór próbek dyskretnych
	PG1	-	5883793	6505579	
	PG2	-	5883883	6505690	
	PG3	-	5883962	6505578	
	PG4	-	5884026	6505402	
	PG5	-	5884093	6505588	
	PG6	-	5884042	6505695	
	PG7	-	5884122	6505743	
	PG8	-	5884254	6505875	
	PG9	-	5884316	6505795	
	PG10	-	5884267	6505713	
	PG11	-	5884277	6505449	
	PG12	-	5884398	6505701	
	PG13	-	5884451	6505830	
	PG14	-	5884384	6505914	
	PG15	-	5884486	6505995	
	PG16	-	5884626	6505999	
	PG17	-	5884651	6506170	
	PG18	-	5884476	6506193	
	PG19	-	5884403	6506134	
	PG20	-	5884193	6505977	
	PG21	-	5884010	6505859	
	PG22	-	5883864	6505818	
	PR1	-	5884374	6505515	
	PR2	-	5884690	6505630	
	PR3	-	5884921	6505606	
	PR4	-	5885311	6505747	

Technika poboru próbek wód podziemnych

Wszystkie próbki wody podziemnej pobrano w technice „low-flow”. Pobór próbek był poprzedzony przepompowaniem nisko przepływowym tzw. „mikropurging” zgodnie z normą PN-ISO-5667-11.

Do poboru próbek uśrednionych wykorzystano pompę zanurzeniową 12V (Tornado P5) wyposażoną w regulator obrotów oraz celę przepływową z sondą wieloparametrową (AP2000). Do poboru próbek dyskretnych wykorzystano pompę pęcherzową Solinst Model 407 wyposażoną w elektroniczny kontroler ciśnienia oraz celę przepływową z sondą wieloparametrową (AP2000). Przy poborze próbek dyskretnych wykorzystywano pakery.

Zgodnie z normą PN-ISO-5667-11, zarówno pobór pompą zanurzeniową z regulatorem obrotów jak i pobór pompą pęcherzową wyposażoną w kontroler ciśnienia zapewnia niezmiennosć składu chemicznego próbki wody podziemnej.

Pobór próbek uśrednionych w technice „low-flow” składał się z następujących etapów:

1. Pomiar głębokości zwierciadła wody świstawką hydrogeologiczną (elektroniczną).
2. Instalacja pompy zanurzeniowej w strefie zafiltrowania otworu (o ile głębokość zafiltrowania jest znana) i podłączenie jej pod regulator obrotów i akumulator.
3. Umieszczenie świstawki hydrogeologicznej (elektronicznej) w otworze na granicy kontaktu tak, aby mieć pewność, że poziom wody zwierciadła podziemnej nie opada. Opadanie zwierciadła wody wskazuje na pobieranie wody znajdującej się nad filtrem.
4. Umieszczenie sondy wieloparametrowej w celi przepływowej, aby możliwa była kontrola parametrów wody w czasie rzeczywistym (PEW, pH, T) i podłączenie wężyka do poboru próbki wraz z zaworem trójdzielnym (zawór trójdzielny służy do pobrania próbki wody po ustabilizowaniu się parametrów).
5. Oczyszczanie otworu hydrogeologicznego poprzez przepompowywanie niskoprzepływowe tzw. „mikropurging” poprzedzające pobór próbek metodą niskiego przepływu tzw. „low-flow sampling”. W tym celu, przy pomocy regulatora przepływu, ustawiano niski i stabilny przepływ – w granicach ok. 0,1-0,5 L/min. Podczas pompowania monitorowano parametry fizykochemiczne wody kontrolując je co ustalony wcześniej interwał czasowy – zwykle od 3 do 10 minut. Pobór próbek rozpoczynano po ustabilizowaniu się parametrów wody tj. zaobserwowaniu 3 kolejnych pomiarów wykazujących minimalne różnice. Wodę z procesu oczyszczania otworów zbierano do pojemników o objętości dostosowanej do ilości wypompowywanej wody, a następnie utylizowano.
6. Po ustabilizowaniu parametrów przeprowadzenie poboru próbki wody ze spustu, przed celą przepływową. Do poboru próbek wykorzystywany jest zawór trójdzielny. Próbki pobierane są

do dedykowanych pojemników przekazanych przez akredytowane laboratorium i umieszczane w styroboxie wyposażonym we wkłady chłodzące.

Pobór próbek dyskretnych w technice „low-flow” składał się z następujących etapów:

1. Pomiar głębokości zwierciadła wody świstawką hydrogeologiczną (elektroniczną).
2. Instalacja pompy pęcherzowej w strefie zafiltrowania otworu i podłączenie jej pod kontroler ciśnienia i kompresor. W przypadku poboru próbek dyskretnych wykorzystywano pakery.
3. Umieszczenie świstawki hydrogeologicznej (elektronicznej) w otworze na granicy kontaktu tak, aby mieć pewność, że poziom wody zwierciadła podziemnej nie opada. Opadanie zwierciadła wody wskazuje na pobieranie wody znajdującej się nad filtrem.
4. Umieszczenie sondy wieloparametrowej w celi przepływowej, aby możliwa była kontrola parametrów wody w czasie rzeczywistym (PEW, pH, T) i podłączenie wężyka do poboru próbki wraz z zaworem trójdzielnym (zawór trójdzielny służy do pobrania próbki wody po ustabilizowaniu się parametrów).
5. Oczyszczanie otworu hydrogeologicznego poprzez przepompowywanie niskoprzepływowe tzw. „micropurging” poprzedzające pobór próbek metodą niskiego przepływu tzw. „low-flow sampling”. W tym celu, przy pomocy regulatora przepływu, ustawiano niski i stabilny przepływ – w granicach ok. 0,1-0,5 L/min. Podczas pompowania monitorowano parametry fizykochemiczne wody kontrolując je co ustalony wcześniej interwał czasowy – zwykle od 3 do 10 minut. Pobór próbek rozpoczynano po ustabilizowaniu się parametrów wody tj. zaobserwowaniu 3 kolejnych pomiarów wykazujących minimalne różnice. Wodę z procesu oczyszczania otworów zbierano do pojemników o objętości dostosowanej do ilości wypompowywanej wody, a następnie utylizowano.
6. Po ustabilizowaniu parametrów przeprowadzenie poboru próbki wody ze spustu, przed celą przepływową. Do poboru próbek wykorzystywany jest zawór trójdzielny. Próbkę pobierano do dedykowanych pojemników przekazanych przez akredytowane laboratorium i umieszczano w styroboxie wyposażonym we wkłady chłodzące.

2.3 Badania wód powierzchniowych

W ramach badań jakości wód powierzchniowych pobrano łącznie 4 próbki. Pobór został wykonany zgodnie z normą PN-ISO-5667-4_2017-10. Z uwagi na stwierdzenia braku wody lub braku wystarczającej ilości wody w rowach/zbiornikach znajdujących się na terenie WTZ SOE, wszystkie 4 próbki wody powierzchniowej zostały pobrane ze zbiornika wodnego Dempel na działce nr 3 obr. 268 (w różnych lokalizacjach zbiornika) w obrębie terenu przyległego do WTZ SOE. Tabela 35 przedstawia zestawienie

pobranej próbek wody powierzchniowej wraz z współrzędnymi. Lokalizację punktów poboru próbek przedstawiono na rysunku 74.

Tabela 35 Zestawienie pobranych próbek wody powierzchniowej wraz z współrzędnymi geodezyjnymi

punkt poboru próbki wody powierzchniowej	współrzędne geodezyjne	
	X	Y
1_3_268	5886031	6506986
2_3_268	5886039	6506984
3_3_268	5886023	6506981
4_3_268	5886014	6506977



Rysunek 74 Lokalizacja punktów poboru wody powierzchniowej

Technika poboru próbek wód powierzchniowych

Do poboru próbek wody powierzchniowej wykorzystano czerpak teleskopowy. Próbki pobierano w odległości nie mniejszej niż 30 cm od brzegu. Z uwagi na fakt, że objętość próbki do badań była znaczna

i konieczne było napełnienie kilku pojemników laboratoryjnych, zgodnie z normą, wykonywano homogenizację próbek w większym pojemniku, a następnie rozdzielano na dedykowane pojemniki. Przed poborem czerpak był 3-krotnie przepłukany badanym medium. W trakcie poboru prowadzono badania podstawowych parametrów fizykochemicznych in-situ (PEW, pH, temperatura, eH, tlen rozpuszczony). Pobrane próbki umieszczano w styroboxie wyposażonym we wkłady chłodzące.

3. Ocena jakości wód podziemnych i powierzchniowych

Próbki wód podziemnych i powierzchniowych zostały poddane szerokiemu zakresowi analiz chemicznych obejmujących oznaczenia parametrów fizykochemicznych (m.in. pH, przewodność elektrolityczna, temperatura, potencjał redoks, tlen rozpuszczony i ogólny węgiel organiczny), składników nieorganicznych (w tym jonów amonowych, azotanów, azotynów, chlorków, siarczanów oraz metali i metaloidów, takich jak arsen, chrom, kadm, nikiel, ołów, rtęć, cynk, mangan i żelazo), a także szerokiego spektrum związków organicznych. Zakres badań obejmował m.in. lotne węglowodory aromatyczne (BTEX), węglowodory ropopochodne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), chlorowane związki organiczne (w tym chlorowane rozpuszczalniki, chlorobenzeny, chlorofenole i chloronafталeny), polichlorowane bifenylo (PCB), fenole, krezole i ftalany. Dodatkowo oznaczono szereg substancji charakterystycznych dla historycznej działalności Zakładów Chemicznych Zachem, takich jak AOX, anilina, chloroaniliny, epichlorohydryna, toluidyny, nitrobenzeny, nitrotolueny oraz produkty związane z produkcją materiałów wybuchowych (m.in. DNT, TNT, heksogen i oktogen). Załączniku 1 do niniejszej Kompleksowej Oceny Stanu Środowiska – D,G. Otrzymane wyniki laboratoryjne z badań wód przeanalizowano pod kątem określenia dominujących rodzajów zanieczyszczeń, a w przypadku wód podziemnych także ich zasięgu pionowego i poziomego. Przeprowadzona analiza wyników badań wykazała wyraźne zróżnicowanie stężeń analizowanych substancji, zarówno w ujęciu przestrzennym (pomiędzy otworami badawczymi), jak i pionowym (w profilu głębokościowym). Stwierdzone zanieczyszczenia mają charakter wieloskładnikowy i są typowe dla obszarów oddziaływania przemysłu chemicznego, uwzględniając historyczną działalność Zakładów Chemicznych Zachem w Bydgoszczy. Połączenie danych z wyników analiz chemicznych oraz historią składowisk odpadów umożliwiło ostateczne potwierdzenie dróg migracji zanieczyszczeń oraz pozwoliło na zdefiniowanie ich źródeł, co zaprezentowano w rozdziale dotyczącym przepływu oraz dokumentacji hydrogeologicznej. Tabelaryczne zestawienie wyników badań wody podziemnej i powierzchniowej przedstawiono w załączniku 10e do KOSŚ, włącznie z raportami analitycznymi z wynikami badań próbek wód podziemnych i powierzchniowych. Z kolei w załączniku 10f przedstawiono sprawozdania z poboru prób wody podziemnej i powierzchniowej.

3.1. Wyniki pomiarów piezometrycznych i dynamika zwierciadła wód

Pomiary terenowe

We wszystkich piezometrach zinwentaryzowanych w trakcie kartowania sozologicznego wykonano pomiary poziomu wody i podstawowych terenowych parametrów fiz.-chem. (tj. PEW, pH, temperatura, Eh). W piezometrach, z których dokonywano poboru próbek wody podziemnej pomiary prowadzono bezpośrednio przed poborem do ustabilizowania się parametrów. Zestawienie pomiarów przedstawiają tabele 36 (piezometry, w których dokonywano poboru próbek) i 37 (pozostałe piezometry).

Tabela 36 Zestawienie pomiarów in situ w piezometrach, w których dokonywano poboru próbek

kategoria piezometru	Lp.	robocza nazwa piezometru	nazwa piezometru wg kart sozologicznych	głębokość poboru próbki [m p.p.1]	głębokość położenia zwierciadła wody [m p.p.1]	Warstwy wodonośne: Q1 – pierwszy poziom wodonośny, Q2 – drugi poziom wodonośny, Ng – neogen	temperatura [°C]	pH [-]	ORP (Eh) [mV]	PEW (EC) [uS/cm]
piezometry archiwalne	1	SP3	P3_8.27_268 (229)	7,3	6,05	czwartorzęd Q1	12,50	7,16	80,7	1593
	2	SP5	P1_8.9_268 (230)	8,2	6,2	czwartorzęd Q1	13,23	7,02	102,7	367
	3	SP8	P1_8.21_268	9,6	5,95	czwartorzęd Q1	10,90	7,84	74,9	960
	4	SP9	P2_8.21_268	8,65	6,15	czwartorzęd Q1	10,40	7,45	36,8	1150
	5	SP10	PSS10	20,5	14,72	czwartorzęd Q2	9,90	7,58	-162	1349
	6	SP11	PSS11 (P2_7.549_0132)	16,8	15,25	czwartorzęd Q2	10,00	7,16	-94,6	1237
	7	SP14	227	24	18,5	czwartorzęd Q2	10,40	7,40	-11,7	698
	8	SP15	LP14	8,65	6,6	czwartorzęd Q1	11,48	10,03	-353	6360
	9	SP16	LP15	8,5	7,46	czwartorzęd Q1	10,70	6,99	-215	1794
	10	SP18	LP4	5,2	4,32	czwartorzęd Q1	10,60	7,78	-250	939
	11	SP21	LP17	8,5	7,3	czwartorzęd Q1	12,60	7,48	-215,7	583
	12	SP23	PSS5	5,1	3,99	czwartorzęd Q1	8,60	7,19	-194,1	554
	13	SP28	15B	4,88	3,86	czwartorzęd Q1	11,73	7,54	117,7	420
	14	SP30	P1_5_280	2,98	1,48	czwartorzęd Q1	12,20	10,04	-164,7	1000
	15	SP32	P1	33	15,5	czwartorzęd Q2	11,70	7,72	28	401
	16	SP34	UP3	4,9	3,92	czwartorzęd Q1	10,90	7,95	125	250
	17	SP35	P1_1.206_136	20,05	12,68	czwartorzęd Q2	11,10	7,13	-240	784
	18	SP36	P2_1.206_136	4,1	4	czwartorzęd Q1	10,80	8,05	-278,4	446
piezometry wykonane w ramach PRG	19	PP1	-	18,5	11,00	czwartorzęd Q2	10,30	7,30	-89,8	546
	20	PP2	-	21,5	10,34	czwartorzęd Q1	9,90	7,52	178,5	887
	21	PP3	-	20	10,52	czwartorzęd Q1	10,10	7,90	-145,3	1029
	22	PP4	-	5	4,00	czwartorzęd Q1	8,58	7,52	84,5	350
	23	PP5	-	5,4	4,00	czwartorzęd Q1	8,45	7,23	211,8	920
	24	PP6	-	8	5,00	czwartorzęd Q1	4,80	7,78	126,7	381
	25	PP7	-	18	13,73	czwartorzęd Q2	9,20	7,53	56	1130
	26	PP8	-	7,5	6,95	czwartorzęd Q1	8,40	7,38	107,9	1382
	27	PP9	-	7,3	6,51	czwartorzęd Q1	16,70	7,46	154	731
	28	PP10	-	6,5	6,90	czwartorzęd Q1	9,40	7,22	71	708
	29	PP11	-	7,5	6,35	czwartorzęd Q1	11,70	8,07	208,1	627
	30	PP12	-	11	8,55	czwartorzęd Q1	10,96	7,28	153,8	1961
	31	PP13	-	9	6,41	czwartorzęd Q1	8,10	7,87	103,4	1583
	32	PP14	-	11,5	9,20	czwartorzęd Q1	10,60	7,20	106,5	1662
	33	PP15	-	7	5,90	czwartorzęd Q1	8,95	8,08	-149,7	1445
	34	PP16	-	9	5,90	czwartorzęd Q1	10,55	7,95	-83,7	1568
	35	PP17	-	8	4,99	czwartorzęd Q1	8,10	7,87	-117,2	1486
	36	PP18	-	23,5	21,94	czwartorzęd Q2	9,70	7,50	44,7	1049
	37	PP19	-	8	4,70	czwartorzęd Q1	8,71	7,69	-172,2	1383
	38	PP20	-	16,5	14,38	czwartorzęd Q2	9,80	7,74	63,3	1522
	39	PP21	-	88	23,25	neogen	8,60	8,00	59,2	1136
	40	PP22	-	9	3,40	czwartorzęd Q1	9,80	8,00	29	1555
	41	PP24	-	10,5	7,95	czwartorzęd Q1	8,90	7,24	114,9	1898
	42	PP25	-	8	6,40	czwartorzęd Q1	9,10	7,48	87,5	1625
	43	PP26	-	6,5	4,50	czwartorzęd Q1	7,25	7,89	-102	397
	44	PG1	-	19,5	10,40	czwartorzęd Q1	10,40	7,42	-161,2	1837
			-	22,5	18,52	czwartorzęd Q2	9,90	8,45	-216,4	3140
	45	PG2	-	15	14,18	czwartorzęd Q2	10,20	7,85	-95,5	1052
			-	18			10,40	8,12	-188,8	2431
	46	PG3	-	20	18,32	czwartorzęd Q2	8,20	8,02	-88,8	689
			-	25			10,30	7,63	-147,7	2556
	47	PG4	-	17	14,82	czwartorzęd Q2	10,20	7,88	-184	2400
			-	21,5			9,70	7,82	-173,1	4097
	48	PG5	-	16,5	14,92	czwartorzęd Q2	9,80	7,48	1,3	1024
			-	23			9,70	7,74	-122,2	3200
	49	PG6	-	16,5	13,82	czwartorzęd Q2	10,00	7,33	55,8	1210
			-	23,5			9,98	7,29	-78,3	2999
	50	PG7	-	15,5	13,80	czwartorzęd Q2	9,70	7,67	-158,6	2675
			-	23,5			9,70	7,84	-180,7	3249
	51	PG8	-	14	13,03	czwartorzęd Q2	7,72	7,46	-127,9	860
			-	17			8,20	7,31	-115,5	2670
	52	PG9	-	15,5	13,85	czwartorzęd Q2	9,40	8,00	-194,9	1654
			-	19,5			9,40	7,97	-177,5	1774
	53	PG10	-	16,5	14,34	czwartorzęd Q2	10,10	7,36	-131,7	1331
			-	23			9,90	7,38	-136,1	2537
	54	PG11	-	16	14,42	czwartorzęd Q2	11,60	7,35	-133,3	2280
			-	19,5			11,80	7,56	-164,4	3390
	55	PG12	-	16,5	13,72	czwartorzęd Q2	7,91	7,40	-145,5	1646
			-	18,5			8,15	7,70	-154,3	1698
	56	PG13	-	13,5	12,78	czwartorzęd Q2	7,90	7,28	-55,8	1749
			-	15,5			7,30	7,34	-79,2	1778
	57	PG14	-	13,8	12,50	czwartorzęd Q2	9,00	7,27	-200,1	1650
			-	16			7,90	7,29	-162	1729
	58	PG15	-	13	12,37	czwartorzęd Q2	8,70	7,77	-192,8	1512
			-	22,5			10,20	7,54	-171,6	1459
	59	PG16	-	14	9,80	czwartorzęd Q2	10,10	7,52	36,4	846
			-	21			10,10	7,62	41,8	911
	60	PG17	-	20	8,60	czwartorzęd Q2	9,70	7,80	-90,6	1364
			-	14,5			10,10	7,68	-128,7	1418
	61	PG18	-	23,5	11,50	czwartorzęd Q2	10,20	7,87	-151,2	1291
			-	14,5			10,90	7,25	-138,2	1809
	62	PG19	-	22,5	12,10	czwartorzęd Q2	12,60	7,74	-145,2	1913
			-	13,5			8,70	7,33	-97,4	883
	63	PG20	-	19	12,20	czwartorzęd Q2	9,50	7,22	-110,8	2262
			-	15			8,20	7,33	-74,4	1325
	64	PG21	-	24	13,20	czwartorzęd Q2	9,00	7,72	-130,5	2738
			-	15			13,50	7,60	56,2	951
	65	PG22	-	22	13,10	czwartorzęd Q2	11,60	7,80	-170,2	2337
			-	29,5			7,00	7,33	-80,9	1175
	66	PR1	-	53	17,70	neogen	8,95	7,31	-85,8	1098
			-	16,5			10,50	7,67	-135,4	693
	67	PR2	-	42	13,50	neogen	10,51	7,54	-108,3	900
			-	46			10,00	7,30	-113,5	16000
	68	PR3	-	73	19,90	neogen	11,10	7,38	-72,3	14128
			-	26			12,40	7,76	6,9	1015
	69	PR4	-	51	21,30	neogen	12,90	7,33	49,6	801

Pomiary terenowe wykonano w 69 punktach monitoringowych obejmujących piezometry archiwalne oraz piezometry wykonane w ramach PRG. We wszystkich punktach, w których możliwy był pobór wody wykonano pomiary podstawowych parametrów fizykochemicznych wód podziemnych.

Temperatura wód podziemnych wynosiła od 4,8°C (PP6) do 16,7°C (PP9). W większości piezometrów wartości mieściły się w przedziale 8–12°C Odczyn pH badanych wód mieścił się w zakresie od 6,99 (SP16) do 10,04 (SP30). Większość próbek charakteryzowała się odczynem obojętnym lub lekko zasadowym (pH około 7,2–8,0). Podwyższone wartości pH stwierdzono w piezometrach SP15 (10,03) oraz SP30 (10,04), co może wskazywać na lokalne procesy geochemiczne wpływające na alkalizację środowiska wodnego. Potencjał oksydacyjno-redukcyjny (ORP) przyjmował wartości od -353 mV (SP15) do +211,8 mV (PP5). W wielu punktach stwierdzono ujemne wartości ORP, świadczące o występowaniu warunków redukcyjnych w środowisku wodnym. Przewodność elektryczna właściwa (PEW) mieściła się w szerokim zakresie od 250 $\mu\text{S/cm}$ (SP34) do 16 000 $\mu\text{S/cm}$ (PR3). Większość wyników zawierała się w przedziale od około 500 do 2 000 $\mu\text{S/cm}$, wskazując na umiarkowaną mineralizację wód podziemnych. Na tle pozostałych punktów wyraźnie wyróżniał się piezometr PR3 (14128–16000 $\mu\text{S/cm}$), gdzie stwierdzono znacznie podwyższoną mineralizację wód.

Tabela 37 Zestawienie pomiarów in situ w piezometrach, w których nie dokonywano poboru próbek

Lp.	robocza nazwa piezometru	nazwa piezometru wg kart sozologicznych	głębokość położenia zwierciadła wody [m p.p.t.]	temperatura [°C]	pH	ORP (Eh) [mV]	PEW (EC) [$\mu\text{S/cm}$]
1	SP1	P1_8.27_268	brak wody	-	-	-	-
2	SP2	P2_8.27_268 (9B)	brak dostępu	-	-	-	-
3	SP4	PIEZOMETR_12B_8.28_268	brak dostępu	-	-	-	-
4	SP6	P1_8.7_268	brak wody	-	-	-	-
5	SP7	P2_8.7_268	brak wody	-	-	-	-
6	SP12	PSS1	brak wody	-	-	-	-
7	SP13	P3_7.549_0132	brak wody	-	-	-	-
8	SP17	UP1	brak wody	-	-	-	-
9	SP19	UP2	8	9,4	7,74	-57,1	1179
10	SP20	LP2	brak wody	-	-	-	-
11	SP22	LP5	brak wody	-	-	-	-
12	SP24	PSS8	7,45	9,5	8,03	80	2054
13	SP25	PSS9	brak wody	-	-	-	-
14	SP26	P1_10.1_268	brak wody	-	-	-	-
15	SP27	14B	7,6	zwierciadło wody zbyt nisko - wykonanie pomiarów niemożliwe			
16	SP29	P1_4.31_280	uszkodzony	-	-	-	-
17	SP31	PE2	5,95	10,1	10,69	-13,6	1159
18	SP33	UP4	14,67	8,6	7,51	-63,8	1232
19	SP37	P1_78_287	brak dostępu	-	-	-	-
20	PP23	-	brak wody	-	-	-	-

W przypadku pozostałych otworów zinwentaryzowanych w trakcie kartowania, pomiary terenowe udało się wykonać jedynie w czterech piezometrach, z których nie pobrano próbek (SP19, SP24, SP31 i SP33). W pozostałych punktach stwierdzono brak wody, brak dostępu do piezometru lub jego uszkodzenie.

Temperatura wód podziemnych w badanych piezometrach wynosiła od 8,6°C do 10,1°C. Wartości uzyskane w poszczególnych punktach były zbliżone i nie wykazywały istotnej zmienności przestrzennej. Odczyn pH badanych wód podziemnych wynosił od 7,51 do 10,69. W większości punktów wody

charakteryzowały się odczynem obojętnym lub lekko zasadowym (pH od 7,51 do 8,03), co jest typowe dla wód podziemnych. Podwyższoną wartość pH stwierdzono w piezometrze SP31 (10,69). Może to świadczyć o specyficznych procesach geochemicznych zachodzących w środowisku gruntowo-wodnym. W pozostałych punktach odczyn wody nie budzi zastrzeżeń. Potencjał oksydacyjno-redukcyjny (ORP) przyjmował wartości od -63,8 mV do +80,0 mV. Najniższą wartość odnotowano w punkcie SP33 (-63,8 mV), natomiast najwyższą w piezometrze SP24 (+80,0 mV). W dwóch punktach (SP19 i SP33) stwierdzono ujemne wartości ORP, wskazujące na występowanie warunków redukcyjnych. W punkcie SP24 odnotowano dodatni potencjał świadczący o bardziej utleniającym charakterze środowiska wodnego. Przewodność elektryczna właściwa (PEW) mieściła się w zakresie od 1159 $\mu\text{S/cm}$ do 2054 $\mu\text{S/cm}$. Najniższą wartość przewodności odnotowano w piezometrze SP31 (1159 $\mu\text{S/cm}$), natomiast najwyższą w punkcie SP24 (2054 $\mu\text{S/cm}$). Uzyskane wyniki wskazują na umiarkowaną mineralizację wód podziemnych.

3.2. Wyniki badań składu wód podziemnych

W wodach podziemnych wykryto szereg substancji, które wyróżniają się wysokimi stężeniami lub częstością występowania w opróbowanych piezometrach. W wynikach obserwuje się też podwyższone wartości ogólnych wskaźników zanieczyszczeń zarówno organicznych (Ogólny węgiel organiczny – OWO), jak i nieorganicznych (Przewodność elektryczna właściwa – PEW). Część uzyskanych wyników badań porównano do wartości granicznych dla klas jakości wody podziemnej zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2148). Wyniki dla parametrów nieobjętych zapisami ww. Rozporządzenia przeanalizowano biorąc pod uwagę stwierdzenie obecności lub wyniku poniżej dolnej granicy oznaczalności dla danej substancji, pośrednie powiązania z parametrami normowanymi przez ww. Rozporządzenie (o ile było to możliwe), a także wskazania i regulacje zagraniczne m. in. Australian Drinking Water Guidelines. Jako, że wytyczne dla wody pitnej są z reguły bardzo restrykcyjne, uznano że odniesienie się do nich w przypadku parametrów nienormowanych przez ww. Rozporządzenie zapewni odpowiedni margines błędu przy ocenie stopnia zanieczyszczenia. Poniżej przedstawiono omówienie wyników badań wybranych zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych w próbkach wody podziemnej. Opracowane wyniki wraz z raportami stanowią załącznik 10e. W celu zapewnienia przejrzystej prezentacji wyników badań oraz możliwości porównania danych pomiarowych, w raporcie zastosowano podział wyników z uwagi na rodzaj wykonanych piezometrów (PP, PG, Pr), przedstawiono charakterystykę chemizmu wód podziemnych, a także przeprowadzono analizę wyników w odniesieniu do ujmowanych poziomów wodonośnych.

Jednocześnie uwzględniono fakt, że oznaczenie konstrukcyjne piezometru (np. PP, PG, Pr) nie jest jednoznaczne z poziomem wodonośnym objętym monitoringiem. Przykładowo piezometr PP20, pomimo oznaczenia wskazującego na piezometr płytki, ujmuje wody poziomu Q2. W związku z tym klasyfikacja wyników wyłącznie na podstawie oznaczeń piezometrów mogłaby prowadzić do niejednoznacznej interpretacji danych.

W odpowiedzi na zgłoszoną uwagę opis występowania zanieczyszczeń oraz analiza przestrzennego rozkładu stężeń zostały uzupełnione o podział odnoszący się bezpośrednio do poszczególnych poziomów wodonośnych występujących na terenie WTZ SOE, tj. Q1, Q2 oraz Ng. Analogiczny podział zastosowano również przy opracowaniu map rozkładu stężeń, co umożliwia ocenę jakości wód podziemnych w odniesieniu do rzeczywiście ujmowanego poziomu wodonośnego oraz ogranicza ryzyko błędnej interpretacji wyników wynikającej z nazewnictwa piezometrów.

Zanieczyszczenia organiczne

Ocenę zanieczyszczeń organicznych rozpoczęto od przeanalizowania stężeń Ogólnego węgla organicznego w piezometrach na różnych głębokościach. W następnej kolejności wytypowano i poddano ocenie substancje organiczne o szczególnym znaczeniu ze względu na wysokości stężeń lub częstość występowania. Wśród nich znalazły się:

- AOX – adsorbowalne związki chloroorganiczne
- chlorobenzeny
- fenole lotne (indeks fenolowy)
- 2-fenylfenol
- chlorofenole
- anilina
- BTX – lotne węglowodory aromatyczne

Ogólny węgiel organiczny

Ogólny węgiel organiczny (OWO) stanowi parametr jakości badanej matrycy, w tym przypadku wody podziemnej, który określa całkowitą ilość węgla pochodzącą ze związków organicznych zarówno tych występujących naturalnie (np. huminy, czy kwasy fulwowe), jak i zanieczyszczeń antropogenicznych. Stężenie OWO podawane jest w mg C/l. Do analizy wyników OWO pod kątem występowania zanieczyszczeń antropogenicznych trzeba podchodzić z pewną ostrożnością. Można jednak uznać, że obecność wysokich stężeń OWO w wodzie podziemnej jest przesłanką do poszukiwania zanieczyszczeń antropogenicznych na danym obszarze. Parametr OWO jest normowany przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu

oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia OWO w wodach podziemnych wynosi 10 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 10 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 75) przedstawiono stężenia OWO w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W przypadku OWO, zgodnie z ww. Rozporządzeniem brak jest dostatecznych podstaw do zróżnicowania wartości granicznych w klasach II i III jakości wód podziemnych, zatem przy klasyfikacji tego parametru przyjmuje się klasę o najwyższej jakości spośród klas posiadających tę samą wartość graniczną. W tym przypadku oznacza to, że wodę, w której stężenie OWO jest wyższe niż 5 mg/l i jednocześnie nie przekracza 10 mg/l należy zakwalifikować do II klasy jakości. W 30 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie OWO odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Najwyższe stężenia OWO stwierdzono w piezometrze PG6 na głębokości 23,5 m p.p.t. (362 mg/l). W piezometrach PG5 gł. 23,0 m p.p.t., PG21 gł. 24 m p.p.t oraz SP15 gł. 8,65 m p.t. stężenie OWO osiągnęło odpowiednio poziomy: 195 mg/l, 126 mg/l i 158 mg/l. W piezometrach: SP10, SP8, PG3 (obie próbki), PG11 gł. 19,5 m i PG22 gł. 22,0 m stężenie OWO wyniosło 50 do 100 mg/l. W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie OWO nie przekroczyło 50 mg/l. W 64 z 94 przebadanych próbkach stężenie OWO nie przekroczyło 10 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.

Legenda do wykresów:

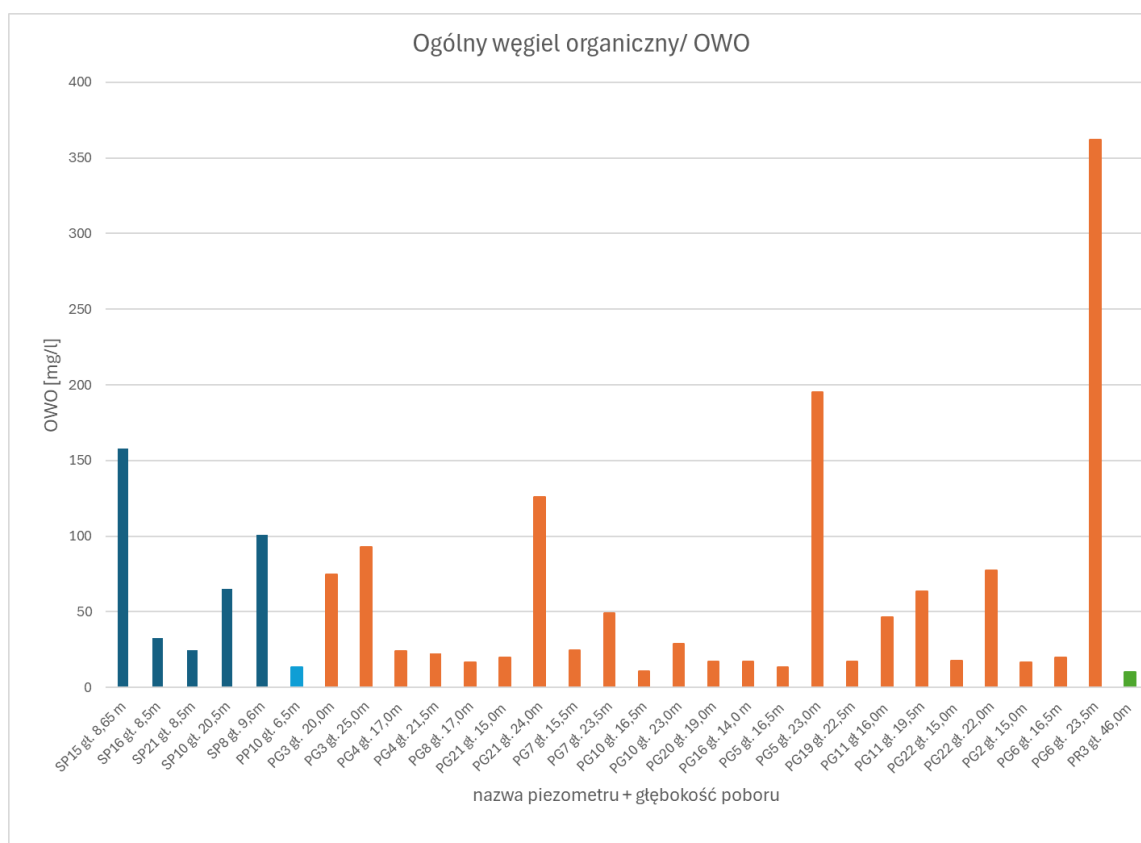
SP – kolor granatowy – istniejące piezometry

PP – kolor niebieski – płytkie piezometry

PG – kolor pomarańczowy – głębokie piezometry

PR – kolor zielony – przegłębione piezometry

Linia – kolor ciemny zielony – III klasa jakości wody



Rysunek 75 Stężenia OWO w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

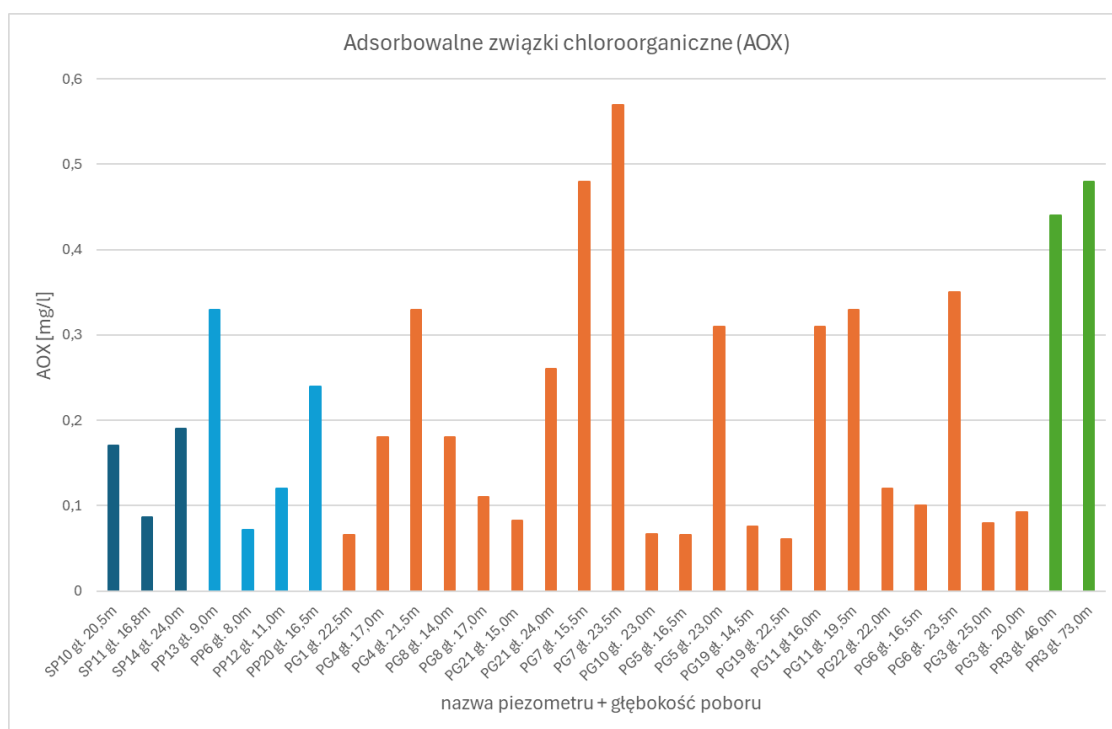
Mapę stężeń OWO we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOSŚ. Poza nielicznymi wyjątkami (piezometr SP8, piezometr PP10 i piezometr PR3) podwyższone stężenia OWO występują w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru przy czym zdecydowana większość zanieczyszczonych otworów jest zlokalizowana na północny wschód i na wschód od składowiska SOE (w tym piezometry PG6, PG5 oraz PG21 – 3 z 4 próbek o najwyższych stężeniach) – zarówno w obrębie WTZ, jak i na terenie przyległym. Dwa z zanieczyszczonych otworów znajdują się na północ i północny wschód od składowiska SP. Trzy zanieczyszczone piezometry znajdują się na terenie przyległym do WTZ SOE w rejonie składowiska przy ul. Lisiej (w tym piezometr SP15 – 1 z 4 próbek o najwyższych stężeniach). Podwyższone stężenia OWO odnotowano głównie w piezometrach PG, w mniejszym stopniu w otworach SP. W otworach PG, gdzie próbki pobierane były na dwóch głębokościach można zaobserwować tendencję do występowania wyższych stężeń na większych głębokościach.

AOX- adsorbowalne związki chloroorganiczne

Parametr AOX reprezentuje związki z grupy organicznie związanych halogenów i jest wyrażony w mg Cl/l. Są to substancje organiczne, w których przynajmniej jeden atom wodoru został zastąpiony przez fluor, chlor, brom lub jod. Wiele związków z tej grupy wykazuje właściwości toksyczne, mutagenne,

kancerogenne lub bioakumulacyjne. Związki te mogą stanowić zagrożenie zarówno dla zdrowia ludzi, poprzez długotrwałe narażenie na zanieczyszczoną wodę, jak i dla środowiska, ponieważ charakteryzują się wysoką trwałością, zdolnością do kumulacji w organizmach żywych oraz negatywnym wpływem na organizmy wodne, prowadząc do zaburzeń funkcjonowania ekosystemów. Parametr AOX jest normowany przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzeniu, w odniesieniu do stężenia adsorbowanych związków chloroorganicznych - AOX w wodach podziemnych wynosi 0,06 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 0,06 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 76) przedstawiono stężenia AOX w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W 31 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie AOX odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia AOX odpowiadające V klasie stwierdzono w próbkach: PP13, PG4 gł. 21,5 m, PG7 gł. 15,5 i 23,5 m, PG5 23,0 m, PG11 gł. 16,0 i 19,5 m, PG6 gł. 23,5 m oraz PR3 gł. 46,0 i 73,0 m, przy czym najwyższe stężenia odnotowano w piezometrze PG7 odpowiednio 0,48 i 0,57 mg/l. W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie AOX mieściło się w przedziale od 0,06 do 0,3 mg/l (IV klasa jakości). W 63 z 94 przebadanych próbkach stężenie AOX nie przekroczyło 0,06 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 76 Stężenia AOX w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

Mapę stężeń AOX we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia AOX występują głównie w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru przy czym zdecydowana większość zanieczyszczonych otworów jest zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska SOE oraz na północny wschód i na wschód od składowiska SOE (w tym piezometry PG4, PG5, PG6 i PG7 o stężeniach odpowiadających V klasie jakości) – także na terenie przyległym do WTZ. Pozostałe piezometry, gdzie wykryto stężenia AOX w klasie V znajdują się odpowiednio: PG11 - w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska SP, PR3 - w środkowej części WTZ przy zachodniej granicy, PP13- w północnej części WTZ. Odnotowano kilka przypadków stężeń odpowiadających IV klasie jakości w północnej części badanego obszaru oraz jeden przypadek w części skrajnie południowej, w rejonie składowiska przy ul. Lisiej. Podwyższone stężenia AOX stwierdzono głównie w piezometrach PG, w mniejszym stopniu w otworach SP, PP i PR. W otworach PG, gdzie próbki pobierane były na dwóch głębokościach można zaobserwować ogólną tendencję do wzrostu stężenia wraz z głębokością.

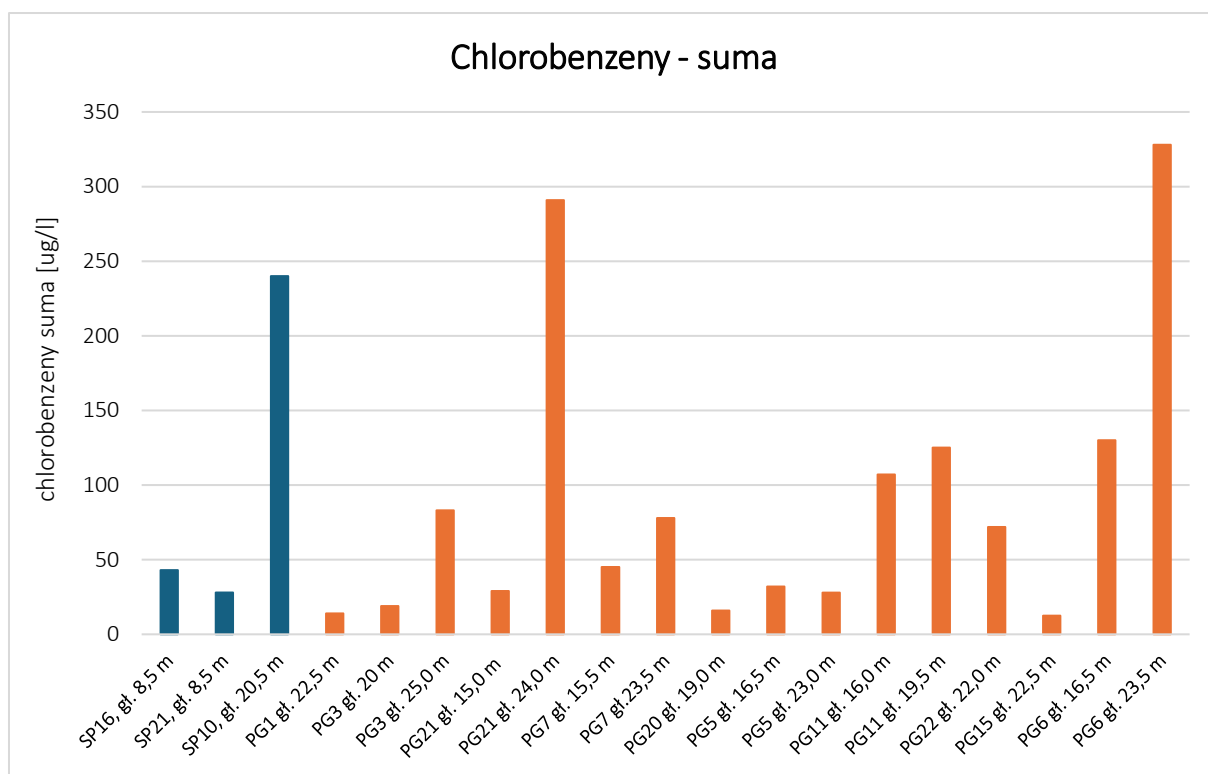
Chlorobenzeny

Chlorobenzeny to grupa związków organicznych należących do aromatycznych halogenopochodnych – czyli pochodnych benzenu, w których atomy wodoru zostały zastąpione przez chlor. Na sumę chlorobenzenów składa się 12 związków chemicznych w tym: monochlorobenzen, 3 izomery dichlorobenzenu, 3 izomery trichlorobenzenu, 3 izomery tetrachlorobenzenu oraz pentachlorobenzen

i heksachlorobenzen. Związki te są istotnymi zanieczyszczeniami środowiska ze względu na swoją toksyczność, trwałość oraz zdolność do kumulacji w organizmach żywych. Mogą negatywnie oddziaływać na zdrowie ludzi, a także powodować długotrwałe skutki ekologiczne, szczególnie w ekosystemach wodnych. Chlorobenzeny zalicza się do grupy adsorbowalnych organicznie związanych chlorowców (AOX) i tylko poprzez ten parametr są pośrednio normowane przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych.

Aby podjąć próbę orientacyjnego przyrównania stężeń chlorobenzenów do granicznej wartości AOX dla III klasy (0,06 mg Cl/l) należałoby każdy ze składników sumy przeliczyć na chlor. Należy jednak zaznaczyć, że tego rodzaju porównanie nie jest do końca miarodajne choćby z uwagi na fakt, że parametr AOX obejmuje potencjalnie wszystkie możliwe adsorbowalne organicznie związane chlorowce w próbce. Dla orientacyjnego określenia skali zanieczyszczenia chlorobenzenami - gdyby założyć, że chlorobenzeny są jedynymi AOX oznaczonymi w danej próbce oraz że najwyższe wykryte stężenie tj. 328 ug/l (PG6 gł. 23,5 m) jest równe stężeniu heksachlorobenzenu, czyli związku z grupy chlorobenzenów o największej ilości atomów chloru w cząsteczce, to w 328 ug znajduje się ok. 255 ug (0,255 mg) czystego chloru (wyliczenie wynika ze stosunku mas molowych). Wynik ten nie przekroczyłby górnej granicy dla IV klasy jakości (wynoszącej 0,3 mg Cl/l) w odniesieniu do parametru AOX. Z uwagi na brak wytycznych dotyczących stężenia chlorobenzenu w wodach podziemnych w polskim prawie, przy analizie wzięto pod uwagę wytyczne Australian Drinking Water Guidelines (<https://guidelines.nhmrc.gov.au>). Zgodnie z powyższymi wytycznymi ze względów smakowych stężenie chlorobenzenu w wodzie pitnej powinno przekraczać 0,01 mg/l i jednocześnie chlorobenzen nie stanowi zagrożenia dla zdrowia, chyba że jego stężenie przekracza 0,3 mg/l.

Chociaż chlorobenzeny wykryto w 89 na 94 badanych próbkach, to z uwagi na powyższe zapisy i rozważania, podjęto decyzję, że na wykresie (Rysunek 77) zostaną przedstawione wyniki przekraczające 10 ug/l (0,01 mg/l). Stężenia powyżej 10 ug/l wykryto w 19 na 94 badanych próbkach. Najwyższe stężenia chlorobenzenów wykryto w próbkach PG6 gł. 23,5 m (328 ug/l), PG1 gł. 21,0 m (291 ug/l) oraz SP10 gł. 20,5 m (240 ug/l). W próbkach: PG3 gł. 25,0 m, PG7 gł. 23,5 m, PG11 (obie próbki), PG22 gł. 22,0 m oraz PG6 gł. 16,5 m wykryto stężenia mieszczące się w granicach 50-150 ug/l. W pozostałych próbkach przedstawionych na wykresie stężenia nie przekroczyły 50 ug/l. W 75 na 94 badanych próbkach stężenie chlorobenzenów nie przekroczyło 10 ug/l.



Rysunek 77 Stężenia chlorobenzenów w próbkach, gdzie przekroczyły one 10 ug/l

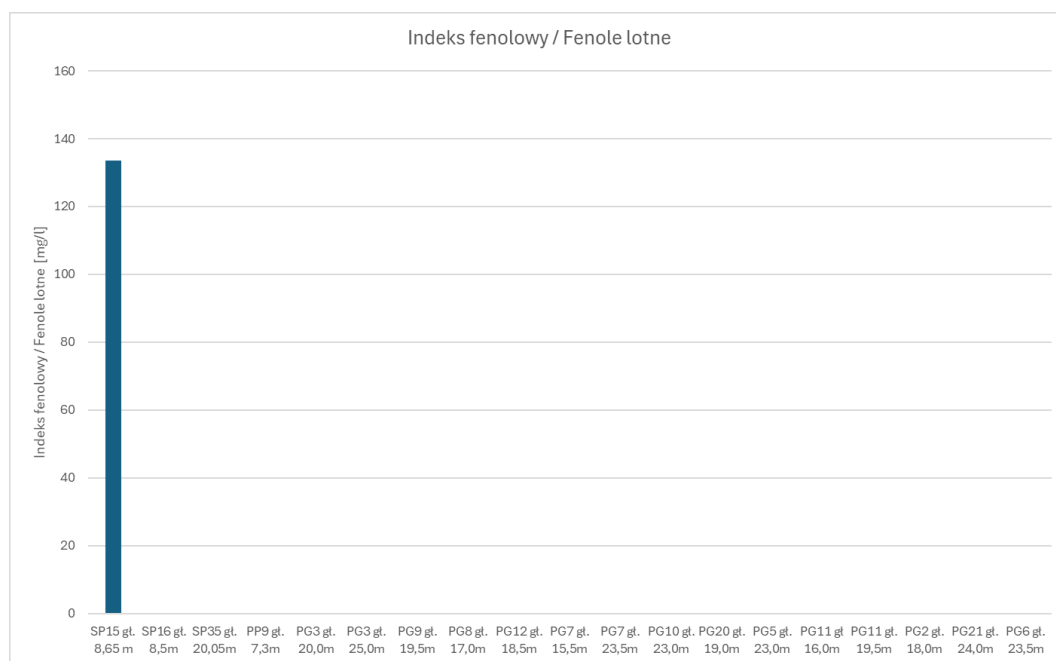
Mapę stężeń chlorobenzenów we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOŚŚ. Podwyższone stężenia chlorobenzenów (tj. powyżej 10 ug/l) występują w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru (także na terenie przyległym do WTZ) przy czym większość zanieczyszczonych otworów znajduje się na północny wschód od składowiska SOE (w tym otwory PG21, SP10 i PG6, gdzie stwierdzono najwyższe stężenia chlorobenzenów – powyżej 150 ug/l). Odnotowano dwa przypadki stężeń w granicach 10-50 ug/l w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska SOE (PG3 i PG1), dwa przypadki podwyższonych stężeń (10-150 ug/l) w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska SP (PG11 i PG5) oraz dwa przypadki stężeń w granicach 10-50 ug/l części skrajnie południowej, w rejonie składowiska przy ul. Lisiej (SP16 i SP21). Chlorobenzeny w stężeniach przekraczających 10 ug/l występują wyłącznie w piezometrach PG i SP, przy czym można zauważyć, że stężenie wzrasta wraz z głębokością poboru próbki. Zaobserwowano, że przestrzennie występowanie podwyższonych stężeń chlorobenzenów pokrywa się w dużej mierze z podwyższonymi stężeniami AOX.

Indeks fenolowy

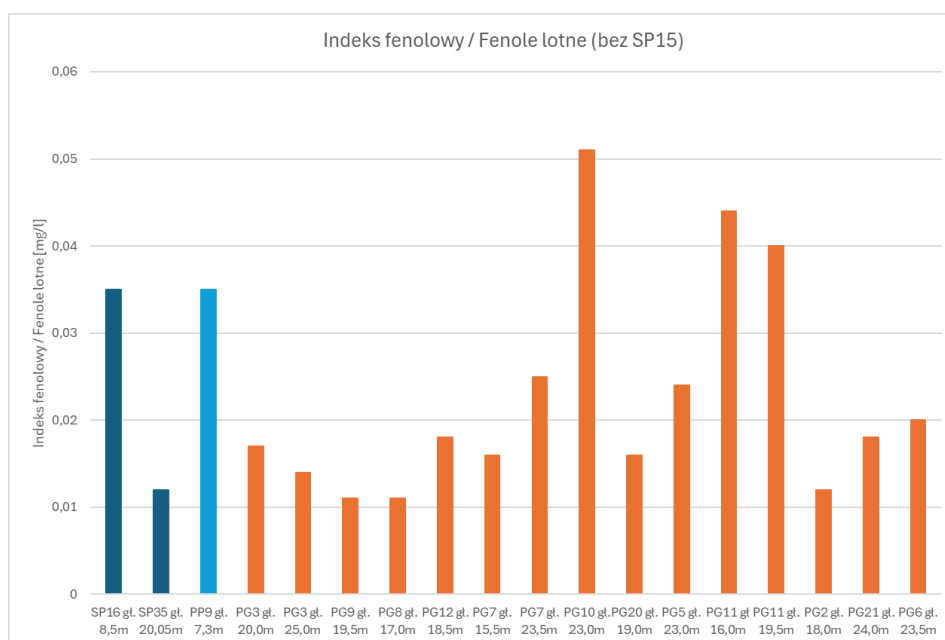
Indeks fenolowy to parametr określający sumaryczne stężenie różnych związków fenolowych w badanej próbce, wyrażany w mg/l w przeliczeniu na czysty fenol. Związki fenolowe stanowią istotną grupę zanieczyszczeń środowiska ze względu na toksyczność dla ludzi i organizmów wodnych. Indeks fenolowy stanowi parametr normowany przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglугi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części

wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do fenoli (indeks fenolowy) w wodach podziemnych wynosi 0,01 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 0,01 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresach (Rysunek 78 i 79) przedstawiono stężenia indeksu fenolowego (fenoli lotnych) w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Rysunek 71 przedstawia wyniki wszystkich próbek, gdzie stężenia przekroczyły graniczną wartość dla III klasy, natomiast na rysunku 72 wyłączono próbkę z piezometru SP15 z uwagi na bardzo wysokie stężenie, które zaciemnia na wykresie odczyt pozostałych wyników. W 19 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie indeksu fenolowego (fenoli lotnych) odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia indeksu fenolowego odpowiadające V klasie stwierdzono w dwóch próbkach: PG10 gł. 23,0 m oraz SP15 gł. 8,65 m przy czym stężenie w tym piezometrze wyniosło aż 133,5 mg/l, co jest wynikiem ponad 2500 razy większym niż wynik 0,051 mg/l dla piezometru PG10. W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie fenoli lotnych mieściło się w przedziale od 0,01 do 0,05 mg/l (IV klasa jakości). W 75 z 94 przebadanych próbkach stężenie indeksu fenolowego nie przekroczyło 0,01 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 78 Stężenia fenoli lotnych (indeksu fenolowego) w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości



Rysunek 79 Stężenia fenoli lotnych (indeksu fenolowego) w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości z pominięciem próbki SP15 gł. 8,65 m

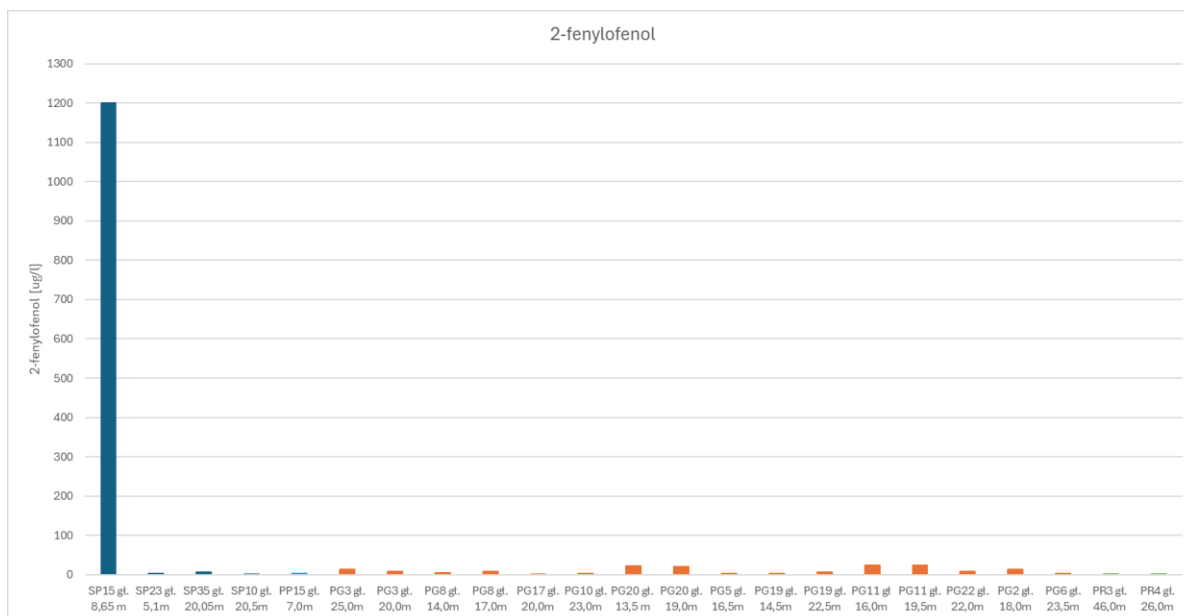
Mapę stężeń fenoli lotnych (indeksu fenolowego) we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia fenoli lotnych występują głównie w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru (w tym na terenie przyległym do WTZ) przy czym zdecydowana większość zanieczyszczonych otworów jest na północny wschód od składowiska SOE. Odnotowano jeden przypadek stężenia odpowiadających IV klasie jakości w północnej części badanego obszaru (piezometr PP9) oraz dwa przypadki w części skrajnie południowej, w rejonie składowiska przy ul. Lisiej – w tym próbka z piezometru SP15, gdzie stężenie fenoli lotnych przekroczyło górną granicę dla III klasy jakości ponad 13000 razy. Znaczące stężenia fenoli wykryto głównie w otworach PG, kilku otworach SP i jednym otworze PP. Co do zasady stężenie fenoli lotnych wzrasta wraz z głębokością. Wyjątek stanowi otwór SP15, gdzie na stosunkowo małej głębokości 8,65 m stwierdzono bardzo wysokie stężenie. Może mieć to związek z lokalizacją tego piezometru i wskazywać na punktowe nagromadzenie zanieczyszczeń (składowisko ul. Lisia).

2-fenylofenol

2-fenylofenol to organiczny związek chemiczny zawierający w swojej strukturze 2 pierścienie benzenowe. Ze względu na obecność grupy hydroksylowej przyłączonej bezpośrednio do jednego z pierścieni aromatycznych w miejscu jednego z atomów wodoru, zalicza się go do grupy fenoli. 2-Fenylofenol jest związkiem wykazującym działanie drażniące i potencjalnie szkodliwe dla zdrowia człowieka przy długotrwałym narażeniu. Ponadto jest toksyczny dla organizmów wodnych i może powodować długotrwałe negatywne skutki w środowisku wodnym. Parametr 2-fenylofenol nie jest

bezpośrednio normowany przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, jednak w Rozporządzeniu jako parametr wskaźnikowy figuruje wspomniany wyżej indeks fenolowy odnoszący się nie tylko do czystego fenolu, ale do sumy różnych związków fenolowych obecnych w badanej próbce.

Aż w 72 z 94 próbek wody podziemnej wykryto obecność 2-fenylofenolu, jednak w 49 z nich stężenie tego związku nie przekroczyło nawet 1 ug/l. Zgodnie z ww. Rozporządzeniem granica dobrego stanu chemicznego wód podziemnych w przypadku parametru indeks fenolowy wynosi 0,01 mg/l. Wartości poniżej 1 ug/l (0,001 mg/l) są 10 razy mniejsze niż ta wartość. Dodatkowo, przy analizie danych należy brać pod uwagę, że stosunek mas molowych fenolu i 2-fenylofenolu wynosi w przybliżeniu 0,553. Chcąc więc teoretycznie przeliczyć stężenie 2-fenylofenolu na stężenie fenolu (czyli jednostkę dla indeksu fenolowego) należy przemnożyć je przez współczynnik 0,553. 1 ug 2-fenylofenolu odpowiada zatem ok. 0,553 ug czystego fenolu, co teoretycznie czyni stężenie 2-fenylofenolu na poziomie 1ug/l prawie 20 razy mniejszym od wartości granicznej III klasy dla parametru indeks fenolowy. Jest to oczywiście czysto stechiometryczne przeliczenie na równoważnik na podstawie stosunku mas molowych, co stanowi pewne uproszczenie, ale można z pewną ostrożnością uznać stężenia 2-fenylofenolu poniżej 1 ug/l za śladowe. Na wykresie (Rysunek 80) przedstawiono zatem jedynie stężenia 2-fenylofenolu w próbkach, gdzie przekroczyły one 1 ug/l (0,001 mg/l), choć niektóre badania wskazują, że nawet stężenie poniżej 1 mg/l nie powinno stanowić poważnego zagrożenia dla życia i zdrowia. Na zwrócenie uwagi zasługuje w szczególności 7 próbek, gdzie stężenie 2-fenylofenolu przekroczyło 10 ug/l (0,01 mg/l). W sześciu z nich stężenie mieści się w granicach od 14 ug/l (0,014 mg/l) do 24 ug/l (0,024 mg/l). Są to próbki z piezometrów: PG3 gł. 25,0 m, PG20 (obie próbki), PG11 (obie próbki) oraz PG2 gł. 18,0 m. W próbce z piezometru SP15 pochodzącej z głębokości 8,65 m stwierdzono najwyższe, na badanym terenie, stężenie wynoszące aż 1200 ug/l czyli 1,2 mg/l, co orientacyjnie odpowiada ok. 663,6 ug fenolu/l (0,6636 mg fenolu/l). Można w tym przypadku przypuszczać, że nawet gdyby w próbce nie występowały inne związki fenolowe, to wynik indeksu fenolowego znacznie przekraczałby dolną granicę dla V klasy jakości. W 22 z 94 badanych próbkach wody nie wykryto obecności 2-fenylofenolu.



Rysunek 80 Stężenia 2-fenylofenolu w próbkach, gdzie przekroczyły one 1 µg/l

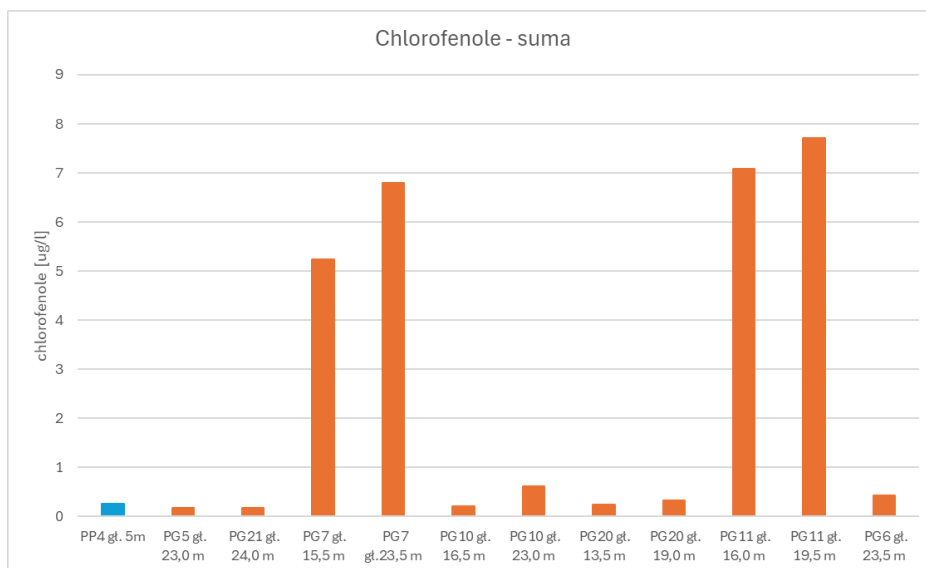
Mapę stężeń 2-fenylofenolu we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOSŚ. Stężenia 2-fenylofenolu, które można uznać za istotne występują w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru: PG3 i PG2 odpowiednio w sąsiedztwie składowiska SOE i na wschód od niego, PG11 w sąsiedztwie składowiska SP, PG20 na północny wschód od składowiska SOE. Piezometr SP15, gdzie stwierdzono najwyższe stężenie 2-fenylofenolu (przekraczające stężenia w pozostałych 6 próbkach co najmniej 50 krotnie) znajdują się w skrajnej południowej części badanego obszaru w rejonie składowiska przy ul. Lisiej. W wielu piezometrach, gdzie wykryto fenole lotne odpowiadające IV i V klasie wód podziemnych odnotowano również stężenie 2-fenylofenolu > 1µg/l. Dotyczy to przede wszystkim południowej części badanego obszaru. Stężenie 2-fenylofenolu, w większości przypadków, rośnie wraz z głębokością, ale w wielu otworach różnice te nie są duże. Podobnie jak w przypadku indeksu fenolowego, najwyższe stężenie 2-fenylofenolu wykryto w piezometrze SP15 na gł. 8,65 m.

Chlorofenole

Chlorofenole to organiczne związki chemiczne będące pochodnymi fenolu, w których jeden lub więcej atomów wodoru w pierścieniu aromatycznym zostało zastąpionych atomami chloru. Wyróżnia się 5 podstawowych typów chlorofenoli – od monochlorofenoli do pentachlorofenolu, a ramach tych typów łącznie 19 izomerów. Zgodnie z przedmiotem zamówienia, w ramach niniejszego projektu przebadano 14 związków chemicznych (izomerów) z grupy chlorofenoli. Chlorofenole stanowią grupę toksycznych związków, które mogą wywierać szkodliwy wpływ na zdrowie człowieka, w tym na układ nerwowy, wątrobę i nerki. Ze względu na swoją trwałość oraz toksyczność dla organizmów wodnych stanowią istotne zagrożenie dla środowiska i mogą powodować długotrwałe negatywne skutki ekologiczne.

Chlorofenole nie są bezpośrednio normowane przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, ale stanowią pochodne fenolu i jednocześnie kwalifikuje się jako związki z grupy AOX (ze względu na obecność atomów chloru w swojej strukturze), zatem stężenie chlorofenoli można, z pewną ostrożnością, pośrednio odnieść do norm dla indeksu fenolowego lub AOX przedstawionych w ww. Rozporządzeniu.

Obecność chlorofenoli wykryto w 68 na 94 badanych próbkach wody podziemnej. Najwyższe stężenie odnotowano w próbce PG11 z głębokości 19,5 m i wyniosło ono 7,71 ug/l, czyli 0,00771 mg/l. Zgodnie z ww. Rozporządzeniem granica dobrego stanu chemicznego wód podziemnych w przypadku parametru indeks fenolowy wynosi 0,01 mg/l, a w przypadku AOX 0,06 mg/l. Najwyższe wykryte stężenie chlorofenoli nawet bez przeliczenia na fenol (pod kątem orientacyjnego porównania do wartości granicznych dla indeksu fenolowego), czy na chlor (pod kątem orientacyjnego porównania do wartości granicznych dla AOX) jest o rząd wielkości mniejsze od górnej granicy stężeń odpowiadających dobremu stanowi chemicznemu zarówno w przypadku parametru indeks fenolowy, jak i AOX. Należy jednak mieć na uwadze, że na indeks fenolowy i AOX składa się bardzo wiele związków i takie porównanie może posłużyć jedynie do wstępnego zorientowania się w stopniu zanieczyszczenia. Z uwagi na brak wytycznych dotyczących stężenia chlorofenoli w wodach podziemnych w polskim prawie, przy analizie wzięto pod uwagę wytyczne Australian Drinking Water Guidelines (<https://guidelines.nhmrc.gov.au>). Zgodnie z powyższymi wytycznymi, ze względów smakowych, stężenie 2-chlorofenolu w wodzie pitnej nie powinno przekraczać 0,0001 mg/l, natomiast stężenie 2,4,6 trichlorofenolu na poziomie do 0,02 mg/l nie stanowi zagrożenia dla zdrowia. Mając na uwadze powyższe, na wykresie (Rysunek 74) przedstawiono próbki o stężeniach chlorofenoli powyżej 0,1 ug/l tj. 0,0001 mg/l (łącznie 12 próbek na 94 przebadane). Najwyższe stężenia odnotowano w piezometrze PG7 odpowiednio: 5,24 i 6,8 ug/l oraz piezometrze PG11: 7,09 i 7,71 ug/l. W pozostałych próbkach przedstawionych na wykresie stężenie chlorofenoli wynosiło od 0,1 do 1 ug/l. W 26 na 94 badanych próbkach w ogóle nie wykryto obecności chlorofenoli.



Rysunek 81 Stężenia chlorofenoli w próbkach, gdzie przekroczyły one 0,1 ug/l

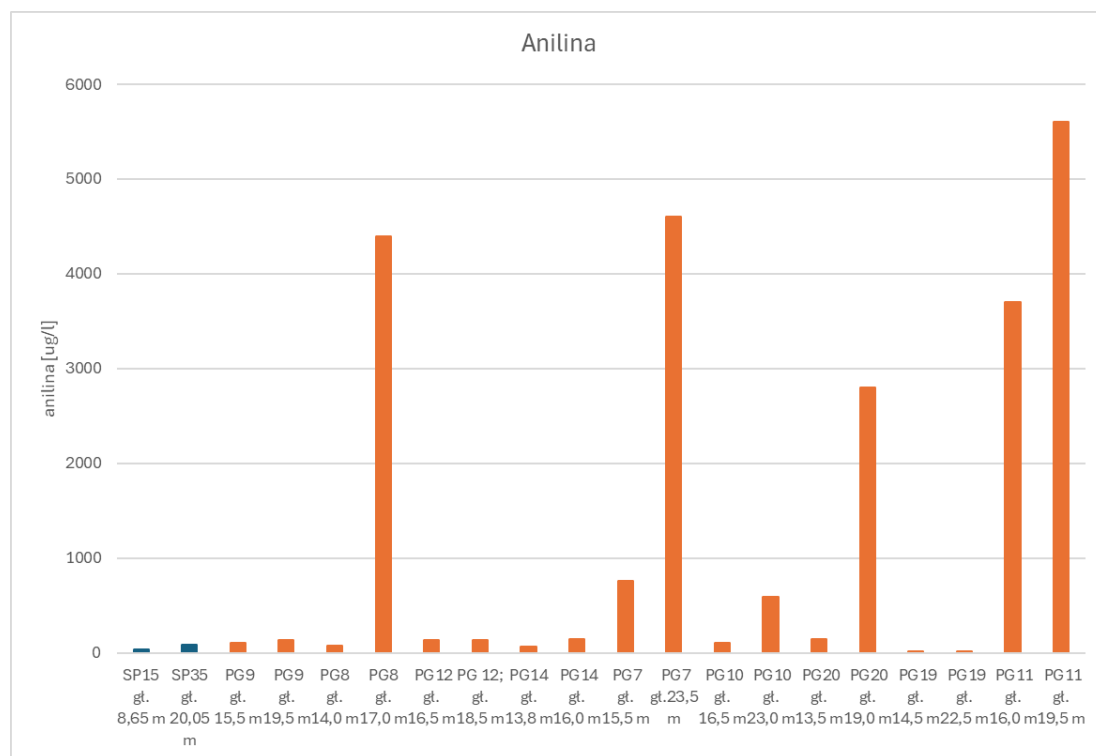
Mapę stężeń chlorofenoli we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Piezometry, gdzie stwierdzono stężenia chlorofenoli na poziomie $>0,1$ ug/l znajdują się głównie w południowej części badanego obszaru – na północny wschód od składowiska SOE (teren WTZ i przyległy do WTZ). Wśród nich znajduje się piezometr PG7, gdzie stwierdzono stężenia na poziomie >1 ug/l. Drugi piezometr, gdzie wykryto takie stężenia tj. PG11 znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska SP (północno-zachodni kraniec). Przestrzenne występowanie podwyższonych stężeń chlorofenoli zazębia się częściowo z obszarem występowania podwyższonych stężeń AOX i indeksu fenolowego przy czym w większym stopniu ma to miejsce w przypadku AOX. W przypadku stężeń chlorofenoli $>0,1$ ug/l nie można mówić o wyraźnej tendencji wzrostowej stężenia wraz z głębokością.

Anilina

Anilina, a dokładniej aminobenzen to pochodna benzenu i jednocześnie najprostsza amina aromatyczna. W strukturze aniliny do pojedynczego pierścienia aromatycznego, w miejscu jednego z atomów wodoru, przyłączona jest grupa aminowa. Anilina nie jest substancją normowaną przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Z uwagi na brak wytycznych dotyczących stężenia aniliny w wodach podziemnych w polskim prawie, przy analizie danych wzięto pod dla wody pitnej New York State Department of Health (https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2015-06/documents/ny_hh_627_w_03121998.pdf). Zgodnie z powyższymi wytycznymi stężenie aniliny w wodzie pitnej nie powinno przekraczać 5 ug/l.

Obecność aniliny wykryto 33 na 94 badanych próbkach wody podziemnej, przy czym stężenie powyżej 5 ug/l stwierdzono w 20 próbkach (Rysunek 82). Najwyższe stężenia stwierdzono w próbkach: PG8 gł.

17,0 m, PG7 gł. 23,5 m, PG20 gł. 19,0 m oraz PG11 (obie próbki). We wszystkich wymienionych próbkach stężenie przekroczyło 2000 ug/l – najwyższe odnotowano w piezometrze PG11 na głębokości 19,5 m – wyniosło 5600 ug/l. W pozostałych próbkach przedstawionych na wykresie stężenie nie przekroczyło 1000 ug/l, a w części z nich nawet 100 ug/l. W 61 na 94 badanych próbkach nie wykryto obecności aniliny.



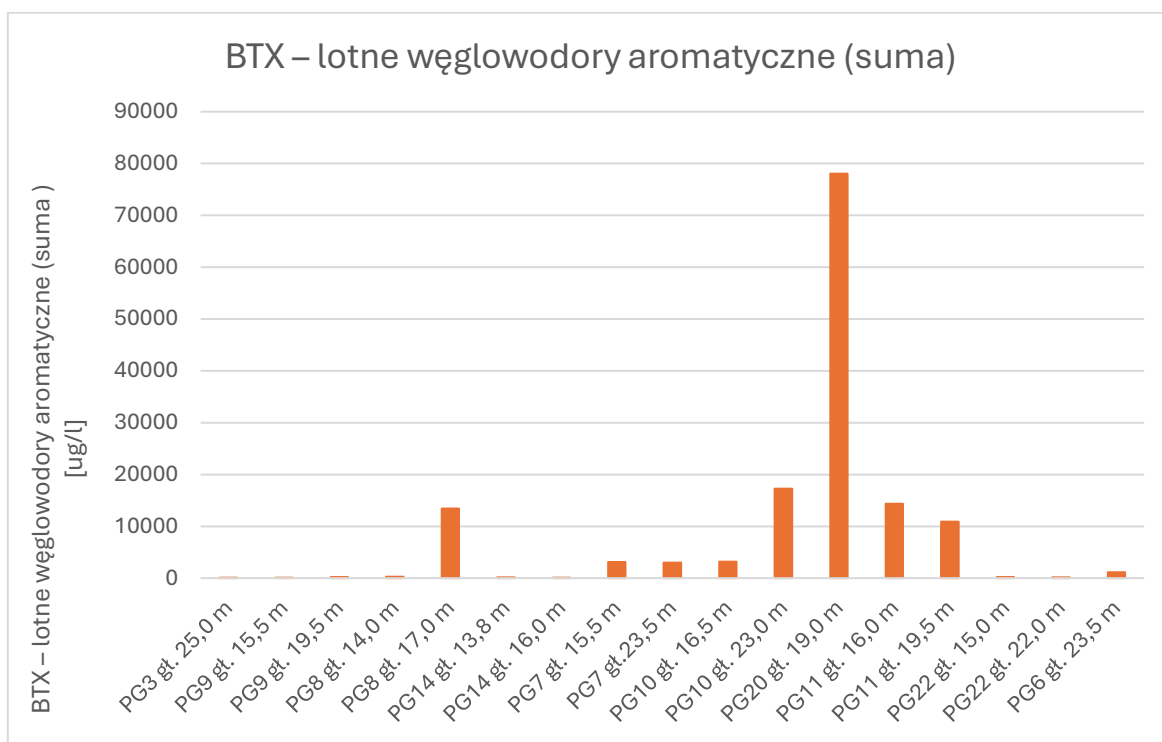
Rysunek 82 Stężenia aniliny w próbkach, gdzie przekroczyły one 5 ug/l

Mapę stężeń aniliny we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOSŚ. Piezometry, gdzie stwierdzono stężenia aniliny na poziomie powyżej 5 ug/l znajdują się głównie na wschód i na północy wschód od składowiska SP zarówno na terenie WTZ, jak i na terenie przyległym do WTZ w pobliżu składowisk szlamu anilinowego z placami spalań. Wśród nich występują 3 z 4 piezometrów, gdzie stwierdzono najwyższe oznaczone stężenia tj. piezometry: PG8, PG7 oraz PG20. Piezometr PG11 o najwyższym stężeniu aniliny na badanym terenie znajduje się w północno-zachodnim narożu składowiska SP. Oprócz otworów wymienionych powyżej, anilina w stężeniu powyżej 5 ug/l pojawiła się również w piezometrze SP15, położonym na południowym krańcu badanego obszaru – w pobliżu składowiska odpadów przy ul. Lisiej. Anilinę na poziomie >5ug/l obserwuje się prawie wyłącznie w piezometrach PG, a jej stężenie co do zasady rośnie wraz z głębokością.

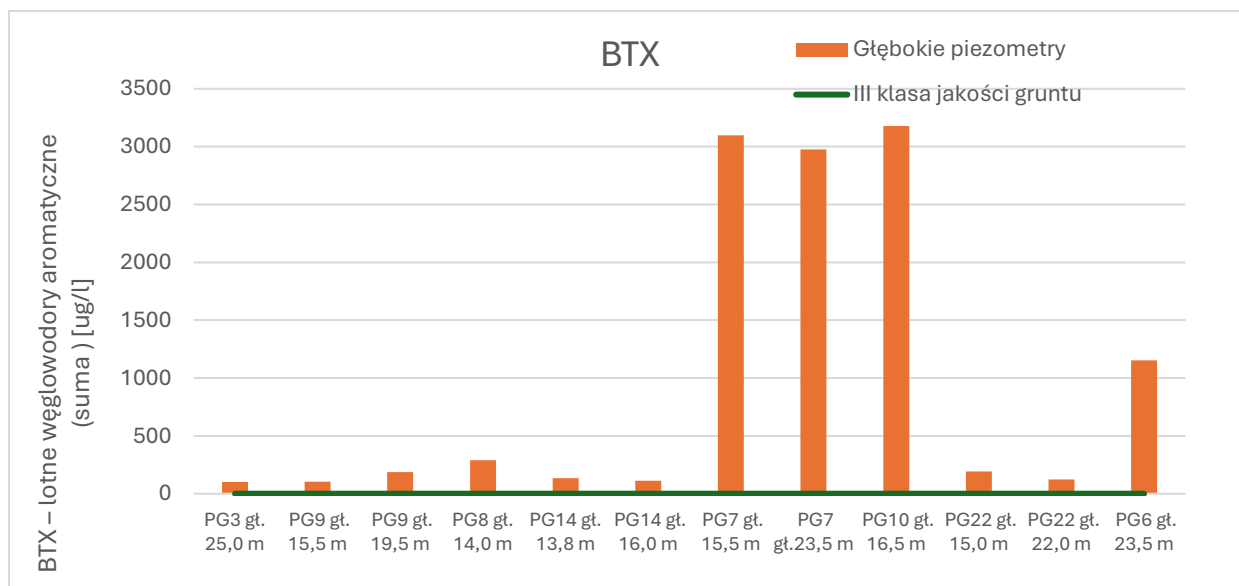
BTX – lotne węglowodory aromatyczne

Związki z grupy BTX zaliczają się do grupy lotnych węglowodorów aromatycznych. Suma BTX obejmuje: benzen, toluen oraz 3 izomery ksylenu: p-ksylen, m-ksylen oraz o-ksylen, przy czym toluen i ksyleny to pochodne benzenu z jednym (toluen) lub dwoma (izomery ksylenu) podstawnikami/podstawnikami metylowymi w miejscu/miejscach atomów wodoru. Związki te mogą niekorzystnie wpływać na zdrowie człowieka, zwłaszcza przy długotrwałym narażeniu, a benzen jest substancją o udowodnionym działaniu rakotwórczym. Dodatkowo związki z grupy BTX mogą wywierać toksyczny wpływ na organizmy wodne i pogarszać jakość środowiska wodnego. Suma BTX stanowi parametr normowany przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzeniu, w odniesieniu do stężenia lotnych węglowodorów aromatycznych - BTX w wodach podziemnych wynosi 0,1 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 0,1 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresach (Rysunek 83 i 84) przedstawiono stężenia sumy BTX w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Rysunek 83 przedstawia wyniki wszystkich próbek, gdzie stężenia przekroczyły graniczną wartość dla III klasy, natomiast na rysunku 84 wyłączone próbki o stężeniach powyżej 10000 ug/l, które znacząco zaciemniają na wykresie odczyt pozostałych wyników. W przypadku BTX, zgodnie z ww. Rozporządzeniem brak jest dostatecznych podstaw do zróżnicowania wartości granicznych w klasach III i IV jakości wód podziemnych, zatem przy klasyfikacji tego parametru przyjmuje się klasę o najwyższej jakości spośród klas posiadających tę samą wartość graniczną. W tym przypadku oznacza to, że wodę, w której stężenie BTX jest wyższe niż 0,03 mg/l i jednocześnie nie przekracza 0,1 mg/l należy zakwalifikować do III klasy jakości. W 17 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie sumy BTX odpowiadało klasie V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Najwyższe stężenia (przekraczające 10000 ug/l) stwierdzono w pięciu próbkach: PG8 gł. 17,0 m, PG10 gł. 16,5 m, PG20 gł. 19,0 m, PG11 (obie próbki), przy czym stężenie w piezometrze PG20 gł. 19,0 m wyniosło aż 78065 ug/l tj. 78,065 mg/l, co jest wynikiem ponad 780 razy większym od górnej granicy dla III klasy jakości. W czterech próbkach stężenie osiągnęło stężenie w graniach 1000-3500 ug/l – PG7 (obie próbki) PG10 gł. 16,5 m oraz PG6 gł. 23,5 m. W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie BTX mieściło się w przedziale od 100 do 500 ug/l. W 77 z 94 przebadanych próbek stężenie BTX nie przekroczyło 100 ug/l (0,1 mg/l), co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 83 Stężenia BTX – lotnych węglodorów aromatycznych w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości



Rysunek 84 Stężenia BTX – lotnych węglodorów aromatycznych w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości z pominięciem próbek o stężeniach powyżej 10000 µg/l

Mapę stężeń BTX we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia BTX występują głównie w piezometrach zlokalizowanych na wschód i na północy wschód od składowiska SP zarówno na terenie WTZ, jak i na terenie przyległym do WTZ w

pobliżu dołów anilinowych. Wśród nich występują 3 z 4 piezometrów, gdzie stwierdzono najwyższe oznaczone stężenia tj. piezometry: PG8, PG10 oraz PG20, przy czym piezometr PG20 (próbka z 19,0 m), gdzie oznaczono najwyższe stężenie BTX jest zlokalizowany za wschodnią granicą WTZ. Ostatni z piezometrów, gdzie wykryto stężenia BTX powyżej 10000 ug/l, to otwór PG11 znajdujący się w północno-zachodnim narożu składowiska SP. Oprócz otworów wymienionych powyżej, BTX w stężeniu przekraczającym III klasę jakości pojawiły się również w piezometrach PG3, PG6 i PG22 (na wschodzie i północnym wschodzie od składowiska SOE – zarówno w granicach WTZ, jak i poza nimi). Stężenia BTX na poziomie V klasy wykryto wyłącznie w piezometrach PG przy czym nie istnieje wyraźna tendencja jego zwiększania lub zmniejszania wraz z głębokością.

Zanieczyszczenia nieorganiczne

Ocenę zanieczyszczeń nieorganicznych rozpoczęto od analizy Przewodności elektrycznej właściwej w piezometrach (PEW) na różnych głębokościach. W następnej kolejności wytypowano i poddano analizie substancje nieorganiczne o szczególnym znaczeniu ze względu na wysokości stężeń lub częstość występowania. Wśród nich znalazły się:

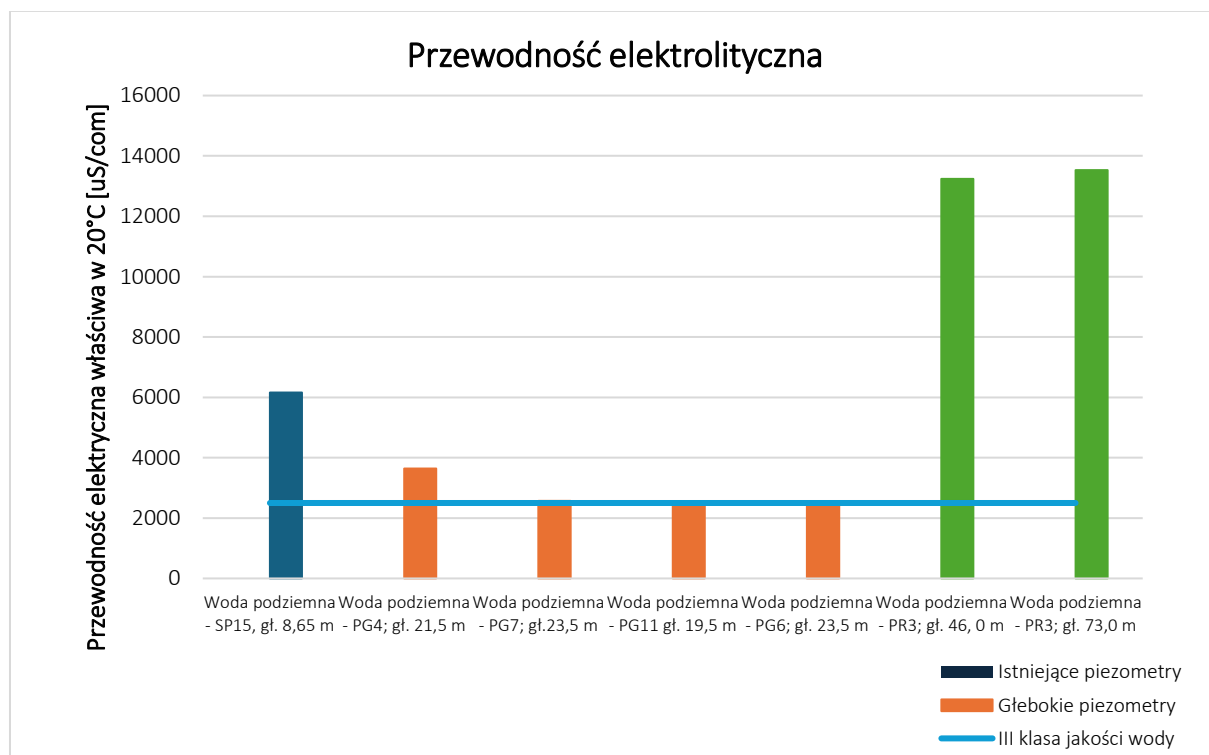
- siarczany
- chlorki
- wodorowęglany
- jon amonowy
- sól
- potas
- wapń
- mangan
- arsen

Przewodność elektryczna właściwa (PEW)

Przewodność elektryczna właściwa (konduktywność) to miara zdolności wody do przewodzenia prądu i jest wyrażana w uS/cm. Jej wartość zależy od stężenia rozpuszczonych w niej soli mineralnych (jonów). Przewodność nie dostarcza bezpośredniej informacji odnośnie rodzaju jonów obecnych w wodzie podziemnej, ale stanowi wskaźnik mineralizacji i zanieczyszczenia wody. Parametr PEW jest normowany przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do wartości przewodności elektrycznej właściwej (PEW) w wodach podziemnych wynosi 2500 uS/cm. Wartości niższe lub równe tej wartości świadczą od

dobrym stanie chemicznym wody. Wartości wyższe niż 2500 uS/cm oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 85) przedstawiono wyniki przewodności elektrycznej właściwej w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W przypadku PEW, zgodnie z ww. Rozporządzeniem brak jest dostatecznych podstaw do zróżnicowania wartości granicznych w klasach II i III jakości wód podziemnych, zatem przy klasyfikacji tego parametru przyjmuje się klasę o najwyższej jakości spośród klas posiadających tę samą wartość graniczną. W tym przypadku oznacza to, że wodę, w której wartość PEW jest wyższa niż 700 uS/cm i jednocześnie nie przekracza 2500 uS/cm należy zakwalifikować do II klasy jakości. W 7 na 94 badanych próbkach wody podziemnej wynik PEW odpowiadał klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Wyniki PEW odpowiadające V klasie stwierdzono w czterech próbkach: PG4 gł. 21,5 m oraz SP15 gł. 8,65 m, PR3 (obie próbki) przy czym wartość PEW w piezometrze PR3 wyniosła 13240 uS/cm (próbka z głębokości 46,0 m) i 13530 uS/cm (próbka z głębokości 73,0 m). W pozostałych próbkach ujętych na wykresie wyniki PEW mieściły się w przedziale od 2500 do 3000 uS/cm (IV klasa jakości). W 87 z 94 przebadanych próbek wyniki PEW nie przekroczyły 2500 uS/cm, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 85 Wyniki PEW w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

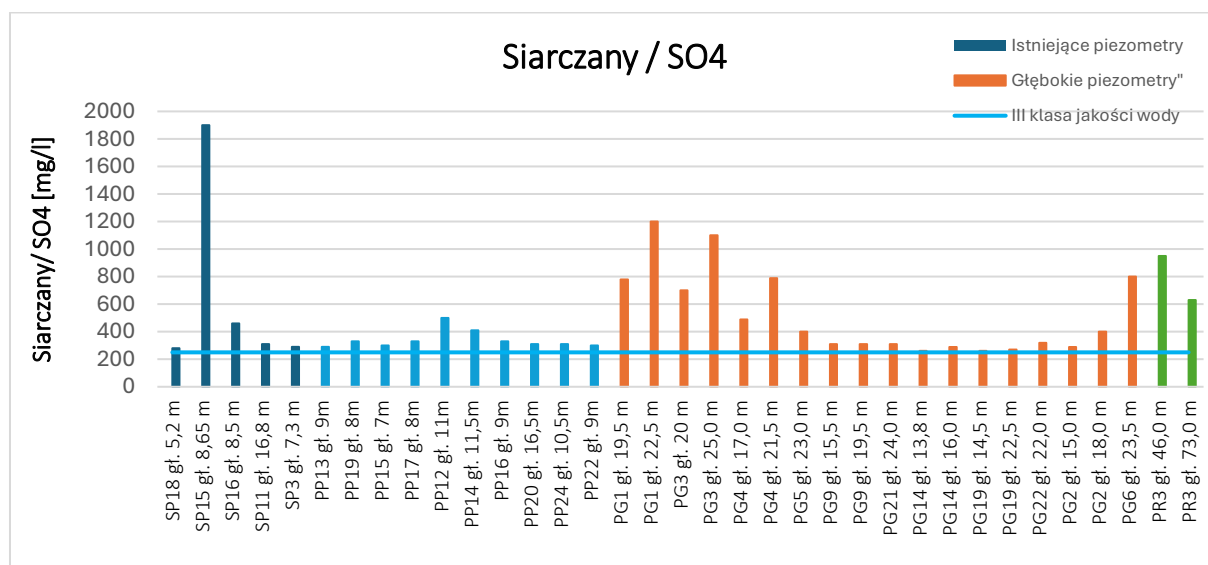
Mapę wyników przewodności elektrycznej właściwej we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOŚŚ. Podwyższone wartości PEW występują zaledwie w 7 lokalizacjach na przedmiotowym terenie. Piezometry, w których wartości PEW odpowiadają klasie IV jakości wody znajdują się na wschód od składowisk odpadów (PG6 i PG7) oraz w północno-zachodnim narożu składowiska SP (PG11). Otwory, w których wartości PEW odpowiadają klasie V jakości wody znajdują w północno-zachodnim narożu składowiska SOE (PG4), na zachodniej granicy WTZ (PR3) oraz na południowym skraju badanego terenu – w rejonie składowiska przy ul. Lisiej (piezometr SP15). Analizując wyniki PEW we wszystkich przebadanych próbkach – zarówno wartości przekraczające górną granicę dla III klasy jakości, jak i te świadczące o dobrym stanie chemicznym dla dużej ilości próbek (próbki z piezometrów PG) widać wyraźną tendencję do wzrostu wartości wraz z głębokością.

Siarczany

Jon siarczanowy (VI) o wzorze SO_4^{2-} to trwały, dwuwartościowy anion. Składa się z centralnego atomu siarki otoczonego czterema atomami tlenu w układzie tetraedrycznym. Siarka znajduje się w nim na najwyższym, szóstym stopniu utlenienia. Siarczany stanowią naturalny składnik wód podziemnych, jednak ich nadmierne stężenie może pogarszać jakość wód podziemnych, wpływać na ich przydatność do spożycia oraz powodować niekorzystne zmiany warunków hydrogeochemicznych w środowisku wodnym. Siarczany są normowane przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia siarczanów w wodach podziemnych wynosi 250 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 250 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 80) przedstawiono stężenia siarczanów w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W przypadku siarczanów, zgodnie z ww. Rozporządzeniem brak jest dostatecznych podstaw do różnicowania wartości granicznych w klasach II i III jakości wód podziemnych, zatem przy klasyfikacji tego parametru przyjmuje się klasę o najwyższej jakości spośród klas posiadających tę samą wartość graniczną. W tym przypadku oznacza to, że wodę, w której stężenie siarczanów jest wyższe niż 60 mg/l i jednocześnie nie przekracza 250 mg/l należy zakwalifikować do II klasy jakości. W 35 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie siarczanów odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia siarczanów odpowiadające V klasie stwierdzono w dziewięciu próbkach, łącznie w sześciu piezometrach: SP15 gł. 8,65 m, PG1 (obie próbki),

PG3 (obie próbki), PG4 gł. 21,5 m, PG6 23,5 m oraz PR3 (obie próbki) przy czym najwyższe stężenie (1900 mg/l) odnotowano w piezometrze SP15. To stężenie ponad 7 razy wyższe niż górna granica dla III klasy jakości. Bardzo wysokie wartości odnotowano także w piezometrach PG1 i PG3 – odpowiednio 1200 mg/l (próbka z głębokości 22,5 m) oraz 1100 mg/l (próbka z głębokości 25,0 m). W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie siarczanów mieściło się w przedziale od 250 do 500 mg/l (IV klasa jakości). W 59 z 94 przebadanych próbek stężenie siarczanów nie przekroczyło 250 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 86 Stężenia siarczanów w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

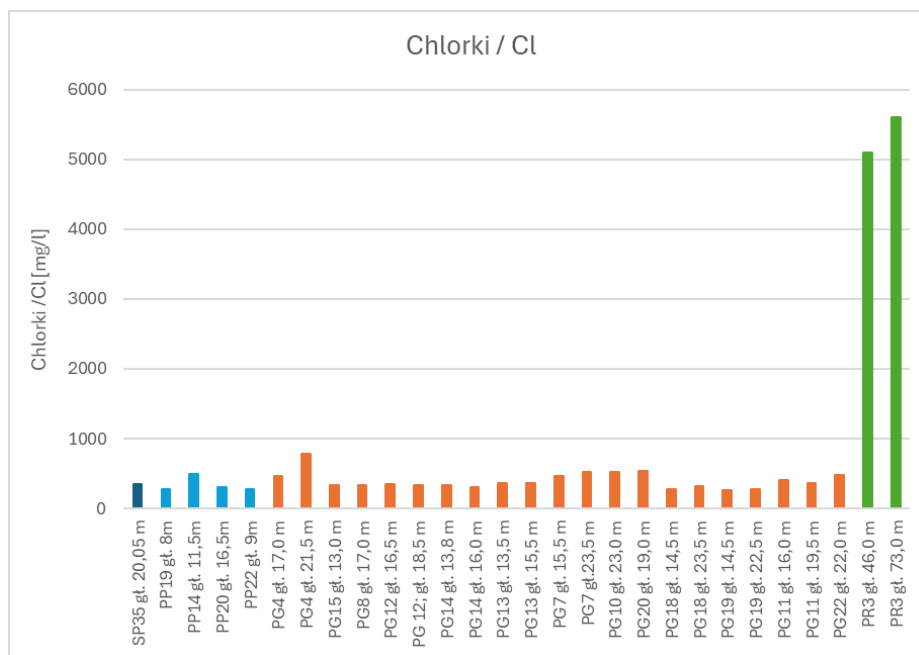
Mapę stężeń siarczanów we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia siarczanów występują głównie w piezometrach zlokalizowanych w południowej oraz w północnej części badanego obszaru, przy czym stężenia odpowiadające klasie V stwierdzono w strefie południowej oraz w piezometrze PR3. Środkowa część terenu (za wyjątkiem piezometru PR3) pozostaje wolna od siarczanów w podwyższonych stężeniach. Stężenia przekraczające lub równe 800 mg/l stwierdzono w piezometrach: SP15, PG1, PG3, PG6 i PR3. Piezometr SP15 o najwyższym stężeniu znajduje się w rejonie składowiska przy ul. Lisiej, piezometry PG1, PG3 i PG6 sąsiadują ze składowiskiem SOE, a piezometr PR3 znajduje się na zachodniej granicy WZT mniej więcej na wysokości połowy badanego obszaru. Podobnie jak w przypadku PEW, stężenia siarczanów w dużej ilości próbek pochodzących piezometrów PG wykazują tendencję do wzrostu wraz z głębokością. Siarczany o stężeniach przekraczających III klasę jakości są obecne zarówno w piezometrach PG, jak i PP, w dużo mniejszym stopniu w piezometrach SP i PR.

Chlorki

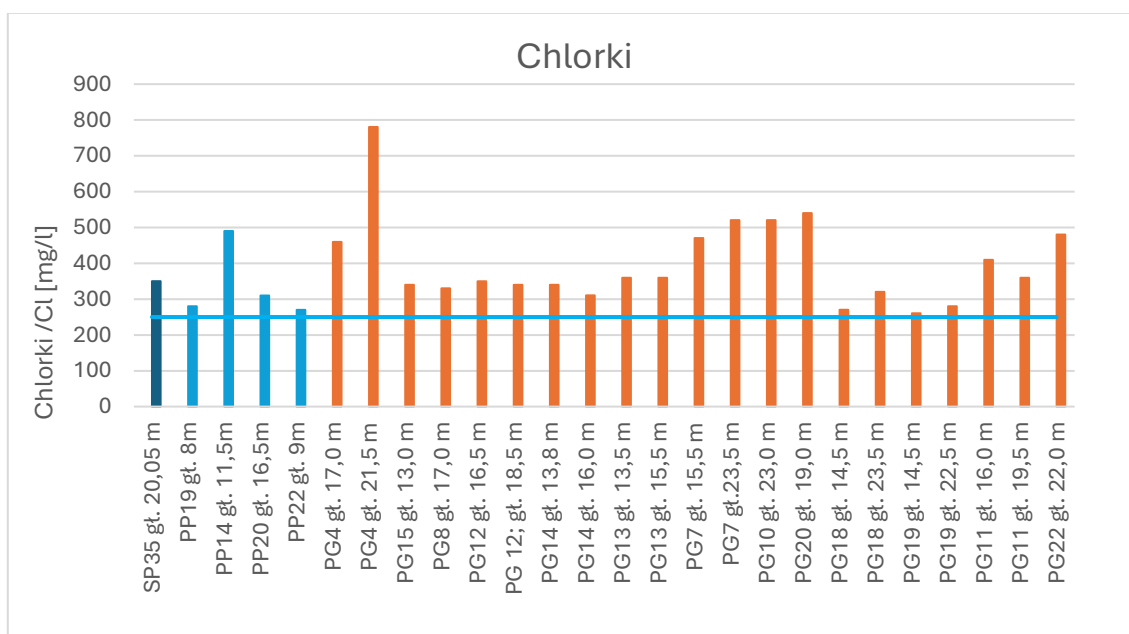
Chlorki to ujemnie naładowane jony chloru (Cl^-), gdzie chlor występuje -I stopniu utlenienia. Jony te są powszechnie występującymi składnikami wód podziemnych, jednak ich podwyższone stężenia mogą

wskazywać na wpływ działalności antropogenicznej, takiej jak składowanie odpadów, czy emisje przemysłowe. Nadmierna zawartość chlorków może prowadzić do pogorszenia jakości wód podziemnych poprzez wzrost zasolenia i ograniczać ich przydatność do celów użytkowych. Chlorki są normowane przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia chlorków w wodach podziemnych wynosi 250 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 250 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresach (Rysunek 87 i 88) przedstawiono stężenia chlorków w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Rysunek 87 przedstawia wyniki wszystkich próbek, gdzie stężenia przekroczyły graniczną wartość dla III klasy, natomiast na rysunku 88 wyłączono próbki z piezometru PR3 z uwagi na bardzo wysokie stężenia, które zaciemniają na wykresie odczyt pozostałych wyników. W 28 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie chlorków odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia chlorków odpowiadające V klasie stwierdzono w sześciu próbkach: PG4 gł. 21,5 m, PG7 gł. 23,5 m, PG10 gł. 23,0 m, PG20 gł. 169,0 m oraz PR3 (obie próbki). Najwyższe stężenia chlorków odnotowano w piezometrze PR3 – odpowiednio 5100 mg/l na głębokości 46,0 m oraz 5600 mg/l na głębokości 73,0 m. W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie chlorków mieściło się w przedziale od 250 do 500 mg/l (IV klasa jakości). W 66 z 94 przebadanych próbek stężenie chlorków nie przekroczyło 250 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 87 Stężenia chlorków w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości



Rysunek 88 Stężenia chlorków w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości z pominięciem próbek z piezometru PR3

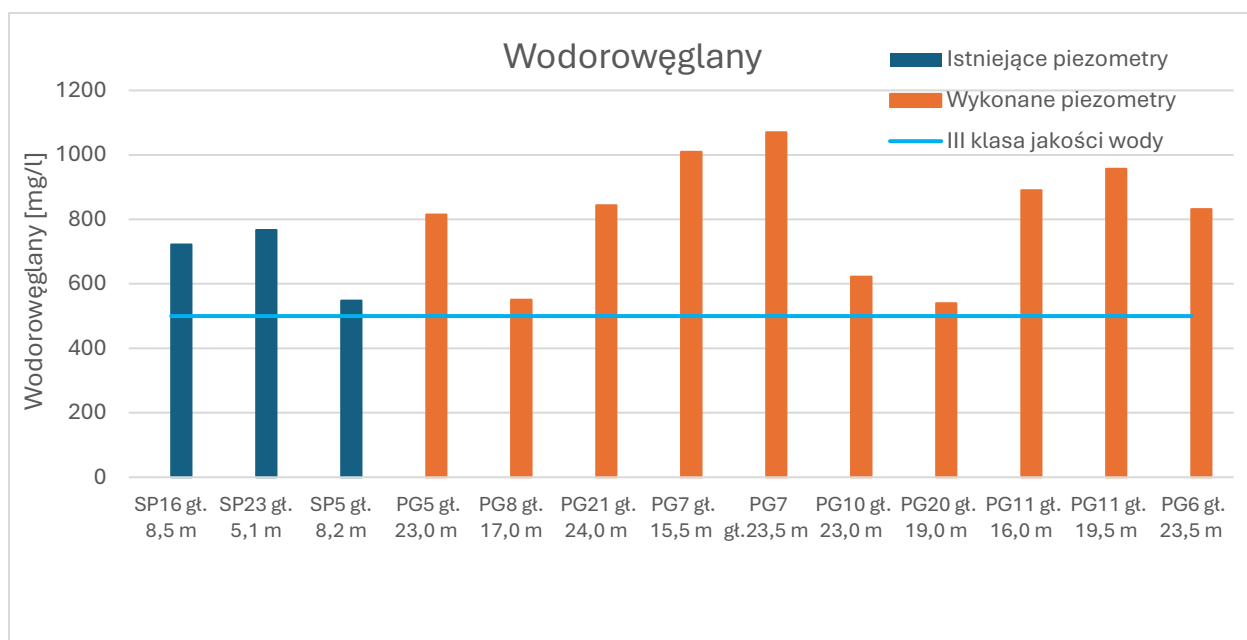
Mapę stężeń chlorków we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOSŚ. Podwyższone stężenia chlorków występują głównie w piezometrach zlokalizowanych w południowej części (na północny wschód od składowiska SP) oraz w północnej części (północny skraj WTZ) badanego obszaru. Stężenia odpowiadające klasie V stwierdzono w strefie południowej oraz w piezometrze PR3. Środkowa część (za wyjątkiem piezometru PR3) pozostaje wolna od chlorków w

podwyższonych stężeniach. Stężenia przekraczające 1000 mg/l stwierdzono tylko w piezometrze PR3 (5100 mg/l na głębokości 46,0 m i 5600 mg/l na głębokości 73,0 m). Stężenia nieco niższe, ale wciąż powyżej 500 mg/l wykryto w piezometrach PG7, PG10 i PG20 (otwory zlokalizowane na wschód od składowiska SP oraz w piezometrze PG4 (północno-zachodnie naroże składowiska SOE). W przypadku chlorków, w części próbek z piezometrów PG wykazują one lekki wzrost stężenia wraz z głębokością, ale w wielu otworach stężenia na różnych głębokościach mają bardzo zbliżone wartości. Jony chlorkowe są niezwykle mobilne i łatwo przemieszczają się wraz z przepływem wód podziemnych.

Wodorowęglany

Wodorowęglany to aniony o wzorze HCO_3^- . Wodorowęglany stanowią istotny wskaźnik jakości wód podziemnych, odzwierciedlający warunki hydrogeochemiczne środowiska wodnego. Ich stężenie wpływa na odczyn i zdolność buforową wód. Parametr ten może być wykorzystywany do oceny zmian jakości wód podziemnych oraz identyfikacji procesów zachodzących w warstwie wodonośnej. Ich zawartość w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia wodorowęglanów w wodach podziemnych wynosi 500 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 500 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 89) przedstawiono stężenia wodorowęglanów w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W 13 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie wodorowęglanów odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia wodorowęglanów odpowiadające V klasie stwierdzono w siedmiu próbkach: PG5 gł. 23,0 m, PG21 gł. 24,0 m, PG7 (obie próbki), PG11 (obie próbki) i PG6 gł. 23,5 m, PG6 23,5 m. Najwyższe stężenie odnotowano w piezometrze PG7 (1010 mg/l na gł. 15,5 m i 1070 mg/l na gł. 23,5 m). W pozostałych próbkach ujętych na wykresie stężenie wodorowęglanów mieściło się w przedziale od 500 do 800 mg/l (IV klasa jakości). W 80 z 94 przebadanych próbek stężenie siarczanów nie przekroczyło 500 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny. W próbce SP15 gł. 8,65 m, ze względu na wysoki odczyn pH ($\text{pH} > 10$), nie udało się oznaczyć stężenia wodorowęglanów.



Rysunek 89 Stężenia wodorowęglanów w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

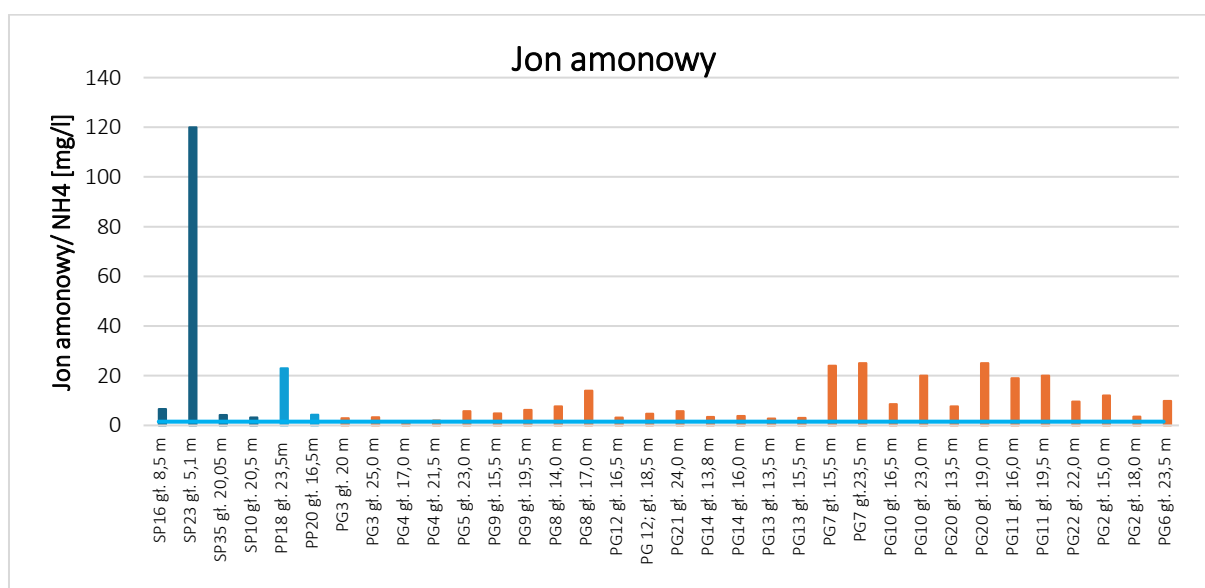
Mapę stężeń wodorowęglanów we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Nieliczne podwyższone stężenia wodorowęglanów występują w głównej mierze w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru, przy czym stężenia odpowiadające klasie V stwierdzono na południowy wschód od składowiska SP oraz północno-zachodnim narożu tego właśnie składowiska. W środkowej i północnej części badanego terenu nie oznaczono podwyższonych stężeń wodorowęglanów (za wyjątkiem piezometru SP5 gł. 8,2 m). W piezometrze SP16 gł. 8,5 m znajdującym się na południowej granicy terenu przyległego do WTZ (okolice składowiska przy ul. Lisiej) stwierdzono stężenie wodorowęglanów odpowiadające IV klasie jakości. Podobnie jak w przypadku chlorków, w części próbek z piezometrów PG wykazują one lekki wzrost stężenia wraz z głębokością, ale w wielu otworach stężenia na różnych głębokościach mają bardzo zbliżone wartości. Wśród otworów PG znajdują się też takie, gdzie wzrost stężenia wraz z głębokością jest znaczny np. PG6, PG20, PG10, PG5, PG8 i PG21.

Jon amonowy

Jony amonowe stanowią jony o ładunku dodatnim (kationy) o wzorze NH_4^+ . Podwyższone stężenia jonów amonowych mogą świadczyć o zanieczyszczeniu wód podziemnych i stwarzać pośrednie zagrożenie dla zdrowia ludzi w wyniku przemian do bardziej szkodliwych związków azotu. Ich zawartość w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia

jonów amonowych w wodach podziemnych wynosi 1,5 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 1,5 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (rysunek 90) przedstawiono stężenia jonów amonowych w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W 34 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie jonów amonowych odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia jonów amonowych odpowiadające V klasie stwierdzono aż w 29 próbkach wody podziemnej. Najwyższe stężenie jonów amonowych na przedmiotowym terenie odnotowano w piezometrze SP23 na gł. 5,1 m – wyniosło 120 mg/l. Stężenia przekraczające 20 mg/l wykryto dodatkowo w czterech piezometrach: PP18, PG7 (obie próbki) oraz PG20 gł. 19,0 m. W 5 z 34 próbek ujętych na wykresie stężenie jonów amonowych mieściło się w przedziale od 1,5 do 3 mg/l (IV klasa jakości). W 60 z 94 przebadanych próbek stężenie jonów amonowych nie przekroczyło 1,5 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 90 Stężenia jonu amonowego w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

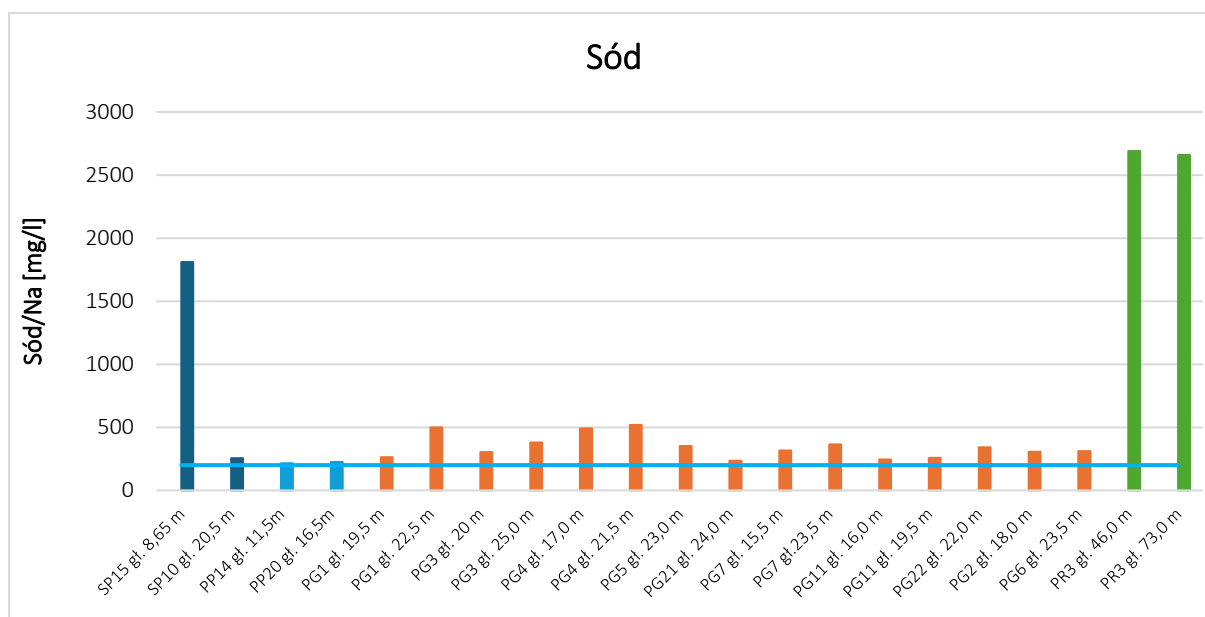
Mapę stężeń jonów amonowych we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOSŚ. Podwyższone stężenia jonów amonowych występują w głównej mierze w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru. W środkowej części badanego terenu nie oznaczono podwyższonych stężeń jonów amonowych. W północnej części WTZ stwierdzono dwa przypadki podwyższonych stężeń jonów amonowych (piezometry PP18 i PP20). Podwyższone stężenie jonów amonowych oznaczono również w piezometrze SP16 gł. 8,5 m znajdującym się na

południowej granicy terenu przyległego do WTZ (okolice składowiska przy ul. Lisiej). Jony amonowe na poziomie IV i V klasy jakości występują prawie wyłącznie w piezometrach PG, a ich stężenie co do zasady rośnie wraz z głębokością. W piezometrze SP23 bardzo wysokie stężenie stwierdzono płytko (5,1 m), co może świadczyć o lokalnym ognisku zanieczyszczenia.

Sód

Sód należy do metali alkalicznych i występuje w wodzie podziemnej praktycznie wyłącznie w formie kationów sodowych Na^+ . Sód jest naturalnym składnikiem wód podziemnych, jednak jego nadmierne stężenie może prowadzić do pogorszenia jakości wód podziemnych, zwiększenia ich mineralizacji oraz ograniczenia przydatności do spożycia i innych celów użytkowych. Zawartość sodu w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia sodu w wodach podziemnych wynosi 200 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 200 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 91) przedstawiono stężenia sodu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W przypadku sodu, zgodnie z ww. Rozporządzeniem brak jest dostatecznych podstaw do różnicowania wartości granicznych w klasach II i III jakości wód podziemnych, zatem przy klasyfikacji tego parametru przyjmuje się klasę o najwyższej jakości spośród klas posiadających tę samą wartość graniczną. W tym przypadku oznacza to, że wodę, w której stężenie sodu jest wyższe niż 60 mg/l i jednocześnie nie przekracza 200 mg/l należy zakwalifikować do II klasy jakości. W 21 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie sodu odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia sodu odpowiadające V klasie stwierdzono w 14 próbkach wody podziemnej. W 7 z 21 próbek ujętych na wykresie stężenie sodu mieściło się w przedziale od 200 do 300 mg/l (IV klasa jakości). Najwyższe stężenia na przedmiotowym terenie odnotowano w piezometrze SP15 na gł. 8,65 m – 1810 mg/l oraz w piezometrze PR3 – odpowiednio 2690 mg/l na głębokości 46,0 m i 2660 mg/l na głębokości 73,0 m. W 73 z 94 przebadanych próbek stężenie sodu nie przekroczyło 200 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 91 Stężenia sodu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

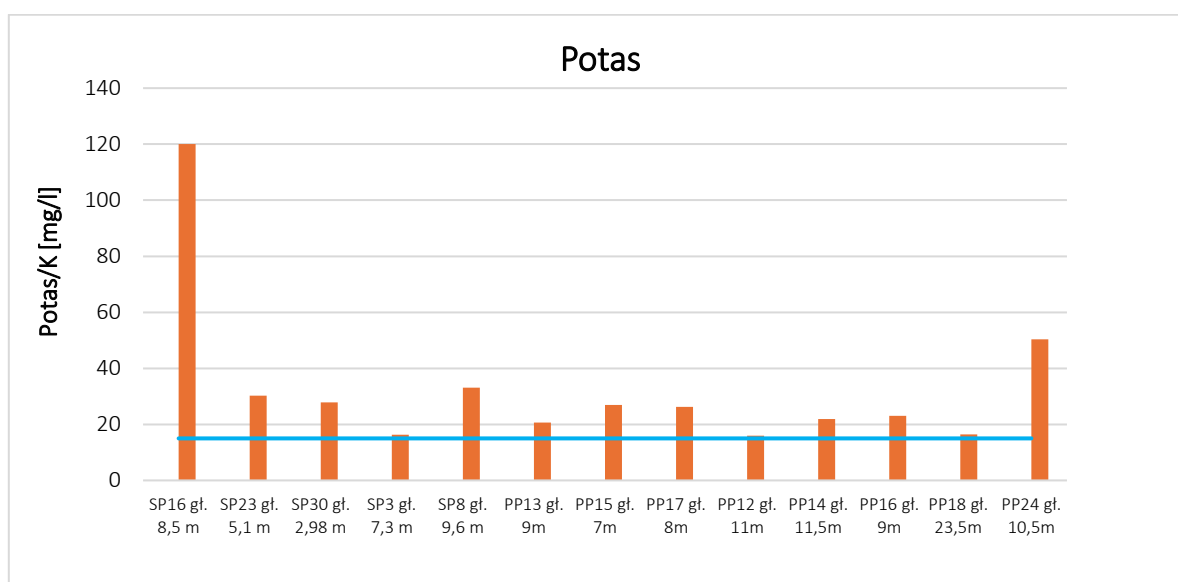
Mapę stężeń sodu we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia sodu występują w głównej mierze w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru. W środkowej części badanego terenu nie oznaczono podwyższonych stężeń sodu (za wyjątkiem piezometru PR3). W północnej części WTZ stwierdzono dwa przypadki podwyższonych stężeń sodu odpowiadających IV klasie jakości (piezometry PP14 i PP20). Wysokie stężenie sodu (V klasa jakości) oznaczono w piezometrze SP15 gł. 8,5 m znajdującym się na południowej granicy terenu przyległego do WTZ (okolicie składowiska przy ul. Lisiej). Podwyższone stężenia sodu stwierdzono głównie w piezometrach PG i w przypadku wielu otworów rośnie ono wraz z głębokością poboru próbki. W piezometrze PR3 stężenie jest równie wysokie na obu głębokościach, a w SP15 wysokie stężenie występuje dość płytko i w rejonie południowym terenu przyległego jest jedynym przypadkiem przekroczenia norm.

Potas

Potas należy do metali alkalicznych i występuje w wodzie podziemnej praktycznie wyłącznie w formie kationów potasu K^+ . Podwyższone stężenia potasu w wodach podziemnych mogą świadczyć o oddziaływaniu źródeł zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego, komunalnego lub przemysłowego. Parametr ten jest wykorzystywany jako wskaźnik zmian jakości wód podziemnych i wpływu działalności człowieka na środowisko wodne. Zawartość potasu w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia potasu w wodach podziemnych wynosi 15

mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 15 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 92) przedstawiono stężenia potasu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W 13 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie potasu odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia potasu odpowiadające V klasie stwierdzono w 10 próbkach. Najwyższe stężenie odnotowano w piezometrze SP16 (120 mg/l na gł. 8,5). W pozostałych 3 próbkach ujętych na wykresie stężenie potasu mieściło się w przedziale od 15 do 20 mg/l (IV klasa jakości). W 81 z 94 przebadanych próbek stężenie potasu nie przekroczyło 15 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



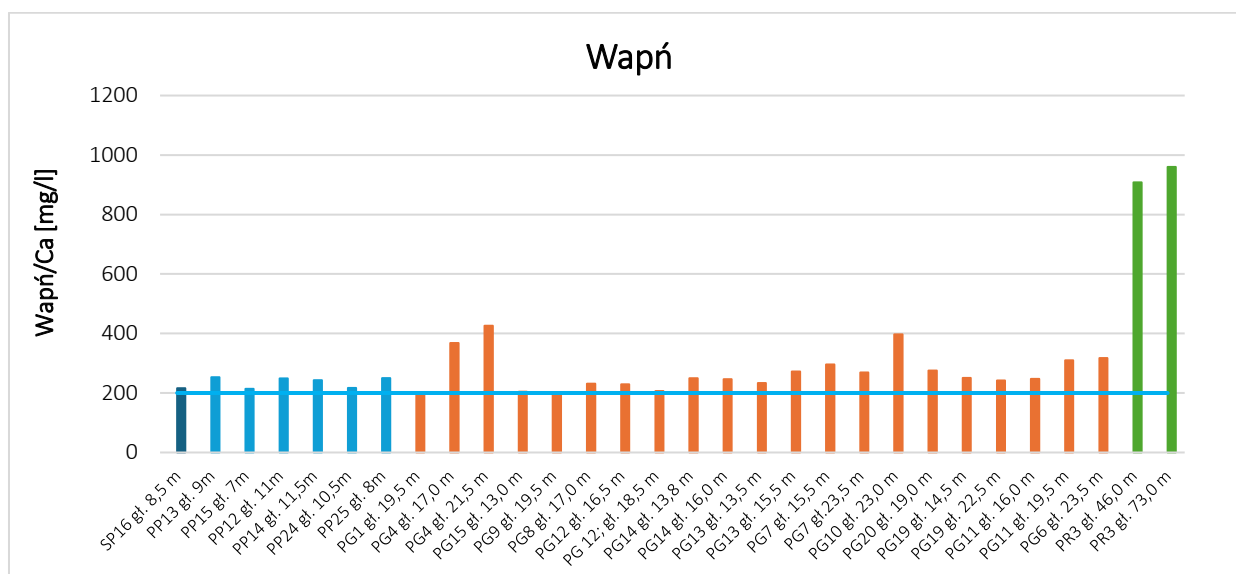
Rysunek 92 Stężenia potasu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

Mapę stężeń potasu we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOŚŚ. Nieliczne podwyższone stężenia potasu występują w głównej mierze w piezometrach zlokalizowanych w północnej części badanego obszaru. W środkowej części badanego terenu nie oznaczono podwyższonych stężeń potasu. W części południowej podwyższone stężenia stwierdzono w piezometrze SP16 gł. 8,5 m znajdującym się na południowej granicy terenu przyległego do WTZ (okolice składowiska przy ul. Lisiej) – najwyższe stężenie oraz w piezometrze SP23 na gł. 5,1 m (południowy skraj składowiska SOE). Podwyższone stężenia potasu, w przeciwieństwie do pozostałych zanieczyszczeń nieorganicznych, występują głównie w piezometrach PP na północy badanego obszaru. Nie zaobserwowano związku między głębokością poboru próbki, a wysokością stężenia.

Wapń

Wapń należy do metali ziem alkalicznych i występuje w wodzie podziemnej praktycznie wyłącznie w formie dwuwartościowych kationów wapnia Ca^{2+} . Wapń jest jednym z głównych naturalnych składników wód podziemnych, odpowiedzialnym za ich twardość i kształtującym właściwości hydrogeochemiczne. Jego podwyższone stężenia mogą wpływać na jakość i właściwości użytkowe wody, w szczególności na stopień jej twardości. Zawartość wapnia w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w odniesieniu do stężenia wapnia w wodach podziemnych wynosi 200 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 200 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 93) przedstawiono stężenia wapnia w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W 30 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie wapnia odpowiadało klasie IV lub V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Stężenia wapnia odpowiadające V klasie stwierdzono w 6 próbkach wody podziemnej. W 24 z 30 próbek ujętych na wykresie stężenie wapnia mieściło się w przedziale od 200 do 300 mg/l (IV klasa jakości). Najwyższe stężenia na przedmiotowym terenie odnotowano w piezometrze PR3 – odpowiednio 908 mg/l na głębokości 46,0 m i 960 mg/l na głębokości 73,0 m. W 64 z 94 przebadanych próbek stężenie wapnia nie przekroczyło 200 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 93 Stężenia wapnia w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

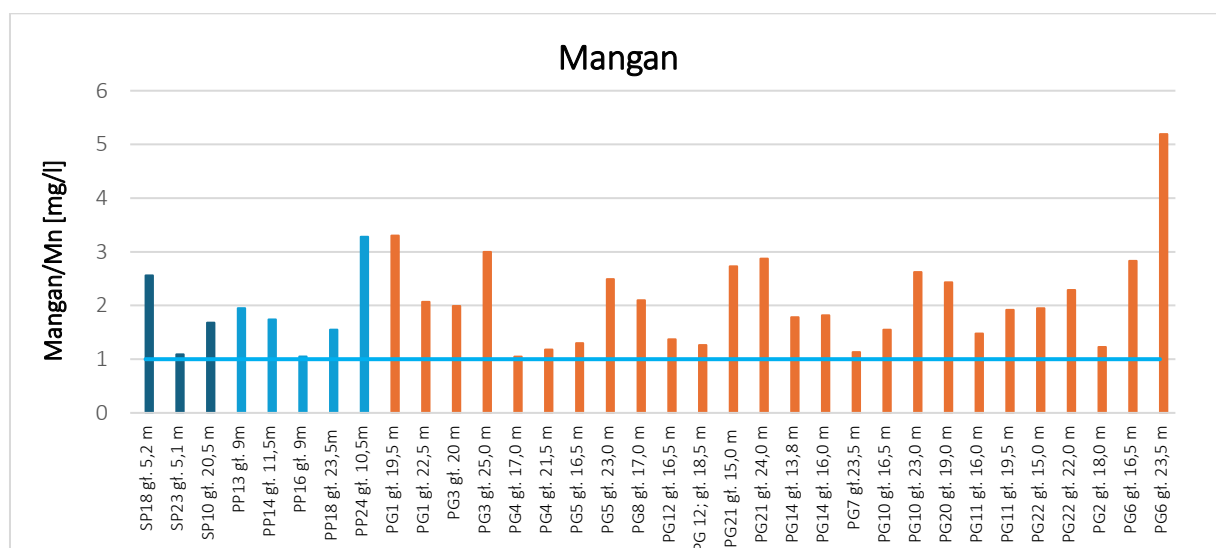
Mapę stężeń wapnia we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia wapnia występują w głównej mierze w piezometrach zlokalizowanych w południowej i w północnej części badanego obszaru. W środkowej części badanego terenu nie oznaczono podwyższonych stężeń wapnia (za wyjątkiem piezometru PR3). W części południowej podwyższone stężenia stwierdzono głównie w piezometrach zlokalizowanych na północny wschód od składowiska SP. Podwyższone stężenia wapnia stwierdzono również w piezometrach PG4 i PG6 (okolice składowiska SOE) oraz w piezometrze SP16 znajdującym się na południowej granicy terenu przyległego do WTZ (okolice składowiska przy ul. Lisiej). Podwyższone stężenia wapnia wstępują głównie w piezometrach PG. W większości otworów nie można mówić o wyraźnym wzroście stężenia wraz z głębokością. Wyjątki stanowią otwory: PG4, PG8, PG10, PG20, PG11, PG6.

Mangan

Mangan należy do metali przejściowych i może być klasyfikowany jako metal ciężki (gęstość $>4,5 \text{ g/cm}^3$). W wodzie podziemnej dominuje jego forma rozpuszczona. Mangan jest pierwiastkiem naturalnie występującym w wodach podziemnych, jednak jego podwyższone stężenia mogą świadczyć o specyficznych warunkach geochemicznych lub wpływie zanieczyszczeń. Nadmierna zawartość manganu może pogarszać jakość wody, ograniczać jej przydatność do spożycia oraz przy długotrwałym narażeniu stwarzać ryzyko negatywnego oddziaływania na zdrowie człowieka, w szczególności na układ nerwowy. Zawartość manganu w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzenia, w

odniesieniu do stężenia manganu w wodach podziemnych wynosi 1 mg/l. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż 1 mg/l oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 94) przedstawiono stężenia manganu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W przypadku manganu, zgodnie z ww. Rozporządzeniem brak jest dostatecznych podstaw do różnicowania wartości granicznych w klasach III i IV jakości wód podziemnych, zatem przy klasyfikacji tego parametru przyjmuje się klasę o najwyższej jakości spośród klas posiadających tę samą wartość graniczną. W tym przypadku oznacza to, że wodę, w której stężenie manganu jest wyższe niż 0,4 mg/l i jednocześnie nie przekracza 1 mg/l należy zakwalifikować do III klasy jakości. W 34 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie wapnia odpowiadało klasie V, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Najwyższe stężenie na przedmiotowym terenie odnotowano w piezometrze PG6 – 5,19 mg/l na głębokości 23,5 m. Stężenia przekraczające 2 mg/l, ale większa niż 4 mg/l stwierdzono w piezometrach: SP18, PP24, PG1 (obie próbki), PG3 gł. 25,0 m, PG5 gł. 23,0 m, PG8 gł. 17,0 m, PG21 (obie próbki), PG10 gł. 23,0 m, PG20 gł. 19,0 m, PG22 gł. 22,0 m PG6 gł. 16,5 m. W pozostałych próbkach przedstawionych na wykresie stężenie manganu nie przekroczyło 2 mg/l. W 60 z 94 przebadanych próbek stężenie manganu nie przekroczyło 1 mg/l, co oznacza dobry stan chemiczny.



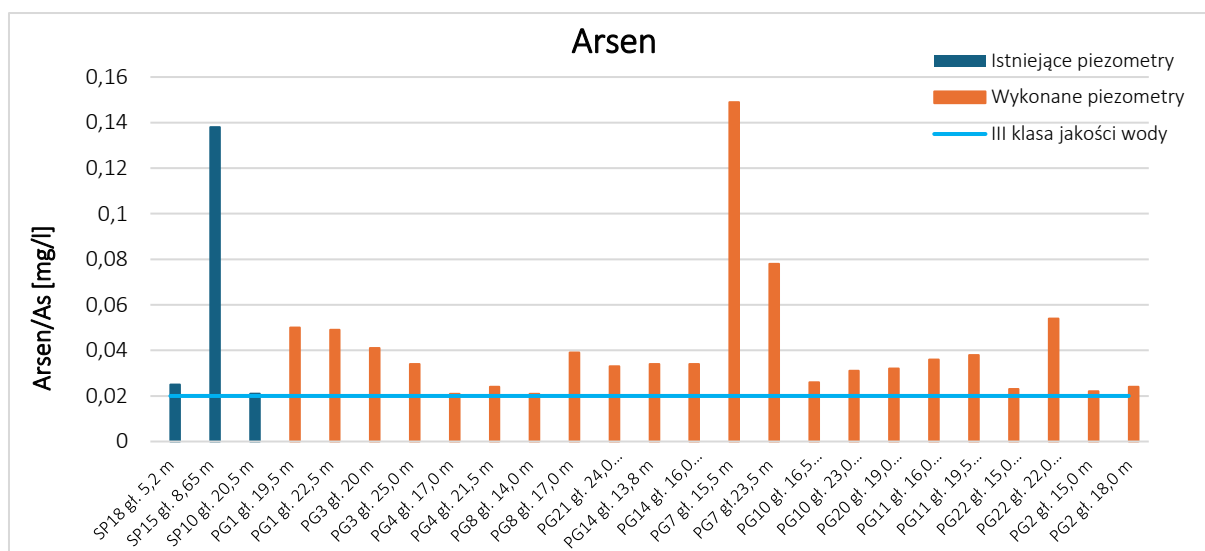
Rysunek 94 Stężenia manganu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

Mapę stężeń manganu we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do KOSŚ. Podwyższone stężenia manganu występują w głównej mierze w piezometrach zlokalizowanych w południowej i w północnej części badanego obszaru. W środkowej części badanego terenu nie oznaczono podwyższonych stężeń manganu. W części południowej podwyższone stężenia stwierdzono w prawie wszystkich piezometrach (przynajmniej 1 próbka na otwór) – w tym w piezometrze PG6, gdzie odnotowano najwyższe stężenie manganu – na omawianym obszarze. Mangan, podobnie jak większość badanych parametrów, występuje w podwyższonych stężeniach głównie w piezometrach PG. W części otworów wykazuje tendencję do wzrostu zawartości wraz z głębokością, a częściowo utrzymuje się na podobnych poziomach niezależnie od głębokości poboru próbki.

Arsen

Arsen należy do półmetali. Z uwagi na wysoką toksyczność i gęstość $>4,5 \text{ g/cm}^3$ kwalifikuje się go jako metal ciężki. W wodzie podziemnej występuje głównie w formie rozpuszczonej. Obecność arsenu w wodach podziemnych może stwarzać zagrożenie dla zdrowia ludzi, zwłaszcza przy długotrwałym narażeniu. Jego podwyższone stężenia mogą prowadzić do poważnych skutków zdrowotnych, w tym zwiększonego ryzyka chorób nowotworowych. Zawartość arsenu w wodzie podziemnej jest normowana przez Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Górna granica III klasy jakości, w ww. Rozporządzeniu, w odniesieniu do stężenia arsenu w wodach podziemnych wynosi $0,02 \text{ mg/l}$. Stężenia niższe lub równe tej wartości świadczą o dobrym stanie chemicznym wody. Stężenia wyższe niż $0,02 \text{ mg/l}$ oznaczają słaby stan chemiczny wody.

Na wykresie (Rysunek 95) przedstawiono stężenia arsenu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. W 25 na 94 badanych próbkach wody podziemnej stężenie arsenu odpowiadało klasie IV, co zgodnie z ww. Rozporządzeniem oznacza słaby stan chemiczny. Najwyższe stężenia na przedmiotowym terenie odnotowano w piezometrach: SP15 – $0,138 \text{ mg/l}$ i PG7 odpowiednio – $0,149 \text{ mg/l}$ na głębokości 15,5 m i $0,078 \text{ mg/l}$ na głębokości 23,5 m. W pozostałych próbkach przedstawionych na wykresie stężenie arsenu nie przekroczyło $0,06 \text{ mg/l}$. W 69 z 94 przebadanych próbek stężenie arsenu nie przekroczyło $0,02 \text{ mg/l}$, co oznacza dobry stan chemiczny.



Rysunek 95 Stężenia arsenu w próbkach, gdzie przekroczyły one górną granicę dla III klasy jakości

Mapę stężeń arsenu we wszystkich przebadanych piezometrach przedstawiono w załączniku 10g do Raportu. Podwyższone stężenia arsenu występują wyłącznie w piezometrach zlokalizowanych w południowej części badanego obszaru, przy czym stwierdzono je w większości piezometrów w tym rejonie (przynajmniej 1 próbka na otwór). W przypadku arsenu, większość przypadków stężeń na poziomie powyżej III klasy stwierdzono w piezometrach PG, przy czym nie widać wyraźnej tendencji do wzrostu stężenia tego pierwiastka wraz z głębokością.

3.3. Wyniki badań składu wód powierzchniowych

Pomiary terenowe

Pomiary in situ podstawowych terenowych parametrów fiz.-chem. (tj. PEW, pH, temperatura, Eh) oraz lustra wody przeprowadzono jedynie w zbiorniku wodnym (stawie) znajdującym się w obrębie działki nr 3 obr. 268, gdzie pobrano wszystkie cztery próbki wody powierzchniowej. Pozostałe zinwentaryzowane formy mogące wskazywać na występowanie wód powierzchniowych na przedmiotowym terenie pozostały suche. Zestawienie pomiarów in situ przedstawia tabela 38.

Tabela 38 Wyniki badań in situ w zbiorniku wodnym, w którym zostały pobrane próbki wody powierzchniowej

Lp.	punkt poboru próbki powierzchniowej	lustro wody [m p.p.t]	temperatura [°C]	pH [-]	ORP (Eh) [mV]	PEW (EC) [uS/cm]
1	1_3_268	0,12	1	7,78	216	1321
2	2_3_268	0,14	1,1	8,45	240	1274
3	3_3_268	0,17	1	8,14	232	1322
4	4_3_268	0,13	0,9	7,83	261	998

Temperatura wody powierzchniowej jest w dużej mierze zależna od panujących warunków atmosferycznych. Powyższe pomiary wykonano w okresie zimowo-wiosennym zatem zmierzone temperatury są stosunkowo niskie. Optymalny odczyn pH wód w zbiornikach wody słodkiej zazwyczaj waha się w granicach 6,5-8,5, choć Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych dla części typów jezior wskazuje zakres 5,5-8,5. Uzyskane wyniki pomiarów pH w 4 punktach badanego stawu mieszczą się w powyższych zakresach. Woda ma odczyn zbliżony do obojętnego, lekko alkaliczny. Typowy zakres przewodności elektrycznej właściwej w wodach powierzchniowych to 200-1000 uS/cm. Uzyskane wyniki wahają się od 998 do 1322 uS/cm. Trzy z nich przekraczają 1000 uS/cm, co świadczy o nadmiernym zasoleniu. Potencjał REDOX w jeziorach powinien wahać się od +200 mV do +500 mV. Takie wartości świadczą o dobrze natlenionym środowisku, które jest zdolne do naturalnego samooczyszczania. Wyniki ORP lekko przekraczają 200 mV, zatem mieszczą się powyższym zakresie.

Laboratoryjne badania wody powierzchniowej

W wodach powierzchniowych wykryto obecność części substancji wskazanych do badania. Zbiornik wodny, z którego pobrano próbki do badań jest najprawdopodobniej zbiornikiem sztucznym. Z racji pochodzenia pobranej wody (woda powierzchniowa) przy ocenie wyników badań uwzględniono wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475). Załącznik 14 ww. Rozporządzenia przedstawia środowiskowe normy jakości dla wskaźników stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych. Ze względu na pochodzenie pobranej wody nie powinno się porównywać uzyskanych wyników do wartości granicznych wg Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2148), nie mniej jednak na potrzeby niniejszego projektu w załączniku 10e przedstawiono zestawienie wyników zarówno z wartościami granicznymi pochodzącymi z rozporządzenia dotyczącego wód powierzchniowych, jak i z wartościami granicznymi pochodzącymi z rozporządzenia dotyczącego wód podziemnych.

Spośród badanych parametrów w załączniku 14 do ww. Rozporządzenia dot. wód powierzchniowych wskazane i normowane pod kątem maksymalnego dopuszczalnego stężenia w wodzie są następujące parametry:

Metale ciężkie

- nikiel
- ołów
- rtęć

Substancje organiczne

- benzen
- benzo(a)piren
- antracen
- benzo(b)fluoranten
- benzo(ghi)perylen
- benzo(k)fluoranten
- fluoranten
- naftalen
- heksachlorobenzen / HCB

Nieco więcej parametrów można byłoby wskazać w badanym zakresie do oceny stężenia średniorocznego w wodzie, ale w ramach projektu, z uwagi na jego charakter, badane były tylko stężenia chwilowe.

Zestawienie wyników dla powyższych parametrów z wartościami maksymalnych dopuszczalnych stężeń w wodzie zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych przedstawiono w tabeli 39. Przekroczenia maksymalnych dopuszczalnych stężeń stwierdzono dla rtęci w co najmniej 3 na 4 badanych próbkach. W próbce 3_3_268, ze względu na zbyt wysoką dolną granicę oznaczalności, niemożliwe jest określenie, czy oznaczone stężenie przekracza maksymalną dopuszczalną wartość, czy nie. Dodatkowo w próbce 4_3_268 stwierdzono stężenie benzo(ghi)peryleny przekraczające maksymalne dopuszczalne stężenie w wodzie. Dla pozostałych parametrów nie zaobserwowano przekroczeń. W praktyce jednak, przekroczenie choć jednego maksymalnego dopuszczalnego stężenia MAC_{EQS} oznacza stan chemiczny wody powierzchniowej poniżej dobrego.

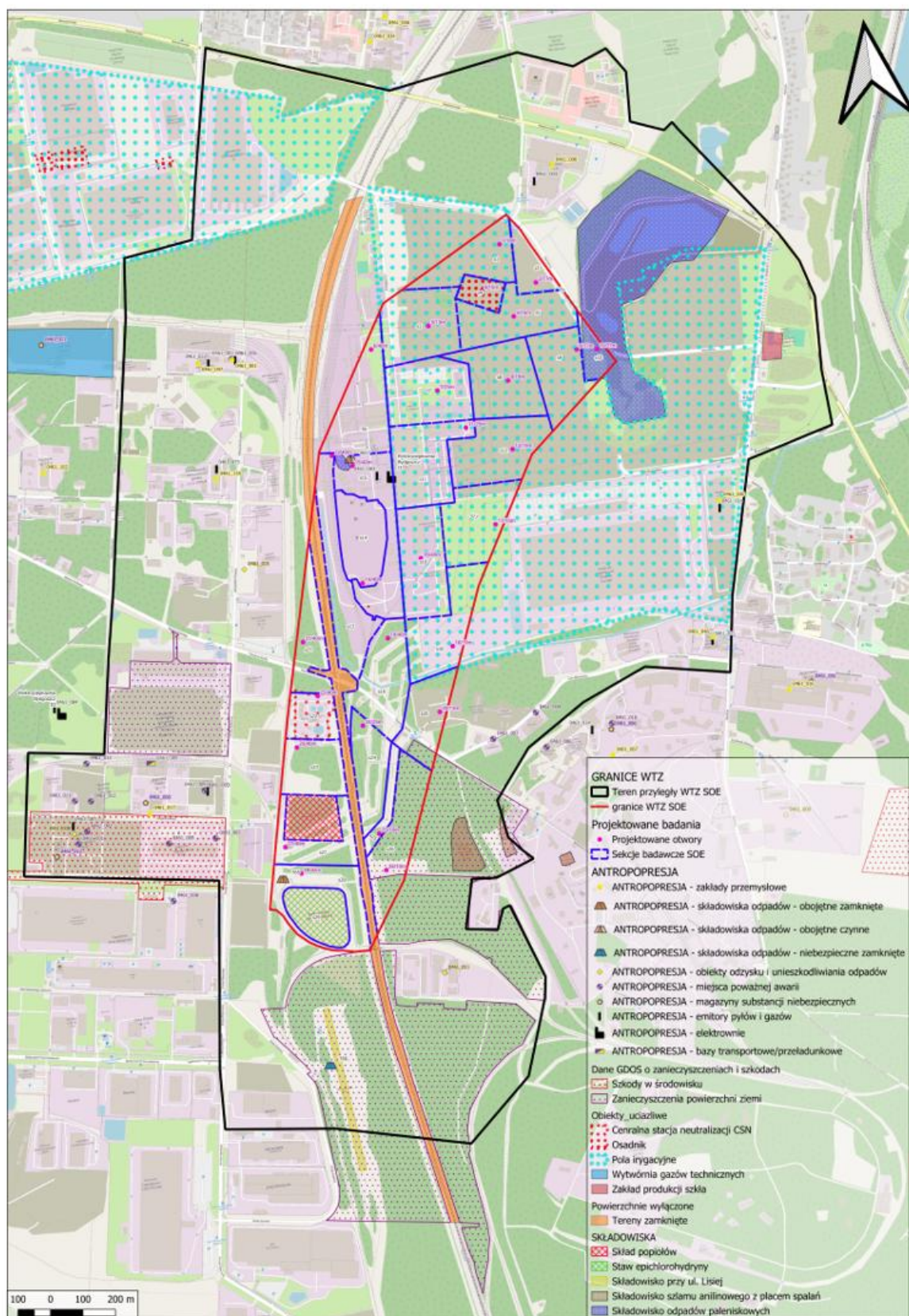
Tabela 39 Zestawienie wyników badanych parametrów z wartościami maksymalnych dopuszczalnych stężeń w wodzie powierzchniowej

Nazwa parametru	Jednostka	nazwa próbki				Maksymalne dopuszczalne stężenie w wodzie (maximum allowable concentration environmental quality standards – MAC-EQS)*	
		1_3_268	2_3_268	3_3_268	4_3_268		
						jednolite części wód rzecznych i jeziornych	jednostka
Nikiel / Ni	mg/l	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,034	mg/l
Ołów / Pb	mg/l	<0.0010	<0.0010	<0.0010	<0.0010	0,014	mg/l
Rtęć / Hg	mg/l	0,00034	0,0003	<0.00010	0,0003	0,00007	mg/l
Benzen	µg/l	0,97	0,41	0,82	0,38	50	ug/l
Benzo(a)piren	µg/l	<0.0040	0,011	<0.0040	0,0078	0,27	ug/l
Antracen	µg/l	<0.0040	0,012	0,0085	0,0061	0,1	ug/l
Benzo(b)fluoranten	µg/l	<0.0040	0,013	<0.0040	0,0087	0,017	ug/l
Benzo(ghi)perylen	µg/l	<0.0040	<0.0040	<0.0040	0,0083	0,0082	ug/l
Benzo(k)fluoranten	µg/l	<0.0040	<0.0040	<0.0040	0,0077	0,017	ug/l
Fluoranten	µg/l	0,039	0,063	0,011	0,051	0,12	ug/l
Naftalen	µg/l	<0.0040	<0.0040	0,88	<0.0040	130	ug/l
Benzo(a)piren (HPLC-FLD)	µg/l	<0.003	-	<0.003	-	0,27	ug/l
Antracen (HPLC-FLD)	µg/l	0,0031	-	-	-	0,1	ug/l
Benzo(k)fluoranten (HPLC-FLD)	µg/l	<0.003	<0.003	<0.003	-	0,017	ug/l
Heksachlorobenzen / HCB	µg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0,05	ug/l
* wg Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475)							
xxx	Parametry wskazane i normowane pod kątem maksymalnego dopuszczalnego stężenia w wodzie zgodnie z załącznikiem 14 wg Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021 poz. 1475)						
	Wynik nie przekraczający maksymalnego dopuszczalnego stężenia w wodzie (maximum allowable concentration environmental quality standards – MAC-EQS)						
	Wynik przekraczający maksymalne dopuszczalne stężenie w wodzie (maximum allowable concentration environmental quality standards – MAC-EQS)						
	Zbyt wysoka dolna granica oznaczalności, aby ocenić, czy wynik przekracza maksymalne dopuszczalne stężenie w wodzie (maximum allowable concentration environmental quality standards – MAC-EQS)						
	Wybrane parametry WWA przedstawiono podwójnie, ponieważ oznaczano je dwiema metodami analitycznymi (GC-MS i HPLC-FLD) w celu spełnienia wymagań OPZ dotyczących granic oznaczalności (szczegóły wyjaśniono w oświadczeniu Laboratorium Eurofins OBIKŚ Polska Sp. z o.o. z dnia 09.07.2026 r.).						

3.4. Interpretacja wyników badań

Woda podziemna:

Interpretację wyników badań jakości wód podziemnych przeprowadzono z uwzględnieniem, że obserwowany stan środowiska gruntowo-wodnego jest efektem oddziaływania wielu potencjalnych ognisk zanieczyszczeń (Rys. 96).



Rysunek 96 Lokalizacja potencjalnych ognisk zanieczyszczeń w rejonie WTZ SOE

W celu przedstawienia aktualnego zasięgu występowania zanieczyszczeń w wodach podziemnych opracowano syntetyczne mapy, które umożliwiły identyfikację obszarów występowania podwyższonych stężeń (tzw. „hotspotów”) oraz określenie potencjalnego zasięgu oddziaływania historycznych źródeł zanieczyszczeń.

Na potrzeby analiz przestrzennych każdemu piezometrowi przypisano jedną wartość reprezentatywną, odpowiadającą maksymalnemu stężeniu badanego związku spośród wszystkich oznaczeń wykonanych w danym punkcie monitoringowym.

Przyjęcie wartości maksymalnej jako reprezentatywnej znajduje uzasadnienie w wytycznych U.S. EPA (2014) dotyczących wyznaczania reprezentatywnych stężeń dla oceny ryzyka. U.S. EPA (2014) wskazuje, że jeżeli w jednej lokalizacji dostępne są próbki pobrane z różnych głębokości w obrębie tej samej plamy zanieczyszczeń, do wyznaczania reprezentatywnego stężenia należy wykorzystać najwyższe wykryte stężenie z tej lokalizacji.

Przyjęcie jednej wartości reprezentatywnej dla każdego punktu jest zgodne z ogólnymi zasadami przygotowania danych do analiz przestrzennych (Johnson, 2016).

W literaturze dotyczącej interpolacji zanieczyszczeń wód podziemnych podkreśla się ponadto, że uzyskane powierzchnie interpolacyjne nie stanowią wiernego odwzorowania rzeczywistego pola stężeń, lecz są modelem interpretacyjnym zależnym od liczby punktów monitoringowych, ich rozmieszczenia oraz przyjętej metody interpolacji. Reed i in. (2004) wskazują, że celem interpolacji jest możliwie najdokładniejsze oszacowanie przestrzennego rozmieszczenia zanieczyszczeń przy ograniczonej liczbie danych, przy czym pola stężeń w wodach podziemnych charakteryzują się wysoką heterogenicznością, anizotropią oraz niestacjonarnością. Autorzy podkreślają tym samym, że wynik interpolacji należy traktować jako narzędzie wspomagające interpretację, a nie jako dokładną rekonstrukcję rzeczywistego rozkładu stężeń.

Do opracowania przestrzennego rozkładu stężeń zanieczyszczeń w wodach gruntowych oraz gruntach zastosowano metodę interpolacji Natural Neighbor (NN). Metoda ta należy do grupy interpolatorów deterministycznych i opiera się na triangulacji Voronoi (Thiessena), wykorzystując geometrię wzajemnego położenia punktów pomiarowych. Wartość interpolowana w dowolnym miejscu jest wyznaczana jako średnia ważona wartości punktów sąsiednich, przy czym wagi wynikają z powierzchni wspólnych nowo utworzonego wielokąta Voronoi z wielokątami otaczającymi punktów pomiarowych (Sibson, 1981). Zaletą metody Natural Neighbor jest zachowanie lokalnego charakteru zmienności analizowanego parametru. Interpolacja nie generuje wartości wykraczających poza zakres danych wejściowych (nie powoduje przeszacowań ani niedoszacowań względem wartości minimalnych i maksymalnych), dzięki czemu dobrze sprawdza się w opracowaniach środowiskowych, w których istotne

jest zachowanie rzeczywistego zakresu stężeń zanieczyszczeń (Watson, 1992; Burrough i McDonnell, 1998). W interpolacji przyjęto dla każdego punktu pomiarowego maksymalne oznaczone stężenie analizowanego zanieczyszczenia. Takie podejście pozwala na identyfikację potencjalnie najbardziej niekorzystnego wariantu przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń.

Zasadność stosowania metody Natural Neighbor dla danych geologicznych i środowiskowych opisuje Watson (1992), wskazując, że metoda jest szczególnie przydatna w przypadku nieregularnych sieci pomiarowych, gdy istotne jest zachowanie rzeczywistego zakresu obserwowanych wartości, bez nadmiernego wygładzania powierzchni interpolacyjnej.

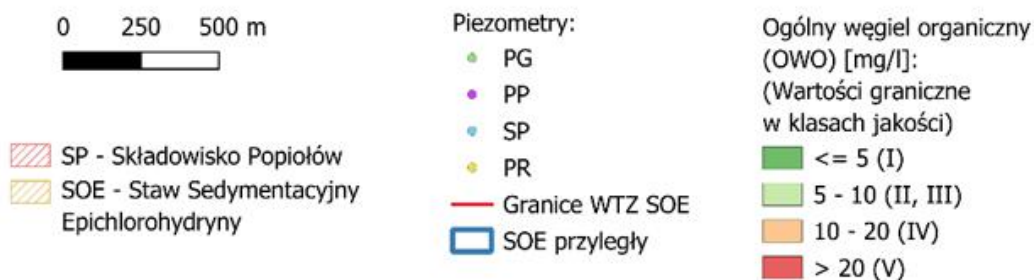
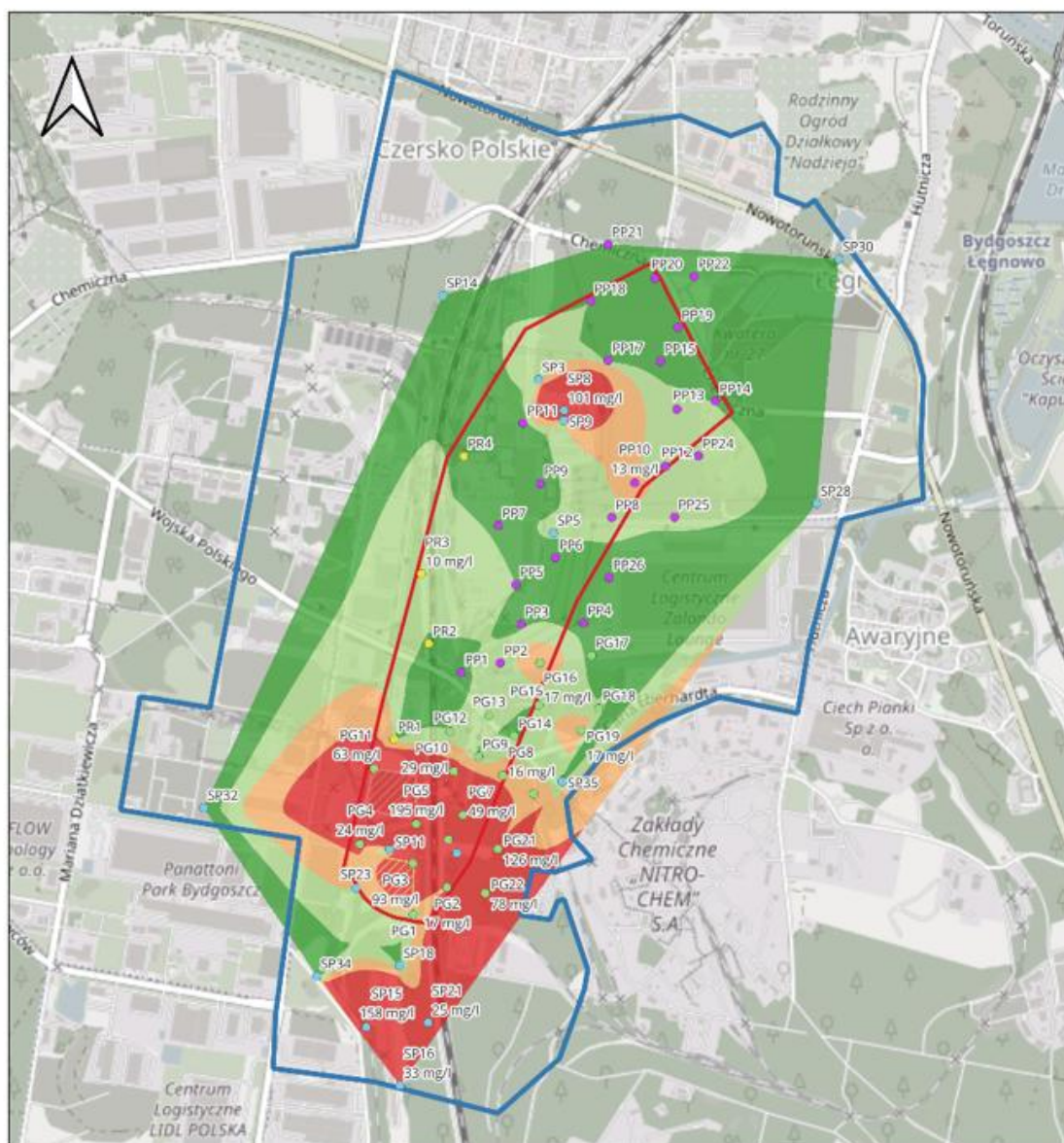
Należy podkreślić, że wyniki interpolacji stanowią jedynie matematyczne przybliżenie rzeczywistego rozkładu badanego parametru. Wiarygodność uzyskanych powierzchni zależy przede wszystkim od liczby, rozmieszczenia oraz reprezentatywności punktów pomiarowych (Burrough i McDonnell, 1998; Li i Heap, 2014). W praktyce nie istnieje uniwersalna minimalna liczba punktów zapewniająca poprawność interpolacji, jednak dla analiz środowiskowych zaleca się, aby sieć pomiarowa obejmowała co najmniej kilkanaście-kilkadziesiąt punktów oraz możliwie równomiernie pokrywała analizowany obszar. Szczególne znaczenie ma odpowiednie zagęszczenie punktów w rejonach spodziewanych wysokich gradientów zmian stężeń lub w pobliżu zidentyfikowanych źródeł zanieczyszczeń (Li i Heap, 2014). Niewystarczająca liczba punktów lub ich nierównomierne rozmieszczenie zwiększa niepewność interpolacji oraz ogranicza możliwość prawidłowego odwzorowania rzeczywistego przebiegu izolinii (Isaaks i Srivastava, 1989; Li i Heap, 2014). Metoda Natural Neighbor wykazuje również ograniczenia wynikające z lokalnego charakteru obliczeń. W przypadku występowania pojedynczych punktów o bardzo wysokich stężeniach, otoczonych niewielką liczbą punktów kontrolnych, mogą powstawać lokalne „piki” stężeń lub obszary podwyższonych wartości, których rzeczywisty zasięg nie jest dostatecznie potwierdzony danymi pomiarowymi. Analogicznie, przy dużych odległościach pomiędzy punktami pomiarowymi metoda może prowadzić do rozciągania stref podwyższonych stężeń na obszary, dla których brakuje bezpośrednich danych terenowych (Watson, 1992; Li i Heap, 2014). Zjawisko to występuje zwłaszcza na granicach analizowanego obszaru. W takich przypadkach uzyskane powierzchnie nie powinny być interpretowane jako dokładne odwzorowanie rzeczywistego zasięgu zanieczyszczenia, lecz jako najbardziej prawdopodobny obraz wynikający z dostępnego zbioru danych. Z tego względu celem map interpolacyjnych była przestrzenna identyfikacja „hot spotów”, tj. obszarów występowania podwyższonych stężeń zanieczyszczeń, wymagających szczególnej uwagi z punktu widzenia planowania działań remediacyjnych. Niezależnie opracowano odrębne mapy rozkładu zanieczyszczeń z uwzględnieniem poszczególnych poziomów wodonośnych, które zostały przedstawione w rozdziale dotyczącym oceny zmienności składu chemicznego wybranych składników dla WTZ SOE na poszczególnych poziomach wodonośnych.

Wyniki interpolacji nie stanowią samodzielnego dowodu na obecność lub brak zanieczyszczenia w określonym miejscu i powinny być analizowane łącznie z wynikami badań terenowych oraz wiedzą o funkcjonowaniu badanego środowiska (Burrough i McDonnell, 1998; Li i Heap, 2014). W szczególności granice stref zanieczyszczeń przedstawione na mapach należy traktować jako orientacyjne i obarczone niepewnością wynikającą z ograniczonej liczby obserwacji oraz charakteru zastosowanej metody interpolacyjnej (Isaaks i Srivastava, 1989).

Ogólny węgiel organiczny (OWO) należy do najważniejszych wskaźników określających stopień przekształcenia chemicznego wód podziemnych oraz potencjał migracji zanieczyszczeń organicznych. W przeciwieństwie do wielu związków występujących w postaci odrębnych substancji chemicznych, OWO stanowi mieszaninę naturalnych substancji humusowych, produktów biodegradacji materii organicznej oraz rozpuszczonych związków pochodzenia antropogenicznego. Jego transport w środowisku gruntowo-wodnym zachodzi przede wszystkim drogą adwekcji wraz z przepływem wód podziemnych oraz dyspersji hydrodynamicznej, natomiast tempo migracji zależy od właściwości ośrodka gruntowego, składu chemicznego wód oraz procesów sorpcji i biodegradacji. W ośrodkach piaszczystych, charakteryzujących się niewielką zawartością frakcji ilastej oraz materii organicznej, DOC wykazuje stosunkowo wysoką mobilność i może przemieszczać się na znaczne odległości zgodnie z kierunkiem przepływu wód podziemnych.

Podwyższone stężenia OWO w wodzie podziemnej należy interpretować jako wskaźnik obecności mieszaniny rozpuszczonych związków organicznych pochodzenia antropogenicznego. OWO nie identyfikuje konkretnych substancji, jednak odzwierciedla całkowity ładunek rozpuszczonej materii organicznej, obejmujący zarówno związki naturalne, jak i produkty przemysłowe oraz ich metabolity. W warunkach terenów przemysłowych wysoki wskaźnik OWO jest często związany z obecnością fenoli, anilin, chlorofenoli, związków humusowych powstających podczas degradacji odpadów, produktów biodegradacji chlorowanych rozpuszczalników oraz innych rozpuszczonych substancji organicznych. Rozpuszczony węgiel organiczny może ponadto zwiększać mobilność zanieczyszczeń hydrofobowych poprzez tworzenie kompleksów z substancjami humusowymi, ograniczając ich sorpcję na materiale gruntowym i ułatwiając transport wraz z wodami podziemnymi.

Analiza przestrzennego rozkładu ogólnego węgla organicznego (OWO) (Rys. 97) wskazuje na wyraźnie niejednorodny charakter zanieczyszczenia wód podziemnych oraz występowanie kilku odrębnych stref podwyższonych stężeń.



Rysunek 97 Rozkład przestrzenny stężeń OWO w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Najwyższe stężenia OWO (>20 mg/L; V klasa jakości) tworzą rozległe ognisko w południowej części badanego obszaru, obejmujące przede wszystkim rejon zlokalizowany na południowy wschód od Stawu Sedymentacyjnego Epichlorohydryny (SOE) oraz południową część obszaru przyległego do WTZ SOE.

Rozkład izolinii wskazuje, że główny kierunek rozprzestrzeniania zanieczyszczenia przebiega zgodnie z kierunkiem przepływu wód podziemnych - od południowej części kompleksu technologicznego ku

północnemu wschodowi. Charakterystyczny wydłużony kształt strefy podwyższonych stężeń świadczy o dominacji transportu adwekcyjnego, któremu towarzyszą procesy dyspersji hydrodynamicznej powodujące stopniowe rozmywanie frontu zanieczyszczenia.

Drugie lokalne ognisko podwyższonych stężeń zlokalizowane jest w rejonie piezometru SP8 (101 mg/L), natomiast w sąsiednich punktach SP9 i PP11 stężenia pozostają również podwyższone względem tła hydrogeochemicznego. Obszar ten ma jednak znacznie mniejszy zasięg przestrzenny i podwyższone wartości OWO w tym rejonie należy interpretować jako efekt współoddziaływania kilku historycznych źródeł zanieczyszczeń. Możliwe jest również przemieszczanie rozpuszczonej materii organicznej z innych części kompleksu przemysłowego wraz z przepływem wód podziemnych.

Pomiędzy obiema strefami występuje pas przejściowy obejmujący głównie piezometry PG14-PG20 oraz PP8-PP10, w którym stężenia OWO mieszczą się najczęściej w zakresie 10-20 mg/L (IV klasa jakości). Obszar ten stanowi prawdopodobnie strefę mieszania się wód zanieczyszczonych z wodami o niższym stopniu przekształcenia, gdzie obserwowane są procesy rozcieńczania, biodegradacji oraz sorpcji rozpuszczonej materii organicznej.

Najniższe stężenia OWO (<5 mg/L; I klasa jakości) dominują w północnej części badanego obszaru, obejmującej większość piezometrów PP zlokalizowanych poza bezpośrednim zasięgiem historycznych źródeł emisji. Świadczy to o stosunkowo niewielkim oddziaływaniu zanieczyszczeń organicznych na tę część pierwszego poziomu wodonośnego i potwierdza stopniowe wygaszanie plamy zanieczyszczeń wraz ze wzrostem odległości od głównych ognisk emisji.

Istotnym elementem interpretacji jest porównanie wyników uzyskanych w różnych grupach piezometrów. Najwyższe stężenia OWO występują przede wszystkim w piezometrach głębokich PG, natomiast piezometry PP charakteryzują się na ogół niskimi stężeniami OWO, a piezometry SP wykazują jedynie lokalne anomalie. Wskazuje to, że główna masa rozpuszczonej materii organicznej migruje w głębszej części pierwszego poziomu wodonośnego, co potwierdzają również wyniki poboru próbek na dwóch głębokościach w piezometrach PG, gdzie w większości przypadków wyższe stężenia odnotowano w głębszych strefach filtracji.

Jak podają Regan i in. (2017), migracja całkowitego węgla organicznego (TOC), którego dominującą frakcją w wodach podziemnych stanowi rozpuszczony węgiel organiczny (DOC), jest determinowana przede wszystkim przez warunki hydrogeologiczne oraz właściwości fizykochemiczne ośrodka gruntowo-wodnego. W naturalnych systemach hydrogeologicznych ponad 90% TOC występuje w postaci rozpuszczonej, dzięki czemu jego transport odbywa się głównie na drodze adwekcji wraz z przepływem wód podziemnych oraz dyspersji hydrodynamicznej. Pierwotnym źródłem TOC jest strefa aeracji, gdzie rozkład materii organicznej prowadzi do powstawania rozpuszczonych związków

organicznych ulegających wymywaniu przez infiltrujące wody opadowe. Jednocześnie strefa aeracji stanowi skuteczną barierę geochemiczną, w której nawet około 90% węgla organicznego może zostać zatrzymane wskutek sorpcji na cząstkach mineralnych, biodegradacji mikrobiologicznej, utleniania oraz współstrącania z metalami. W konsekwencji wraz ze wzrostem głębokości poziomu wodonośnego oraz miąższości nadkładu, stężenia TOC zazwyczaj ulegają zmniejszeniu. Odmierna sytuacja występuje jednak na terenach silnie przekształconych antropogenicznie, gdzie długotrwały dopływ odcieków przemysłowych lub składowiskowych prowadzi do powstania trwałych plam zanieczyszczeń organicznych. W takich warunkach stężenia TOC mogą osiągać wartości rzędu 300-400 mg/L i utrzymywać się na znacznych głębokościach wskutek wieloletniej infiltracji oraz transportu zgodnego z kierunkiem przepływu wód podziemnych. Dodatkowo rozpuszczony węgiel organiczny wpływa na mobilność innych zanieczyszczeń, stabilizując koloidy oraz tworząc kompleksy z metalami i związkami organicznymi, co może zwiększać ich transport w warstwie wodonośnej. Mechanizm ten ma szczególne znaczenie na terenach historycznej działalności przemysłowej, gdzie wysoki TOC stanowi nie tylko wskaźnik obecności rozpuszczonej materii organicznej, ale również czynnik sprzyjający migracji wielu substancji niebezpiecznych w środowisku gruntowo-wodnym.

W literaturze wskazuje się także, że stężenia rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) przekraczające około 4 mg C/L należy uznawać za podwyższone z punktu widzenia jakości wód podziemnych, ponieważ mogą świadczyć o dopływie materii organicznej pochodzenia antropogenicznego oraz wpływać na bezpieczeństwo ujmowanych wód (Regan i in., 2017).

AOX stanowi parametr sumaryczny obejmujący szeroką grupę trwałych chlorowanych związków organicznych, takich jak chlorobenzeny, chlorofenole, chlorowane rozpuszczalniki czy produkty ich przemian (Wu i in., 2023). W warunkach środowiska gruntowo-wodnego związki te cechują się znaczną trwałością, a ich migracja może utrzymywać się przez wiele dziesięcioleci po zakończeniu działalności przemysłowej. Dodatkowo procesy sorpcji na materii organicznej oraz dyfuzji do gruntów spoistych prowadzą do powstawania wtórnych źródeł zanieczyszczeń (secondary sources), z których następuje powolne uwalnianie substancji do wód podziemnych w wyniku zjawiska „back diffusion”. Studia przypadków terenów zdegradowanych wskazują, że związki halogenowane mogą pozostawać źródłem emisji przez wiele lat po zakończeniu działalności przemysłowej, a ich mobilizacja może następować w wyniku zmian hydrologicznych lub degradacji materiałów zdeponowanych w środowisku (Gunnarsdóttir, 2024).

Na terenach przemysłowych i poprzemysłowych AOX obejmuje przede wszystkim szeroką grupę syntetycznych związków chlorowcoorganicznych powstających jako produkty technologiczne, półprodukty syntez chemicznych lub produkty degradacji. Do najczęściej identyfikowanych grup należą:

chlorowane rozpuszczalniki alifatyczne, chlorofenole, chlorowane aromaty, polichlorowane bifenyle (PCB-Polychlorinated Biphenyls), chloroorganiczne pestycydy (OCP-Organochlorine Pesticides), polibromowane etery difenyłowe (PBDE- Polybrominated Diphenyl Ethers).

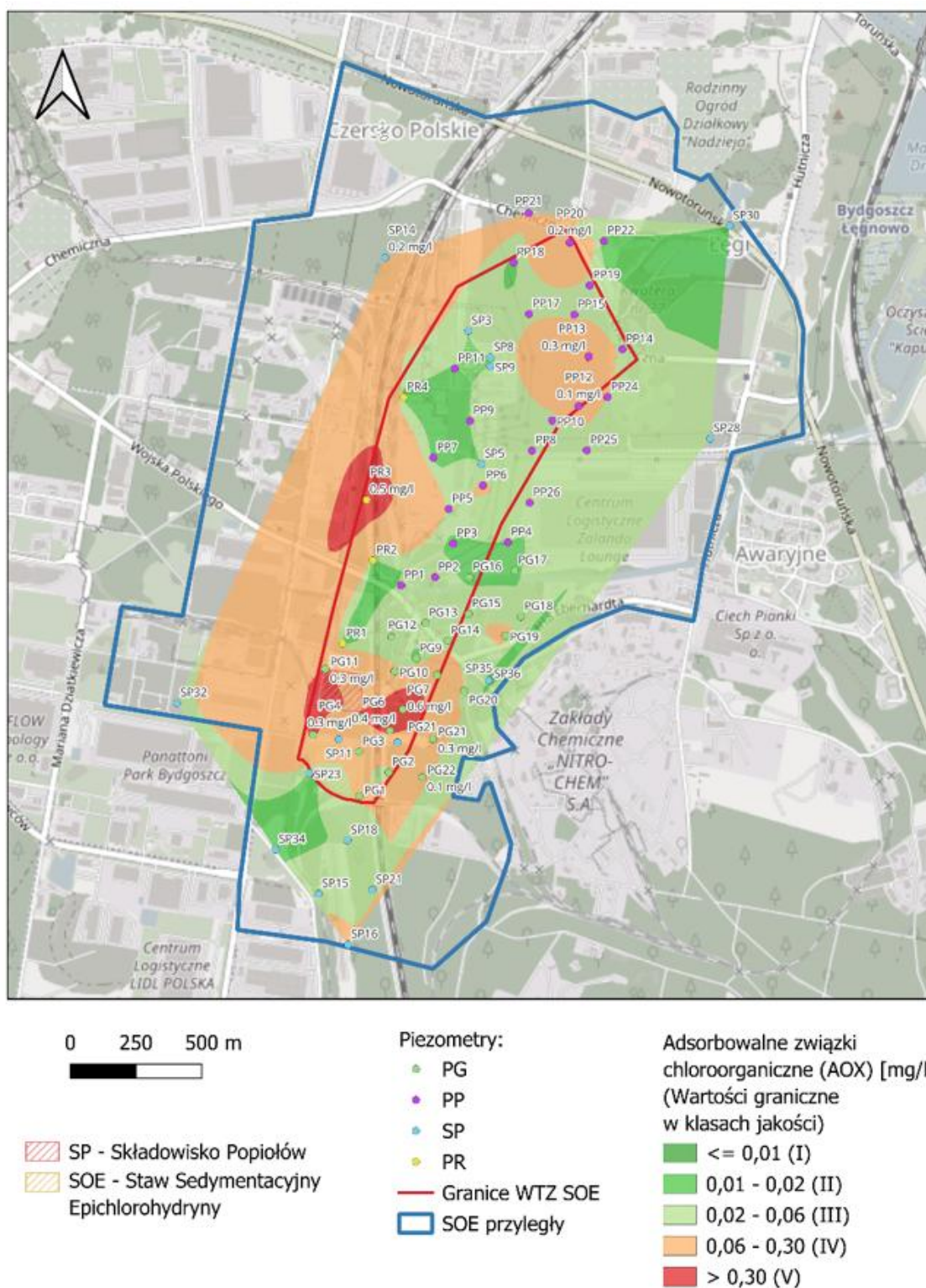
Badania przeprowadzone w typowym parku przemysłu chemicznego wykazały obecność licznych halogenowanych związków organicznych należących do frakcji AOX zarówno w ściekach technologicznych, jak i w środowisku wodnym odbiorników (Xu et al., 2022). Wskazuje się również, że znaczna część trwałych zanieczyszczeń organicznych (POP- Persistent Organic Pollutants) objętych regulacjami międzynarodowymi należy do grupy AOX.

W rejonie oddziaływania składowiska odpadów przemysłowych powiązanego z zakładami chemicznymi „Zachem” AOX był wskazywany jako jeden z głównych wskaźników zanieczyszczenia wód podziemnych (oznaczany jako suma), obok wysokich stężeń fenolu oraz obecności wybranych chloroorganicznych rozpuszczalników, co ilustruje typową sytuację obszarów „brownfields”: szeroki ładunek organiki i jednocześnie potrzeba selektywnej identyfikacji związków priorytetowych (Pierri i Czop, 2020).

Związki wchodzące w skład AOX są powszechnie uznawane za trwałe, odporne na degradację (refrakcyjne) oraz potencjalnie toksyczne dla ludzi i organizmów żywych. Głównym źródłem AOX są punktowe emisje przemysłowe, w szczególności związane z działalnością przemysłu celulozowo-papierniczego (ścieki z procesów bielenia masy celulozowej), przemysłu farmaceutycznego, chemii precyzyjnej, przemysłu farbiarskiego i produkcji barwników oraz, w mniejszym stopniu, przemysłu metalurgicznego. Istotnym źródłem emisji AOX są również oczyszczalnie ścieków, ponieważ konwencjonalne procesy oczyszczania charakteryzują się ograniczoną skutecznością usuwania tych związków, zazwyczaj nieprzekraczającą 50%. Dodatkowymi źródłami AOX są obszarowe spływy z terenów rolniczych zawierające chlorowane środki ochrony roślin, ścieki z hodowli zwierząt zawierające chlorowane antybiotyki stosowane jako dodatki paszowe oraz działalność morska związana ze stosowaniem środków przeciwpiorostowych i wyciekami ładunków w portach (Xie i in., 2018).

Dla parametru AOX nie określono uniwersalnej wartości granicznej odnoszącej się do bezpieczeństwa zdrowotnego wody przeznaczonej do spożycia, ponieważ jest to wskaźnik sumaryczny obejmujący tysiące związków o zróżnicowanej budowie chemicznej i toksyczności. Jednocześnie badania środowiskowe wskazują, że wysokie stężenia AOX mogą stanowić istotne zagrożenie dla środowiska oraz zdrowia ludzi. W silnie zanieczyszczonych akwenach stężenia AOX osiągały wartości od około 140 do 716 $\mu\text{g/L}$, natomiast w rzekach Polski odnotowywano zakres od 5,0 do 215,4 $\mu\text{g/L}$. Szacuje się ponadto, że ponad 99% związków tworzących parametr AOX pozostaje niezidentyfikowanych i nie jest objętych obowiązującymi regulacjami prawnymi, mimo iż wiele z nich może wykazywać właściwości genotoksyczne oraz toksyczne (Xie i in., 2018).

W kontekście WTZ SOE, na uwagę zasługuje częściowa zgodność rozkładu AOX z rozkładem OWO (TOC). Najwyższe stężenia obu parametrów występują przede wszystkim w południowej części badanego obszaru (Rys. 98), co sugeruje wspólne źródło zanieczyszczeń oraz możliwość zwiększonej mobilności części związków chloroorganicznych w obecności rozpuszczonej materii organicznej. Rozpuszczony węgiel organiczny może bowiem tworzyć kompleksy z hydrofobowymi związkami chloroorganicznymi, zwiększając ich pozorną rozpuszczalność oraz ułatwiając transport w warstwie wodonośnej.



Rysunek 98 Rozkład przestrzenny stężeń AOX w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Mimo że składowisko odpadów przy ul. Lisiej jest jednym z najistotniejszych historycznych ognisk zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego na terenie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”, jego wpływ nie znajduje jednoznacznego odzwierciedlenia w przestrzennym rozkładzie AOX.

Wynika to przede wszystkim z charakteru deponowanych odpadów, obejmujących głównie siarczyn sodu zanieczyszczony fenolem oraz smoły z produkcji TDA i TDI. Odpady te stanowią przede wszystkim źródło związków fenolowych i innych substancji organicznych, natomiast AOX jest wskaźnikiem sumarycznym obejmującym głównie trwałe halogenoorganiczne związki charakterystyczne dla procesów chlorochemicznych. Z tego względu najwyższe stężenia AOX koncentrują się w rejonie stawu sedymentacyjnego epichlorohydryny (SOE), który był bezpośrednio związany z produkcją i składowaniem odpadów zawierających chlorowane związki organiczne. Rozkład przestrzenny AOX wskazuje zatem, że obecnie głównym źródłem tego typu zanieczyszczeń pozostaje historyczna działalność chlorochemiczna, natomiast wpływ składowiska przy ul. Lisiej może być wyraźniej identyfikowany na podstawie innych wskaźników jakości wód, takich jak OWO, związki fenolowe.

Stwierdzone w piezometrze PR3 wysokie stężenia AOX na głębokościach 46 m i 73 m (0,44 mg/L i 0,48 mg/L) należy interpretować jako efekt migracji związków chloroorganicznych do głębszych poziomów wodonośnych. Interpretację tę potwierdza jednocześnie występowanie bardzo wysokiej mineralizacji wód podziemnych, wyrażonej przewodnością elektrolityczną właściwą na poziomie 13 240-13 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wysokimi stężeniami chlorków (5100-5600 mg/L), sodu (2660-2690 mg/L) oraz siarczanów (630-950 mg/L). Taki skład chemiczny wskazuje na obecność silnie przekształconych wód o charakterze przemysłowym lub odciekowym, które przedostały się do głębszej części systemu wodonośnego.

Najbardziej prawdopodobnym mechanizmem odpowiedzialnym za obserwowane zjawisko jest lokalne występowanie preferencyjnej drogi transportu pionowego, związanej z niejednorodnością budowy geologicznej, lokalnym zanikiem lub zmniejszoną ciągłością warstw słaboprzepuszczalnych, strefami rozluźnienia ośrodka gruntowego bądź przekształceniami antropogenicznymi podłoża. Gdyby proces ten miał charakter regionalny, podwyższone stężenia AOX byłyby obserwowane również w pozostałych głębokich piezometrach zlokalizowanych w tej części badanego obszaru, czego jednak nie stwierdzono.

Na uwagę zasługuje również współwystępowanie wysokich stężeń AOX z bardzo wysoką zawartością chlorków i sodu. Wskazuje to, że do głębokiego poziomu wodonośnego migrują nie tylko związki chloroorganiczne, lecz również wysoko zmineralizowane wody stanowiące element historycznej chmury zanieczyszczeń przemysłowych.

Chlorobenzeny (CBs) przedostają się do środowiska gruntowo-wodnego przede wszystkim w wyniku działalności przemysłowej oraz niewłaściwego gospodarowania odpadami. Do głównych źródeł ich emisji zalicza się przemysł chemiczny, farbiarski, farmaceutyczny, włókienniczy, skórzany i elektroniczny, gdzie związki te wykorzystywane są jako rozpuszczalniki organiczne oraz półprodukty do syntezy innych substancji chemicznych (Feng i in., 2023). Dodatkowym źródłem chlorobenzenów są procesy niepełnego spalania odpadów przemysłowych i medycznych, w wyniku których związki te mogą być emitowane do

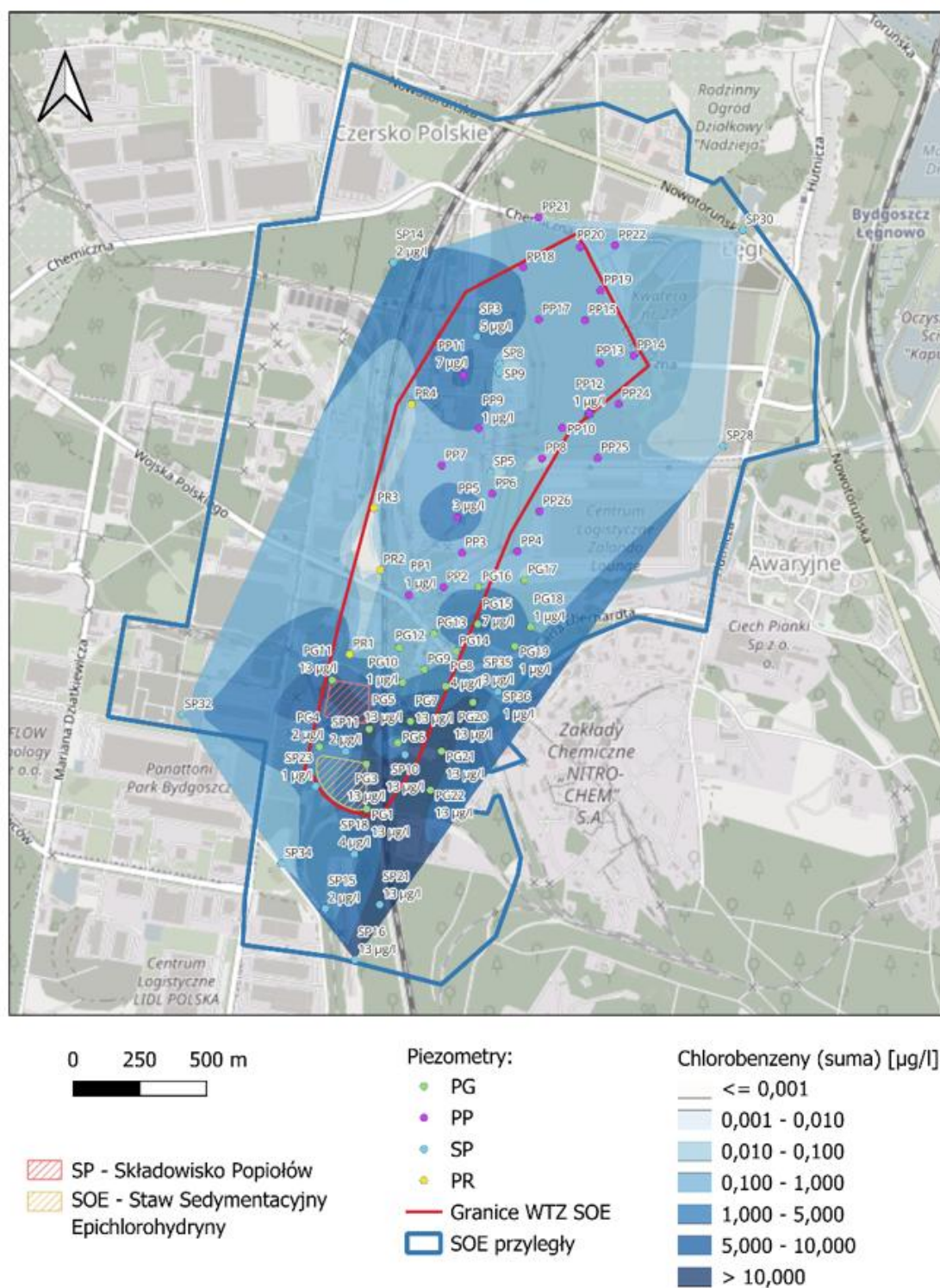
atmosfery, a następnie deponowane w glebach i wodach podziemnych. Istotne znaczenie mają również historyczne emisje związane z niewłaściwym magazynowaniem, transportem i składowaniem substancji chloroorganicznych, prowadzące do długotrwałego zanieczyszczenia środowiska.

Migracja chlorobenzenów w środowisku gruntowo-wodnym jest procesem złożonym i w dużym stopniu uzależnionym od budowy geologicznej oraz właściwości hydrogeologicznych ośrodka. Heterogeniczność warstw wodonośnych powoduje nierównomierne przemieszczanie się zanieczyszczeń i powstawanie lokalnych stref akumulacji. Transport chlorobenzenów zachodzi z udziałem szeregu procesów fizykochemicznych, obejmujących ulatnianie, adsorpcję na materii organicznej i składnikach mineralnych gruntu, dyfuzję oraz reakcje utleniania i redukcji (Feng i in., 2023). Kluczową rolę w transformacji chlorobenzenów odgrywają procesy mikrobiologiczne, w tym kometabolizm, natomiast w warunkach beztlenowych dominującym mechanizmem ich rozkładu jest redukcyjne odchlorowanie prowadzone przez wyspecjalizowane mikroorganizmy, m.in. z rodzaju *Dehalobacter*. Chlorobenzeny często współwystępują z innymi trwałymi zanieczyszczeniami organicznymi, takimi jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) oraz polichlorowane bifenyle (PCB), co dodatkowo komplikuje procesy ich migracji oraz ocenę oddziaływania na środowisko.

Chlorobenzeny należą do grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych o wysokim znaczeniu środowiskowym i zdrowotnym (Feng i in., 2023). Związki te wykazują właściwości toksyczne, mutagenne, rakotwórcze oraz teratogenne, a ich zdolność do bioakumulacji i długotrwałego utrzymywania się w środowisku powoduje, że stanowią istotne zagrożenie dla ekosystemów oraz zdrowia człowieka (Igbinosa i in., 2013).

Jednocześnie toksyczność oraz hydrofobowość chlorobenzenów zwiększają się wraz ze wzrostem liczby atomów chloru w cząsteczce (Zhang i in., 2012). Ze względu na swoje właściwości chlorobenzeny zostały zakwalifikowane przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (USEPA) do grupy priorytetowych zanieczyszczeń organicznych, wymagających systematycznego monitorowania (Feng i in., 2023).

Analiza przestrzennego rozkładu chlorobenzenów (Rys. 99) w wodach podziemnych wskazuje, że najwyższe stężenia koncentrują się w południowej części WTZ SOE, w bezpośrednim sąsiedztwie stawu sedymentacyjnego epichlorohydryny (SOE).



Rysunek 99 Rozkład przestrzenny chlorobenzenów w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

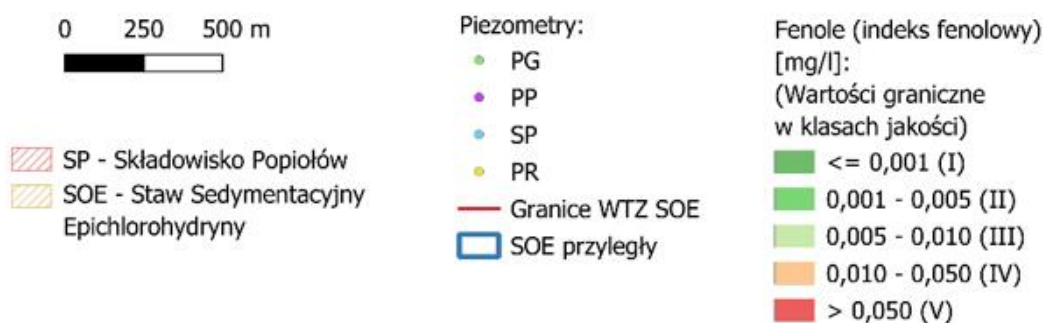
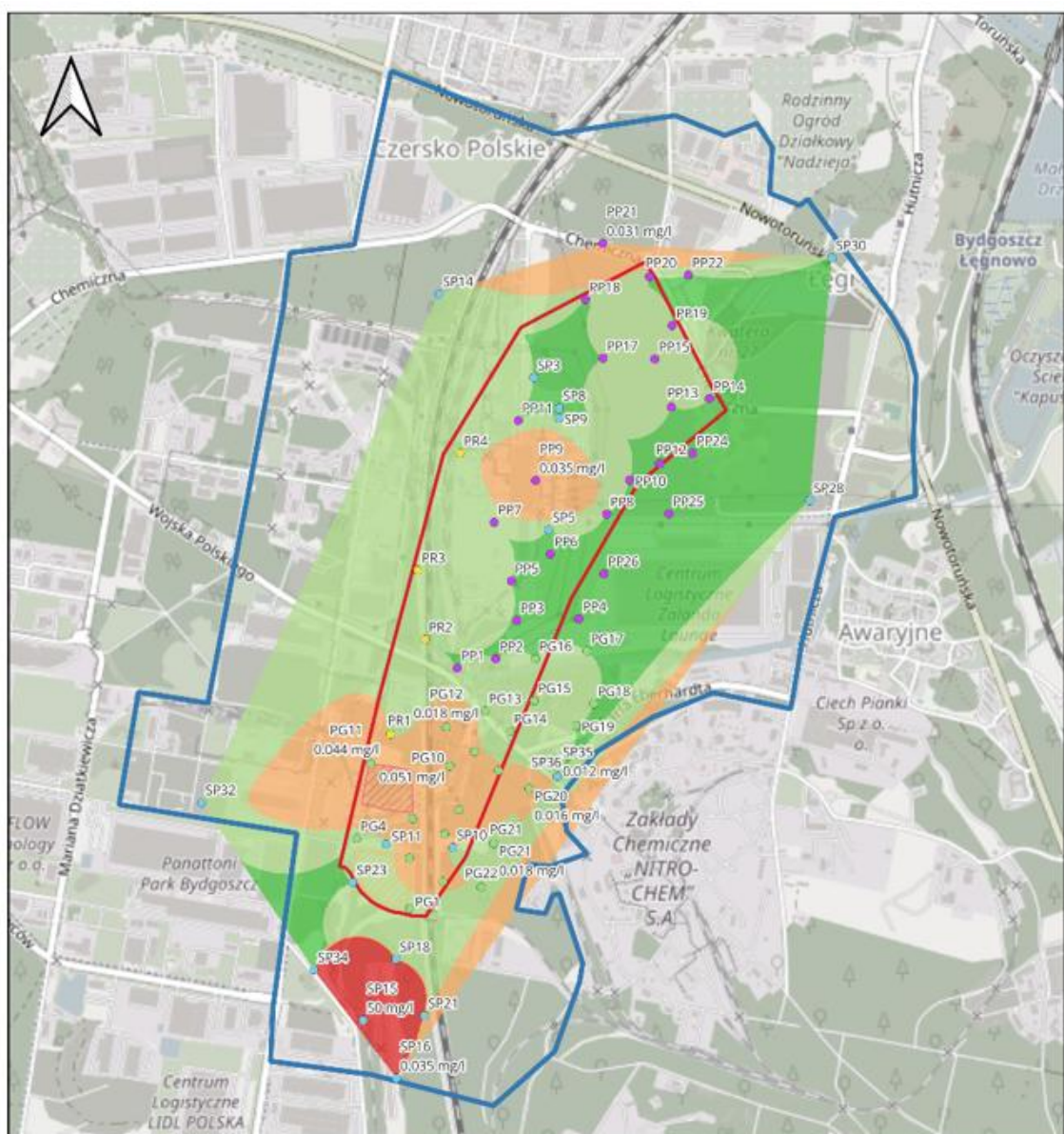
Rozkład stężeń wykazuje zgodność z rozpoznaniem w badaniach znacznikowych kierunkiem przepływu wód podziemnych, przebiegającym z południa w kierunku północno-wschodnim. Wzdłuż tego kierunku obserwuje się stopniowe obniżanie stężeń chlorobenzenów, co świadczy o postępującym rozcieńczaniu chmury zanieczyszczeń oraz zachodzących podczas transportu procesach dyspersji hydrodynamicznej,

sorpcji na składnikach mineralnych i materii organicznej oraz częściowej biodegradacji. Jednocześnie utrzymywanie się wykrywalnych stężeń chlorobenzenów w znacznej odległości od strefy źródłowej potwierdza ich stosunkowo wysoką trwałość środowiskową oraz zdolność do długodystansowej migracji.

W północnej części badanego obszaru, chlorobenzeny występują jedynie sporadycznie, najczęściej w stężeniach niskich lub poniżej granicy oznaczalności. Pojedyncze podwyższone wartości obserwowane poza bezpośrednim sąsiedztwem SOE należy wiązać przede wszystkim z przemieszczaniem się historycznej chmury zanieczyszczeń wzdłuż preferencyjnych dróg przepływu wód podziemnych oraz z nakładaniem się oddziaływania innych historycznych ognisk zanieczyszczeń funkcjonujących na terenie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”. Rozkład przestrzenny nie wskazuje jednak na istnienie nowych, niezależnych centrów emisji chlorobenzenów.

Pomiędzy stawem sedymentacyjnym epichlorohydryny (SOE) a składowiskiem popiołów (SP) nie obserwuje się ciągłej strefy podwyższonych stężeń chlorobenzenów. Wskazuje to, że pomimo sąsiedztwa obu obiektów, dominującym źródłem tych związków pozostaje staw sedymentacyjny epichlorohydryny, natomiast udział składowiska popiołów w kształtowaniu obecnego obrazu zanieczyszczenia wód podziemnych chlorobenzenami jest niewielki lub nieistotny.

Analiza rozkładu przestrzennego indeksu fenolowego (Rys. 100) wskazuje na wyraźnie lokalny charakter zanieczyszczenia, związany przede wszystkim z historycznymi ogniskami składowania odpadów zawierających związki fenolowe. W większości analizowanego obszaru stężenia odpowiadają I-II klasie jakości wód podziemnych, natomiast podwyższone wartości koncentrują się w południowej części WTZ SOE oraz lokalnie w centralnej i północnej części badanego terenu. Największe stężenie fenoli (133,5 mg/l) odnotowano w piezometrze SP15 w rejonie składowiska przy ul. Lisiej, na którym deponowano odpady zawierające siarczyn sodu silnie zanieczyszczony fenolem oraz smoły pochodzące z produkcji TDI. Wyniki te wskazują, że obiekt ten pozostaje jednym z najważniejszych historycznych źródeł fenoli w środowisku gruntowo-wodnym.



Rysunek 100 Rozkład przestrzenny fenoli (indeks fenolowy) w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Poza strefą południową obserwuje się jedynie lokalne podwyższenia stężeń odpowiadające IV klasie jakości, m.in. w rejonie piezometrów PP9 (0,035 mg/L) oraz PP21 (0,031 mg/L). Brak ciągłego pasa

podwyższonych wartości pomiędzy tymi punktami wskazuje, że mają one charakter lokalnych anomalii hydrogeochemicznych, związanych z przemieszczaniem się historycznych chmur zanieczyszczeń.

W rejonie stawu sedymentacyjnego epichlorohydryny (SOE) nie obserwuje się równie wysokich stężeń fenoli jak w przypadku AOX czy chlorobenzenów. Oznacza to, że obecny obraz zanieczyszczenia fenolami jest w większym stopniu związany z historycznym składowiskiem przy ul. Lisiej niż z samym stawem epichlorohydryny.

Fenole to związki organiczne posiadające pierścień aromatyczny z jedną lub wieloma grupami hydroksylowymi (-OH). Obecność grup hydroksylowych warunkuje ich dobrą rozpuszczalność w wodzie, dzięki czemu związki te łatwo przemieszczają się zarówno w wodach powierzchniowych, jak i podziemnych. W konsekwencji mogą być transportowane na znaczne odległości. Fenole charakteryzują się niskim indeksem biodegradowalności, co oznacza, że ulegają stosunkowo powolnemu rozkładowi biologicznemu. W rezultacie wykazują zdolność do bioakumulacji, która może ulegać amplifikacji w łańcuchu pokarmowym (Otitoju i in., 2022).

Występowanie fenoli w środowisku wodnym wykazuje również zmienność sezonową. W okresach intensywnych opadów obserwuje się wzrost ich stężeń, co jest związane z wymywaniem tych związków oraz z ich transportem wraz ze spływem powierzchniowym do cieków lub infiltracją do wód podziemnych.

Pomimo dobrej rozpuszczalności w wodzie fenole wykazują również właściwości hydrofobowe oraz zdolność do tworzenia wolnych rodników. Cechy te, w połączeniu ze złożonością matryc środowiskowych, zwiększają ich toksyczność wobec organizmów wodnych, takich jak glony, rozwielitki (*Daphnia*) oraz ryby.

W środowisku glebowym niektóre podstawione związki fenolowe mogą ulegać transformacjom mikrobiologicznym do prostszych form fenolu. Z kolei podczas procesów uzdatniania wody chlorowanie wód zawierających fenole lub określone kwasy aromatyczne może prowadzić do powstawania toksycznych produktów ubocznych, takich jak 2,4,6-trichlorofenol (2,4,6-TCP).

Obecność fenoli wpływa również na jakość wody przeznaczonej do spożycia. Nawet w przypadku braku bezpośredniej toksyczności niektórych form ich obecność może powodować pogorszenie walorów organoleptycznych poprzez nadawanie wodzie nieprzyjemnego smaku i zapachu.

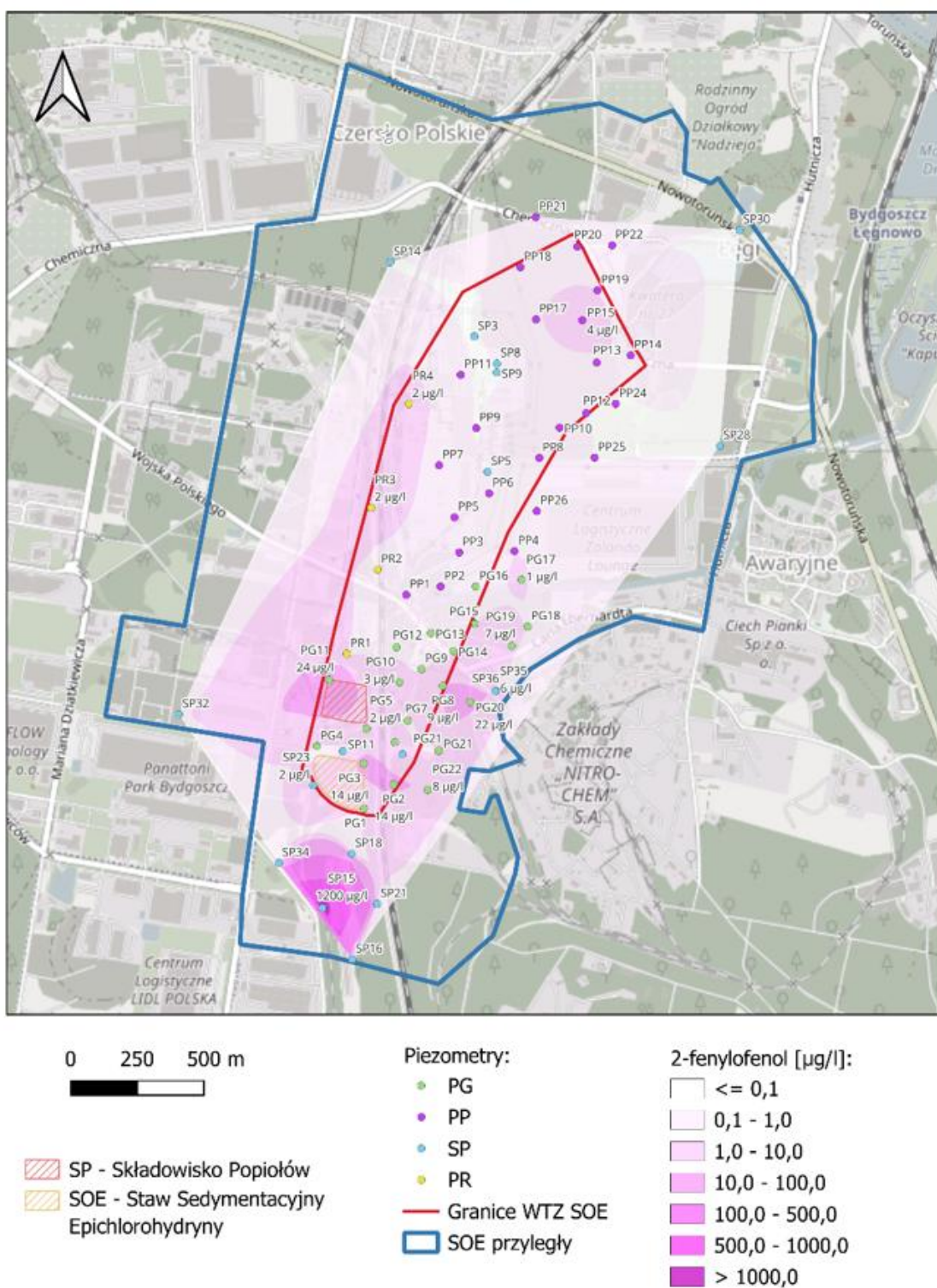
2-Fenylofenol (bifenyl-2-ol) jest substancją czynną stosowaną przede wszystkim jako fungicyd oraz środek dezynfekujący. Jego głównymi źródłami w środowisku są zastosowania rolnicze, zwłaszcza ochrona owoców po zbiorach (post-harvest). Związek ten wykorzystywany jest również jako ogólny środek dezynfekujący oraz jako składnik produktów biobójczych. Obecność 2-fenylofenolu w środowisku

wodnym może być także związana z dopływem ścieków komunalnych, czego potwierdzeniem jest jego wykrywanie w większości próbek ścieków z oczyszczalni miejskich w Niemczech, gdzie stężenia osiągały do 2,6 µg/l (EFSA, 2008).

W środowisku wodnym 2-fenylofenol charakteryzuje się dobrą rozpuszczalnością (około 530–560 mg/l przy pH 7 i temperaturze 20°C), która wzrasta wraz ze wzrostem pH (EFSA, 2008). Związek jest stabilny względem hydrolizy w typowym zakresie pH (4, 7 i 9), natomiast stosunkowo szybko ulega fotolizie pod wpływem promieniowania słonecznego. Czas połowicznego rozpadu (DT50) w procesie fotolizy wynosi od 1,7 do 2,6 dnia, a głównym produktem transformacji jest związek diketohydroksylowy. Jednocześnie 2-fenylofenol uznawany jest za substancję łatwo biodegradowalną, a skuteczność jego usuwania w oczyszczalniach ścieków przekracza 98-99%. Pomimo stosunkowo szybkiej degradacji wykazuje on wysoką toksyczność wobec organizmów wodnych i został sklasyfikowany jako substancja bardzo toksyczna dla organizmów wodnych (R50) (EFSA, 2008).

W przypadku emisji do środowiska wodnego ponad 98% 2-fenylofenolu pozostaje w wodzie natomiast jedynie około 1,6% ulega związaniu z osadami dennymi, co wskazuje na dominujący transport tego związku w fazie wodnej (Australian Government, 2022). W celu ochrony zdrowia ludzi oraz ekosystemów określono szereg wartości referencyjnych. Dopuszczalne dzienne spożycie (ADI) dla ludzi ustalono na poziomie 0,4 mg/kg masy ciała na dobę. W odniesieniu do środowiska wodnego przewidywane stężenie niepowodujące efektów (PNEC) dla wód powierzchniowych (rzecznych), przyjęte w celu ochrony organizmów wodnych, wynosi 0,4 µg/L (0,0004 mg/L) (Australian Government, 2022). W badaniach monitoringowych prowadzonych w rzekach Niemiec stężenia 2-fenylofenolu w wodach powierzchniowych osiągały wartości do 0,25 µg/l (EFSA, 2008).

Przestrzenny rozkład 2-fenylofenolu (Rys. 101) wskazuje na występowanie strefy źródłowej zanieczyszczenia znajdującej się w południowej części badanego obszaru, w bezpośrednim sąsiedztwie historycznych obiektów związanych z produkcją epichlorohydryny oraz składowisk odpadów przemysłowych. Najwyższe stężenie odnotowano w piezometrze SP15 (1200 µg/l), położonym w rejonie składowiska odpadów przy ul. Lisiej. Tak wysoka koncentracja stanowi wyraźną anomalię hydrogeochemiczną i wskazuje na bezpośredni kontakt warstwy wodonośnej z historycznym źródłem zanieczyszczeń zawierających związki fenolowe.



Rysunek 101 Rozkład przestrzenny 2-fenylofenolu w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

W północnej części badanego obszaru, 2-fenylofenol występuje jedynie lokalnie, osiągając wartości około 2-4 $\mu\text{g/l}$. Rozkład przestrzenny jest zgodny z kierunkiem przepływu wód podziemnych określonym w metodach znacznikowych, i wskazuje na migrację historycznej chmury zanieczyszczeń z południa ku

północy i północnemu wschodowi. Znaczący spadek stężeń wraz z odległością od strefy źródłowej świadczy o stosunkowo ograniczonej trwałości środowiskowej 2-fenylofenolu.

Charakter rozkładu sugeruje, że głównym źródłem 2-fenylofenolu pozostają historyczne odpady zdeponowane na składowisku przy ul. Lisiej oraz strefy produkcyjne dawnego Zachemu, gdzie stosowano związki fenolowe. Wysokie stężenie w piezometrze SP15, położonym bezpośrednio w rejonie składowiska przy ul. Lisiej, bardzo dobrze koresponduje z historią tego obiektu, na którym deponowano odpady zawierające fenol oraz smoły pochodzące z produkcji toluenodiaminy (TDA) i toluenodiiizocyanianu (TDI) (Czop i Pietrucin, 2016).

2-fenylofenol wykazuje stosunkowo wysoką podatność na biodegradację, dzięki czemu jego stężenia maleją wraz z odległością od źródła. W środowisku wód podziemnych praktycznie nie zachodzi fotoliza, dlatego podstawowym mechanizmem naturalnej eliminacji pozostaje aktywność mikroorganizmów.

Pomimo dobrej biodegradowalności 2-fenylofenol jest substancją bardzo toksyczną dla organizmów wodnych. Jego obecność w wodach podziemnych należy traktować jako wskaźnik oddziaływania historycznych odpadów przemysłowych oraz zachodzących procesów wymywania zanieczyszczeń fenolowych. Szczególnie wysokie stężenia obserwowane w południowej części obszaru świadczą o tym, że proces naturalnego samooczyszczania nie jest wystarczający do całkowitego ograniczenia emisji ze strefy źródłowej.

Z punktu widzenia remediacji wyniki wskazują, że działania powinny koncentrować się przede wszystkim na eliminacji lub izolacji historycznych źródeł emisji, zwłaszcza składowiska przy ul. Lisiej oraz stawu sedymentacyjnego epichlorohydryny. Ograniczenie infiltracji poprzez wykonanie szczelnego przykrycia rekultywacyjnego oraz zmniejszenie dopływu wód opadowych do odpadów powinno prowadzić do stopniowego zmniejszania dopływu 2-fenylofenolu do warstwy wodonośnej.

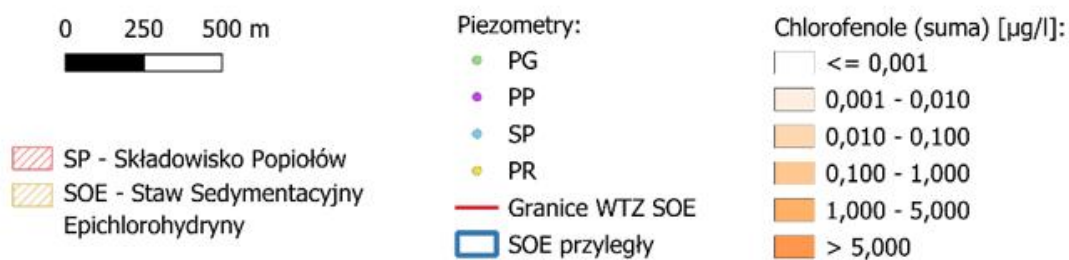
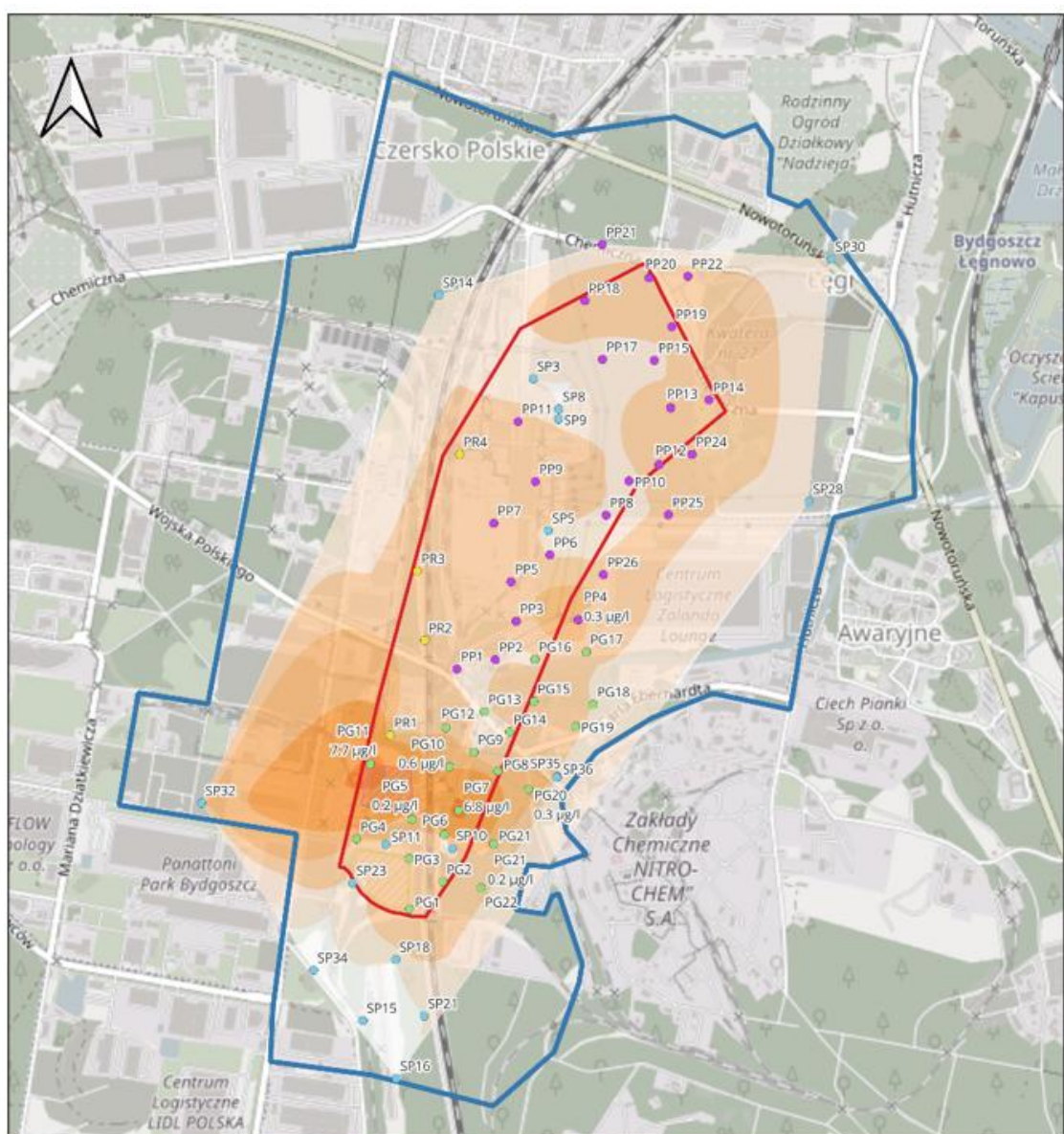
Chlorofenole stanowią grupę syntetycznych związków organicznych, które ze względu na wysoką toksyczność, trwałość środowiskową oraz zdolność do bioakumulacji są uznawane za istotne zanieczyszczenia środowiska oraz zagrożenie dla zdrowia ludzi. Do środowiska przedostają się przede wszystkim w wyniku działalności antropogenicznej. Są produkowane na dużą skalę poprzez chlorowanie fenolu lub hydrolizę chlorobenzenów, stanowią produkty pośrednie podczas syntezy kwasu 2,3-dichlorofenoksyoctowego oraz powstają w procesie bielenia miazgi drzewnej. W rolnictwie wykorzystywane są jako fungicydy, pestycydy oraz środki do impregnacji drewna i skóry, a ponadto powstają jako metabolity biodegradacji herbicydów, takich jak 2,4-D i 2,4,5-T. Chlorofenole mogą również powstawać jako produkty uboczne dezynfekcji wody chlorem, spalania odpadów komunalnych, pirolizy węgla oraz procesów koksowniczych (Czaplicka, 2004). Oprócz źródeł antropogenicznych występują także źródła naturalne, związane z powstawaniem chlorofenoli (np. 2,4,6-trichlorofenolu) w

wyniku chlorowania kwasów huminowych w glebach i wodach z udziałem chloroperoksydaz wytwarzanych przez grzyby glebowe.

W środowisku wodnym występują w postaci zdysocjowanej, niezdisocjowanej lub zaadsorbowanej na zawiesinie, wykazując jednocześnie tendencję do akumulacji w osadach dennych (Czaplicka, 2004). Stopień sorpcji uzależniony jest od pH, zawartości materii organicznej oraz liczby atomów chloru w cząsteczce, przy czym rozpuszczalność maleje wraz ze wzrostem stopnia chlorowania. W środowisku glebowym transport chlorofenoli zależy od przepuszczalności gruntu, odczynu gleby oraz wielkości opadów, natomiast formy zdysocjowane są bardziej podatne na wymywanie do wód podziemnych, szczególnie w utworach piaszczystych. W atmosferze związki te występują jako składniki emisji przemysłowych i procesów spalania, skąd są usuwane wraz z opadami atmosferycznymi i trafiają do gleb oraz wód. Chlorofenole wykazują również zdolność do bioakumulacji w organizmach wodnych, takich jak ryby, glony i małże, przy czym najwyższe współczynniki bioakumulacji obserwuje się dla pentachlorofenolu (PCP).

Wiele chlorofenoli, w tym PCP, 2,4-dichlorofenol, 2,4,5-trichlorofenol, 2,4,6-trichlorofenol oraz 2,3,4,6-tetrachlorofenol, zostało sklasyfikowanych przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem (IARC) jako możliwe czynniki rakotwórcze dla ludzi (grupa 2B) (Czaplicka, 2004). Badania eksperymentalne wykazały ponadto zwiększoną częstość występowania nowotworów, w tym międzybłoniaka i raka nosa, po ekspozycji na PCP i 2,4,6-trichlorofenol, a także podwyższone ryzyko występowania aberracji chromosomowych. W celu ochrony zdrowia ludzi Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) oraz agencje regulacyjne, w tym US EPA, określiły maksymalne dopuszczalne stężenia wybranych chlorofenoli w wodzie pitnej: 300 µg/l dla 2,4,6-trichlorofenolu, 40 µg/l dla 2,4-dichlorofenolu, 10 µg/l dla 2-chlorofenolu oraz 9 µg/l dla pentachlorofenolu. Związki te, w tym również 4-chloro-3-metylofenol, zostały uznane przez US EPA za priorytetowe zanieczyszczenia środowiska wodnego.

Przestrzenny rozkład chlorofenoli (Rys. 102) wskazuje na lokalne, punktowe ogniska zanieczyszczenia. Ich występowanie w wybranych piezometrach należy traktować jako potwierdzenie lokalnych stref, w których zachowały się lub nadal są uwalniane bardziej specyficzne związki fenolowo-chlorowane.



Rysunek 102 Rozkład przestrzenny chlorofenoli w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Wieloletnia eksploatacja instalacji oraz składowanie odpadów zawierających fenole i związki chloroorganiczne stworzyły wtórne źródło zanieczyszczeń, z którego chlorofenole są stopniowo uwalniane do warstwy wodonośnej. Ich współwystępowanie z AOX, chlorobenzenami, aniliną oraz 2-fenylfenolem potwierdza wspólne pochodzenie z historycznych procesów technologicznych prowadzonych na terenie Zachemu.

Z punktu widzenia oceny ryzyka środowiskowego chlorofenole mają istotne znaczenie ze względu na wysoką toksyczność, trwałość oraz potencjał bioakumulacji. Stosunkowo ograniczony zasięg przestrzenny sugeruje, że procesy naturalnego tłumienia migracji, obejmujące sorpcję oraz biodegradację, skutecznie ograniczają rozprzestrzenianie się chlorofenoli.

Anilina jest związkiem, którego obecność w środowisku gruntowo-wodnym związana jest przede wszystkim z działalnością przemysłową oraz procesami rozkładu niektórych pestycydów. Zgodnie z danymi literaturowymi (Kosson i Byrne, 1995) głównym źródłem zanieczyszczenia są historyczne i współczesne wycieki z zakładów chemicznych oraz awarie przemysłowe prowadzące do bezpośredniego przedostawania się aniliny do gruntu i wód podziemnych. Dodatkowo związek ten może powstawać jako produkt biodegradacji pestycydów, m.in. herbicydu propanil, w wyniku mikrobiologicznego rozrywania wiązań amidowych.

Transport aniliny w środowisku gruntowo-wodnym jest w znacznym stopniu kontrolowany przez procesy sorpcji zachodzące w dwóch etapach. Początkowo dominuje szybka wymiana jonowa, podczas której protonowana cząsteczka aniliny zachowuje się jak kation organiczny i wiąże się z ujemnie naładowanymi powierzchniami minerałów ilastych oraz materii organicznej. Intensywność tego procesu jest silnie uzależniona od odczynu środowiska - największą sorpcję obserwuje się w warunkach lekko kwaśnych, natomiast zarówno bardzo niskie, jak i wysokie wartości pH powodują jej ograniczenie. W kolejnym etapie zachodzi powolne tworzenie trwałych wiązań kowalencyjnych z materią organiczną gleby, przede wszystkim z grupami chinonowymi, co prowadzi do powstawania frakcji silnie związanej, praktycznie niemożliwej do usunięcia poprzez wymywanie wodą lub ekstrakcję rozpuszczalnikami (Kosson i Byrne, 1995).

Migracja aniliny do wód podziemnych zachodzi przede wszystkim poprzez wymywanie frakcji niezwiązanej trwale z fazą stałą. Istotnym mechanizmem wtórnego zanieczyszczenia jest również aktywność mikroorganizmów beztlenowych, w szczególności bakterii metanogennych i denitryfikacyjnych, które mogą powodować uwalnianie wcześniej związanej kowalencyjnie aniliny z fazy stałej do roztworu wodnego. W badaniach (Kosson i Byrne, 1995) wykazano ponadto dodatnią korelację pomiędzy stężeniem aniliny w wodach podziemnych a intensywnością przepływu wód, co wskazuje, że

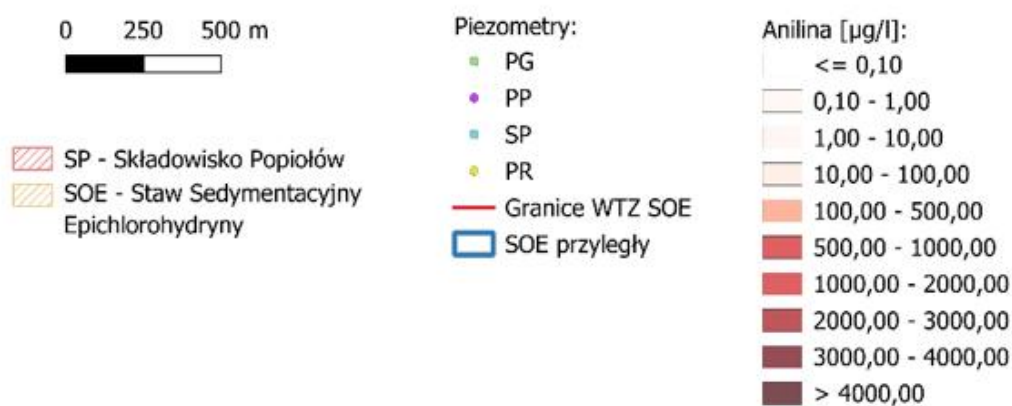
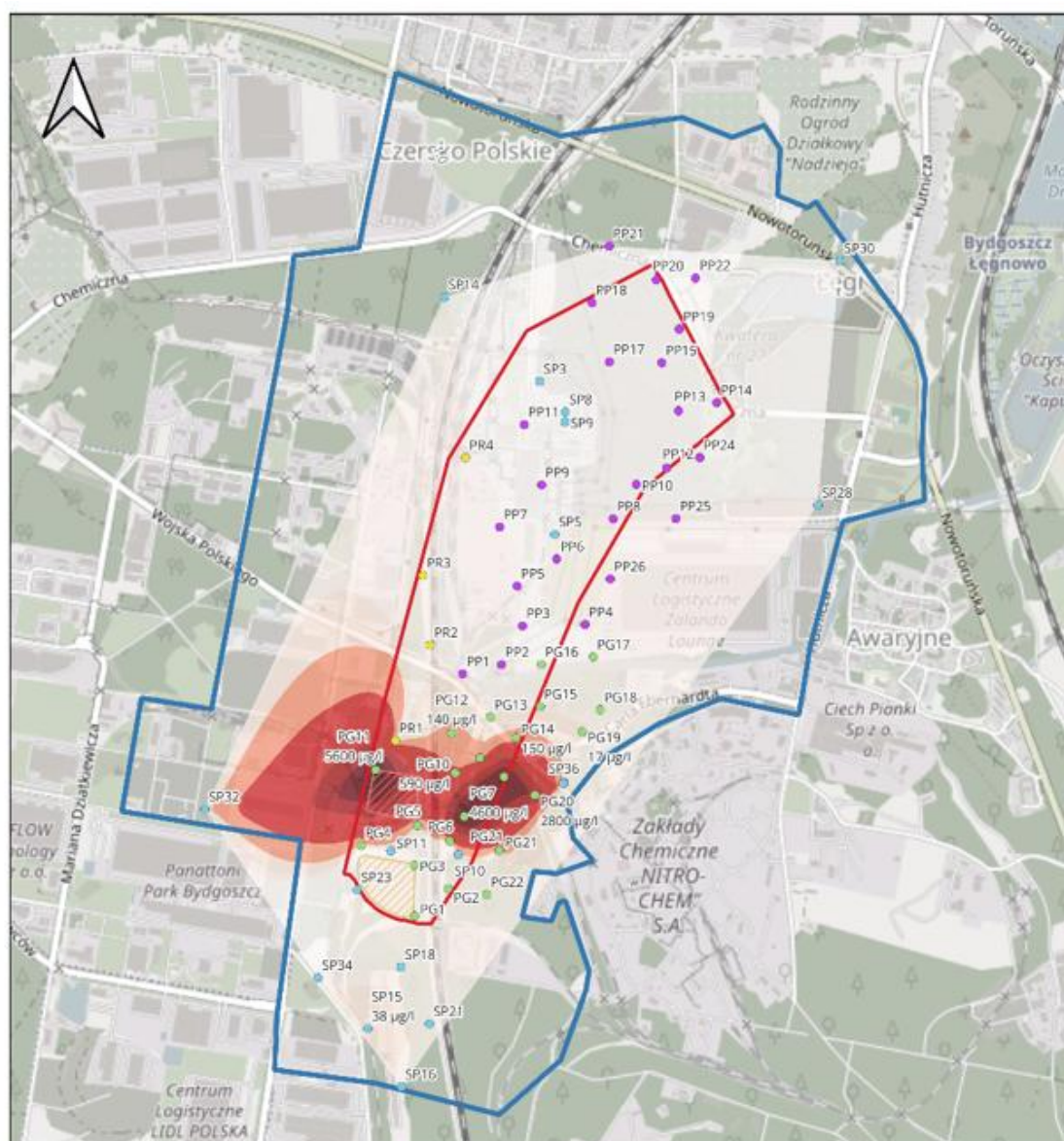
podczas okresów podwyższonych stanów wód dochodzi do zwiększonego uwalniania związku z mikroporów glebowych.

Z punktu widzenia trwałości środowiskowej istotne jest, że wolna anilina obecna w roztworze wodnym ulega stosunkowo łatwej biodegradacji w warunkach tlenowych. Odmienne zachowuje się jednak frakcja związana z cząstkami gruntu, która wykazuje znaczną odporność na rozkład biologiczny i może stanowić długotrwałe wtórne źródło zanieczyszczenia wód podziemnych (Kosson i Byrne, 1995).

Jak podaje, Zakari i in. (2019), w warunkach hydrogeologicznych istotnym czynnikiem determinującym migrację aniliny jest rodzaj ośrodka gruntowego oraz odczyn środowiska. Badania wykazały, że w osadach piaszczystych anilina przemieszcza się z prędkością odpowiadającą około 47–67% prędkości przepływu wód podziemnych, a jej transport jest około trzykrotnie szybszy niż obserwowany dla nitrobenzenu. Mobilność aniliny wzrasta również wraz ze wzrostem pH roztworu. W zakresie pH 5,0–8,5, czyli powyżej wartości pK_a wynoszącej około 4,6, związek występuje głównie w formie niezdysocjowanej (zasadowej). Jednocześnie wzrost pH powoduje zwiększenie ujemnego ładunku powierzchni minerałów gruntowych, co osłabia oddziaływania sorpcyjne pomiędzy aniliną a fazą stałą i sprzyja jej przemieszczaniu wraz z przepływem wód podziemnych. W konsekwencji w piaszczystych, dobrze przepuszczalnych utworach oraz w warunkach obojętnych i zasadowych należy oczekiwać większego potencjału migracji aniliny niż w środowisku kwaśnym lub bogatym w frakcję ilastą i materię organiczną.

Anilina migruje najintensywniej w warunkach pełnego nasycenia wodą, szczególnie gdy w środowisku obecne są inne związki organiczne konkurujące o te same miejsca w strukturze gruntu, co uniemożliwia jej trwałe unieruchomienie (Wu i in., 2024). Istotnym czynnikiem wpływającym na mobilność aniliny jest jej wysoka rozpuszczalność w wodzie, wynosząca około 34,97 g/L w temperaturze 25°C, która determinuje hydrofilowy charakter związku i sprzyja jego transportowi wraz z przepływem wód podziemnych. Zgodnie z danymi literaturowymi (Wu i in., 2024), migracja aniliny może ulegać dalszemu nasileniu w przypadku współwystępowania z innymi zanieczyszczeniami organicznymi. Obecność związków takich jak TNT prowadzi do konkurencji o miejsca sorpcyjne na powierzchni minerałów i materii organicznej, co ogranicza adsorpcję poszczególnych związków. W rezultacie większa część aniliny pozostaje w fazie wodnej, co zwiększa jej mobilność, przyspiesza transport w ośrodku gruntowo-wodnym. Mechanizm ten ma szczególne znaczenie na terenach historycznej działalności przemysłowej, gdzie anilina współwystępuje z licznymi związkami organicznymi o zróżnicowanych właściwościach fizykochemicznych.

Rozkład przestrzenny aniliny (Rys. 103) wskazuje na lokalny charakter zanieczyszczenia, związany z historycznymi ogniskami produkcji i składowania odpadów anilinowych na terenie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”.

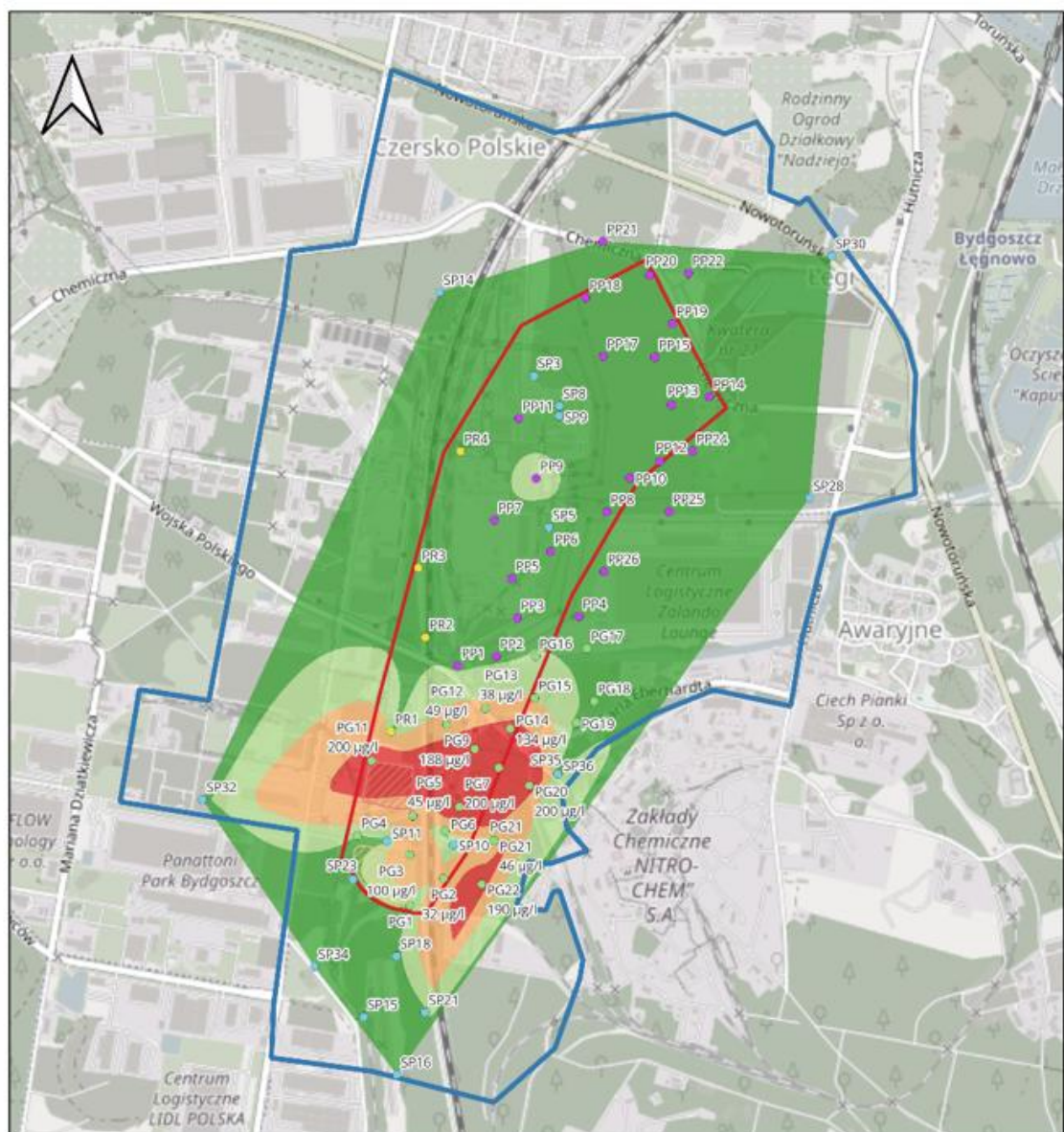


Rysunek 103 Rozkład przestrzenny aniliny w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

W przypadku stawu sedimentacyjnego epichlorohydryny (SOE). Chociaż również tutaj wyniki testów wymywania nie wskazywały na powszechnie wysoką mobilność aniliny we wszystkich badanych próbkach odpadów, to w części materiału odpadowego obecność tego związku została potwierdzona. Jednocześnie odpady SOE charakteryzowały się wysoką zawartością innych związków organicznych, w tym AOX, chlorobenzenów, chlorofenoli oraz chlorowanych rozpuszczalników, co świadczy o złożonym charakterze historycznych odpadów chlorochemicznych. Literatura wskazuje, że współwystępowanie wielu związków organicznych może ograniczać sorpcję aniliny poprzez konkurencję o miejsca sorpcyjne, zwiększając udział frakcji pozostającej w fazie wodnej i tym samym sprzyjając jej migracji w środowisku gruntowo-wodnym. Mechanizm ten może częściowo wyjaśniać utrzymywanie się podwyższonych stężeń aniliny w wodach podziemnych pomimo stosunkowo ograniczonej wymywalności obserwowanej w badaniach laboratoryjnych.

SOE może odgrywać rolę wtórnego źródła tego związku ze względu na obecność odpadów chlorochemicznych i współwystępowanie licznych substancji organicznych, jednak zasadniczym źródłem zanieczyszczenia pozostają historyczne doły anilinowe. W konsekwencji działania remediacyjne ukierunkowane na ograniczenie migracji aniliny powinny koncentrować się przede wszystkim na obszarze historycznych składowisk odpadów anilinowych oraz na kontroli rozprzestrzeniania się chmury zanieczyszczeń.

Rozkład BTX w wodzie podziemnej (Rys. 104) wykazuje dużą zgodność z rozkładem aniliny oraz w znacznym stopniu pokrywa się ze strefami podwyższonych stężeń AOX, chlorobenzenów i chlorofenoli. Świadczy to o wspólnym, historycznym źródle zanieczyszczeń związanym z produkcją organiczną prowadzoną na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem”.



0 250 500 m

SP - Składowisko Popiołów
SOE - Staw Sedymenacyjny
Epichlorohydryny

Piezometry:

PG
PP
SP
PR
Granice WTZ SOE
SOE przyległy

BTX – lotne węglowodory
aromatyczne (suma) [µg/l]:
(Wartości graniczne
w klasach jakości)
≤ 5 (I)
5 - 30 (II)
30 - 100 (III, IV)
> 100 (V)

Rysunek 104 Rozkład przestrzenny BTX w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

W płytszej warstwie wodonośnej znaczna część próbek odpowiada I lub II klasie jakości, a lokalnie III klasie. Natomiast w głębszych poziomach wodonośnych obserwuje się liczne przekroczenia progu 100 µg/L, kwalifikujące wody do V klasy jakości, co oznacza bardzo zły stan chemiczny. Do najbardziej zanieczyszczonych należą piezometry: PG20 - 78 065 µg/L, PG11 - 14 351 µg/L, PG8 - 13 420 µg/L, PG16 - 10 891 µg/L, PG7 - 2976-3099 µg/L, PG18 - 3178 µg/L, PG6 - 1153 µg/L, PG22 - 123,5-192,3 µg/L, PG14 - 133,1 µg/L. Dominacja bardzo wysokich stężeń BTX w głębszym poziomie wodonośnym wskazuje, że zanieczyszczenia nie są związane wyłącznie z bieżącą infiltracją z powierzchni terenu, lecz stanowią efekt wieloletniej migracji historycznych zanieczyszczeń oraz ich akumulacji w głębszych partiach warstwy wodonośnej. Wyniki te są zgodne z obserwowanym wcześniej rozkładem aniliny, chlorobenzenów oraz AOX, dla których również najwyższe stężenia koncentrowały się w głębszym poziomie wodonośnym. Jednocześnie bardzo wysokie stężenia benzenu (stanowiącego dominującą frakcję BTX w większości próbek) świadczą o utrzymującym się wpływie historycznych odpadów petrochemicznych i produktów syntezy organicznej deponowanych na terenie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”.

Zanieczyszczenie wód podziemnych związkami BTX (benzen, toluen, etylobenzen i ksyleny) związane jest przede wszystkim z historyczną działalnością przemysłową, infiltracją produktów ropopochodnych, nieszczelnościami instalacji magazynowych oraz niewłaściwym gospodarowaniem odpadami zawierającymi związki aromatyczne. Migracja BTX zachodzi głównie wraz z przepływem wód podziemnych, a jej intensywność pozostaje zależna od warunków hydrologicznych. W okresach zwiększonego zasilania obserwuje się efekt rozcieńczenia zanieczyszczeń, natomiast podczas niskich stanów wód podziemnych stężenia BTX mogą ulegać wzrostowi. Mobilność poszczególnych składników BTX zależy od ich właściwości fizykochemicznych – benzen charakteryzuje się największą mobilnością, podczas gdy ksyleny, ze względu na większą hydrofobowość i niższą lotność, wykazują większą skłonność do sorpcji i lokalnej akumulacji. W warunkach beztlenowych BTX mogą podlegać biodegradacji prowadzonej przez wyspecjalizowane mikroorganizmy (m.in. *Dechloromonas* spp.), jednak rozkład ksylenów przebiega zwykle wolniej niż benzenu i toluenu.

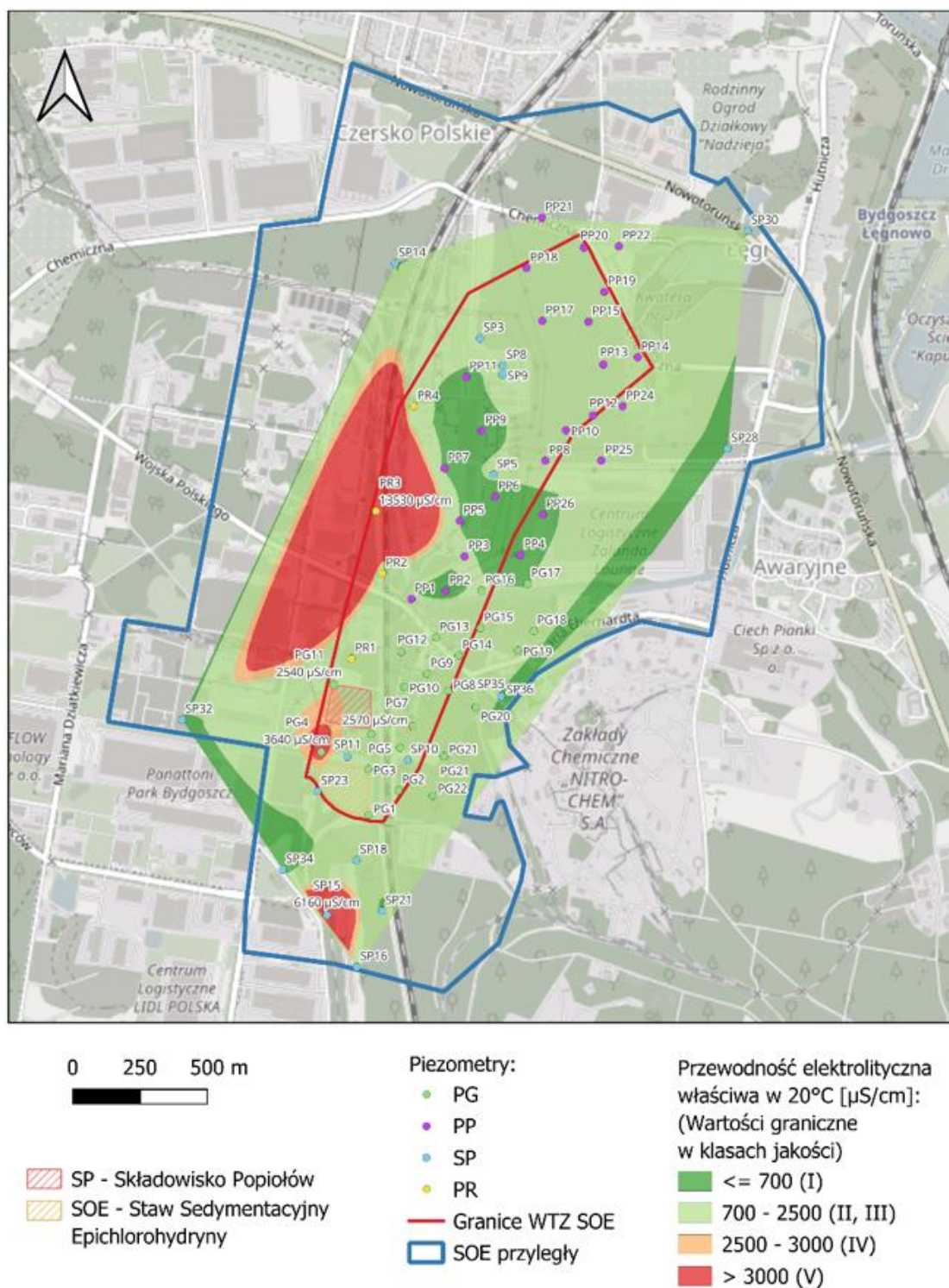
Chociaż benzen zaliczany jest do związków stosunkowo trwałych w środowisku gruntowo-wodnym, wykazano, że w warunkach beztlenowych (anoksycznych) jego rozpuszczalność jest większa niż pozostałych związków z grupy BTX. W konsekwencji dominacja benzenu w składzie zanieczyszczeń wód podziemnych może stanowić pośredni wskaźnik silnie redukcyjnych warunków hydrogeochemicznych panujących w warstwie wodonośnej, sprzyjających jego utrzymywaniu się w fazie rozpuszczonej oraz migracji wraz z przepływem wód podziemnych (Ghaleb i in., 2025).

Związki BTX należą do priorytetowych zanieczyszczeń środowiska ze względu na udokumentowane działanie rakotwórcze (zwłaszcza benzenu), mutagenne oraz neurotoksyczne, dlatego ich obecność w

wodach podziemnych stanowi istotne zagrożenie dla zdrowia ludzi oraz jakości zasobów wodnych (Ghaleb i in., 2025).

Najwyższe wartości PEW odnotowano w piezometrze PR3, gdzie przewodność osiągnęła około 13 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$, kwalifikując wodę do V klasy jakości. Jest to lokalna anomalia o znacznie wyższej mineralizacji niż w pozostałych punktach pomiarowych. Wysokie wartości wystąpiły również w południowej części badanego obszaru, w rejonie piezometru SP15 (około 6160 $\mu\text{S}/\text{cm}$) oraz w sąsiedztwie piezometrów PG11 (ok. 3640 $\mu\text{S}/\text{cm}$), PG4 (ok. 2570 $\mu\text{S}/\text{cm}$) i PG1 (ok. 2540 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Wody w tych punktach odpowiadają IV lub V klasie jakości (Rys. 105).

W pozostałej części WTZ SOE oraz na terenach przyległych dominują wody odpowiadające I-III klasie jakości pod względem PEW.



Rysunek 105 Rozkład przestrzenny PEW wody podziemnej w rejonie WTZ SOE

Lokalnie bardzo wysokie wartości PEW, zwłaszcza w piezometrze PR3, wskazują na możliwość występowania preferencyjnych dróg migracji lub dopływu silnie przekształconych wód przemysłowych do głębszych poziomów wodonośnych.

PEW wskazuje na obecność znacznych ilości rozpuszczonych składników jonowych, przede wszystkim sodu, siarczynów i produktów ich przemian (m.in. siarczanów), a także innych soli obecnych w historycznych odpadach przemysłowych. Literatura podaje, że każda wartość PEW w wodach podziemnych wyraźnie przekraczająca 1 mS/cm powinna być sygnałem ostrzegawczym sugerującym wpływ czynników zewnętrznych, a wartości zbliżające się do 4 mS/cm i wyższe świadczą o silnym skażeniu, typowym dla bezpośredniego oddziaływania odcieków ze składowisk (Ling i Zhang, 2017).

PEW stanowi wskaźnik ogólnego stopnia mineralizacji wód i pozostaje bezpośrednio skorelowana z całkowitą zawartością rozpuszczonych substancji stałych (TDS). Wysokie wartości PEW świadczą przede wszystkim o obecności znacznych ilości jonów nieorganicznych, w tym chlorków, które stanowią jeden z głównych składników ścieków bytowych oraz odcieków ze składowisk odpadów, a także związków azotu, głównie amoniaku, metali ciężkich, soli mineralnych oraz składników odpowiadających za twardość wody, takich jak wapń i magnez. Wykazano również ścisłą zależność pomiędzy PEW a zawartością materii organicznej, wyrażoną jako ogólny węgiel organiczny (TOC), oraz wskaźnikami ChZT i BZT₅, które w odciekach ze składowisk osiągają bardzo wysokie wartości. Ponadto liczne badania wskazują, że przewodność elektrolityczna może stanowić pośredni wskaźnik obecności zanieczyszczeń antropogenicznych (de Sousa i in., 2014).

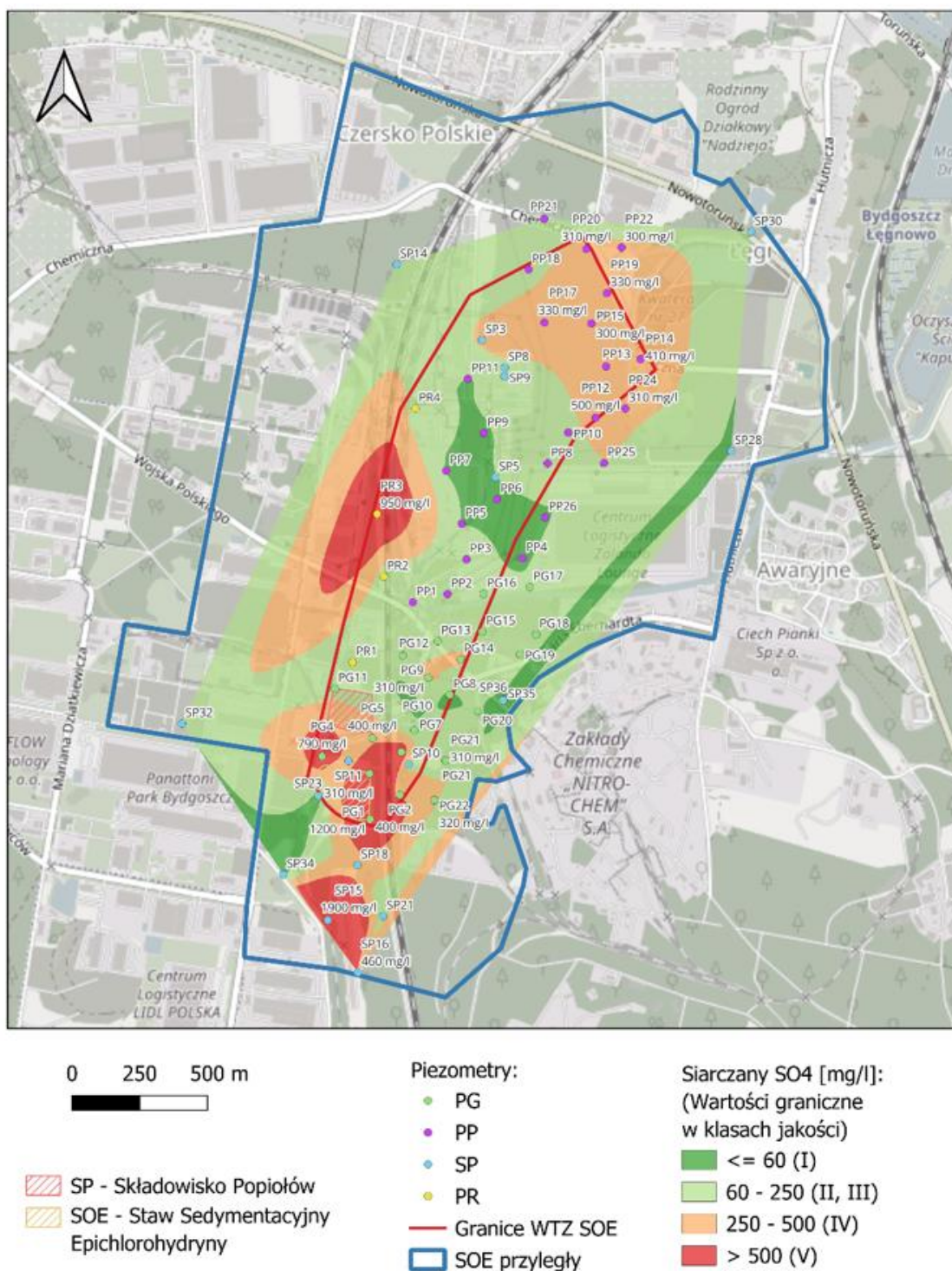
W odniesieniu do badanego obszaru dawnego kompleksu Zakładów Chemicznych „Zachem” podwyższone wartości przewodności elektrolitycznej należy interpretować jako efekt wieloletniej infiltracji odcieków przemysłowych oraz wymywania łatwo rozpuszczalnych składników z historycznych składowisk odpadów (Venkatesan i Swaminathan, 2009). Wysokie wartości PEW są prawdopodobnie związane przede wszystkim z obecnością chlorków, siarczanów, sodu, jonów amonowych oraz innych soli nieorganicznych, których źródłem były odpady chlorochemiczne, pozostałości po produkcji epichlorohydryny, fenolu, aniliny, TDI oraz innych związków organicznych.

Analiza rozmieszczenia historycznych i współczesnych obiektów stanowiących potencjalne źródła zanieczyszczeń wskazuje, że na terenie WTZ SOE występuje szereg ognisk antropopresji mogących w różnym stopniu oddziaływać na jakość wód podziemnych.

Podwyższone stężenia siarczanów w wodach podziemnych należy interpretować jako efekt wymywania łatwo rozpuszczalnych składników nieorganicznych z historycznych obiektów odpadowych i przemysłowych (Rys. 106). W rejonie Składowiska Popiołów (SP) siarczany mogą pochodzić przede wszystkim z odpadów paleniskowych, w których obecne są fazy siarczanowe, produkty spalania węgla oraz składniki związane z procesami odsiarczania.

W południowej części obszaru przyczyną wysokich stężeń siarczanów są natomiast przede wszystkim historyczne odpady chemiczne i ocieki przemysłowe, w tym oddziaływanie składowiska przy ul. Lisiej,

na którym deponowano m.in. siarczyn sodu zanieczyszczony fenolem. Siarczyny mogły ulegać utlenianiu do siarczanów, co wyjaśnia współwystępowanie wysokiego PEW, OWO, fenoli, 2-fenylofenolu i siarczanów w tej strefie.

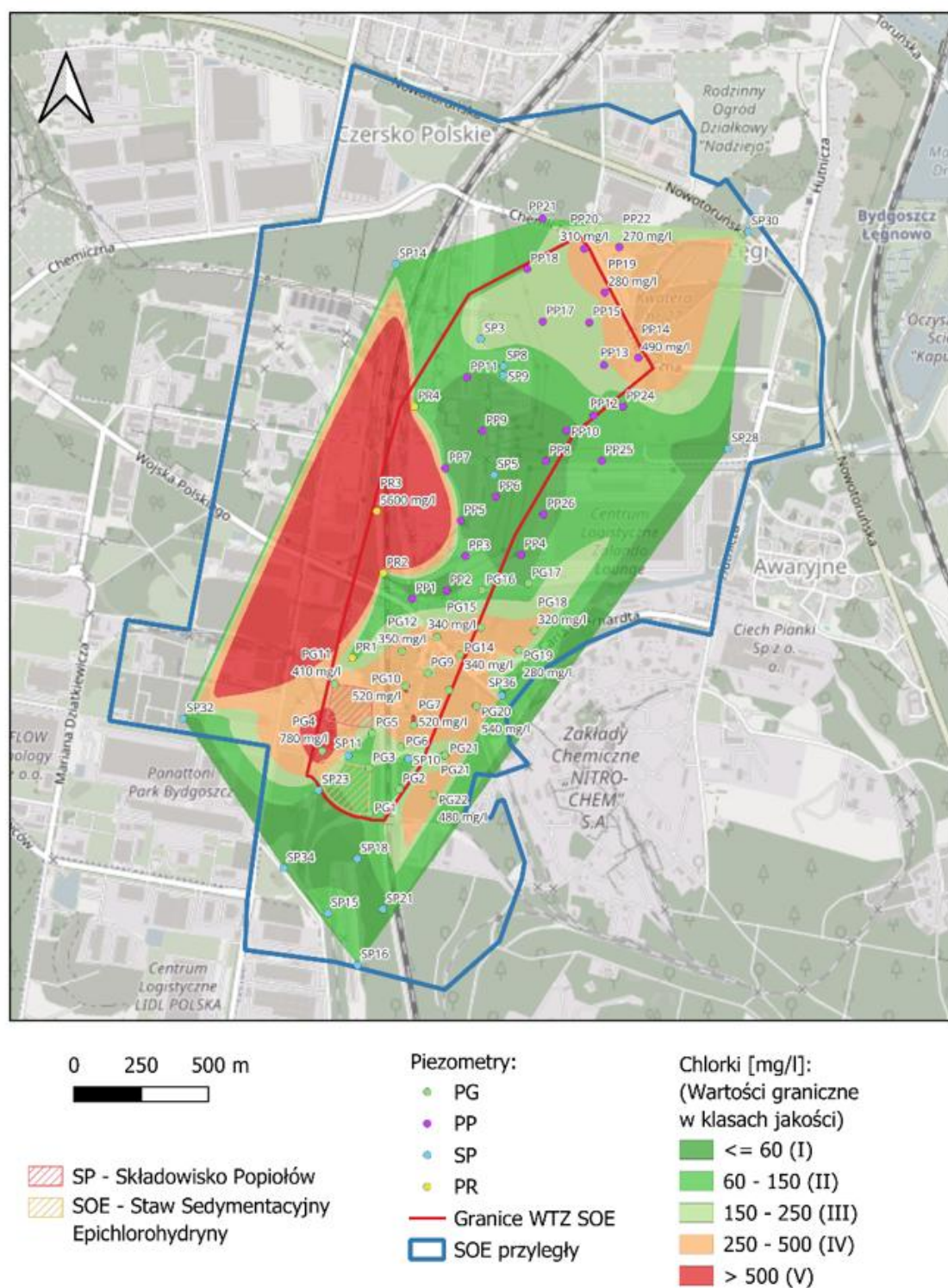


Rysunek 106 Rozkład przestrzenny siarczanów w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Chlorki jako jony konserwatywne, stanowią wskaźnik migracji odcieków przemysłowych w środowisku gruntowo-wodnym. Ich współwystępowanie z podwyższonymi stężeniami AOX, chlorobenzenów oraz wysoką zawartością ogólnego węgla organicznego (OWO) wskazuje na strefy, w których wysoko zmineralizowane odcieki przemysłowe przemieszczają się równocześnie z zanieczyszczeniami organicznymi. Należy jednak podkreślić, że analizowany obszar WTZ nie obejmuje wszystkich

historycznych obiektów mogących stanowić źródło zanieczyszczeń na terenie dawnego kompleksu Zakładów Chemicznych „Zachem”. W związku z tym nie można wykluczyć, że część obserwowanego ładunku chlorków pochodzi również z innych, niezidentyfikowanych lub położonych poza granicami analizowanego obszaru ognisk zanieczyszczeń, a ich obecny rozkład przestrzenny jest wynikiem nakładania się chmur zanieczyszczeń pochodzących z wielu historycznych źródeł emisji (Rys. 107).

Szczególną uwagę zwracają wyniki uzyskane w piezometrze PR3, w którym zarówno na głębokości 46,0 m, jak i 73,0 m stwierdzono skrajnie wysokie stężenia chlorków, wynoszące odpowiednio 5100 mg/L oraz 5600 mg/L. Wartości te współwystępują z bardzo wysoką przewodnością elektrolityczną właściwą (13 240-13 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$), podwyższonymi stężeniami sodu (2660-2690 mg/L), siarczanów (630-950 mg/L) oraz AOX (0,44-0,48 mg/L).

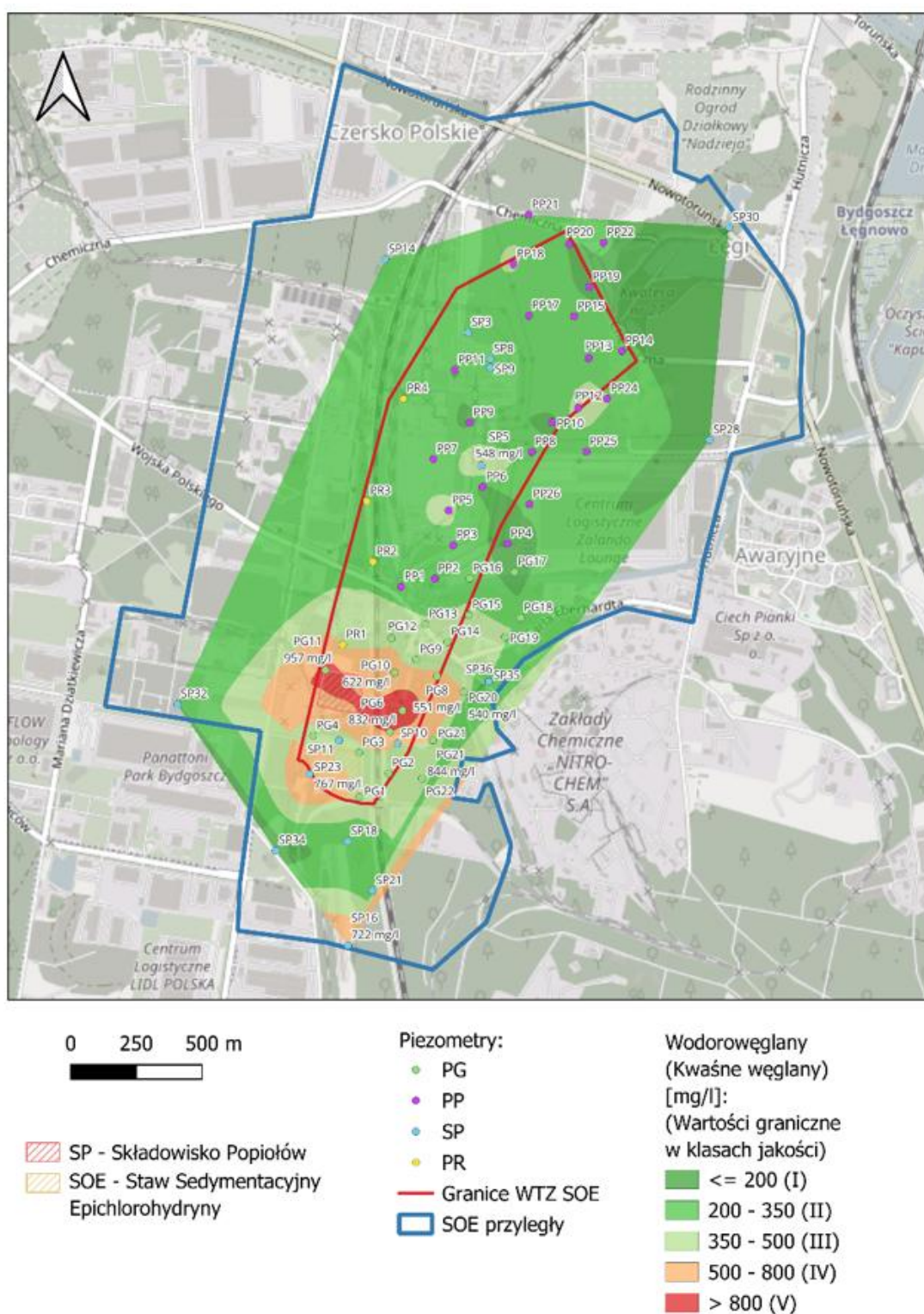


Rysunek 107 Rozkład przestrzenny chlorków w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Podwyższone stężenia chlorków obserwowane w północnej części badanego obszaru nie są związane z historycznymi polami irygacyjnymi, ponieważ nie stwierdzono analogicznych wartości w poziomach Q1 i Q2. Wysokie stężenia chlorków od lat 90. notowano natomiast w rejonie studni S17, zlokalizowanej w

obrębie doliny kopalnej, a ich występowanie wiązano z historycznym uszkodzeniem instalacji lub rurociągu solankowego.

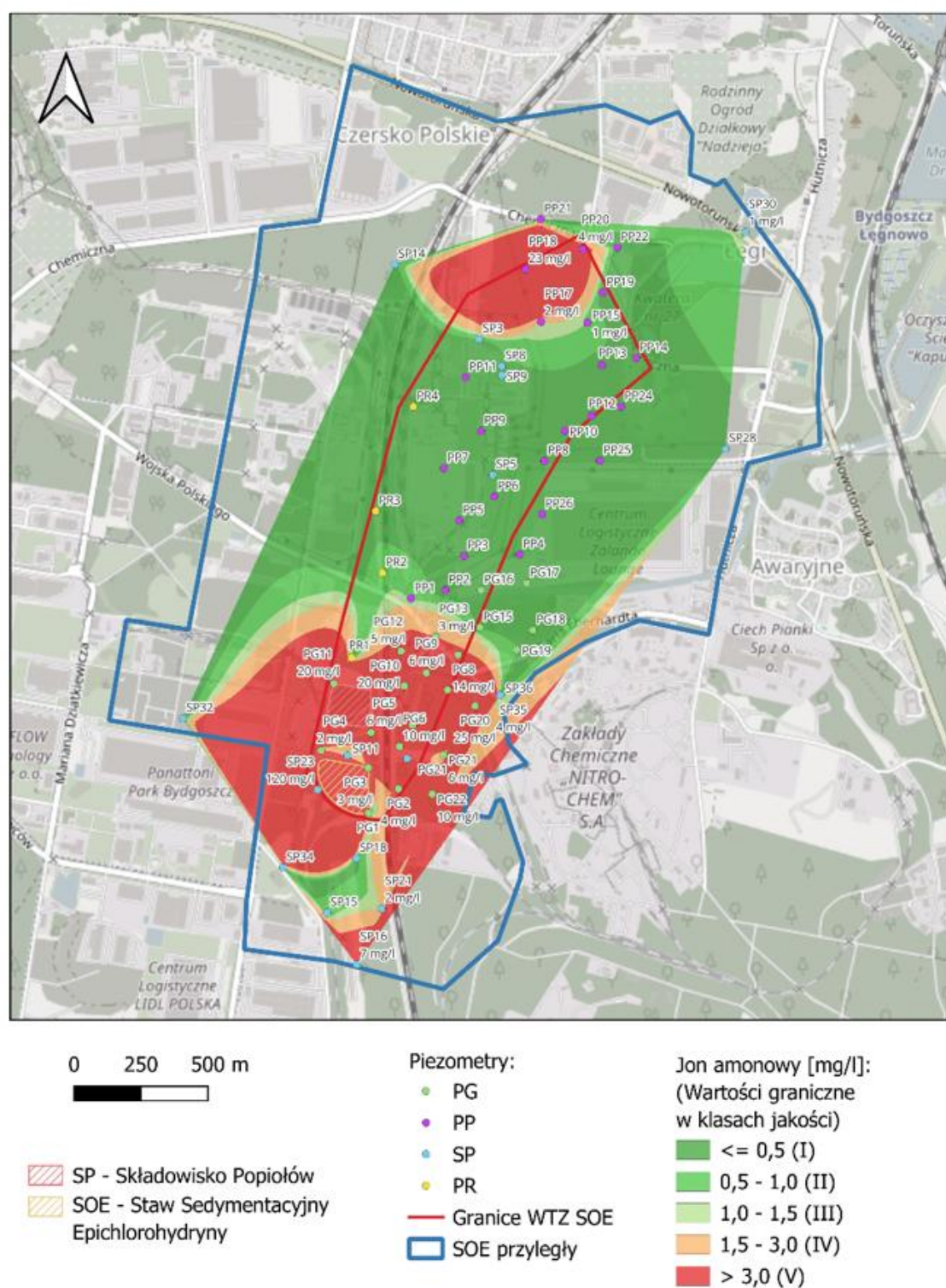
Podwyższone stężenia wodorowęglanów (Rys. 108) współwystępują przestrzennie z rejonami, w których wcześniej stwierdzono wysokie stężenia aniliny, BTX, chlorobenzenów, chlorofenoli. Zależność ta sugeruje, że wzrost stężenia HCO_3^- jest związany z intensywnymi procesami biodegradacji historycznych zanieczyszczeń organicznych. Można również przypuszczać, że rozkład wodorowęglanów odzwierciedla przede wszystkim strefy intensywnych przemian biogeochemicznych zachodzących w obrębie historycznych chmur zanieczyszczeń, a nie wskazuje na bezpośrednią migrację odcieków ze składowisk.



Rysunek 108 Rozkład przestrzenny wodorowęglanów w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Jony NH_4^+ są typowym produktem beztlenowego rozkładu związków organicznych zawierających azot i stanowią jeden z najbardziej charakterystycznych wskaźników oddziaływania przemysłowych odpadów organicznych. Rozkład przestrzenny jonu amonowego (Rys. 109) w wodzie podziemnej wskazuje na

wyraźnie wielogniskowy charakter zanieczyszczenia, przy czym najwyższe stężenia koncentrują się przede wszystkim w południowej części badanego obszaru WTZ SOE.



Rysunek 109 Rozkład przestrzenny jonów amonowych w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Rozkład jonu amonowego wykazuje bardzo dobrą zgodność z rozmieszczeniem: OWO, aniliny, BTX, AOX, chlorobenzenów, lokalnie wysokiego PEW.

Podwyższone stężenia jonu amonowego można wiązać z kilkoma procesami zachodzącymi na terenie dawnego Zachemu: infiltracją historycznych ścieków przemysłowych zawierających związki azotu, rozkładem związków organicznych bogatych w azot (m.in. aniliny i innych amin aromatycznych), mineralizacją osadów i odpadów poprodukcyjnych, procesami amonifikacji zachodzącymi w warunkach beztlenowych.

Na terenach silnie zanieczyszczonych substancjami organicznymi, takich jak SOE oraz składowisko przy ul. Lisiej, biodegradacja związków azotowych prowadzi do uwalniania NH_4^+ . Ponadto, beztlenowe warunki panujące w obrębie historycznych chmur zanieczyszczeń ograniczają proces nitryfikacji, sprzyjając utrzymywaniu się wysokich stężeń jonu amonowego przez długi czas.

Wysokie stężenia NH_4^+ w pojedynczych punktach świadczą o lokalnych strefach intensywnej degradacji materii organicznej lub bezpośrednim dopływie odcieków składowiskowych.

Zgodnie z literaturą (Buss i in., 2004), jony amonowe (NH_4^+) należą do najczęściej występujących zanieczyszczeń wód podziemnych pochodzenia antropogenicznego. Ich głównymi źródłami są odcieki ze składowisk odpadów, intensywna działalność rolnicza związana ze stosowaniem nawozów azotowych, ścieki bytowe i przemysłowe oraz nieszczelne systemy kanalizacyjne i zbiorniki bezodpływowe. W odciekach ze składowisk odpadów stężenia NH_4^+ mogą osiągać około 800 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$, natomiast w ściekach przemysłowych, m.in. pochodzących z koksowni i gazowni, oraz w glebach zanieczyszczonych tymi ściekami stężenia mogą dochodzić nawet do 1000 mg/kg.

Migracja jonów amonowych w środowisku gruntowo-wodnym odbywa się poprzez adwekcję i dyspersję, jednak ich rzeczywista mobilność jest w dużym stopniu kontrolowana przez procesy sorpcji oraz przemiany biologiczne. Najistotniejszym mechanizmem ograniczającym transport NH_4^+ jest sorpcja wymienna, polegająca na wiązaniu jonów amonowych przez ujemnie naładowane powierzchnie minerałów ilastych. Efektywność tego procesu zależy od odczynu środowiska - w warunkach kwaśnych i obojętnych dominującą rolę odgrywają minerały ilaste, natomiast przy wyższym pH istotny udział w sorpcji mają również tlenowodorotlenki żelaza i manganu (Buss i in., 2004).

Na mobilność jonu amonowego wpływa także konkurencja z innymi kationami, przede wszystkim sodem (Na^+), potasem (K^+), wapniem (Ca^{2+}) i magnezem (Mg^{2+}). W wodach o wysokim zasoleniu, charakterystycznych dla odcieków przemysłowych i składowiskowych, konkurencja o miejsca sorpcyjne prowadzi do ograniczenia sorpcji NH_4^+ i zwiększenia jego mobilności. W przypadku niektórych

minerałów ilastych, zwłaszcza illitu, jony amonowe mogą zostać trwale związane w strukturze krystalicznej, co powoduje praktycznie nieodwracalną immobilizację.

Drugim kluczowym procesem kontrolującym zawartość NH_4^+ jest nityfikacja, polegająca na biologicznym utlenianiu jonów amonowych do azotynów, a następnie azotanów. Proces ten przebiega najintensywniej w warunkach tlenowych, przede wszystkim w strefie aeracji oraz na obrzeżach chmur zanieczyszczeń, gdzie następuje mieszanie się zanieczyszczonych wód z wodami dobrze natlenionymi.

Na intensywność przemian biologicznych wpływają również właściwości ośrodka gruntowego. W skałach i gruntach o bardzo małych porach mikroorganizmy odpowiedzialne za nityfikację nie są w stanie efektywnie kolonizować przestrzeni porowej, co znacząco ogranicza tempo biodegradacji amonu.

Podsumowując, migracja jonów amonowych jest najsilniej ograniczana w gruntach bogatych w minerały ilaste oraz w warunkach dobrej dostępności tlenu. Natomiast w środowisku charakteryzującym się wysokim zasoleniem i warunkami beztlenowymi, typowym dla otoczenia historycznych składowisk odpadów i odcieków przemysłowych, sorpcja ulega osłabieniu, a procesy nityfikacji są ograniczone, co sprzyja utrzymywaniu się podwyższonych stężeń NH_4^+ w wodach podziemnych.

W odniesieniu do obszaru dawnego Zakładu Chemicznego „Zachem” mechanizmy te dobrze wyjaśniają współwystępowanie podwyższonych stężeń jonu amonowego z wysokimi stężeniami chlorków, sodu, PEW oraz OWO w południowej części WTZ SOE. Świadczy to o migracji silnie zmineralizowanych odcieków przemysłowych oraz o dominacji warunków redukcyjnych, ograniczających nityfikację i sprzyjających zachowaniu amonu w postaci NH_4^+ . Ponadto, wysoka mineralizacja wód powoduje konkurencję kationową, zmniejszając sorpcję jonów amonowych i ułatwiając ich transport w warstwie wodonośnej.

Ponadto, jon amonowy może być także traktowany jako produkt wtórnej biodegradacji azotowych związków organicznych zachodzącej w warstwie wodonośnej. W szczególności anilina oraz inne aminy aromatyczne (toluidyny, fenylendiaminy, pochodne TDI) podczas biodegradacji ulegają deaminacji, prowadząc do uwolnienia grupy aminowej w postaci amoniaku, który w wodach podziemnych przechodzi w jon amonowy.

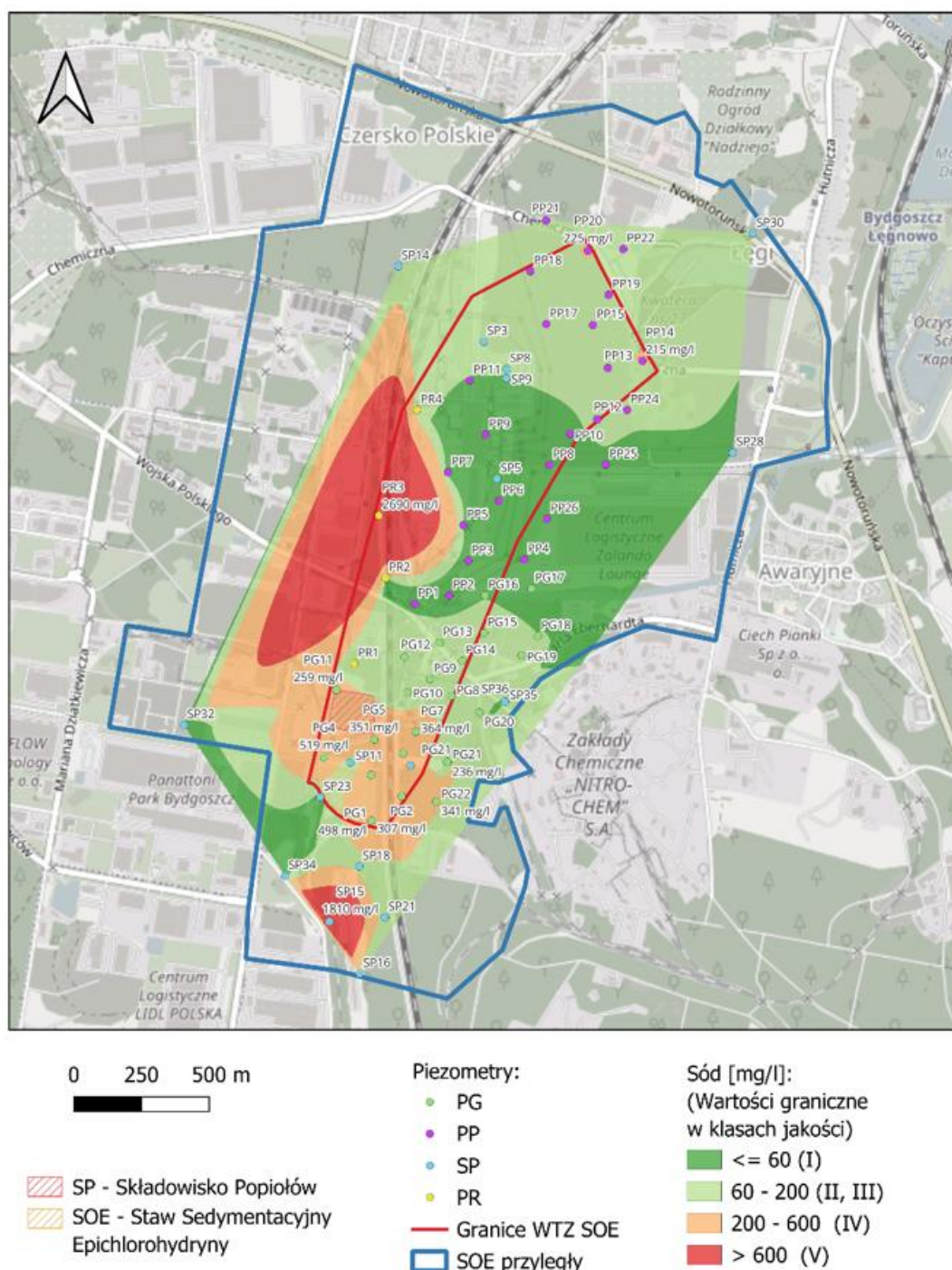
Pereira i in. (2015) podają, że powstawanie jonu amonowego z amin aromatycznych jest konsekwencją ich biologicznej degradacji, w której kluczową rolę odgrywa deaminacja, polegająca na odsczepieniu grupy aminowej od pierścienia aromatycznego. W warunkach tlenowych proces ten zachodzi z udziałem enzymów, takich jak dioksygenaza anilinowa, która katalizuje przekształcenie aniliny do pirokatechiny (katecholu), prowadząc jednocześnie do uwolnienia amoniaku (NH_3). W środowisku wodnym amoniak pozostaje w równowadze z jonem amonowym (NH_4^+), którego udział zależy od odczynu wody.

Niektóre aminy aromatyczne, w tym kwasy aminobenzenosulfonowe, ulegają biodegradacji poprzez ścieżkę rozszczepienia pierścienia aromatycznego (ring cleavage pathway), która również prowadzi do uwalniania amoniaku. W warunkach beztlenowych mineralizacja amin aromatycznych przebiega bardziej złożonymi szlakami metabolicznymi, jednak również prowadzi do powstawania NH_4^+ .

Powstawanie NH_4^+ obserwuje się również w zintegrowanych układach beztlenowo-tlenowych stosowanych do oczyszczania ścieków zawierających anilinę, gdzie amonifikacja stanowi jeden z etapów przemian azotu. Dodatkowo obecność azotynów w procesach denitryfikacji może inicjować deaminację amin aromatycznych, zwiększając ich podatność na dalszą biodegradację (Pereira i in., 2015).

Podsumowując, jon amonowy stanowi produkt uboczny mineralizacji amin aromatycznych prowadzonej przez bakterie, m.in. z rodzajów *Pseudomonas*, *Delftia* oraz *Citrobacter*, które wykorzystują te związki jako źródło węgla, azotu i energii. W odniesieniu do obszaru dawnego ZCh „Zachem” mechanizm ten może stanowić jedno z głównych źródeł podwyższonych stężeń NH_4^+ , zwłaszcza w rejonach, gdzie równocześnie obserwuje się wysokie stężenia aniliny.

Obserwowane podwyższone stężenia sodu w wodach podziemnych w południowej części analizowanego obszaru (Rys. 110), w tym w rejonie składowiska epichlorohydryny i składowiska popiołów, należy wiązać przede wszystkim z migracją silnie zmineralizowanych odcieków przemysłowych, w tym ścieków technologicznych, solanek oraz ługów związanych z historyczną działalnością Zakładów Chemicznych Zachem.



Rysunek 110 Rozkład przestrzenny sodu w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

Analiza wyników monitoringu wskazuje, że podwyższone stężenia sodu w południowej części analizowanego obszaru, kwalifikujące wody do V klasy jakości, nie znajdują jednoznacznego odzwierciedlenia w stężeniach chlorków i wartościach przewodności elektrolitycznej właściwej (PEW), dla których w tych samych punktach monitoringowych stwierdzono dla tych parametrów III-V klasę jakości. Taki obraz hydrochemiczny sugeruje, że wzrost stężenia sodu nie jest wyłącznie konsekwencją oddziaływania odcieków o wysokiej mineralizacji. Bardziej prawdopodobne jest, że obserwowane

podwyższone stężenia sodu są wynikiem oddziaływania historycznych źródeł technologicznych charakterystycznych dla działalności Zakładów Chemicznych Zachem, takich jak ługi sodowe, szlasy solankowe oraz odpady zawierające związki sodu. W tym kontekście należy również uwzględnić możliwość oddziaływania odpadów zawierających siarczyn sodu (Na_2SO_3), silnie zanieczyszczonych fenolem, deponowanych historycznie na składowisku przy ul. Lisiej. W wyniku infiltracji wód opadowych oraz długotrwałego wymywania składników łatwo rozpuszczalnych dochodzi do dysocjacji związków sodu i uwalniania jonów Na^+ do odcieków, które następnie mogą migrować do poziomu wodonośnego. Jednocześnie obecność fenolu i innych związków organicznych sprzyja zużyciu tlenu podczas biodegradacji, prowadząc do rozwoju warunków redukcyjnych w warstwie wodonośnej. Warunki te mogą dodatkowo wpływać na mobilizację manganu i żelaza z ośrodka gruntowego, co jest zgodne z obserwowanym współwystępowaniem podwyższonych stężeń sodu i manganu.

Jony sodowe (Na^+) należą do składników charakteryzujących się wysoką mobilnością w środowisku gruntowo-wodnym, dlatego są powszechnie wykorzystywane jako wskaźniki migracji zanieczyszczeń pochodzących z działalności antropogenicznej (Panno i in., 2006; Meng i in., 2024). Ich transport odbywa się przede wszystkim na drodze adwekcji, tj. wraz z przepływem wód podziemnych oraz dyspersji hydrodynamicznej, powodującej stopniowe rozprzestrzenianie się chmury zanieczyszczeń.

W odróżnieniu od jonów chlorkowych sól nie jest jednak pierwiastkiem całkowicie konserwatywnym. W trakcie migracji może uczestniczyć w procesach wymiany kationowej zachodzących na powierzchni minerałów ilastych. W wyniku tych procesów jony sodowe mogą być okresowo wiązane przez kompleks sorpcyjny lub wtórnie uwalniane do roztworu, co prowadzi do lokalnych zmian ich stężeń niezależnie od zawartości chlorków. Według Witczaka i in. (2013) współczynnik opóźnienia migracji tego jonu mieści się w zakresie 1-2.

Potas (K^+) jest pierwiastkiem, którego podwyższone stężenia w wodach podziemnych najczęściej mają charakter antropogeniczny. Do głównych źródeł należą obszary intensywnie nawożone nawozami potasowymi, odcieki ze składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych oraz infiltracja ścieków i odpadów organicznych, w tym odpadów z przemysłu spożywczego, drzewnego i komunalnego. Szczególnie istotnym źródłem potasu są odcieki składowiskowe, w których jego stężenia mogą osiągać wartości od około 200 do 1000 mg/L, a lokalnie nawet przekraczać 2000–3000 mg/L (Witczak i in., 2013). W środowisku gruntowo-wodnym potas charakteryzuje się mniejszą mobilnością niż sól czy chlorki, ponieważ stosunkowo łatwo ulega sorpcji na powierzchni minerałów ilastych oraz w kompleksie sorpcyjnym gruntów (według Witczaka i in. (2013) współczynnik opóźnienia migracji tego jonu w wodzie podziemnej wynosi 1-2). Podwyższone stężenia są zwykle obserwowane w bezpośrednim sąsiedztwie źródeł zanieczyszczeń lub w strefach długotrwałego oddziaływania odcieków.

Potas (K^+) należy do powszechnie występujących składników ścieków, przy czym jego stężenia są silnie uzależnione od rodzaju działalności stanowiącej źródło ich powstawania (Arienzo i in., 2009). W ściekach komunalnych i bytowych stężenie potasu najczęściej mieści się w przedziale 10-30 mg/L. Znacznie wyższe stężenia notowane są natomiast w ściekach przemysłowych oraz rolniczych. Szczególnie bogate w potas są ścieki pochodzące z przemysłu spożywczego (10 000-20 000 mg/L w przypadku młynów oliwnych, około 1800 mg/L w ściekach z przetwórstwa ziemniaków oraz 1600-1700 mg/L w serwatce mlecznej). Istotnym źródłem tego pierwiastka są również ścieki z intensywnej produkcji zwierzęcej, zwłaszcza z hodowli trzody chlewnej (500-1000 mg/L), ścieki z mleczarni (około 220 mg/L), a także odpady płynne z wybranych gałęzi przemysłu, m.in. z procesów czyszczenia wełny, w których stężenia potasu mogą dochodzić do 13 800 mg/L. Podwyższone zawartości K^+ obserwuje się również w ściekach z winiarni, gdzie zwykle nie przekraczają 1000 mg/L, jednak w ostatnich latach wykazują tendencję wzrostową w związku z zastępowaniem wodorotlenku sodu wodorotlenkiem potasu podczas mycia instalacji technologicznych (Arienzo i in., 2009).

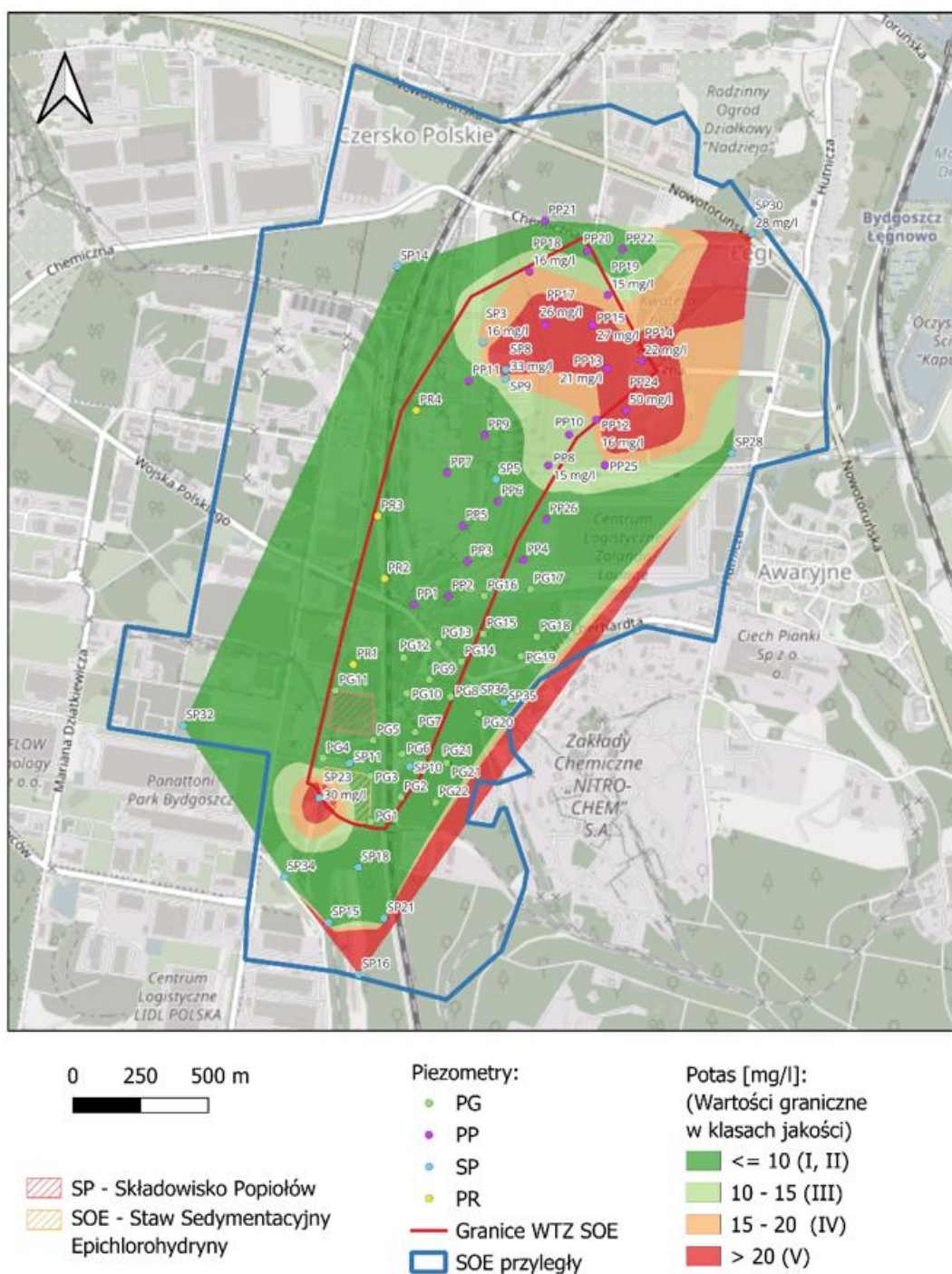
W warunkach naturalnych zawartość potasu w wodach podziemnych jest zazwyczaj niska. Podwyższone stężenia obserwowane są przede wszystkim w strefach położonych w kierunku przepływu wód od miejsc infiltracji ścieków i odpadów, takich jak ферmy hodowlane, zakłady przemysłu spożywczego czy inne obiekty będące źródłem zanieczyszczeń. W przepisach Unii Europejskiej przyjęto orientacyjną wartość 12 mg/L dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, jednak limit ten nie wynika bezpośrednio z przesłanek toksykologicznych i w literaturze jest wskazywany jako wartość o ograniczonym uzasadnieniu zdrowotnym (Arienzo i in., 2009).

W środowisku gruntowo-wodnym, ze względu na silne wiązanie przez kompleks sorpcyjny gleb oraz minerały ilaste, potas wykazuje znacznie mniejszą podatność na wymywanie. Intensywniejsza migracja potasu może występować dopiero po wysyceniu miejsc wymiennych lub w utworach o niewielkiej zawartości minerałów wykazujących selektywną sorpcję, takich jak illit i wermikulit, a także w gruntach piaszczystych o małej pojemności sorpcyjnej. Badania wykazały, że wymywanie potasu z gleb piaszczystych może osiągać około 46 kg/ha, podczas gdy z gleb gliniastych wynosi zaledwie około 1 kg/ha (Arienzo i in., 2009). W warunkach intensywnego nawożenia ściekami z hodowli trzody chlewnej nawet 93% wprowadzonego potasu może zostać przemieszczone poniżej głębokości 50 cm. Z drugiej strony długotrwałe doprowadzanie ścieków bogatych w potas sprzyja jego kumulacji w glebie, gdzie zawartość tego pierwiastka może lokalnie osiągać około 1400 mg/kg.

W porównaniu z sodem potas wykazuje znacznie większe powinowactwo do kompleksu sorpcyjnego, a jego sorpcja może być nawet dziesięciokrotnie silniejsza (Levy i Torrento, 1995). Odmienny jest również jego wpływ na właściwości fizyczne gleb. W glebach bogatych w smektyty może on oddziaływać

podobnie jak wapń, stabilizując strukturę gruntu, natomiast w glebach zawierających głównie kaolinit lub illit może prowadzić do pogorszenia właściwości hydraulicznych w sposób zbliżony do sodu. Wysokie stężenia potasu mogą również częściowo ograniczać skutki zasolenia sodowego poprzez wypieranie jonów Na^+ z kompleksu sorpcyjnego, jednak zjawisko to należy interpretować ostrożnie, gdyż nadmierna zawartość potasu również może niekorzystnie wpływać na właściwości fizyczne gleb.

W przypadku obszaru SOE, rozkład przestrzenny potasu w wodzie podziemnej (Rys. 111) wskazuje na wieloczynnikowe pochodzenie tego jonu. Najwyższe stężenia w północno-wschodniej części badanego mogą wynikać z wpływu pól irygacyjnych, natomiast lokalna anomalia w południowo-zachodniej części wskazuje na wpływ składowiska popiołów.



Rysunek 111 Rozkład przestrzenny potasu w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE

W celu oceny zróżnicowania jakości wód w obszarze SOE przeprowadzono analizę statystyczną wyników oznaczeń fizykochemicznych dla poszczególnych grup punktów monitoringowych: piezometrów SP, PP, PG i PR. Dla każdego analizowanego parametru wyznaczono wartości minimalne i maksymalne, średnią arytmetyczną, medianę, odchylenie standardowe oraz współczynnik zmienności (CV). Zastosowane statystyki opisowe umożliwiły ocenę zakresu zmienności poszczególnych wskaźników oraz identyfikację parametrów charakteryzujących się największym zróżnicowaniem przestrzennym. Szczególną uwagę

zwrócono na współczynnik zmienności, który pozwala określić stopień jednorodności wyników niezależnie od jednostek miary. Niskie wartości CV świadczą o niewielkim zróżnicowaniu stężeń pomiędzy punktami pomiarowymi, natomiast wysokie wartości mogą wskazywać na występowanie lokalnych ognisk zanieczyszczeń lub znacznych różnic w składzie chemicznym wód. W niniejszym opracowaniu do interpretacji stopnia zmienności zastosowano klasyfikację przedstawioną w Tabeli 40.

Tabela 40 Interpretacja wartości współczynnika zmienności (CV) zastosowana w analizie statystycznej

Współczynnik zmienności CV [%]	Interpretacja
< 25	Niska zmienność – dane jednorodne, stabilne warunki środowiskowe
25-45	Umiarkowana zmienność – naturalna zmienność parametrów środowiskowych
45-100	Wysoka zmienność – znaczne zróżnicowanie stężeń, mogące wskazywać na wpływ lokalnych źródeł zanieczyszczeń
>100	Bardzo wysoka zmienność – silna heterogeniczność badanego środowiska, obecność lokalnych ognisk zanieczyszczeń lub pojedynczych wartości skrajnych

Spośród analizowanych grup największym zróżnicowaniem parametrów jakości wód charakteryzowały się piezometry SP (Załącznik 10h). Wśród składników nieorganicznych bardzo wysokie wartości współczynnika zmienności odnotowano dla molibdenu (CV = 385,0%), jonu amonowego (360,3%), litu (293,4%), wanadu (277,8%), żelaza ogólnego (266,8%), arsenu (243,9%) oraz sodu (240,5%). Wysoką zmienność wykazywały również azotany, siarczany, potas oraz ogólny węgiel organiczny. Spośród związków organicznych największym zróżnicowaniem charakteryzowały się fenole lotne (CV = 423,8%), lotne związki organiczne (367,9%), chlorobenzeny (307,6%), 1,2-dichloroetan (410,0%) oraz benzyna C6-C12 (246,7%). Wysokie wartości współczynnika zmienności wskazują na silną heterogeniczność składu chemicznego wód oraz obecność lokalnych stref o podwyższonych stężeniach zanieczyszczeń.

W piezometrach PP podstawowe parametry fizykochemiczne wykazywały stosunkowo niewielką zmienność, jednak znaczne różnice odnotowano dla związków azotu, zwłaszcza jonu amonowego (CV = 332,0%) oraz azotanów (148,8%) (Załącznik 10h). Podwyższoną zmiennością charakteryzowały się również żelazo, lit, miedź, molibden oraz część związków ropopochodnych i aromatycznych. Wyniki wskazują, że mimo bardziej jednorodnych warunków hydrogeochemicznych występują lokalne strefy podwyższonych stężeń zanieczyszczeń.

Największe zróżnicowanie stężeń związków organicznych stwierdzono w piezometrach PG (Załącznik 10h). Współczynnik zmienności dla sumy BTX wyniósł 368,9%, natomiast dla benzyny i węglowodorów

C6-C12 osiągnął 462,6%. Bardzo wysoką zmienność wykazywały również toluen, ksyleny oraz ogólny węgiel organiczny. Spośród składników nieorganicznych najwyższe wartości CV odnotowano dla cyny (510,9%), fosforanów (224,3%), cyjanków wolnych (224,6%) oraz azotanów i azotynów. Uzyskane wyniki wskazują na występowanie pojedynczych punktów o bardzo wysokich stężeniach substancji organicznych, co świadczy o lokalnym oddziaływaniu źródeł zanieczyszczeń.

Piezometry PR charakteryzowały się przede wszystkim dużym zróżnicowaniem parametrów odpowiedzialnych za mineralizację wód (Załącznik 10h). Najwyższe wartości współczynnika zmienności uzyskano dla chlorków (175,2%), sodu (166,5%), przewodności elektrolitycznej właściwej (145,7%), fluorków (146,2%), siarczanów (117,3%) oraz wapnia (118,4%). W porównaniu z pozostałymi grupami piezometrów zmienność związków organicznych była wyraźnie mniejsza, co sugeruje ograniczony wpływ zanieczyszczeń organicznych i dominację procesów związanych z podwyższoną mineralizacją wód podziemnych.

Woda powierzchniowa

Na podstawie wyników badań czterech próbek wód powierzchniowych oraz analizy osadów dennych można stwierdzić, że badany zbiornik charakteryzuje się utrwalonym oddziaływaniem historycznych zanieczyszczeń przemysłowych, jednak ich skład w wodzie i osadach jest wyraźnie odmienny. Woda reprezentuje aktualny stan środowiska, natomiast osady stanowią archiwum wieloletniej depozycji zanieczyszczeń.

Pod względem parametrów fizykochemicznych wszystkie próbki wykazują podwyższoną mineralizację, o czym świadczy przewodność elektrolityczna wynosząca 832-1450 $\mu\text{S}/\text{cm}$, przy podwyższonym stężeniu chlorków (200-350 mg/l), siarczanów (180-350 mg/l) oraz sodu (124-245 mg/l). Najbardziej zmineralizowaną wodę odnotowano w punkcie 3_3_268, który charakteryzuje się również najwyższymi stężeniami boru, potasu, wapnia, strontu oraz wodorowęglanów. Układ ten jest typowy dla dopływu wód pozostających pod wpływem historycznych odcieków przemysłowych lub wód podziemnych migrujących z obszaru dawnego Zachemu. Niskie stężenia azotanów i azotynów przy obecności jonów amonowych wskazują, że dominują procesy charakterystyczne dla środowiska o ograniczonej dostępności tlenu, co jest zgodne z wcześniejszą interpretacją wód podziemnych.

Wśród zanieczyszczeń organicznych największe znaczenie mają BTX, których suma osiąga 41 $\mu\text{g}/\text{l}$ w punkcie 1_3_268 oraz 29,4 $\mu\text{g}/\text{l}$ w punkcie 3_3_268. Dominującymi składnikami są ksyleny, następnie etylobenzen i toluen, natomiast benzen występuje w niewielkich stężeniach (<1 $\mu\text{g}/\text{l}$). Obraz ten odpowiada wynikom dla wód podziemnych, w których również obserwowano przewagę cięższych składników BTEX nad benzenem, co może wskazywać na historyczne źródło zanieczyszczeń związane z

produktami ropopochodnymi i rozpuszczalnikami przemysłowymi oraz częściową biodegradację bardziej mobilnych składników.

Podwyższone stężenia WWA występują przede wszystkim w punkcie 3_3_268 (1,05 µg/l), natomiast pojedyncze związki, takie jak benzo(a)piren, benzo(b)fluoranten czy benzo(ghi)perylen, występują w niskich stężeniach. Jedynie benzo(ghi)perylen w punkcie 4_3_268 nieznacznie przekracza środowiskową wartość MAC-EQS (0,0083 wobec 0,0082 µg/l), natomiast benzo(b)fluoranten osiąga około połowę wartości dopuszczalnej.

Charakterystyczną cechą badanych wód jest obecność AOX we wszystkich badanych punktach (0,020-0,026 mg/l) przy niskim stężeniu chlorobenzenów (0,14-0,21 µg/l) oraz chlorofenoli (0,013-0,023 µg/l). Oznacza to, że w wodzie powierzchniowej utrzymuje się niewielka ilość rozpuszczonych związków chloroorganicznych, natomiast dominującą część AOX prawdopodobnie stanowią inne, nieoznaczane indywidualnie halogenoorganiczne produkty historycznej działalności przemysłowej. Jest to zgodne z analizą badań osadów, w których również stwierdzono obecność AOX przy braku chlorobenzenów i chlorofenoli.

Na uwagę zasługuje praktycznie całkowity brak w wodzie powierzchniowej wielu charakterystycznych dla Zachemu związków, takich jak anilina, epichlorohydryna, nitrozwiązki, aminotolueny, chlorowane rozpuszczalniki alifatyczne czy PCB, które we wszystkich punktach pozostawały poniżej granic oznaczalności. W przeciwieństwie do wód podziemnych nie obserwuje się więc aktywnego dopływu świeżych zanieczyszczeń z tych grup do badanego zbiornika powierzchniowego. Wyjątek stanowi jedynie 2-fenylofenol, wykryty w jednym punkcie (0,09 µg/l), co może świadczyć o lokalnym, punktowym dopływie tej substancji.

Porównanie wyników badań wód powierzchniowych z analizą osadów wskazuje na wyraźną różnicę pomiędzy aktualnym a historycznym stanem środowiska. W osadach dominują trwałe zanieczyszczenia silnie związane z fazą stałą (AOX, metale, WWA i frakcje ropopochodne), natomiast w wodzie obecne są przede wszystkim związki dobrze rozpuszczalne i mobilne, takie jak chlorki, siarczany, sól oraz niewielkie ilości BTX i AOX. Na tej podstawie można sądzić, że zbiornik nie jest obecnie miejscem intensywnego dopływu świeżych zanieczyszczeń organicznych, lecz pozostaje pod wpływem historycznie ukształtowanego tła hydrochemicznego, zasilanego wodami o podwyższonej mineralizacji i zawierającymi pozostałości dawnych zanieczyszczeń przemysłowych.

Wyniki analizy statystycznej wyników badań wody powierzchniowej wykazały, że charakteryzują się one bardziej wyrównanym składem chemicznym niż woda podziemna.

Większość parametrów charakteryzowała się niskimi lub umiarkowanymi wartościami współczynnika zmienności (Załącznik 10h). Wyjątek stanowiły fosforany (74,7%), mangan (51,1%), suma BTX (82,0%) oraz suma WWA (112,0%), wskazujące na okresowy dopływ zanieczyszczeń do wód powierzchniowych. W porównaniu z wodami podziemnymi zmienność większości parametrów była jednak wyraźnie mniejsza, co świadczy o bardziej jednorodnym składzie chemicznym tej grupy wód.

Uzyskane wyniki potwierdzają, że zanieczyszczenia w obszarze SOE mają przede wszystkim charakter lokalny i są związane z oddziaływaniem różnych źródeł zanieczyszczeń oraz zróżnicowanymi warunkami hydrogeochemicznymi poszczególnych stref badanego obszaru.

3.5. Zmienność składu chemicznego wybranych składników dla WTZ SOE na poszczególnych poziomach wodonośnych

Analizy rozkładu przestrzennego wybranych składników chemicznych wód podziemnych dokonano na trzech poziomach wodonośnych: przypowierzchniowym (Q1 – do ok. 20 m p.p.t.), środkowym (Q2 – pomiędzy 20-30 m p.p.t.) oraz wgłębnym (poniżej 30 m p.p.t., obejmującym wody piętra neogeńskiego. Jedynie anilina, ze względu na swoje rozprzestrzenienie głównie w środkowym poziomie wodonośnym (Q2) została przeanalizowana jako jeden poziom wodonośny.

Przeanalizowano następujące składniki fizyko-chemiczne: przewodność elektrolityczna właściwa (PEW), OWO, sól, potas, jon amonowy, chlorki, siarczany, wodorowęglany, BTX, Anilina, chlorofenol, 2-fenylfenol, chlorofenol, fenol, chlorobenzen, AOX.

Przewodność elektrolityczna właściwa (PEW)

Rozkład przestrzenny PEW wskazuje, że w strefie przypowierzchniowej najwyższe wartości występują w okolicy składowiska Lisia oraz w północnej części WZT SOE (Rys. 112). Ma to swoje odzwierciedlenie w rozkładzie przestrzennym składników chemicznych w tej warstwie, gdzie większość składników osiąga swoje najwyższe wartości w tych właśnie obszarach (chlorki, siarczany, potas, sól, jon amonowy, wodorowęglany). W strefie środkowej (Q2) stężenia PEW są najwyższe w rejonie składowiska SOE i popiołów, w południowej części WTZ SOE. W strefie wód piętra neogeńskiego PEW jest najwyższa i osiąga wartości dochodzące do ponad 12 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Potwierdzają to stężenia analizowanych składników chemicznych, które swoje maksymalne wartości osiągają właśnie w strefie przyspągowej warstwy wodonośnej rejonu SOE.

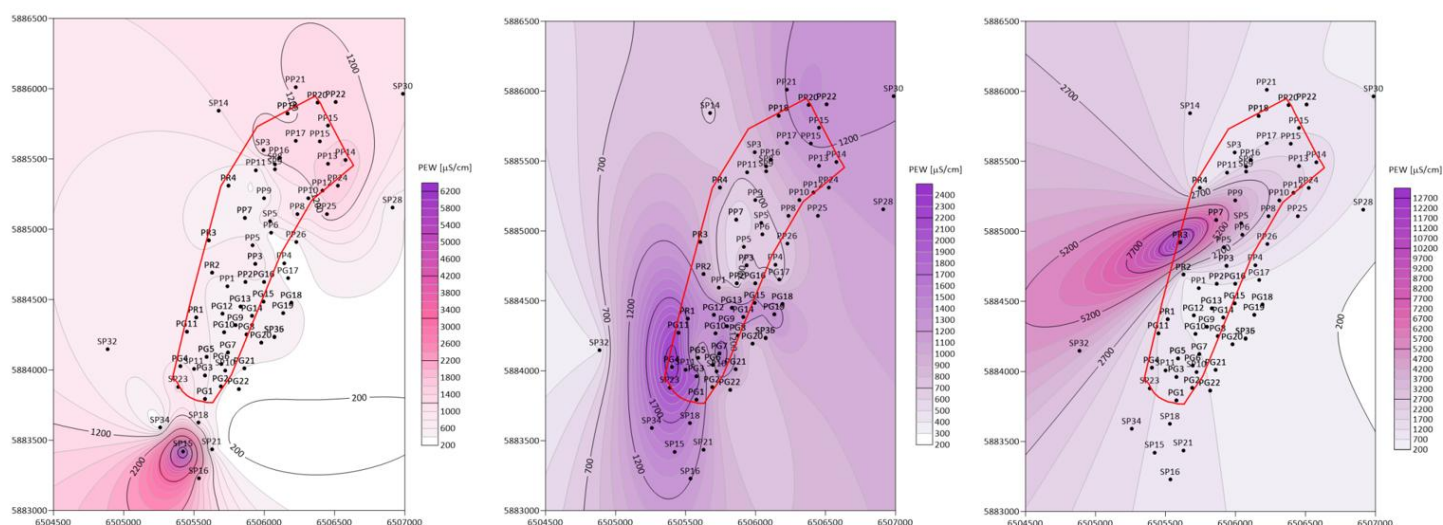
Ogólny węgiel organiczny (OWO)

Rozkład przestrzenny OWO przedstawiono tylko dla dwóch stref (Rys. 113): przypowierzchniowej (Q1) oraz środkowej (Q2). W strefie przyspągowej (neogeńskiej) stężenia OWO wynoszą zaledwie kilka mg/L, jedynie w rejonie otworu PR3. W strefie przypowierzchniowej (Q1) najwyższe stężenia OWO można

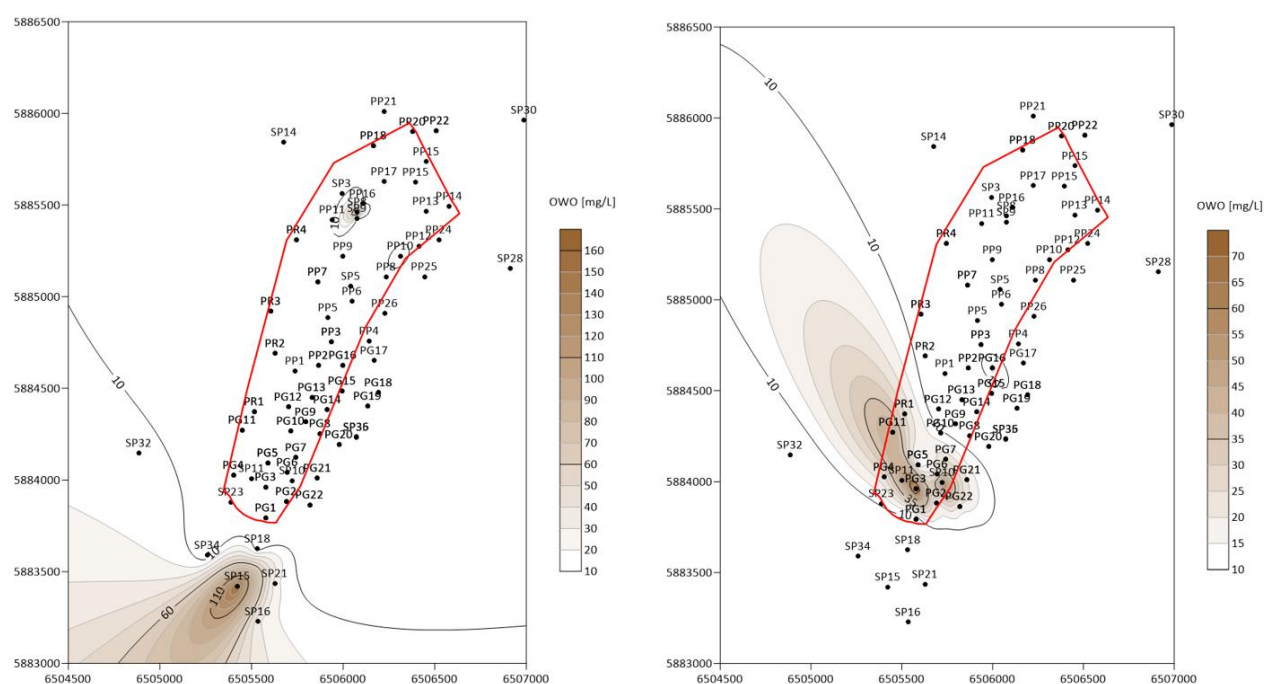
zaobserwować w rejonie składowiska Lisia, a w strefie środkowej (Q2) w rejonie składowisk SOE i popiołów.

Chlorki

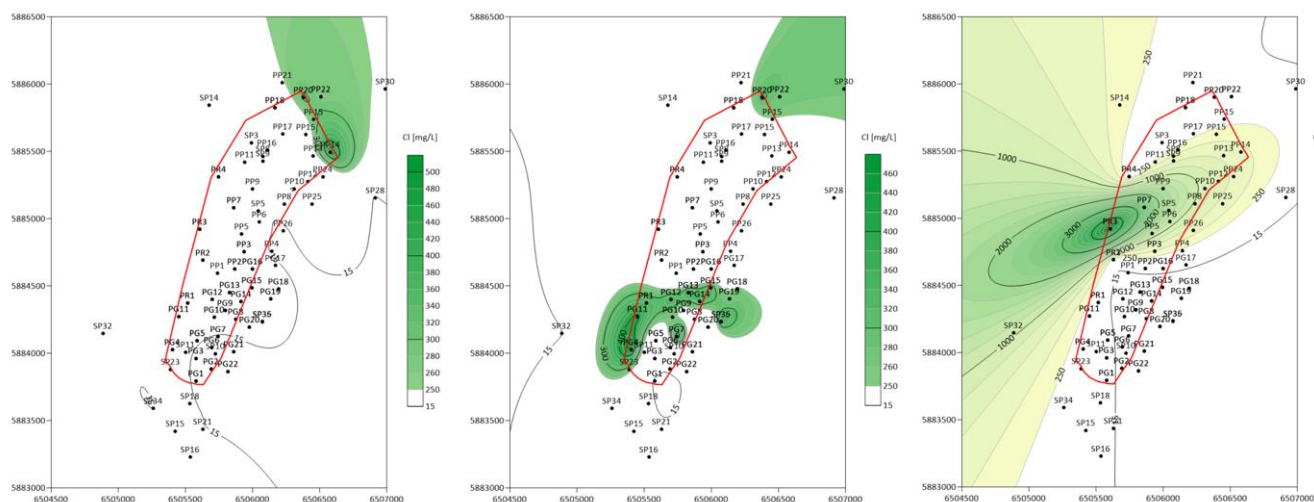
W strefie przypowierzchniowej najwyższe stężenia chlorków zaobserwować można w rejonie składowisk SOE i popiołów oraz w północnej części WTZ SOE (Rys. 114), gdzie obecność chlorków związana jest najprawdopodobniej z zanieczyszczeniem napływającym z rejonu Zakładów Chemicznych Nitrochem lub bliżej nieznanego ogniska zanieczyszczeń. W strefie środkowej, stężenia chlorków są najwyższe w północnej części WTZ SOE a w strefie przyspągowej w rejonie otworu PR3, w centralnej części WTZ SOE.



Rysunek 112 Rozkład przestrzenny PEW na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



Rysunek 113 Rozkład przestrzenny OWO na dwóch poziomach wodonośnych: po lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej: strefa środkowa Q2



Rysunek 114 Rozkład przestrzenny chlorków (Cl) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen

Siarczany

Stężenia siarczanów wykazują najwyższe wartości w rejonach analogicznych do chlorków (Rys. 115). W strefie przypowierzchniowej i środkowej najwyższe stężenia związane są ze składowiskiem Lisia oraz składowiskiem SOE (strefa Q2). w profilu pionowym największe wartości stężenia siarczanów występują w strefie przypowierzchniowej, co może być związane z procesem biodegradacji zanieczyszczeń organicznych, występujących w analizowanym obszarze.

Sód i Potas

Najwyższe stężenia sodu związane są ze składowiskiem Lisia (strefa Q1 i Q2) oraz składowiskiem SOE i rejonem piezometru PR3 (Rys. 116 i Rys. 117). Ponadnormatywne stężenia potasu związane są natomiast ze składowiskiem Lisia (strefa Q1) oraz północną częścią WZT SOE. W strefie przyspągowej stężenia potasu nie osiągają ponadnormatywnych wartości, stąd nie wykonywano mapy rozkładu stężeń potasu dla tej strefy.

Wodorowęglany

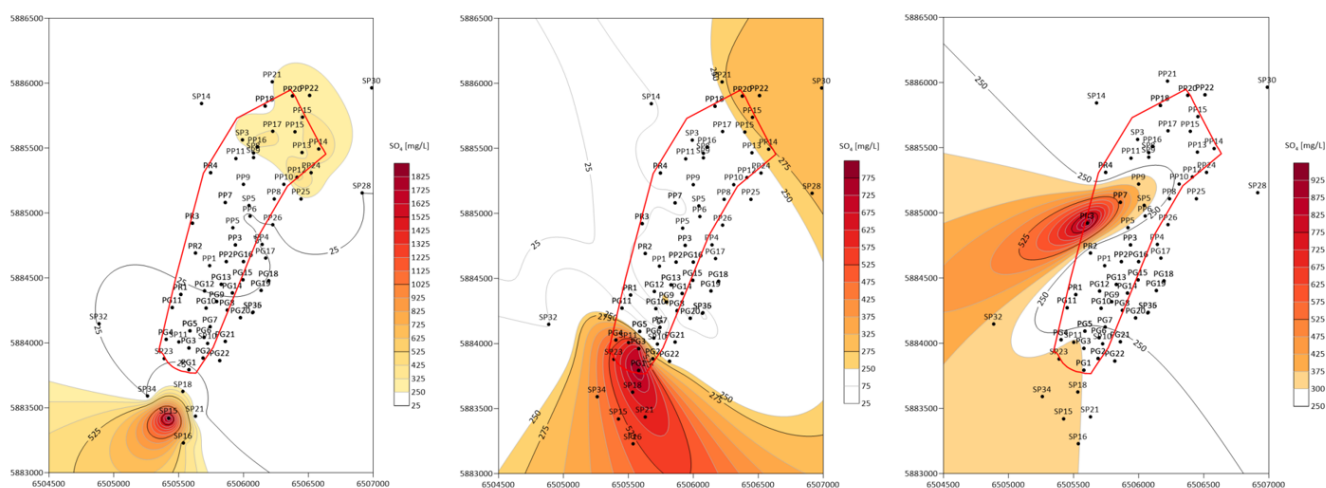
Stężenia wodorowęglanów o ponadnormatywnych stężeniach występują w rejonie składowiska Lisia i składowisk SOE i popiołów (Rys. 118). W strefie środkowej (Q2) wysokie stężenia wodorowęglanów występują w obrębie praktycznie całego WZT SOE w postaci smug.

Jon amonowy

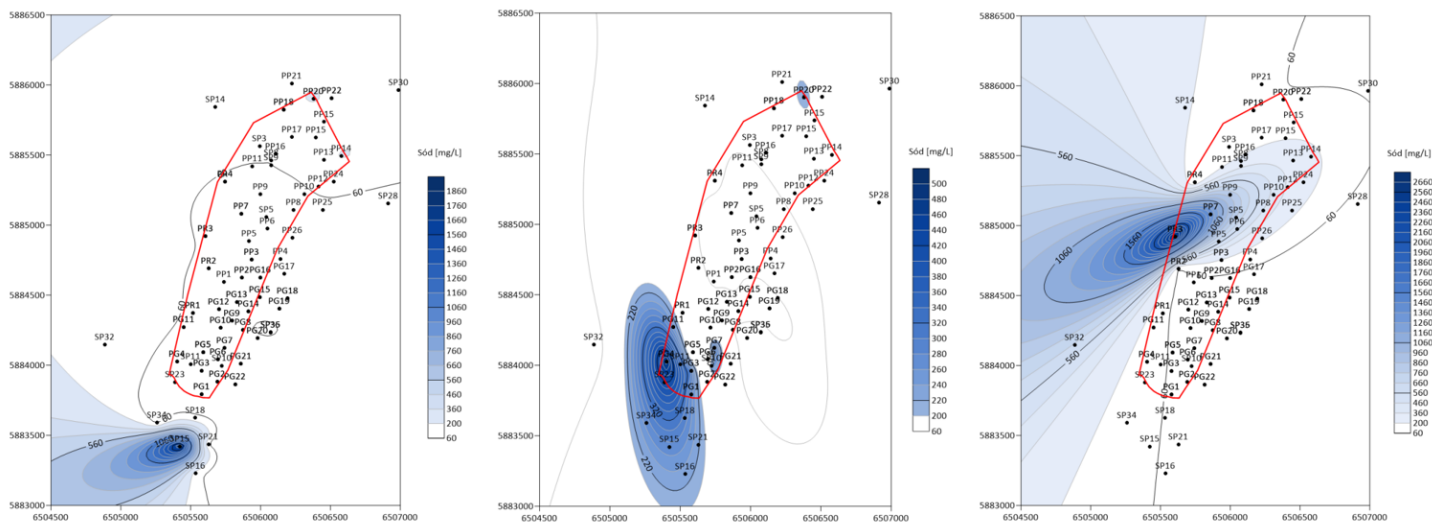
Obecność ponadnormatywnych stężeń jonu amonowego związana jest ze strefami Q1 i Q2 (Rys. 119). Strefa przypowierzchniowa (Q1) związana jest przede wszystkim ze składowiskiem SOE i popiołów.

Wybrane związki organiczne

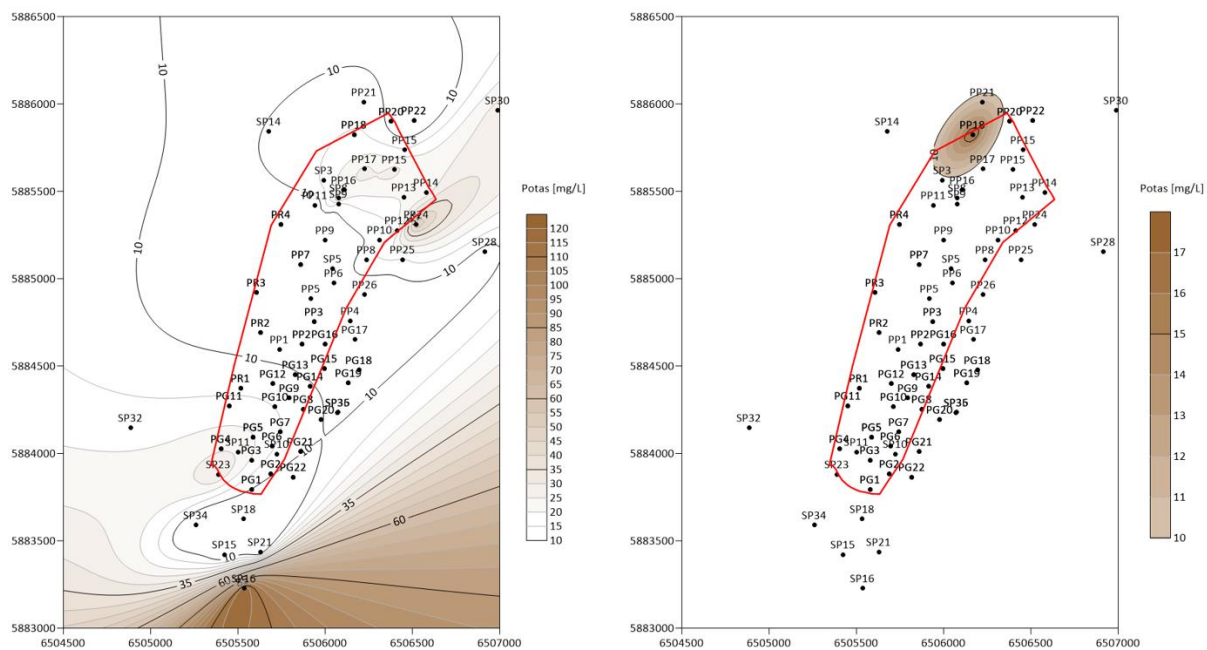
Stężenia związków organicznych, obecnych w wodach podziemnych w rejonie WTZ SOE, związane są w strefie przypowierzchniowej Q1 przede wszystkim ze składowiskiem Lisia (2-fenylfenol, chlorobenzen, fenol). Ponadto zaobserwować można ponadnormatywne stężenia BTX, AOX, chlorofenolu w części północnej WTZ SOE. W strefie środkowej (Q2) wysokie stężenia analizowanych związków organicznych występują przeważnie w rejonie składowisk SOE i popiołów (2-fenylfenol, AOX, BTX, chlorobenzen, chlorofenol, fenol). W strefie tej występują najwyższe wartości związków organicznych w profilu pionowym warstwy wodonośnej stąd można wnioskować, że główny strumień zanieczyszczeń przemieszcza się na tej głębokości. W strefie przyspągowej stężenia te są już zdecydowanie mniejsze. Rozkład przestrzenny poszczególnych związków organicznych w profilu pionowym warstwy wodonośnej przedstawiono na Rys. 120 – 126.



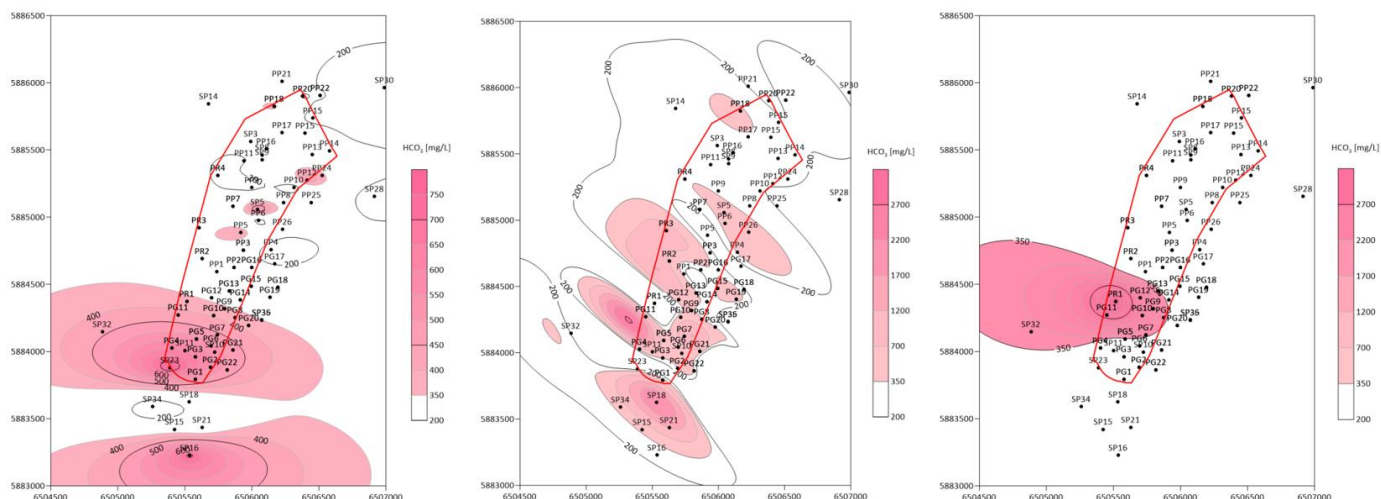
Rysunek 115 Rozkład przestrzenny siarczanów (SO_4) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



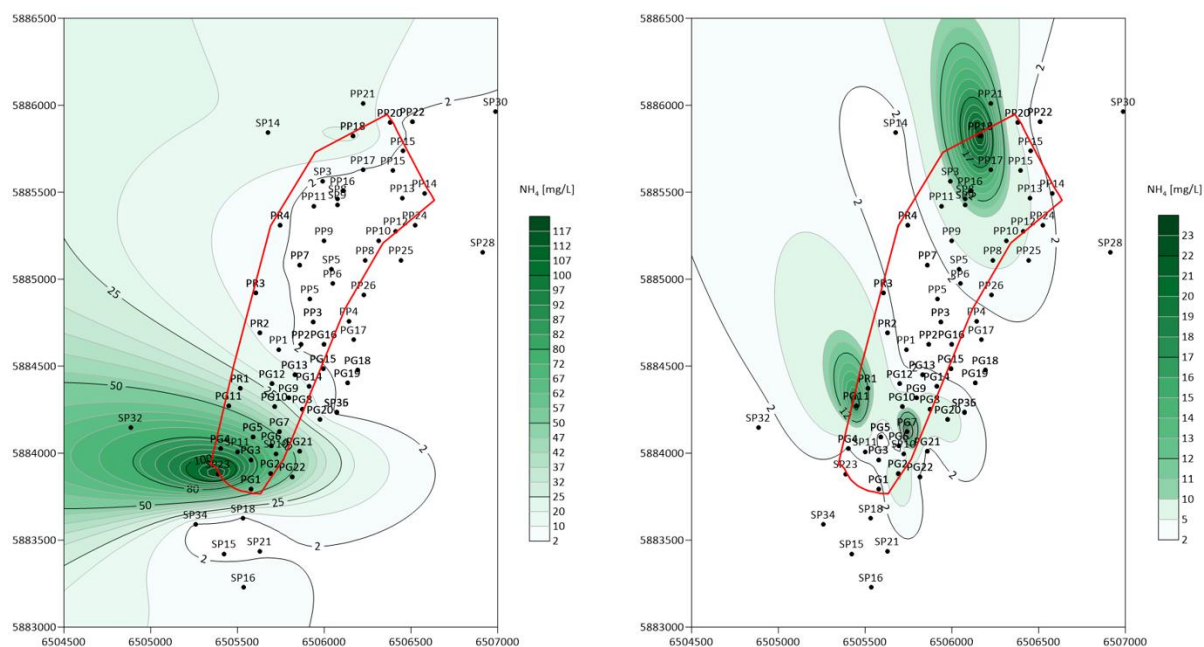
Rysunek 116 Rozkład przestrzenny sodu (Na) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



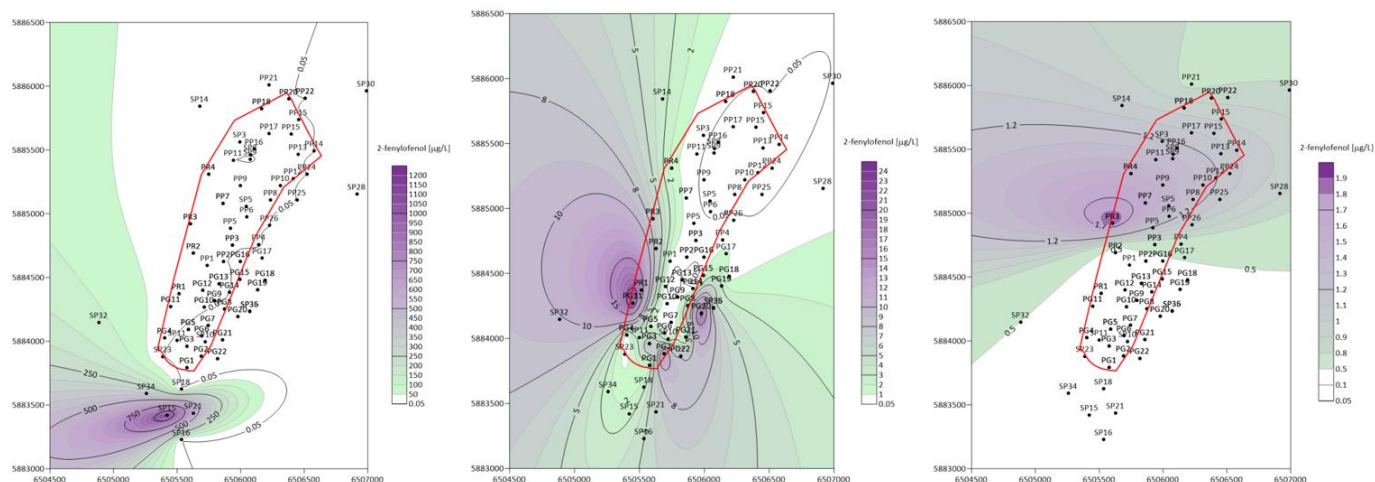
Rysunek 117 Rozkład przestrzenny potasu (K) na dwóch poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej – strefa środkowa Q2



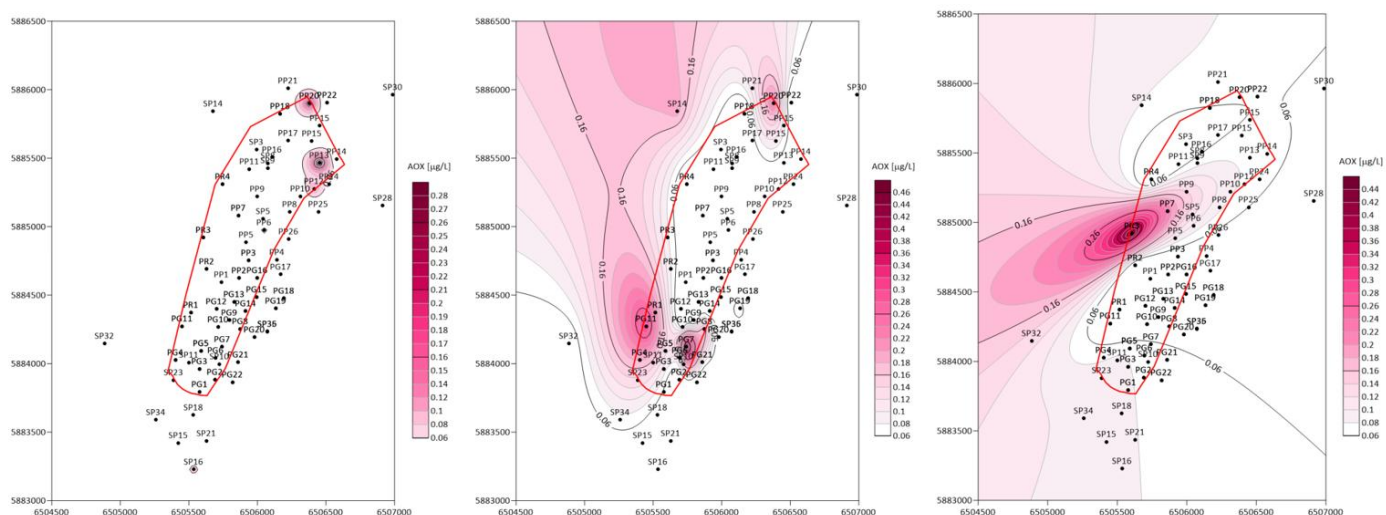
Rysunek 118 Rozkład przestrzenny wodorowęglanów (HCO_3) na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



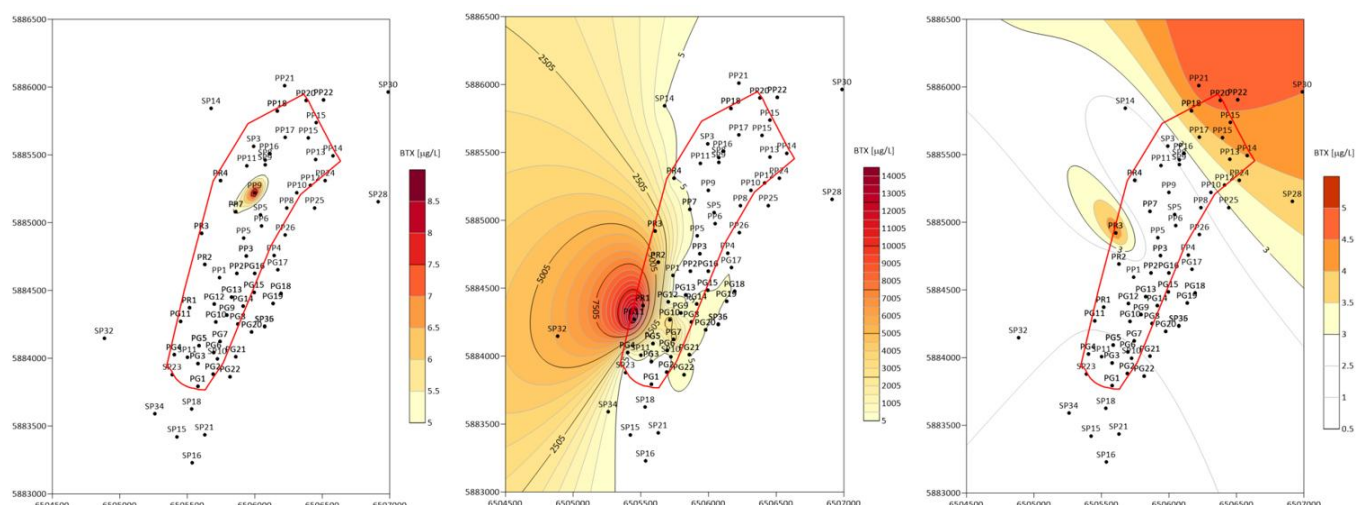
Rysunek 119 Rozkład przestrzenny jonu amonowego (NH_4) na dwóch poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej – strefa środkowa Q2



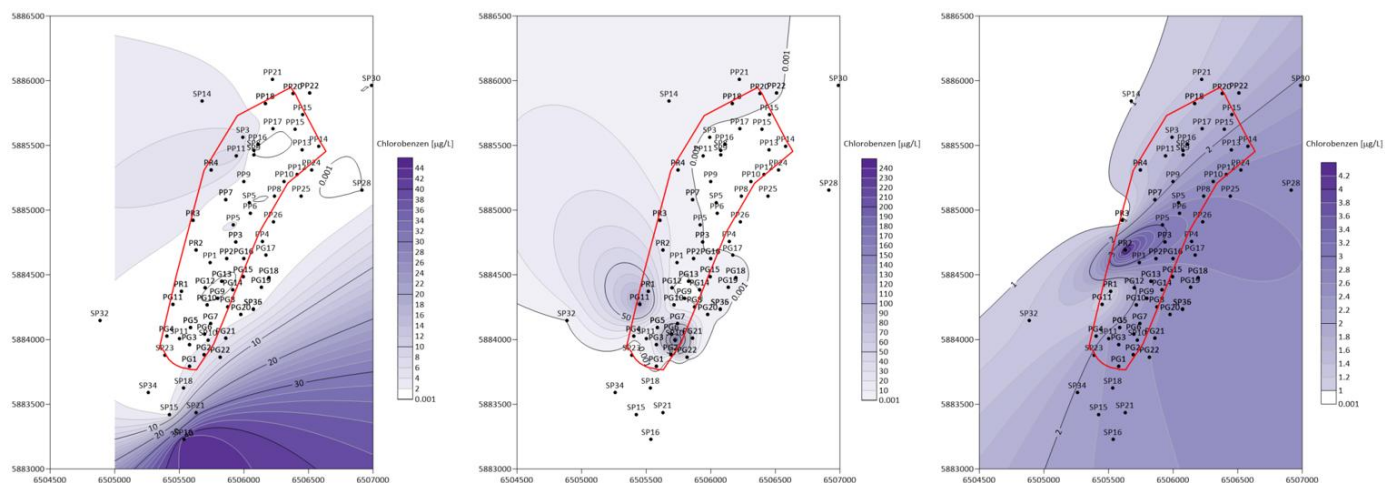
Rysunek 120 Rozkład przestrzenny 2-fenylfenolu na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



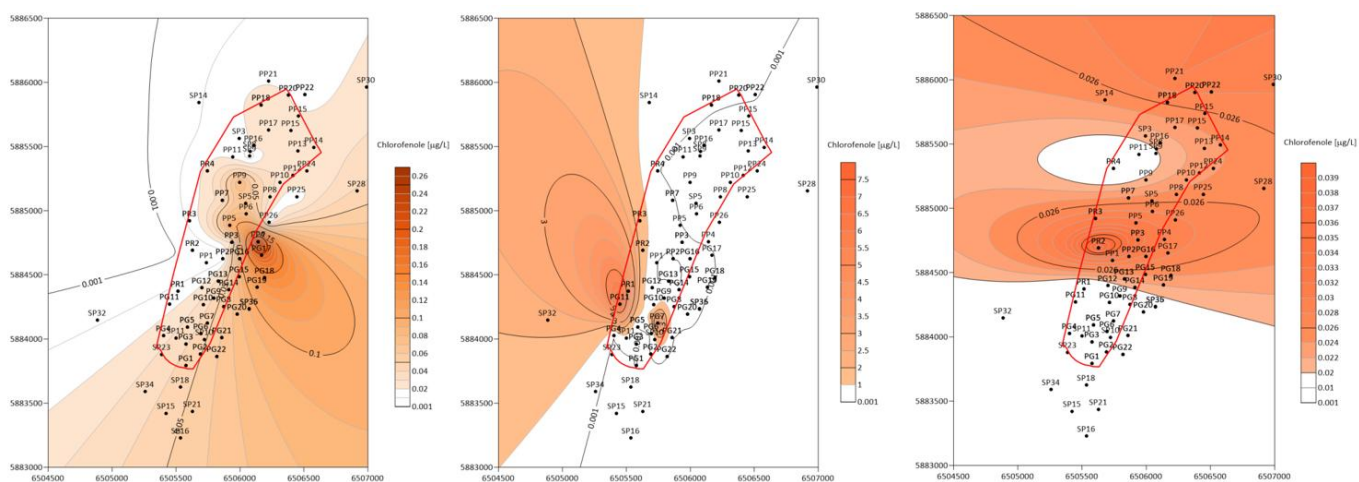
Rysunek 121 Rozkład przestrzenny AOX na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



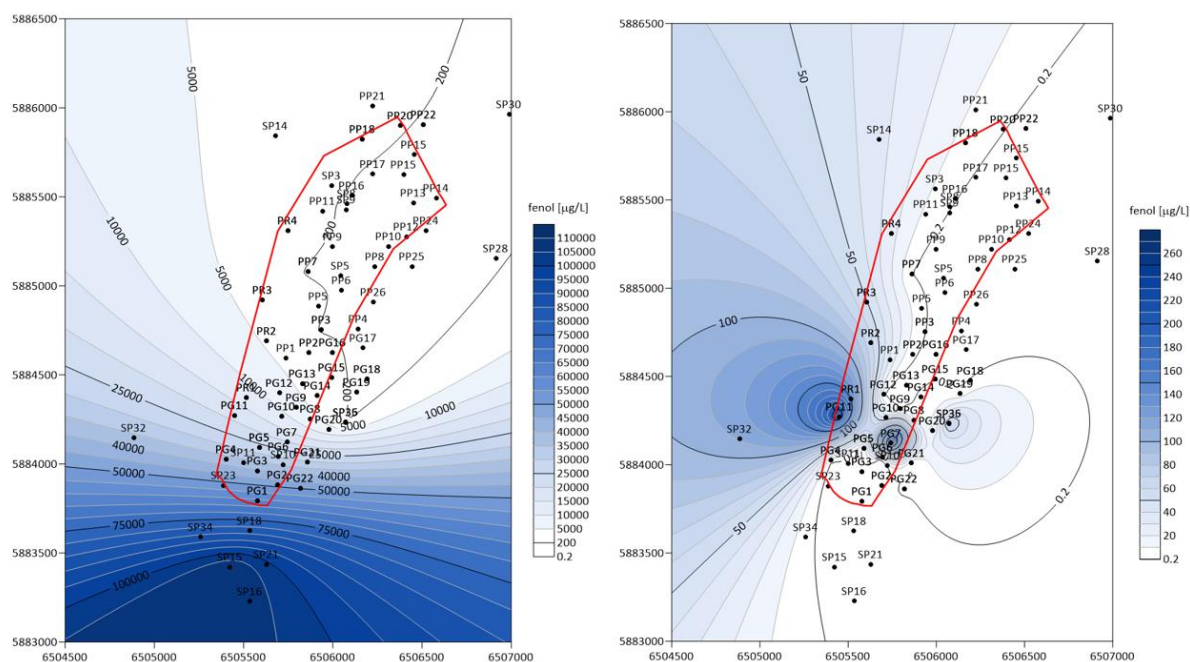
Rysunek 122 Rozkład przestrzenny BTX na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



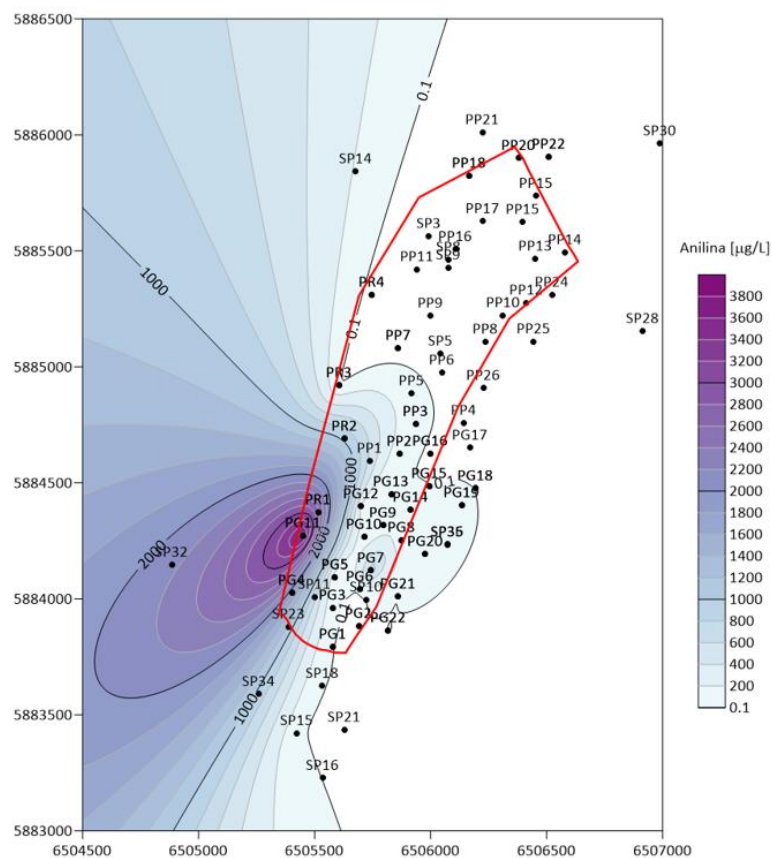
Rysunek 123 Rozkład przestrzenny chlorobenzenu na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



Rysunek 124 Rozkład przestrzenny chlorofenoli na trzech poziomach wodonośnych: od lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, strefa środkowa Q2 i strefa przyspągowa: Neogen



Rysunek 125 Rozkład przestrzenny fenoli na dwóch poziomach wodonośnych: po lewej – strefa przypowierzchniowa Q1, po prawej – strefa środkowa Q2



Rysunek 126 Rozkład przestrzenny stężenia aniliny w wodzie podziemnej w rejonie WTZ SOE (wartość średnia w profilu pionowym)

4. Model przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń

4.1. Wprowadzenie

Numeryczne modelowanie przepływu wód podziemnych i transportu zanieczyszczeń w przypadku ognisk zanieczyszczeń tak dużych i stanowiących tak poważne zagrożenie dla zasobów wód podziemnych jak teren dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”, w tym obejmujących znajdujące się w jego obrębie składowiska odpadów jest ważnym elementem badań i analiz realizowanych dla potrzeb opracowania planu działań naprawczych i projektowania skutecznej remediacji. Jednymi z najgroźniejszych ognisk zanieczyszczeń związanych z działalnością dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” jest kompleks składowisk odpadów przemysłowych „Zielona” oraz stawy osadowe epichlorohydryny (tzw. SOE). Dla w/w ognisk zanieczyszczeń wydzielono wielkoobszarowe tereny zdegradowane, odpowiednio WTZ Zielona i WTZ SOE.

Numeryczne modelowanie przepływu wód podziemnych i transportu zanieczyszczeń stanowią najwyższy poziom interpretacji ogółu danych hydrogeologicznych i hydrogeochemicznych, o znaczeniu i wartości wielokrotnie przewyższającej standardowe metody i statyczne metody modelowania hydrogeochemicznego. Przedstawiona teza została zweryfikowana w praktyce, w tym w licznych publikacjach i opracowaniach naukowych (MDBC, 2000; Kresic, 2007).

Przewaga modelowania numerycznego w szczególności dotyczy możliwości wykonywania symulacji migracji zanieczyszczeń w przyszłości oraz weryfikacji zastosowania różnych metod i technik remediacji w celu optymalnej lokalizacji elementów systemu oraz dokładnego oszacowania kosztów remediacji. Przy użyciu numerycznego modelowania możliwe jest bardzo dokładnego odwzorowania w układzie 3D chmury zanieczyszczeń oraz rzetelna ocena zagrożeń dla wód powierzchniowych, zbiorników wód podziemnych oraz ujęć wód pitnych. Modelowanie numeryczne umożliwia również ocenę prawidłowości wykonania sieci monitoringu wód podziemnych w rejonie ogniska zanieczyszczeń i pozwala na zaproponowanie miejsc dowiercenia ewentualnych nowych piezometrów.

Numeryczny model przepływu wód podziemnych i transportu zanieczyszczeń wykonuje się dla dowolnego stanu wyjściowego odwzorowującego np. stan aktualny lub dowolny stan występujący w przeszłości. Dla stanu wyjściowego lub kilku takich stanów jest możliwe uzyskanie dowolnego stanu pośredniego oraz stanów prognostycznych w przyszłości. W porównaniu do klasycznych metod interpretacji danych hydrogeologicznych dla określonych stanów, modelowanie numeryczne daje możliwość uzyskania ciągłej symulacji. Jest to ogromna jakościowa różnica a ogół korzyści z prawidłowo wykonanego modelowania nie jest możliwy do uzyskania metodami standardowymi.

W literaturze fachowej opisano jeden z pierwszych modeli przepływu wód w rejonie omawianych ognisk zanieczyszczeń, tj. WTZ Zielona i SOE, który powstał ponad 15 lat temu (Czop, 2010). Wykonanie nowej, zaktualizowanej wersji modelu numerycznego przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń dla wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” jest zatem mocno uzasadnione, zważywszy na ogół wykonanych przez firmę REMEA w latach 2025-2026 r. nowych badań i analiz geologicznych, hydrogeologicznych i hydrogeochemicznych, które wniosły w tym zakresie nową jakość i dostarczyły szeregu kluczowych danych.

4.2. Syntetyczna charakterystyka warunków geologicznych i hydrogeologicznych wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej WTZ Zielona i WTZ SOE

Najstarszymi utworami geologicznymi występującymi na omawianym obszarze są skały jury górnej (iłowce, łupki oraz margle) i kredy (wapień oraz piaski, piaskowce, łupki i osady mułowcowo – iłowcowe). Utwory mezozoiczne na obszarze dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” zalegają na dużych głębokościach, gdzie w świetle danych z głębokich wierceń geologicznych strop utworów kredy występuje na rzędnej $-60 \div -40$ m n.p.m. Zasadniczo zatem utwory jurajskie i kredowe nie odgrywają roli dla zagadnień związanych z przepływem strumienia wód podziemnych oraz transportu zanieczyszczeń z terenów WTZ Zielona i WTZ SOE.

Na utworach kredowych niezgodnie zalegają utwory paleogeńskie reprezentowany jest przez osady oligoceńskie, które w bezpośrednim sąsiedztwie Zakładów Chemicznych „Zachem”, są reprezentowane w przewadze przez iły i mułki, o zmiennej miąższości od kilku do lokalnie nawet około $30 \div 50$ m (Kozłowska, 1992). Z racji niskiej przepuszczalności i dużej głębokości zalegania również te utwory nie mają znaczenia dla przepływów strumienia wód podziemnych i transportu zanieczyszczeń z terenów WTZ Zielona i WTZ SOE.

Kolejne ogniwo w budowie geologicznej podłoża i rejonu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy stanowią osady neogeńskie, reprezentowane głównie przez miocenne częściowo zailone i zamulone piaski drobno- i bardzo drobnoziarniste. W stropie piasków lokalnie rozpoznano również iły, mułki i węgiel brunatny o miąższości do 10 m. Miąższość utworów wynosi około $30 \div 50$ m a ich strop zalega na rzędnych z przedziału $15 \div 30$ m n.p.m.

Pliocenne utwory neogenu zachowane są tylko lokalnie. W historii geologicznej były wielokrotnie niszczone i deformowane, w związku z czym występują jedynie w postaci relikтового profilu osadów o miąższości do około 10–20 m. Głębsze warstwy poznańskie górne reprezentują piaski. Nadległe warstwy zaburzone są wkładkami utworów ilastych oraz węgla brunatnego. W granicach Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy utwory pliocenne występują w postaci pstrych iłów i mułków ilastych z

przewarstwieniami piasków. Miąższość utworów jest zmienna i zależna uwarunkowań lokalnych, głównie od deniwelacji ich spągu i stropu, które zalega w przedziale rzędnych 30 ÷ 40 m npm. Utwory pliocenu odsłaniają się na powierzchni na krawędziach doliny Wisły i teras dolinnych oraz w rejonie Osiedla Łęgnowo Wieś.

Budowa geologiczna utworów czwartorzędowych w podłożu i sąsiedztwie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, ma kluczowe znaczenie dla przepływu wód podziemnych i transport zanieczyszczeń z obszarów WTZ Zielona i WTZ SOE (Rys. 127). Miąższość kompleksu utworów czwartorzędowych zmienia się w granicach od kilku do lokalnie nawet około 150 m. Profil utworów czwartorzędowych tworzą osady trzech zlodowaceń: południowopolskiego, środkowopolskiego i północnopolskiego oraz dwóch okresów interglacialnych: mazowieckiego i eemskiego. Utwory czwartorzędowe w rejonie Zakładów są reprezentowane przez osady plejstocenu (czwartorzędu nierozdzielonego) i holocenu.

Z hydrogeologicznego punktu widzenia, najistotniejsze znaczenie dla przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń na omawianym obszarze wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy i obszaru ich negatywnego oddziaływania położonego w dolinach rzek Wisły i Brdy, ma rozprzestrzenienie i miąższość kompleksu przepuszczalnych utworów piaszczysto – żwirowego oraz słaboprzepuszczalnych glin zwałowych wraz z niżej zalegających iłów neogeńskich.

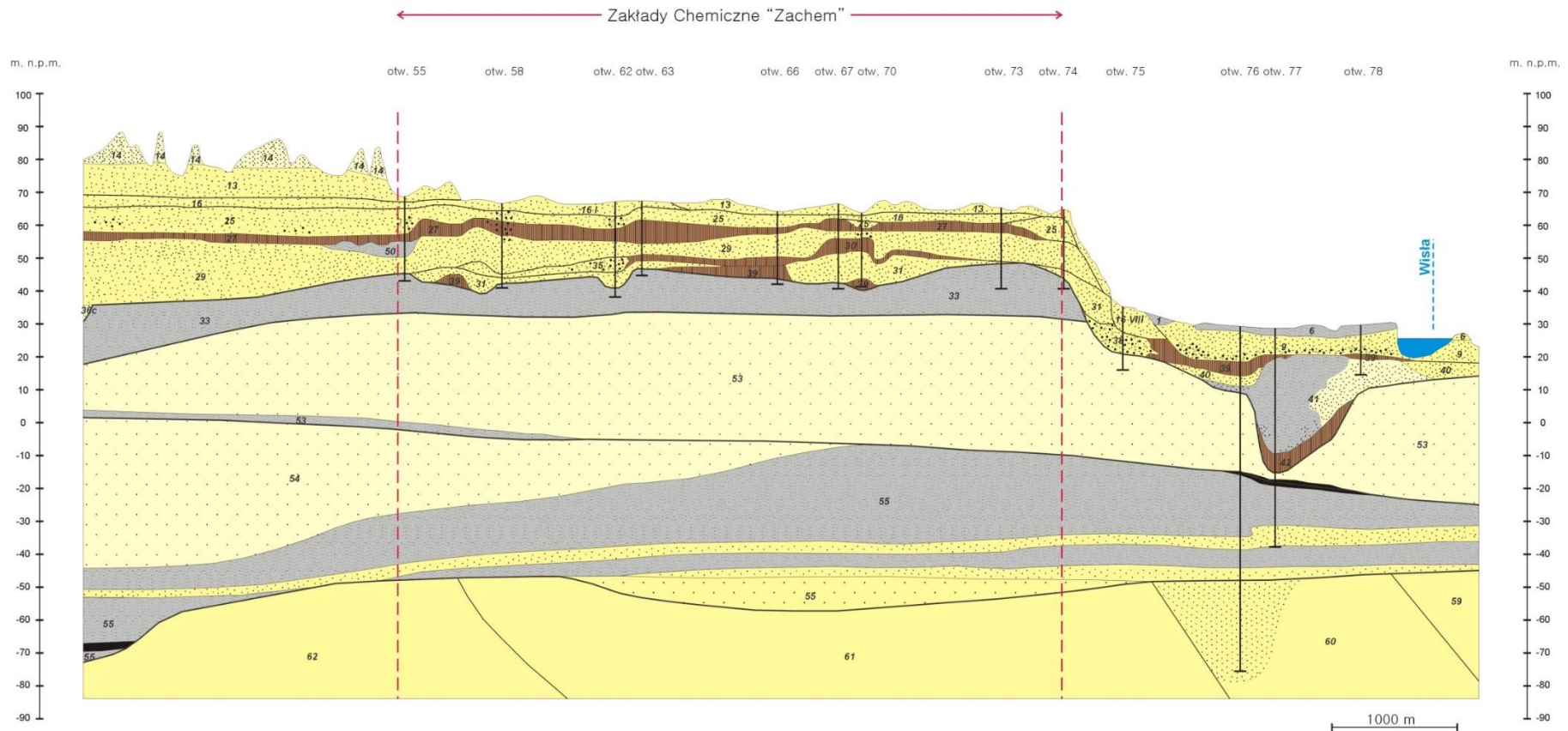
Północno – wschodnia część terasy wysoczyznowej na której zlokalizowany były dawne Zakłady Chemiczne „Zachem” w Bydgoszczy charakteryzuje się występowaniem kompleksu piaszczysto – żwirowym o miąższości 15 ÷ 25 m, zalegającym na utworach słaboprzepuszczalnych plejstocenu lub częściej neogenu a lokalnie również pliocen. Kompleks ten przykryty jest nieciągłą warstwą glin zwałowych, licznie porożcinaną wkładkami piasków i mułków, o miąższości do 8 m. Nadległą warstwę stanowią piaski o różnej granulacji o miąższości do 5 m, oraz eoliczne piaski drobnoziarniste.

W granicach Zakładów Chemicznych „Zachem” rozpoznano występowanie kilku czwartorzędowych dolin kopalnych, w których osady neogenu są silnie zredukowane lub nie występują. Dolina o przebiegu WSW – ENE jest najgłębszą na omawianym terenie i wcina się w utwory kredy do głębokości około 80 m (rzędna około -120 m npm.). Jest wypełniona glinami zwałowymi. Kolejna dolina kopalna, znacznie płytsza, o przebiegu NW-SE wypełniona jest piaskami różnoziarnistymi oraz żwirami i wcina się do rzędnej -30 m npm.

W morfologicznych dolinach rzek Wisły i Brdy dominują piaski o różnej granulacji o miąższości od kilku do kilkunastu metrów, przy czym w dolinie Wisły pokryte są namułami i torfami o miąższości do 5 m. W dolinie Brdy miejscami brak jest osadów czwartorzędowych. Wodonośne utwory czwartorzędowe na

obszarze morfologicznych dolin rzeki Brdy i Wisły generalnie pozostają w łączności hydraulicznej z wodonośnymi utworami neogeńskimi (piaskami mioceńskimi).

PRZEKRÓJ GEOLOGICZNY



Rysunek 127 Przekrój geologiczny w rejonie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy (Pietrucin, 2015 na podstawie Kozłowska, 1992)

1 – tQ_h torfy; 6 – maQ_h mułki i ility, miejscami z domieszką piasków (mady); 9 – $p_z^t Q_h$ piaski i żwirze rzeczne teras zalewowych; 13 – $p^e Q$ piaski eoliczne; 14 – Q^w piaski eoliczne w wydmachach; 16 – $f_{p_z}^{g} Q_{p_4}^{2tl-tvIIIb}$ piaski ze żwirami rzeczne teras nadzalewowych (I, IIa, IIb, III, IV, V, VI, VII, VIIIa, VIIIb); 25 – $f_{p_z}^{g} Q_{p_4}^{2P}$ piaski ze żwirami wodnolodowcowe; 27 – $g Q_{p_4}^{2L}$ gliny zwałowe; 29 – $f_{p_z}^{g} Q_{p_4}^{2L}$ piaski ze żwirami wodnolodowcowe (miejscami rzeczne); 30 – $g Q_{p_4}^1$ gliny zwałowe; 31 – $f_{p_z}^{g} Q_{p_4}^1$ piaski ze żwirami wodnolodowcowe; 33 – $im^{PL} p_3$ ility, mułki, lignit i węgiel brunatny – warstwy poznańskie górne; 35 – $g^c Q_{p_4}^1$ piaski ze żwirami, żwir i głązy moren czołowych; 36 – $f_{p_z}^{g} Q_p^{3-4}$ piaski i żwirze rzeczne (c – cykl sedimentacyjny); 39 – $g Q_{p_3}^2$ gliny zwałowe; 40 – $f_{p_z}^{g} Q_{p_3}^2$ piaski wodnolodowcowe; 41 – $b Q_{p_3}^1$ ility, mułki i piaski zastoiskowe; 42 – $g Q_{p_3}^1$ gliny zwałowe; 50 – $Tr, Cr Q$ ility, mułki, piaski i ility z węglem brunatnym trzeciorzędowe oraz margle i wapienie kredowe jako kry w utworach czwartorzędowych; 53 – $p M_{3a}$ piaski kwarcowe oraz ility i mułki z przewarstwieniami węgla brunatnego – warstwy adamowskie; 54 – $p Ol_3$ piaski kwarcowe z wkładkami mułków i węgla brunatnego; 55 – $m Ol_1$ m+cż mułki ilaste, mułowcowe, ility i ility z glaukonitem – warstwy mosińskie i czempirskie nierozdzielone; 59 – $p Cr_{al}$ piaski z fosforytami i glaukonitem oraz margle; 60 – $p Cr_h$ piaski i ility piaszczysto – margliste; 61 – $m Cr_v$ mułowce, mułowce i ility z syderytami; 62 – $mc Cr_b$ mułowce, mułki, ility margliste, wapienie i piaskowce

4.3. Model konceptualny warunków przepływu wód podziemnych wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej rejony WTZ Zielona i WTZ SOE

Komputerowe modelowanie warunków występowania i przepływu wód podziemnych oraz transportu w ich strumieniu masy polega najogólniej na stworzeniu wirtualnego, cyfrowego modelu rzeczywistego środowiska gruntowo-wodnego tj. warstwy wodonośnej lub często układu połączonych z sobą warstw wodonośnych.

Wirtualny, komputerowy model systemu wodonośnego powinien odwzorowywać w miarę możliwości realne warunki hydrogeologiczne, stąd na etapie jego wykonywania należy uwzględnić aktualny stan wiedzy w tym zakresie a nawet przeprowadzić dodatkowe badania uszczegółowiające. Kluczowe znaczenie ma zgromadzenie danych dotyczących parametrów hydrogeologicznych skał budujących modelowany górotwór (współczynniki filtracji, miąższość, współczynniki odsączalności grawitacyjnej i sprężystej itp.) oraz informacji o rodzaju wzajemnych kontaktów pomiędzy poszczególnymi piętrami i poziomami wodonośnymi (warstwami wodonośnymi).

Budowa numerycznego modelu hydrogeologicznego wymusza pewien stopień schematyzacji warunków hydrogeologicznych i założeń upraszczających, wynikających z ograniczeń specjalistycznego oprogramowania. Często w przypadku braku danych dotyczących pewnych elementów środowiska wodnego (np. wielkości infiltracji, ucieczek wody z rzek, rodzaju kontaktów hydraulicznych pomiędzy piętrami wodonośnymi czy granic zlewni podziemnej) przyjmuje się pewne arbitralne założenia, które ulegają weryfikacji i ustaleniu na drodze symulacji komputerowych.

Model konceptualny jest sumą zgromadzonych danych hydrogeologicznych, przyjętych założeń upraszczających i testowanych hipotez. Weryfikacja modelu konceptualnego odbywa się poprzez wykonanie obliczeń symulacyjnych i porównanie uzyskanych wyników (np. mapy hydroizohips, linii prądu, czasu przepływu wody) z wartościami uzyskanymi na drodze pomiarów wykonanych dla rzeczywistego górotworu.

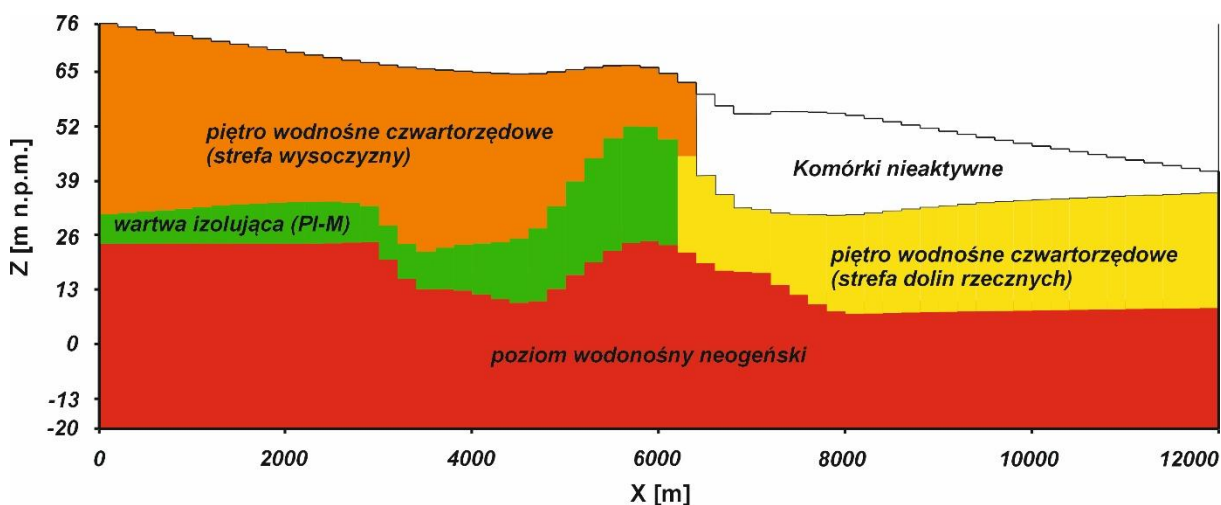
Model konceptualny warunków przepływu wód podziemnych na omawianym obszarze w rejonie składowiska odpadów dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” opiera się na badaniach tego terenu zrealizowanych w przeszłości w tym wynikach monitoringu środowiska gruntowo-wodnego oraz na ogromnej partii najnowszych badań i analiz geologicznych, hydrogeologicznych i hydrogeochemicznych. Model konceptualny jest również uzależniony od celu realizacji numerycznego modelu hydrogeologicznego, gdzie w przedmiotowym przypadku ma on na celu odwzorowanie warunków przepływu wód podziemnych a następnie określenie warunków migracji różnego rodzaju zanieczyszczeń.

W związku z powyższym w trakcie tworzenia modelu konceptualnego a następnie na jego podstawie konstrukcji numerycznego modelu hydrogeologicznego główny nacisk położono na jak najbardziej dokładne odwzorowanie wodonośnego piętra czwartorzędowego, w obrębie, którego stwierdzono zanieczyszczenia związane działalnością dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy.

Model konceptualny dla tworzonego model numerycznego wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej rejon WTZ Zielona i WTZ SOE, został przyjęty z wcześniejszych badań modelowych wykonanych w latach 2009-2010 przez M. Czopa (Rys. 128). Zakłada on, że czwartorzędowe piętro wodonośne na terenie wysoczyzny jest podścielone generalnie ciągłą warstwą izolującą w postaci zaliczanej do pliocenu-miocenu, warstw poznańskich górnych, wykształconych jako iły i mułki z węglem brunatnym. Do warstw tej zagregowano również spągowe partie plejstocénskich glin zwałowych.

Warstwa izolująca charakteryzuje się zmienną miąższością i urozmaiconą topografią powierzchni, a szczególnie charakterystycznym elementem są lokalne elewacje jej stropu, które stanowią przeszkodę dla strumienia przepływających wód podziemnych, który zmuszony jest je „opływać”. Warstwa izolująca na obszarze wysoczyzn rozdziela piętra wodonośne czwartorzędowe i trzeciorzędowe (wodonośny poziom neogeński). Jest to czynnik pozytywnie wpływający na ograniczenie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń z terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy w obrębie środowiska gruntowo-wodnego.

W obrębie warstwy izolującej w strefach głębokich kopalnych dolin erozyjnych mogą występować okna hydrogeologiczne, gdzie następuje strefowy kontakt hydrauliczny pomiędzy wodami pięter czwartorzędowego i trzeciorzędowego (poziomu neogeńskiego). Strefy takie są jednak stosunkowo nieliczne.



Rysunek 128 Model konceptualny wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej rejon WTZ Zielona i WTZ SOE

Wody podziemne w utworach pietra czwartorzędowego z rejonu wysoczyzny przemieszczają się w kierunku regionalnych i lokalnych baz drenażu, które stanowią koryta rzek Wisły i Brdy. W dolinach erozyjnych wspomnianych cieków warstwa izolująca (PI-M) generalnie została wyerodowana i utwory wodonośne piętra czwartorzędowego generalnie zalegają bezpośrednio na wodonośnych utworach neogeńskiego poziomu wodonośnego (pełny kontakt hydrauliczny).

Zwierciadło wód podziemnych w obrębie piętra czwartorzędowego ma charakter swobodny, ale istnieją strefy, gdzie ma charakter naporowy. Z kolei w przypadku piętra trzeciorzędowego charakter zwierciadła związanych z nim wód podziemnych zależy od lokalnych warunków geologicznych, w strefach występowania nieprzepuszczalnych utworów plioceńskich występuje zwierciadło naporowe zaś w strefach pełnego kontaktu piasków mioceńskich i czwartorzędowych zwierciadło swobodne.

W model konceptualnym opracowanym w 2009 r. zaproponowano bardzo dobre rozwiązanie problemu odwzorowania strefy skłonu wysoczyzny i jej przejścia w doliny erozyjne rzek Wisły i Brdy poprzez zastosowanie komórek nieaktywnych. Umożliwia to uzyskanie ciągłości kontaktu pomiędzy utworami czwartorzędowymi na wysoczyźnie i w strefie dolinnej.

4.4. Numeryczny model hydrogeologiczny wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszcy, obejmujący WTZ Zielona i WTZ SOE

4.4.1. Charakterystyka oprogramowania przyjętego do obliczeń i uzasadnienie wyboru

Komputerowe modelowanie warunków występowania i przepływu wód podziemnych należy obecnie do głównych narzędzi badawczych stosowanych do rozwiązywania skomplikowanych problemów hydrogeologicznych. Obejmują one, zazwyczaj:

- syntezę warunków występowania i przepływu wód podziemnych;
- określanie wielkości zasobów wód podziemnych;
- obliczenia transportu masy i energii w wodach podziemnych (migracji zanieczyszczeń);
- ocenę wpływu działań inżynierskich na środowisko gruntowo-wodne (np. eksploatacja studni, systemów odwadniania, wykonanie budynków i budowli w tym przesłon hydroizolacyjnych i in.).

Symulacje komputerowe przepływu wód podziemnych w systemach wodonośnych wykorzystują również matematyczne przepływu cieczy przez ośrodek porowy, ma ono postać równania różniczkowego II rzędu, gdzie wartość ciśnienia H jest zmienną zależną.

$$\frac{\delta}{\delta x} \left(K_{xx} \frac{\delta H}{\delta x} \right) + \frac{\delta}{\delta y} \left(K_{yy} \frac{\delta H}{\delta y} \right) + \frac{\delta}{\delta z} \left(K_{zz} \frac{\delta H}{\delta z} \right) = S_s \frac{\delta H}{\delta t} \pm W$$

gdzie:

K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} – współczynniki filtracji odpowiednio w kierunku osi X, Y i Z;

H – ciśnienie wód podziemnych;

W – strumień jednostkowy (tj. wydatek q przypadający na jednostkową objętość), znak ujemny (–) charakter drenujący, znak dodatni (+) charakter zasilający;

S_s – współczynnik odsączalności sprężystej (ang. specific storage) dla ośrodka porowego;

t – czas.

Dla uzyskania jednoznacznego rozwiązania takiego równania konieczne jest podanie wartości parametrów hydrogeologicznych odwzorowywanego systemu wodonośnego oraz określenie warunków brzegowych wokół analizowanego obszaru filtracji. Warunki te odnoszą się do ciśnienia H (zmiennej zależnej) bądź też jego pochodnych (głównie Q – wydajności lub przepływu).

Wykorzystując specjalistyczne programy komputerowe (np. najpopularniejszy Visual MODFLOW) przygotowuje się wirtualny model rzeczywistego obiektu jakim jest w tym przypadku warstwa wodonośna lub często układ połączonych z sobą warstw wodonośnych.

Visual MODFLOW jest obecnie najpopularniejszym i najpowszechniej stosowanym programem do modelowania w hydrogeologii. Program ten został stworzony przez firmę Waterloo Hydrogeologic, światowego lidera w dziedzinie oprogramowania dla specjalistów w dziedzinie nauk środowiskowych stosowanych. Wykorzystuje w obliczeniach program MODFLOW (tzw. silnik numeryczny) opracowany przez specjalistów z USGS. Program ten jest stale modyfikowany, a Visual MODFLOW w zasadzie jest nakładką na program MODFLOW, służącą do przygotowania danych wejściowych oraz wizualizacji wyników symulacji.

Zaletą programu jest stosunkowa łatwość obsługi oraz zastosowanie czytelnych procedur definiowania parametrów modelu i warunków brzegowych. Obecnie, program ten dostępny jest w dwóch wersjach różniących się graficznym interfejsem użytkownika (GUI):

w wersji klasycznej, znanej od kilkadziesiąt lat – Classical User Interface;

w wersji nowej – Flex Interface.

Program posiada czytelny i przejrzysty interfejs, z wyraźnym podziałem na moduł wprowadzania/edytowania danych, wykonywania obliczeń oraz wizualizacji wyników (Input, Run, Output) jednak z ograniczonymi możliwościami w zakresie wizualizacji wyników oraz współpracy z programami typu GIS.

Z uwagi na stopień skomplikowania budowy geologicznej w rejonie badań oraz złożoność zagadnienia związanego z prognozowaniem migracji zanieczyszczeń w wodach podziemnych, modelowanie numeryczne z wykorzystaniem program MODFLOW jest uzasadnione. Ze względu na powszechność stosowania oprogramowania Visual MODFLOW jest on najlepszym narzędziem do wykonania założonych prognoz przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń z WTZ Zielona i WTZ SOE.

Program Visual MODFLOW jest kompatybilny z oprogramowaniem ArcGIS Pro dostawcy ESRI, przy czym: wyniki działania programu mogą być zapisane w formatach obsługiwanych natywnie przez ArcGIS Pro (np. Shapefile *.shp, File Geodatabase (geobaza plikowa) *.gdb lub Personal Geodatabase (geobaza osobista) *.mdb),

dane wynikowe zawierają pełną informację przestrzenną (geometrię) oraz atrybuty opisowe,

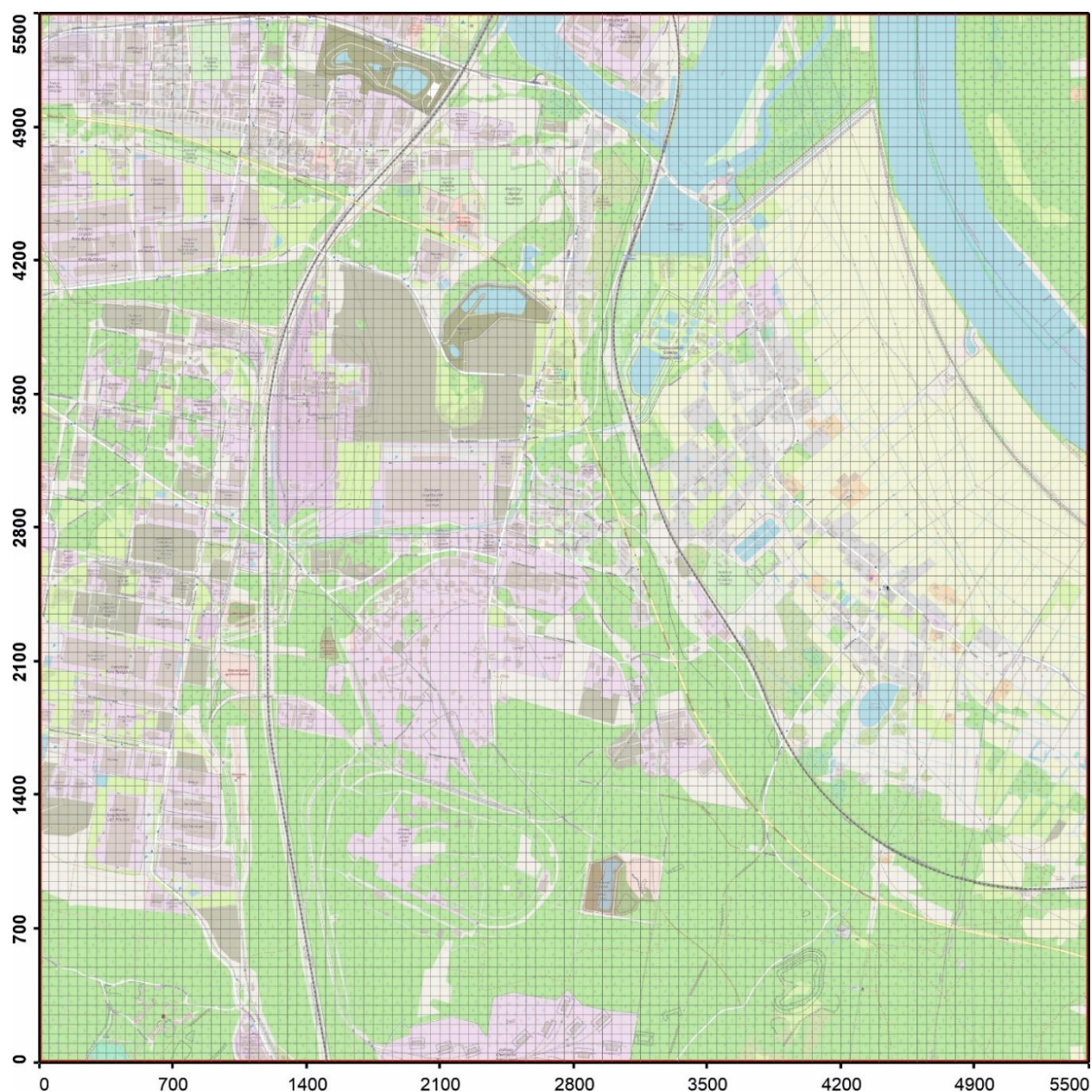
struktura danych jest zgodna z typami geometrii rozpoznawanymi przez ArcGIS Pro (punkt, linia, poligon itp.),

dane są możliwe do bezpośredniego zaimportowania i wizualizacji w ArcGIS Pro bez konieczności dodatkowego przetwarzania (dotyczy to również odniesienia przestrzennego tj. układów współrzędnych).

4.5. Charakterystyka modelu numerycznego

4.5.1. Struktura modelu

Badaniami modelowymi objęty został obszar o dobrym rozpoznaniu warunków hydrodynamicznych i hydrochemicznych położony we wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, uwzględniający WTZ Zielona i WTZ SOE. Obszar badań modelowych rozciągający się na wschód i północ w obrębie dolin cieków Wisły i Brdy, które stanowią regionalne i lokalne bazy drenażu. Obszar badań modelowych o wymiarach 5,5 km × 5,5 km i powierzchni ok. 30,25 km² został podzielony na kwadratowe bloki obliczeniowe o wymiarach boku równych 50 m, przy czym istnieje dowolna możliwość zmniejszania tej wartości (Rys. 129). Domena modelu numerycznego składa się ze 110 wierszy i 110 kolumn.



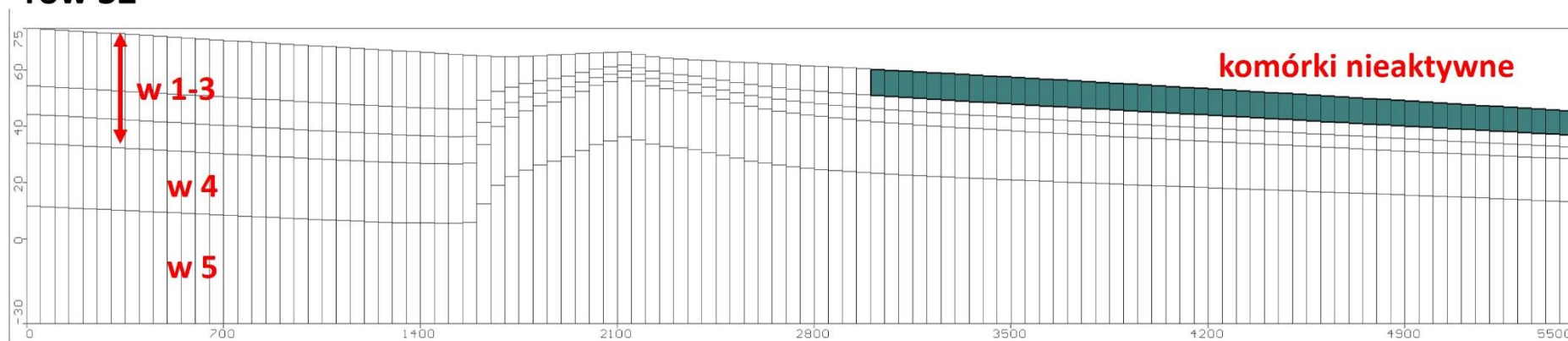
Rysunek 129. Domena hydrogeologicznego modelu numerycznego wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego rejony WTZ Zielona i WTZ SOE

Do konstrukcji modelu numerycznego wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”, obejmującego WTZ Zielona i WTZ SOE wykorzystano dane z otworów wiertniczych zarówno archiwalnych jak również nowo odwierconych, numeryczny model terenu oraz mapy topograficzne, geologiczne i hydrogeologiczne rejonu badań. Najistotniejsze znaczenie w tym względzie miały profile wspomnianych nowo odwierconych otworów geologicznych i hydrogeologicznych oraz sozologicznych, wykonanych w ramach projektu badań WZT Zielona i WTZ SOE w latach 2025 - 2026 przez firmę REMEA. łączna liczba otworów wykorzystanych do konstrukcji modelu to około 150 szt. przy czym dodatkowo wykorzystywano również przekroje geologiczne i hydrogeologiczne z opracowań mapowych oraz publikacji fachowych.

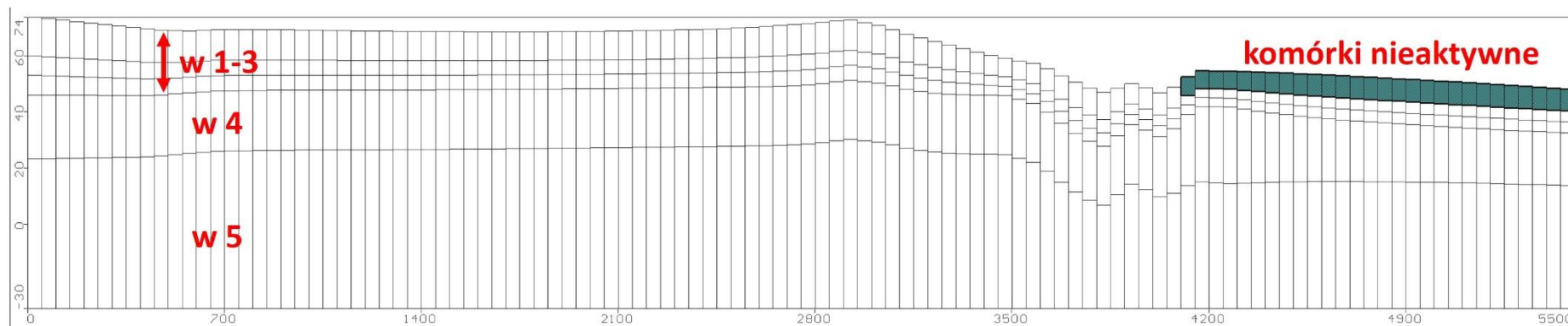
Zakres wykorzystanych danych obejmował rzędną powierzchni terenu oraz rzędne wydzieliń litologicznych z dostępnych kart otworów. W celu lepszego odwzorowania budowy geologicznej obszaru badań modelowych wykorzystane zostały dane o wydzieleniach litologicznych w otworach geologicznych przedstawionych na arkuszach Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski w skali 1:50000. W oparciu o przedstawione dane został przygotowany numeryczny model czwartorzędowo-trzeciorzędowego kompleksu wodonośnego złożony z 5 warstw modelowych, odwzorowujących istotne z punktu widzenia opisu warunków hydrogeologicznych rejonu badań wydzielenia litologiczne (Rys. 130, 131):

- **warstwy 1-3: czwartorzęd** – utwory w przewadze piaszczyste i piaszczysto-żwirowe, tworzące główny poziom wodonośny oraz poziomy zawieszone na stropie elewacji złożonych z utworów nieprzepuszczalnych plejstocénskich lub neogeénskich, kluczowy ze względu na migrację zanieczyszczeń z terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy i omawianych WTZ Zielona i WTZ SOE, w kierunku rzek Wisły i Brdy. W jego obrębie z hydrogeologicznego punktu widzenia wydzielono dwa typy utworów o zróżnicowanych parametrach hydraulicznych – utwory przepuszczalne: głównie piaski, ale lokalnie również pospółki i żwiry oraz utwory słaboprzepuszczalne: głównie gliny oraz gliny piaszczyste. W związku z bardzo dużą deniwelacją powierzchni terenu w strefie skłonu wysoczyzny na granicy z doliną Wisły część komórek warstw 1-3 została wyłączona (komórki nieaktywne).
- **warstwa 4** – utwory izolujące iły i mułki (Pl-M) na obszarze wysoczyzny oraz piaszczyste utwory czwartorzędowe w strefie doliny Wisły - warstwa spełnia dwójaką rolę, w strefie wysoczyzny odwzorowuje nieprzepuszczalne utwory plioceńskie oddzielające zawodnione piaski czwartorzędowe i mioceńskie, z kolei w strefach dolinnych w szczególności rzeki Wisły odwzorowuje piaszczyste utwory czwartorzędowe.

row 32



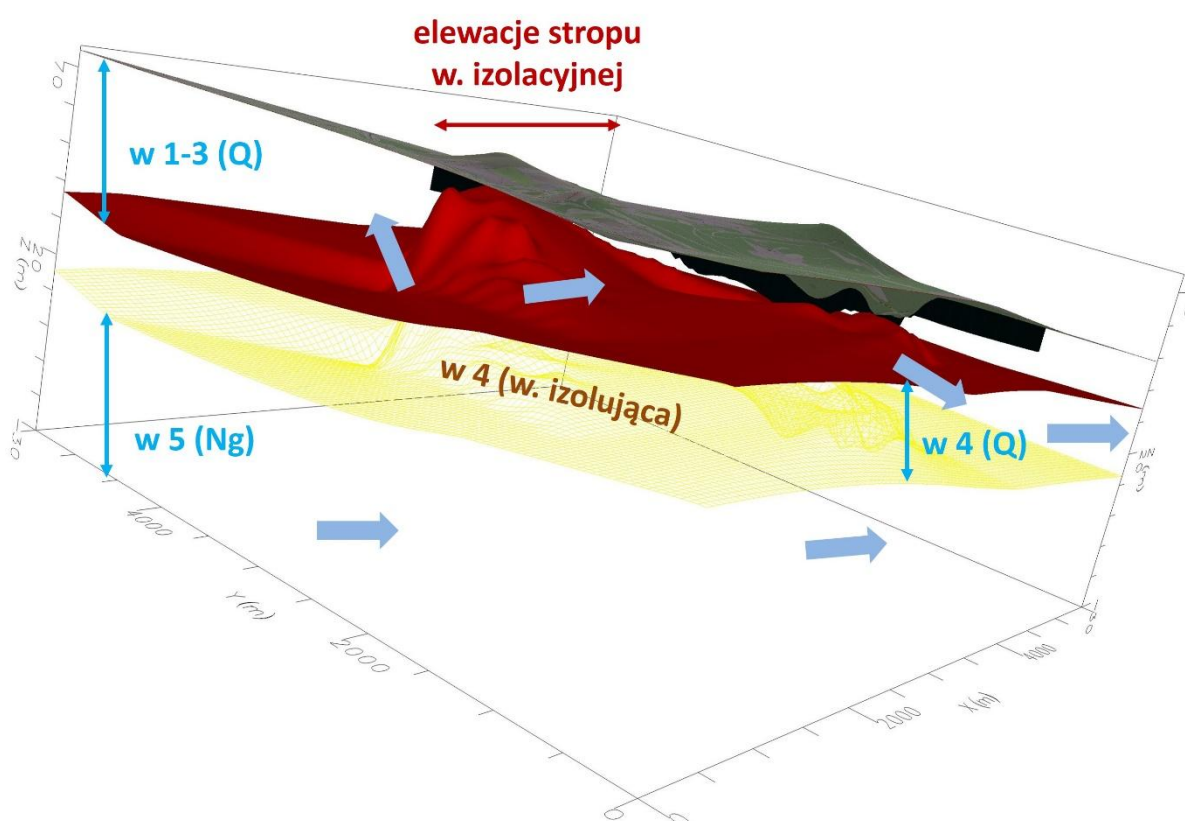
row 82



Rysunek 130 Warstwy obliczeniowe w modelu numerycznym wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego rejony WTZ Zielona i WTZ SOE

- **warstwa 5** – neogeński poziom wodonośny (miocen) - jednolita warstwa utworów piaszczystych, które w obszarze wysoczyzny jest odizolowana od piętra czwartorzędowego (za wyjątkiem kontaktu w głębokich pradolinach) zaś w dolinach rzek Wisły i Brdy z uwagi na wyerodowanie nieprzepuszczalnych utworów plioceńskich i mioceńskich ma bezpośredni kontakt z piaskami czwartorzędowymi; od dołu warstwa ta jest izolowana przez warstwy oligoceńskie, wykształcone w przewadze w postaci utworów o bardzo słabej przepuszczalności, tj. iły i mułki z przewarstwieniami piasków, przy czym na modelu funkcje tę spełnia nieprzepuszczalny spąg (dno modelu).

Wszystkie warstwy modelu numerycznego stworzono z uwzględnieniem ich zmiennej morfologii i miąższości, co z punktu widzenia dokładności badań modelowych jest bardziej właściwe od metodyki stosowania warstw płaskich o stałej miąższości.



Rysunek 131 Wizualizacja 3D dla modelu numerycznego wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego rejony WTZ Zielona i WTZ SOE

Objaśnienie: Osie układu odniesienia są zorientowane zgodnie z układem współrzędnych geodezyjnych. Oś X wyznacza kierunek wschodni, a oś Y kierunek północny.

4.5.2. Parametry hydrogeologiczne

Parametry modelu przyjęte podczas jego konstrukcji zestawiano w Tab. 41. Wartości współczynników filtracji są zbliżone zarówno do podawanych w dokumentacjach hydrogeologicznych oraz w literaturze naukowej jak również do przyjmowanych w modelach numerycznych rejonu badań. W prowadzonych badaniach modelowych starano się nie zmieniać znacząco parametrów hydrogeologicznych w poszczególnych warstwach modelu ani nie wprowadzać stref o nieuzasadnionych różnicach w ich wartościach. W poradnikach metodycznych dotyczących modelowania numerycznego przedstawiany jest zgodny pogląd, w zakresie realizacji jak najprostszyc modeli i ich sukcesywnego rozwijania w miarę pojawiania się nowych danych i bardziej szczegółowego rozpoznania warunków przepływu strumienia wód podziemnych.

Tabela 41. Parametry wykorzystane w modelu hydrogeologicznym wschodniej części dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującego WTZ Zielona i WTZ SOE

Litologia warstwy	Współczynnik filtracji [m/s]	Współczynnik porowatości całkowitej [-]	Współczynnik porowatości efektywnej [-]	Współczynnik odsączalności grawitacyjnej [-]	Współczynnik odsączalności sprężystej [-]
WARSTWA 1 - 3 <i>Piaski (Q)</i> <i>Piaski gliniaste (Q)</i>	$1,0 \times 10^{-5} \div 5,0 \times 10^{-4}$ $1,0 \times 10^{-6}$	0,30 0,20	0,25 0,18	0,20 0,15	$1,0 \times 10^{-5}$ $1,0 \times 10^{-5}$
WARSTWA 4 <i>Piaski (Q)</i> <i>Gлина zwałowa (Q)</i> <i>Iły i mułki (PI-M)</i>	$1,0 \times 10^{-5} \div 1,0 \times 10^{-4}$ 1×10^{-7} 1×10^{-7}	0,30 0,10 0,02	0,25 0,05 0,01	0,20 0,02 0,005	$1,0 \times 10^{-5}$ $1,0 \times 10^{-5}$ $1,0 \times 10^{-5}$
WARSTWA 5 <i>Piaski (Miocen)</i>	$1,0 \times 10^{-5} \div 5,0 \times 10^{-5}$	0,25	0,20	0,18	$1,0 \times 10^{-5}$

W odniesieniu do parametrów migracji zanieczyszczeń dla warstw wodonośnych zbudowanych z utworów piaszczystych i piaszczysto-żwirowych, w ramach niniejszego modelowania zostały one przyjęte zgodnie z zalecaniami z poradników metodycznych dotyczących modelowania migracji zanieczyszczeń (MDBC, 2000; Kresic, 2007) oraz doświadczenia autorów.

Parametry dla migracji zanieczyszczeń na omawianym modelu przyjęto dla wariantu zanieczyszczeń konserwatywnych (chlorków), dla utworów przepuszczalnych w wodonośnych piętrach czwartorzędowym i trzeciorzędowym na poziomie:

- Współczynnik dyspersji podłużnej (ang. Longitudinal Dispersivity): 100-200 m
- Stosunek wsp. dyspersji poprzecznej do podłużnej (ang. Horizontal to Longitudinal Ratio): 0.1
- Stosunek wsp. dyspersji pionowej do podłużnej (ang. Vertical to Longitudinal Ratio): 0.01

- Współczynnik dyfuzji molekularnej (ang. Molecular Diffusion Coefficient): 0.0

4.5.3. Warunki brzegowe

Model hydrogeologiczny wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy wraz z obszarem ich potencjalnego oddziaływania na środowisko gruntowo-wodne, w tym obejmujący obszar WTZ Zielona i WTZ SOE, ma charakter lokalny, ale jest oparty na granicach geologicznych lub hydrogeologicznych. Obszar domeny modelu przyjęto ze sporym zapasem w celu odwzorowania skomplikowanego rozptyłu strumienia wód podziemnych w strefie kontaktu terasy pradolinnej i dolin erozyjnych rzek Wisły i Brdy. Cieki te stanowią regionalne bazy drenażu dla wód podziemnych występujących w utworach czwartorzędowych, ale również w głębszych piętrach i poziomach wodonośnych tj. trzeciorzędowym i kredowym.

Wszystkie zewnętrzne granice modelu odwzorowano warunkiem brzegowym I rodzaju ($H=const$) w odpowiednio dużej odległości rzędu nawet do kilku kilometrów od obszarów WTZ Zielona i WTZ SOE, które obejmują potencjalne ogniska zanieczyszczeń środowiska gruntowo-wodnego, tj. odpowiednio kompleks składowisk przemysłowych „Zielona” oraz stawy osadowe epichlorohydryny (SOE).

Zasilanie z opadów atmosferycznych modelowano warunkiem brzegowym II rodzaju ($Q=const$. (Recharge). Założono zasilanie z infiltracji opadów atmosferycznych w wysokości 50–150 mm na cały obszar modelu. Wartości te przypisano pierwszej aktywnej komórce, idąc od góry modelu.

Rzeki Wisła oraz Brda z racji bardzo dobrego kontaktu hydraulicznego z utworami wodonośnymi czwartorzędowymi i trzeciorzędowymi zostały odwzorowane warunkiem brzegowym I rodzaju ($H=const$), który jest bardziej właściwy dla odwzorowywania dużych cieków, gdyż daje lepszą możliwość symulacji typowych fragmentów drenujących.

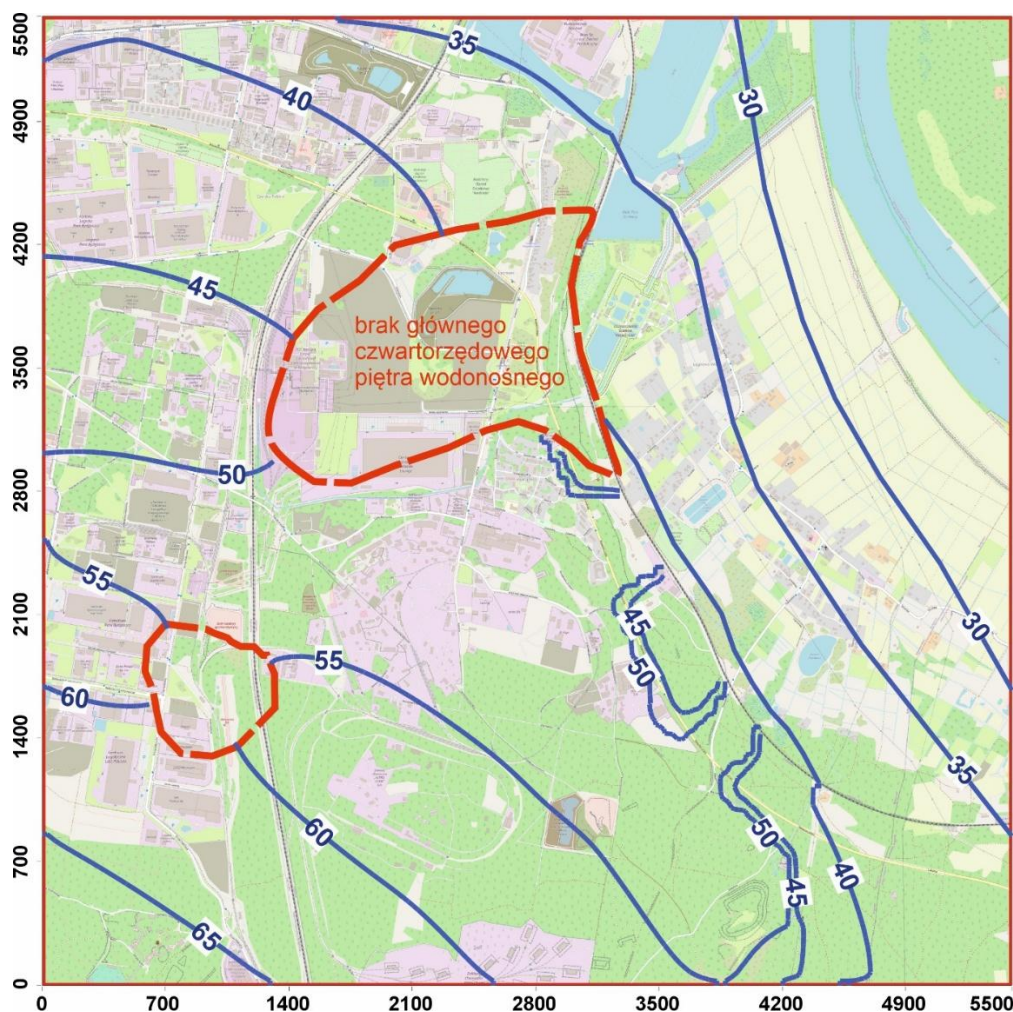
Teren dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” oraz znajdujące się w jego obrębie kompleksy składowisk odpadów przemysłowych są ciągle aktywnymi ogniskami zanieczyszczeń, z których wody opadowe i roztopowe wymywają zanieczyszczenia do środowiska gruntowo-wodnego. W modelowaniach transportu zanieczyszczeń dla zidentyfikowanych ognisk zanieczyszczeń ich cały obszar lub jego fragment, odwzorowano przy pomocy warunku brzegowego dla migracji - Recharge Concentration. Symuluje on przenikanie zanieczyszczonych wód odciekowych z bryły odpadów pionowo w dół do wód podziemnych występujących w podłożu ogniska zanieczyszczeń. Ocieki powstają w wyniku wymywania zanieczyszczeń z odpadów przez wnikające do ich bryły wody opadowe i roztopowe.

4.6. Wyniki badań modelowych

4.6.1. Warunki występowania i przepływu wód podziemnych

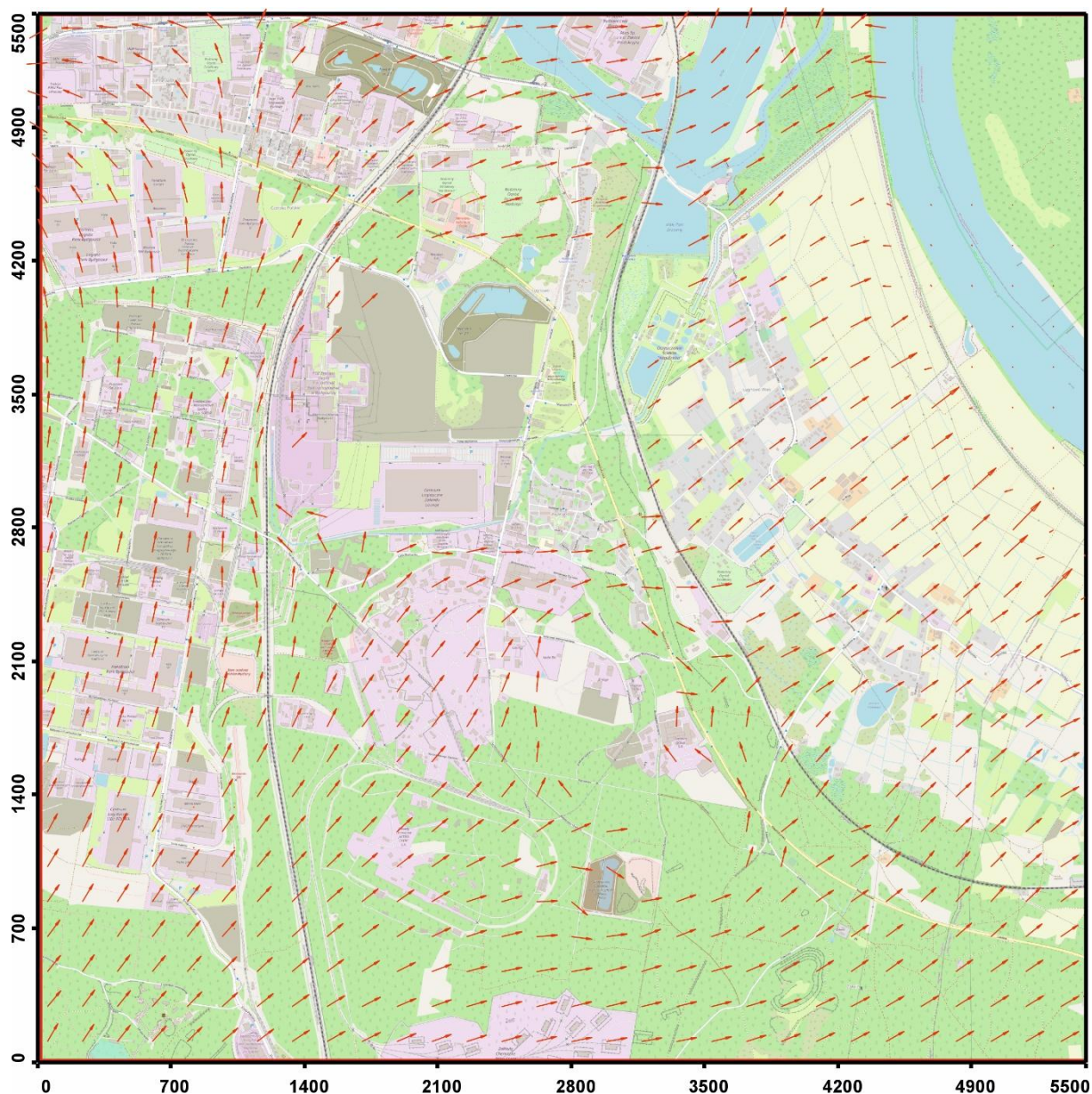
Warunki występowania i przepływu wód podziemnych we wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, obejmującej wydzielone wielkoobszarowe tereny zdegradowane WTZ Zielona i WTZ SOE, zostały odwzorowane na podstawie badań zrealizowanych w istniejących przed 2025 r. i nowoodwierconych w latach 2025 - 2026 otworów piezometrycznych, według stanu na początek lipca 2026 r. Obejmują one głównie obszar położony na wysoczyźnie, ale kilka znajduje się na terenie morfologicznych dolin rzek Wisły i Brdy.

Mapa hydroizohips dla domeny modelowej według stanu na lipiec 2026 r., na podstawie danych z pomiarów wykonanych w ramach projektu badania WTZ Zielona i WTZ SOE została przedstawiona na poniższym rysunku (Rys. 132).



Rysunek 132 Mapa hydroizohips dla głównego czwartorzędowego poziomu wodonośnego we wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy, w tym na obszarach WTZ Zielona i WTZ SOE na podstawie badań modelowych wg stanu na VII 2026 r.

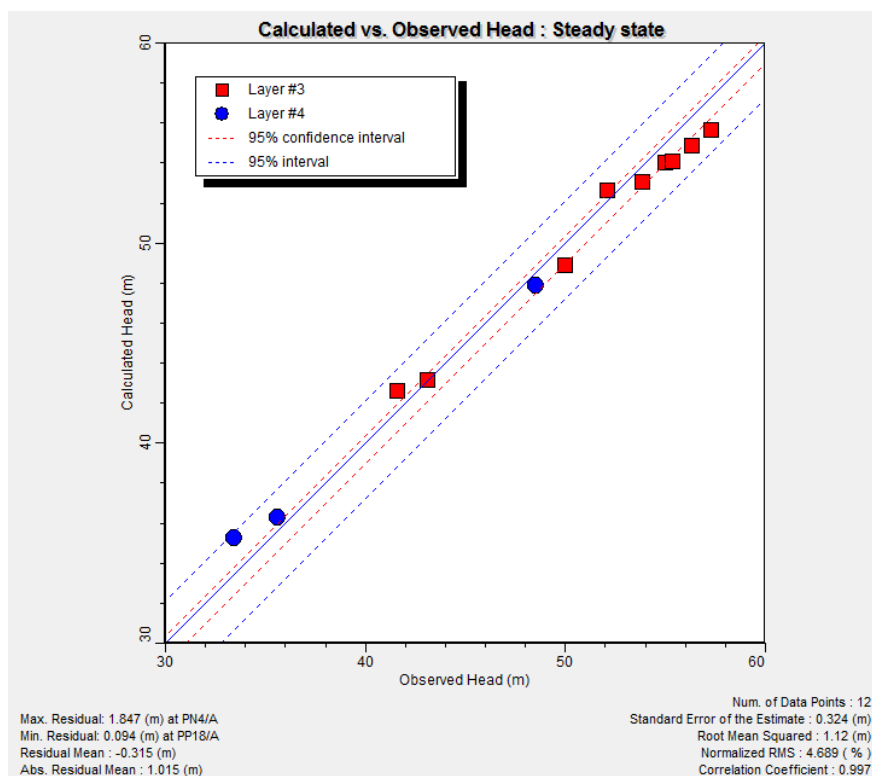
Na mapie zgodnie z modelem konceptualnym i wcześniejszymi opracowaniami hydrogeologicznymi strumień wód podziemnych dla obszaru WTZ Zielona przemieszcza się w kierunku wschodnim a następnie północno-wschodnim do rzeki Wisły. W przypadku obszaru WTZ SOE przepływu strumienia wód podziemnych odbywa się w kierunku północnym i północno-zachodnim do rzeki Brdy (Rys. 133).



Rysunek 133 Mapa kierunków przepływu strumienia wód podziemnych w piętze czwartorzędowym dla modelu numerycznego wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy

Dopasowanie modelu numerycznego do warunków rzeczywistych zostało określone dla zbioru dostępnych danych pomiarowych, które głównie obszar najbliższego sąsiedztwa terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” wraz z terenami WTZ Zielona i WTZ SOE.

Parametry dopasowania należy uznać za bardzo dobre, gdyż znormalizowany błąd bezwzględny wynosi tylko <5% (Rys. 134). Zarówno mapa hydroizohips jak również mapa kierunków przepływu strumienia wód podziemnych uzyskana na podstawie badań modelowych są zbieżne z danymi pomiarowymi zinterpretowanymi na podstawie metod klasycznych.



Rysunek 134 Statystyki dopasowania modelu numerycznego wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy i danych pomiarowych

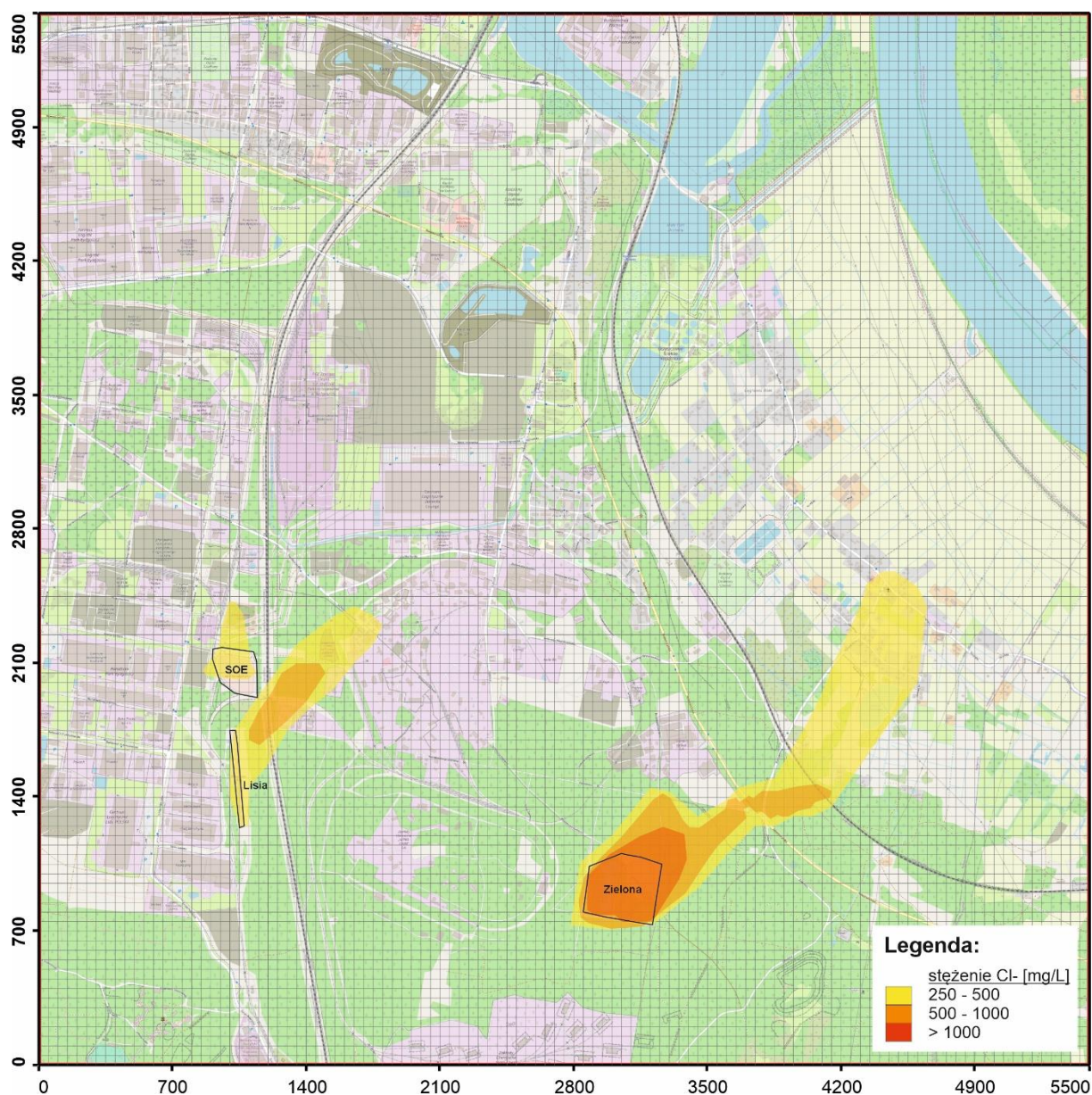
4.6.2. Migracja zanieczyszczeń w strumieniu wód podziemnych

W ramach modelowania warunków migracji zanieczyszczeń na numerycznym modelu przepływu wód podziemnych odwzorowano transport chlorków (Cl-) jako najbardziej niekorzystny scenariusz zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego.

Chlorki (Cl-) są konserwatywnym (niereaktywnym) wskaźnikiem zanieczyszczenia, tj. przemieszczają się z prędkością rzeczywistą przepływu wód podziemnych. Zasięg chmury zanieczyszczeń wskaźników konserwatywnych jest największy z możliwych i ma najistotniejsze znaczenie w rozpoznaniu strefy zanieczyszczonej (chmury zanieczyszczeń) oraz w projektowaniu jej remediacji.

Zasięg chmury zanieczyszczeń chlorkami powyżej 250 mg/l rozciąga się na około 2 km od kompleksu składowisk opadów przemysłowych „Zielona”, praktycznie aż do ulicy Toruńskiej. Strefa silnego zanieczyszczenia wód podziemnych przez chlorki na poziomie około 500 – 1000 mg/l obejmuje obszar od długości około 500 – 600 m od składowiska aż do ulicy Nowotoruńskiej.

W przypadku stawów osadowych epichlorohydryny strefa zanieczyszczenia wód podziemnych chlorkami na poziomie powyżej 250 mg/l rozciąga się na odległość około 1,5 km. Najwyższe stężenia chlorków występują w centralnej części chmury zanieczyszczeń co wskazywać może na nieciągły charakter ogniska zanieczyszczenia tym wskaźnikiem, którym może być SOE, inne sąsiednie składowiska lub systemy rurociągów i zbiorników na solankę.



Rysunek 135 Mapa strefy zanieczyszczenia wód podziemnych chlorkami w WTZ Zielona na podstawie badań modelowych wg stanu na VII 2026 r.

Strefa o podwyższonych zawartościach chlorków w piezometrach ujmujących wody podziemne piętra czwartorzędowego zlokalizowane na wschód od terenu stawów osadowych epichlorohydryny (SOE) jest związana najprawdopodobniej z występującą w przeszłości i zakończoną emisją zanieczyszczeń na terenie składowiska odpadów „Lisia”. Z racji mniejszego ładunku zanieczyszczeń, który przeniknął do

środowiska gruntowo-wodnego zasięg chmury zanieczyszczeń wynosi tylko około 1,2 km i jednocześnie w jej obrębie występują niższe stężenia chlorków, najczęściej w graniach 250 – 500 mg/l.

Chmury zanieczyszczenia chlorkami w rejonie WTZ Zielona i WTZ SOE, uzyskane na podstawie badań modelowych pod względem zasięgu są zbieżne z wynikami badań w zakresie skali i zasięgu zanieczyszczenia wód podziemnych, w oparciu o sieć nowoodwierconych otworów badawczych oraz monitoringowych otworów obserwacyjnych (Rys. 133).

Inne zanieczyszczenia reaktywne, w szczególności związki organiczne, występujące na omawianym obszarze co do zasady będą przemieszczać się w tym samych kierunkach jak chlorki, ale z mniejszą prędkością, z uwagi na przebiegające procesy sorpcji i rozpadu (biodegradacji).

Zgodnie z wytycznymi OPZ model prognostyczny transportu zanieczyszczeń wraz z diagnozą (syntezą) stanu środowiska gruntowo-wodnego będzie wykorzystywany także na późniejszych etapach związanych z opracowywaniem PPSŚ.

Modelowanie matematyczne przyptywu wód podziemnych i transportu masy w znacznym stopniu ułatwiło i uszczegółowiło ocenę kierunków propagacji zanieczyszczeń z rejonu WTZ ZIELONA i WTZ SOE w zakresie określenia potencjalnych dróg migracji, oraz receptorów pośrednich i końcowych.

W przypadku WTZ SOE przeprowadzone badania modelowe w sposób istotny uszczegółowiły przyjęty w roku 2009-2010 układ warunków hydrodynamicznych w piętrze wodonośnych czwartorzędowym. Informacje uzyskane z wykonanych w ramach tego projektu kluczowych wierceń pozwalają stwierdzić, że główną bazę drenażu dla potencjalnych odcieków z kwater SOE stanowi rzeka Brda w obrębie ujściowego odcinka do Wisły.

Przepływ strumienia wód podziemnych na tym obszarze jest inny niż na wcześniejszym modelu regionalnym (Czop, 2010). Ujawnione zostało w szczególności dominujące znaczenie strefy wypiętrzenia utworów nieprzepuszczalnych złożonego z glin zwałowych i ilów neogeńskich, które stanowią przeszkodę dla wód strumienia wód podziemnych, w związku z czym następuje jej opływanie w kierunku na północ i północny zachód oraz na wschód. Wynikiem tej strukturalnej przeszkody było powstanie w przeszłości geologicznej tego obszaru obecnie suchej doliny erozyjnej o przebiegu południkowym. Dolina ta została zaadaptowana na przekop kolejowy, a w trakcie prac budowlanych była pogłębianą i istotnie przemodelowana.

Zanieczyszczone wody podziemne, przez dopływ z terenu składowiska SOE wykorzystując uprzywilejowane drogi przepływu wspomnianą doliną erozyjną przemieszczają się aktualnie w kierunku na północ do poziomu terasy niższej współczesnej Brdy. Należy zwrócić uwagę, że współczesna Brda na swoją drogę przyptywu zaadaptowała fragment pradoliny Toruńsko Eberswaldzkiej. Pradolina ta ma znacznie większe rozmiary niż wynikające z działalności erozyjnej współczesnej Brdy i w jej obrębie

występuje pełna łączność hydrauliczna pomiędzy współczesnymi aluwiami i podścielającymi je utworami plejstocеныskimi oraz neogeńskimi. Na podstawie wyników modelowania numerycznego, integrujących i wdrażających wyniki wcześniejszych dokumentacji hydrogeologicznych jest jasne, że receptorem zanieczyszczeń ze składowisk SOE jest rzeka Brdy w jej strefie ujściowej do Wisły. Z uwagi na skompilowany układ pola hydrodynamicznego i różną głębokość penetracji górotworu, czasy dopływu poszczególnych strumieni przenoszące zanieczyszczenia do rzeki Brdy są bardzo zróżnicowane. Dominującym mechanizmem transportu zanieczyszczeń w obrębie terasy wyższej i wypełnienia doliny erozyjnej zdaje się być adwekcja, natomiast w obrębie połączonego kompleksu utworów aluwialnych, plejstocеныskich i neogeńskich z uwagi na obniżenie gradientu i prędkości filtracji większą rolę odgrywa dyspersja. W strefie sąsiedztwa dolinki erozyjnej, w obrębie udokumentowanego okna hydrogeologicznego, występuje strefa kontaktu hydraulicznego pomiędzy piętnem czwartorzędnym a poziomem neogeńskimi. Zachodzi w niej proces wymiany i mieszania się wód, uzależniony od warunków ciśnienia we wspomnianych horyzontach wodonośnych. Aktualnie stwierdzane jest niższe ciśnienie w poziomie neogeńskimi, a zatem zanieczyszczone wody z pietra czwartorzędnego mogą przenikać na znaczne głębokości.

4.7. Podsumowanie i wnioski

1. Obszar dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w tym w szczególności związane z jego działalnością składowiska odpadów przemysłowych stanowią w dalszym ciągu bardzo poważne ogniska zanieczyszczeń dla wód podziemnych. Najbardziej zagrożone są wody piętra czwartorzędnego, które na omawianym obszarze mogą być trwale zanieczyszczone z uwagi na skumulowane oddziaływania długotrwałej działalności przemysłowej.
2. Sieć monitoringowa wód podziemnych w rejonie wschodniej części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”, obejmującej WTZ Zielona i WTZ SOE jest aktualnie wystarczająca by dostarczać wiarygodnych danych w zakresie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. W przyszłości można jednak rozważyć dowiercenie co najmniej kilku nowych piezometrów w strefie na wschód od terenu SOE na kierunku przepływu do rzeki Wisły. Jest to istotne z uwagi na fakt ujmowania wód podziemnych w strefie doliny rzeki Wisły przez studnie indywidualne zarówno do celów pitnych i bytowych jak również do nawodnień rolniczych.
3. Model numeryczny warunków przepływu i migracji zanieczyszczeń dla części terenu dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”, obejmującej WTZ Zielona i WTZ SOE został opracowany jako synteza aktualnej wiedzy geologicznej i hydrogeologicznej omawianego obszaru. Kluczowym założeniem dla jego konstrukcji jest przemieszczanie się wód podziemnych i transport zanieczyszczeń w utworach wodonośnych czwartorzędu oddzielonych od wodonośnego poziomu

neogeńskiego przez warstwę słaboprzepuszczalnych glin plejstocenijskich oraz ilów neogeńskich, w kierunku rzek Wisły i Brdy.

4. Ważnym czynnikiem wpływającym na lokalne kierunki przepływu strumienia wód podziemnych są elewacje warstwy utworów słaboprzepuszczalnych oraz kopalne doliny i rynny erozyjne wypełnione utworami piaszczysto-żwirowymi. Stąd też wynika specyficzny rozptył zanieczyszczeń w sąsiedztwie WTZ Zielona i WTZ SOE, w tym kształt chmur zanieczyszczeń oraz ich rozprzestrzenienie w kierunku na wschód i północny wschód do rzeki Wisły oraz na północ czy nawet północny-zachód w kierunku koryta rzeki Brdy.
5. Na terenie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w rejonie WTZ Zielona oraz WTZ SOE występuje poważne zanieczyszczenie wód podziemnych składnikami nieorganicznymi, w tym głównie chlorkami, sodem i siarczanami oraz w zakresie szerokiego wachlarza związków organicznych (m.in. fenol, AOX, WWA i in.)
6. W oparciu o wyniki bezpośrednich badań geologicznych, hydrogeologicznych i hydrogeochemicznych oraz wykonane modelowania numeryczne zidentyfikowano trzy chmury zanieczyszczeń związane z istniejącymi aktualnie bądź funkcjonującymi w przeszłości składowiskami odpadów przemysłowych dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy tj. kompleksem składowisk przemysłowych „Zielona”, stawami osadowymi epichlorohydryny (SOE) i sąsiednim składowiskiem odpadów przemysłowych „Lisia”. Dla wyznaczenia granic chmur zanieczyszczeń przyjęto wartość odcięcia (ang. cutt off) na poziomie 250 mg/l.
7. Chmury zanieczyszczeń związane z SOE i składowiskiem Lisia nie zostały zbadane na całym swoim potencjalnie możliwym wybiegu, ale najprawdopodobniej przez następne kilkadziesiąt lat będą pozostawać w obrębie terasy pradolinnej nie stwarzając zagrożenia propagacji na zamieszkane tereny zlokalizowane w dolinach rzeki Wisły i Brdy, w tym na obszar Osiedla Łęgnowo Wieś.

XI. Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia osadów dennych

1. Metodyka badań

LOKALIZACJA PUNKTÓW POBORU PRÓBEK OSADÓW DENNYCH

Punkty poboru próbek osadów dennych wyznaczono na podstawie wyników inwentaryzacji terenowej przeprowadzonej w obrębie wyznaczonego WTZ Zachem SOE oraz w jego bezpośrednim sąsiedztwie.

W trakcie prac terenowych zidentyfikowano niewielki zbiornik wodny położony w bezpośrednim sąsiedztwie od północno-wschodniej granicy obszaru WTZ SOE. W trakcie inwentaryzacji terenu nie potwierdzono obecności zbiorników wodnych, cieków i rowów na terenie WTZ SOE. W obrębie tego

obiektu wyznaczono trzy punkty poboru próbek osadów dennych, oznaczone numerami od OS.Zbiornik 1, OS.Zbiornik 2 i OS.Zbiornik 3. Rozmieszczenie punktów umożliwia ocenę przestrzennego zróżnicowania jakości osadów oraz identyfikację ewentualnych stref akumulacji zanieczyszczeń.

Punkty zostały zlokalizowane w obrębie jednego układu hydrologicznego, przy czym ich położenie uwzględniało różnice morfologiczne zbiornika oraz miejsca potencjalnego dopływu materiału zawieszonego transportowanego wraz z wodami powierzchniowymi. Takie rozmieszczenie punktów pozwala na charakterystykę osadów dennych dla badanego obiektu.

Lokalizacja punktów poboru względem granic WTZ SOE umożliwia ocenę potencjalnego wpływu historycznej działalności przemysłowej na jakość osadów dennych występujących zarówno w bezpośrednim sąsiedztwie obszaru przemysłowego, jak i na terenach otaczających. Badaniem objęto obiekt wodny położony poza głównym obszarem zidentyfikowanych składowisk historycznych, co pozwala na ocenę potencjalnej migracji zanieczyszczeń poza granice źródłowych obszarów oddziaływania. Pobór próbek osadów dennych wykonano zgodnie z metodyką stosowaną dla badań gruntów.

Dodatkowo w trakcie prac terenowych wykonano pomiary miąższości osadów dennych. Miąższość warstwy osadów w badanych punktach wynosiła około 0,25 m w każdym z punktów.

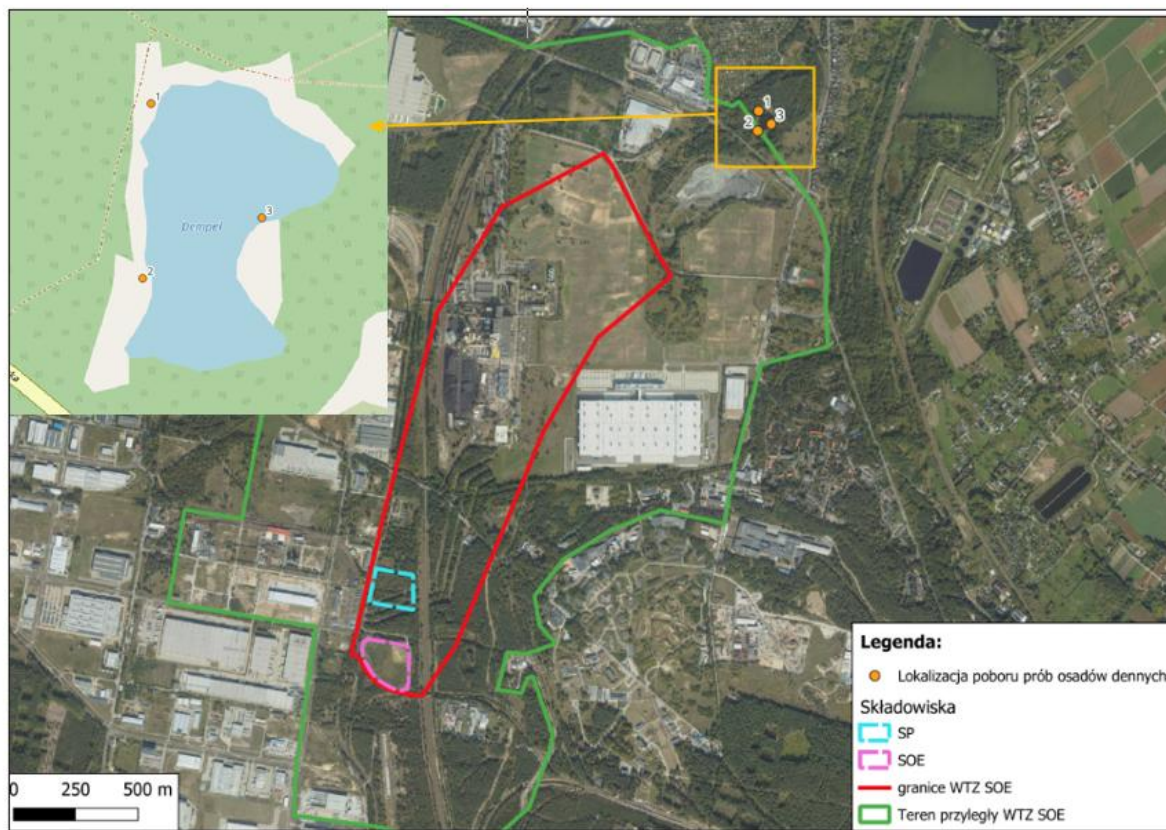
Badane osady charakteryzowały się dominacją bardzo ciemnych barw (ciemnoszarych, ciemnobrunatnych i czarnych), co wskazuje na podwyższoną zawartość materii organicznej oraz sedymentację w warunkach ograniczonego natlenienia. Makroskopowo są to osady drobnoziarniste, reprezentowane najprawdopodobniej przez muły organiczne, namuły lub gytie detrytusowe. Wszystkie próbki wykazują strukturę masywną, bez widocznego warstwowania i bez udziału grubszej frakcji mineralnej.

Położenie punktów zostało określone przy użyciu odbiornika GPS, umożliwiającego jednoznaczną identyfikację miejsc poboru próbek oraz ich odtworzenie podczas kolejnych etapów monitoringu środowiska.

Tabela 42 Współrzędne punktów pomiarowych i poboru próbek osadów dennych

Nr punktu	Nazwa punktu	Współrzędna X	Współrzędna Y	Rodzaj obiektu
1	1_3_268	5886119.332	6506987.416	Zbiornik
2	2_3_268	5886039.200	6506983.710	
3	3_3_268	5886066.777	6507038.416	

Lokalizację punktów poboru próbek osadów dennych przedstawiono na **Rysunku 134** oraz w **Załączniku nr 13a**.



Rysunek 134 Lokalizacja miejsca poboru prób osadu

ZAKRES BADAŃ LABORATORYJNYCH OSADÓW DENNYCH

Zakres badań laboratoryjnych osadów dennych został opracowany w sposób umożliwiający kompleksową ocenę jakości osadów oraz identyfikację substancji mogących stanowić historyczne lub aktualne źródło zagrożenia dla środowiska (Załącznik 1 do KOSŚ – A, G). Program badań uwzględniał zarówno zanieczyszczenia charakterystyczne dla działalności przemysłowej prowadzonej na terenie dawnego zakładu, jak również związki mogące migrować i akumulować się w osadach dennych w wyniku transportu wodnego.

Analizy wykonano w akredytowanym laboratorium badawczym, z zastosowaniem metod analitycznych zapewniających osiągnięcie wymaganych dolnych granic oznaczalności. Oznaczenia przeprowadzono dla próbek osadów dennych w przeliczeniu na suchą masę próbki.

Zakres analiz obejmował następujące grupy zanieczyszczeń:

Metale i metaloid

W ramach badań oznaczono zawartość metali i metaloidu stanowiących jedne z najczęściej występujących oraz najbardziej trwałych zanieczyszczeń środowiska. Oznaczeniami objęto: arsen (As), bar (Ba), chrom (Cr), cynę (Sn), cynk (Zn), kadm (Cd), kobalt (Co), miedź (Cu), molibden (Mo), nikiel (Ni), ołów (Pb) oraz rtęć (Hg).

Zanieczyszczenia nieorganiczne

Badania obejmowały oznaczenie zawartości cyanków wolnych oraz cyanków związanych, które ze względu na swoją toksyczność mogą stanowić istotny wskaźnik oddziaływania historycznych procesów przemysłowych.

Węglowodory ropopochodne

W celu identyfikacji zanieczyszczeń pochodzących z paliw, olejów oraz innych produktów naftowych wykonano oznaczenia:

- węglowodorów frakcji benzynowej C6–C12,
- węglowodorów frakcji olejowej C12–C35.

Lotne węglowodory aromatyczne (BTEx)

Zakres badań obejmował oznaczenie podstawowych jednopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, tj.:

- benzen,
- toluen,
- etylobenzen,
- ksylenów,
- styrenu.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Oznaczono wybrane związki z grupy WWA, charakteryzujące się wysoką trwałością środowiskową i zdolnością do bioakumulacji, w tym m.in.:

- naftalen,
- antracen,
- chryzen,
- benzo(a)antracen,
- benzo(a)piren,

- benzo(b)fluoranten,
- benzo(k)fluoranten,
- benzo(ghi)perylen,
- indeno(1,2,3-cd)piren,
- dibenzo(a,h)antracen.

Chlorowane związki organiczne

Zakres badań obejmował szeroką grupę chlorowanych związków organicznych, charakterystycznych dla działalności przemysłu chemicznego oraz składowania odpadów przemysłowych, w tym:

- chlorowane lotne związki organiczne (chlorowane VOC),
- chlorowane etany i eteny, w tym trichloroeten (TRI) oraz tetrachloroeten (PER),
- chlorobenzeny,
- chlorofenole,
- chloronaftaleny.

Polichlorowane bifenylole (PCB)

Przeprowadzono oznaczenie stężenia polichlorowanych bifenyli, obejmujące kongenery wskaźnikowe PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 oraz PCB 180.

PCB należą do grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych (POP) i są powszechnie wykorzystywane jako wskaźniki historycznego zanieczyszczenia środowiska.

Pozostałe związki organiczne

Badania rozszerzono o analizę szeregu substancji charakterystycznych dla przemysłu chemicznego i przetwórczego, obejmujących między innymi:

- tetrahydrofuran (THF),
- pirydynę,
- tetrahydropyridynę,
- cykloheksan,
- fenol,
- krezole,
- ftalany.

Parametry specyficzne dla działalności chemicznej

W związku z historycznym charakterem badanego obszaru wykonano również oznaczenia:

- AOX (adsorbowalne organicznie związane halogeny),

- aniliny,
- 2,6-dichloroaniliny,
- 2-fenylofenolu,
- 4-tert-oktylofenolu,
- izomerów toluidyny.

Nitrowiązki aromatyczne i związki wybuchowe

Program badań obejmował również substancje związane z produkcją i przetwórstwem chemikaliów, w tym:

- nitrobenzen,
- dinitrobenzeny,
- trinitrobenzen,
- nitrotolueny,
- dinitrotolueny (DNT),
- aminodinitrotolueny,
- trinitrotoluen (TNT),
- pochodne sulfonowe dinitrotolenu,
- heksogen (RDX),
- oktogen (HMX),
- heksyl.

Dodatkowe parametry fizykochemiczne

W każdej próbce oznaczono również:

- odczyn pH,
- zawartość suchej masy.

Ponadto w ramach badań screeningowych wykonano analizę szerokiego spektrum lotnych związków organicznych (VOC), obejmującą między innymi chlorowane i bromowane pochodne alifatyczne, alkilobenzeny oraz inne związki lotne mogące występować na terenach przemysłowych.

Przyjęty zakres analiz laboratoryjnych umożliwił kompleksową ocenę stopnia zanieczyszczenia osadów dennych, identyfikację potencjalnych źródeł zanieczyszczeń oraz określenie substancji stanowiących potencjalne zagrożenie dla środowiska wodnego i ekosystemów zależnych od wód powierzchniowych.

2. Ocena jakości osadów dennych

2.1. Analiza wyniki badań osadów dennych

Badaniom laboratoryjnym poddano trzy próbki osadów dennych pobrane ze zbiornika wodnego zlokalizowanego w północno-wschodniej części obszaru badań. Próbki oznaczono jako: **OS. Zbiornik 1**, **OS. Zbiornik 2** oraz **OS. Zbiornik 3**.

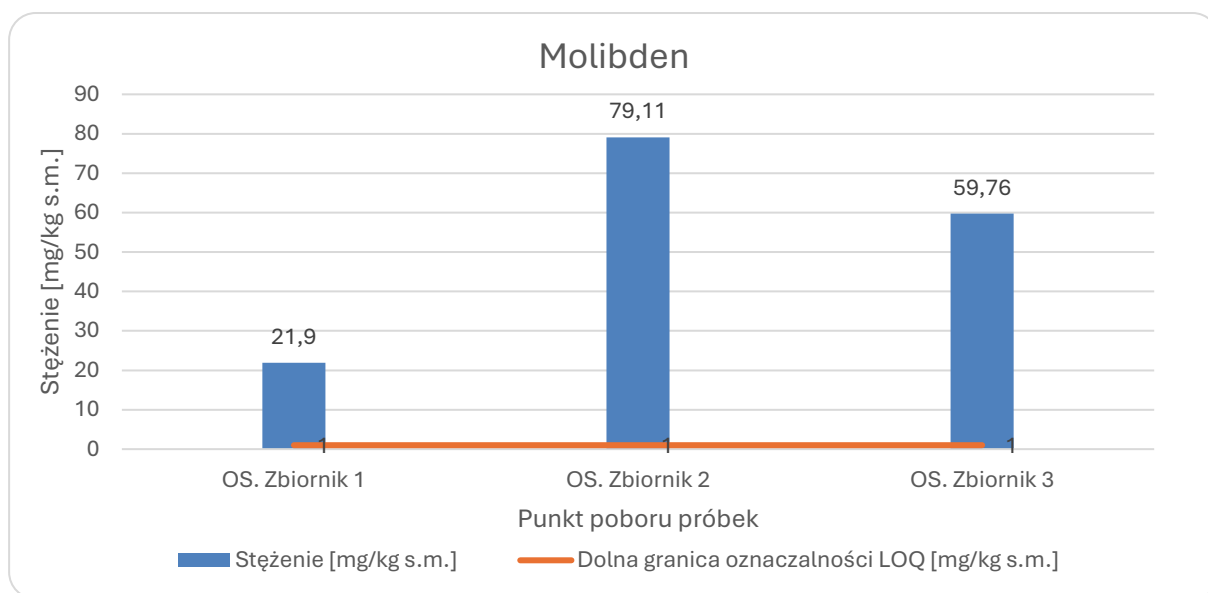
Metale i metaloid

- We wszystkich badanych próbkach stwierdzono obecność metali i metaloidu. Najwyższe stężenia większości analizowanych pierwiastków: bar, cynk, molibden, ołów oznaczono w próbce **OS. Zbiornik 2**, która wykazywała wyraźnie wyższe wartości niż pozostałe punkty badawcze (Załącznik 13b).

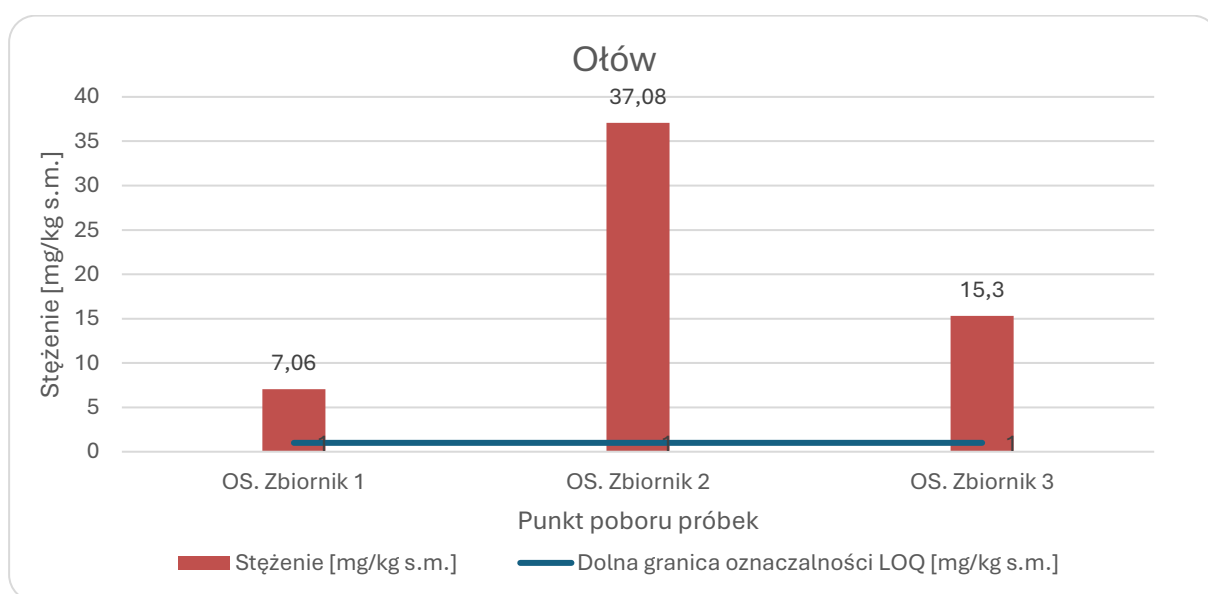
W próbce OS. Zbiornik 2 oznaczono między innymi:

- arsen – 10,78 mg/kg s.m.,
- bar – 125,9 mg/kg s.m.,
- chrom – 12,37 mg/kg s.m.,
- cyna – 2,19 mg/kg s.m.,
- cynk – 75,47 mg/kg s.m.,
- kadm – 0,78 mg/kg s.m.,
- kobalt – 3,60 mg/kg s.m.,
- miedź – 23,95 mg/kg s.m.,
- molibden – 79,11 mg/kg s.m.,
- nikiel – 9,79 mg/kg s.m.,
- ołów – 37,08 mg/kg s.m.,
- rtęć – 0,29 mg/kg s.m.

Na uwagę zasługuje podwyższona zawartość molibdenu, który spośród oznaczonych metali występował w najwyższym stężeniu. Molibden jest pierwiastkiem naturalnie obecnym w środowisku, jednak jego zwiększone koncentracje mogą być związane również z działalnością przemysłową oraz z akumulacją zanieczyszczeń w osadach dennych. Najwyższą zawartość molibdenu stwierdzono w próbce OS. Zbiornik 2 (79,11 mg/kg s.m.), podczas gdy w próbkach OS. Zbiornik 3 i OS. Zbiornik 1 wyniosła ona odpowiednio 59,76 mg/kg s.m. oraz 21,90 mg/kg s.m., co wskazuje na wyraźne zróżnicowanie jego rozmieszczenia w badanych osadach (Załącznik 13c).



Rysunek 135 Zawartość molibdenu (Mo) w osadach dennych



Rysunek 136 Zawartość ołowiu (Pb) w osadach dennych

Wykres przedstawia stężenia ołowiu (Pb) oznaczone w osadach dennych pobranych z trzech punktów badawczych. Ołów jest jednym z podstawowych wskaźników historycznego oddziaływania działalności przemysłowej i transportu zanieczyszczeń w środowisku wodnym (Załącznik 13b).

Najwyższe stężenie ołowiu stwierdzono w próbce **OS. Zbiornik 2** (37,08 mg/kg s.m.). W punktach OS. Zbiornik 1 oraz OS. Zbiornik 3 zawartości były wyraźnie niższe i wynosiły odpowiednio 7,06 oraz 15,30 mg/kg s.m. **Rysunek 136 oraz Załącznik 13c.**

Podwyższone zawartości metali występowały również w próbce OS. Zbiornik 3 np. bar 73,56 mg/kg s.m.; cynk 38,70 mg/kg s.m.; molibden 59,76 mg/kg s.m.; ołów 15,30 mg/kg s.m., natomiast najniższe wartości odnotowano w próbce OS. Zbiornik 1 np. bar 30,81 mg/kg s.m. ; cynk 17,16 mg/kg s.m.; molibden 21,90 mg/kg s.m.; ołów 7,06 mg/kg s.m (Załącznik 13b).

Cyjanki

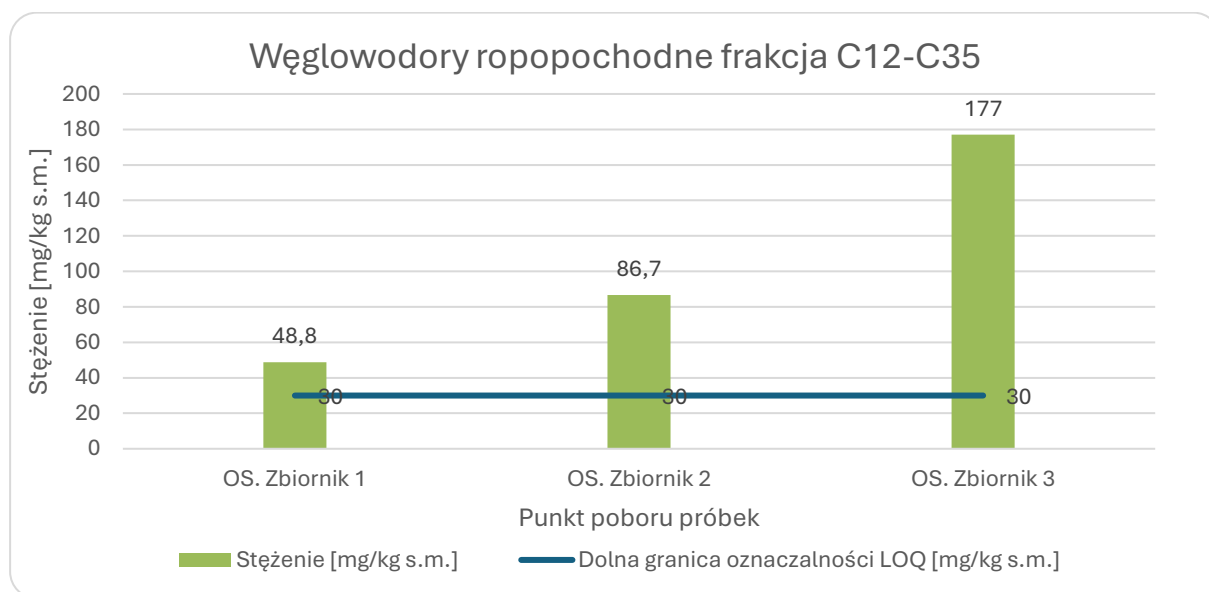
Zarówno cyjanki wolne, jak i związane występowały we wszystkich próbkach poniżej granicy oznaczalności metody (<0,50 mg/kg s.m.). Wyniki nie wskazują na obecność zanieczyszczenia osadów związkami cyjankowymi (Załącznik 13b).

Węglowodory ropopochodne

Węglowodory frakcji benzynowej C6–C12 nie zostały wykryte w żadnej z badanych próbek. (Załącznik 13b).

Natomiast we wszystkich punktach stwierdzono obecność węglowodorów ropopochodnych frakcji C12–C35. Najwyższe stężenie oznaczono w próbce **OS. Zbiornik 3**, gdzie wartość wyniosła 177,0 mg/kg s.m. W próbkach OS. Zbiornik 1 i OS. Zbiornik 2 stwierdzono odpowiednio 48,8 mg/kg s.m. oraz 86,7 mg/kg s.m. (Załącznik 13b).

Uzyskane wyniki wskazują na obecność historycznych lub współczesnych zanieczyszczeń pochodzenia ropopochodnego w badanym zbiorniku.



Rysunek 137 Węglowodory ropopochodne C12–C35 w osadach dennych

Wykres przedstawia zawartość węglowodorów i innych związków organicznych oznaczanych w zakresie frakcji C12-C35 w badanych osadach dennych. Parametr ten może wskazywać na obecność zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego, w tym substancji związanych z produktami ropopochodnymi oraz innych związków organicznych o liczbie atomów węgla od 12 do 35 (Załącznik 13b).

Najwyższe stężenie węglowodorów ropopochodnych oznaczono w punkcie **OS. Zbiornik 3** (177,0 mg/kg s.m.). Nieco niższe wartości stwierdzono w punktach OS. Zbiornik 2 (86,7 mg/kg s.m.) oraz OS. Zbiornik 1 (48,8 mg/kg s.m.). Załącznik 13b oraz Załącznik 13c.

BTEX

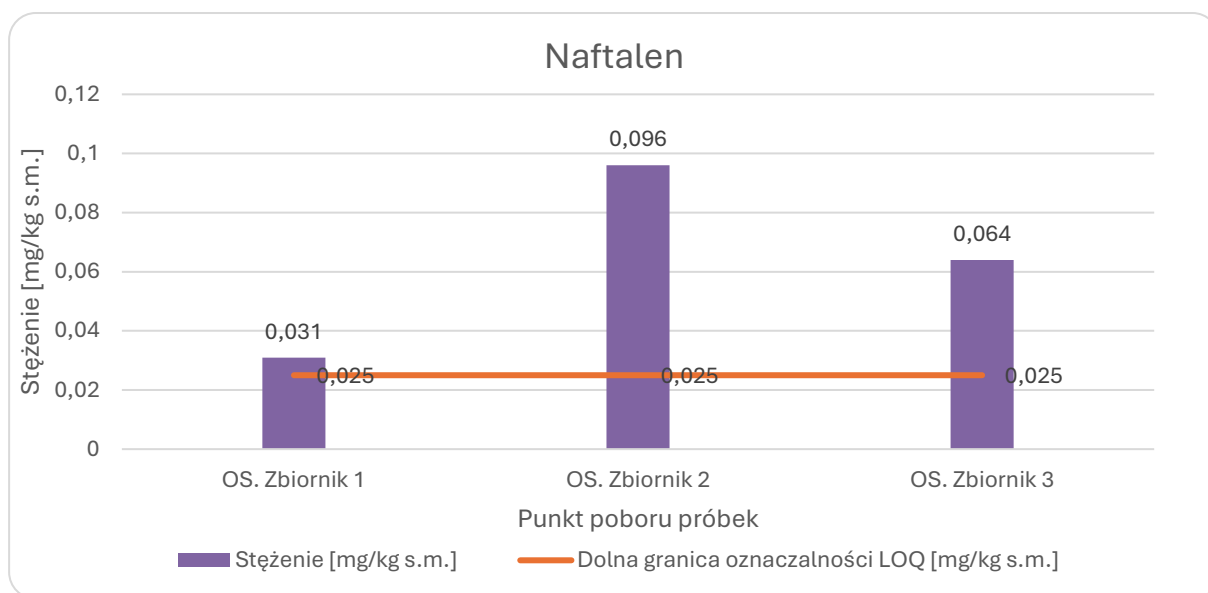
W żadnej z badanych próbek nie stwierdzono występowania benzenu, toluenu, etylobenzenu, ksylenów ani styrenu w stężeniach przekraczających granice oznaczalności metod analitycznych.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

WWA wykryto we wszystkich badanych próbkach. Najwyższe stężenia z badanych próbek osadów oznaczono w punkcie **OS. Zbiornik 2**, gdzie oznaczono między innymi:

- naftalen – 0,096 mg/kg s.m.,
- antracen – 0,055 mg/kg s.m.,
- chryzen – 0,261 mg/kg s.m.,
- benzo(a)antracen – 0,146 mg/kg s.m.,
- dibenzo(a,h)antracen – 0,061 mg/kg s.m.,
- benzo(a)piren – 0,191 mg/kg s.m.,
- benzo(b)fluoranten – 0,350 mg/kg s.m.,
- benzo(k)fluorantetn – 0,121 mg/kg s.m.,
- benzo(ghi)perylen – 0,248 mg/kg s.m.,
- indeno(1,2,3-cd)piren – 0,174 mg/kg s.m. (Załączniki 13b)

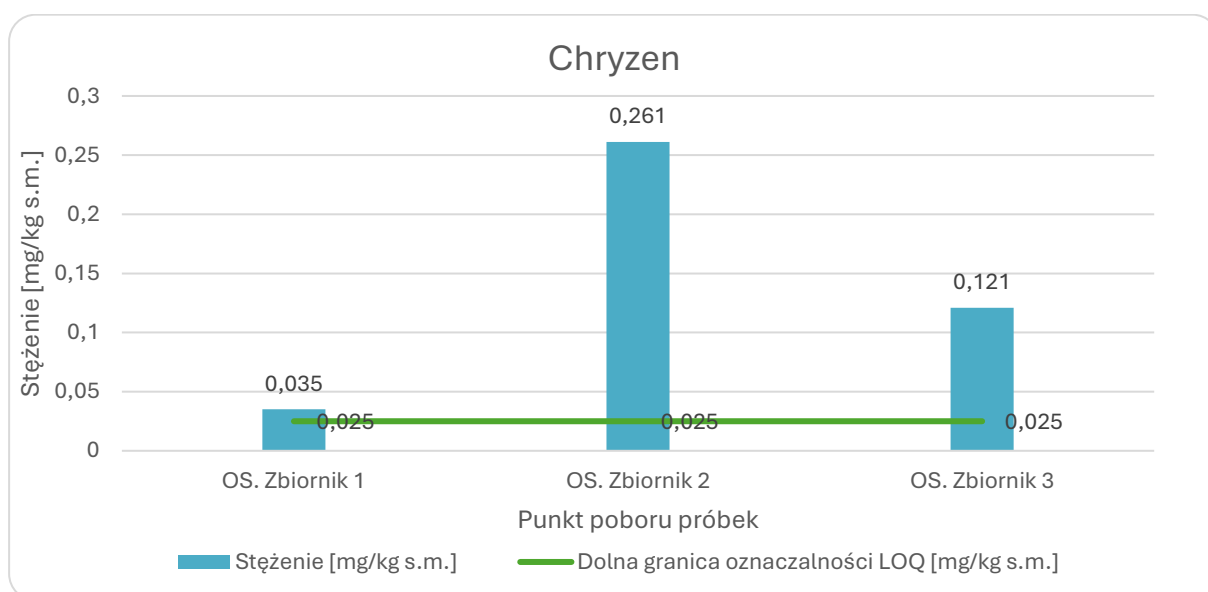
Punkt OS. Zbiornik 3 charakteryzował się niższymi, lecz nadal wyraźnie oznaczalnymi stężeniami WWA, natomiast najniższe zawartości stwierdzono w próbce OS. Zbiornik 1. Załącznik 13b oraz Załącznik 13c.



Rysunek 138 Naftalen w osadach dennych

Wykres przedstawia stężenia naftalenu oznaczone w próbkach osadów dennych pobranych ze zbiornika powierzchniowego w sąsiedztwie WTZ SOE. Naftalen jest jednym z podstawowych związków analizowanych w ramach oznaczeń WWA. Ze względu na swoje właściwości fizykochemiczne charakteryzuje się odmiennym zachowaniem w środowisku niż cięższe, wielopierścieniowe związki z tej grupy.

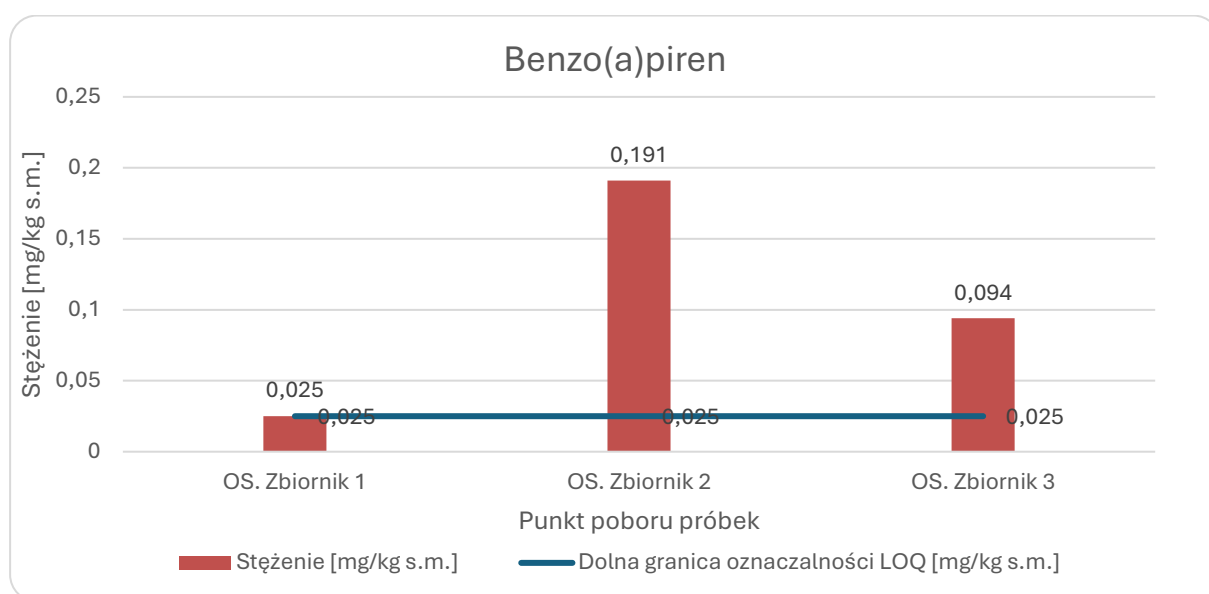
Najwyższe stężenie naftalenu stwierdzono w próbce **OS. Zbiornik 2** (0,096 mg/kg s.m.). Niższe wartości oznaczono w próbkach **OS. Zbiornik 3** (0,064 mg/kg s.m.) oraz **OS. Zbiornik 1** (0,031 mg/kg s.m.).



Rysunek 139 Chryzen w osadach dennych

Wykres przedstawia stężenia chryzenu oznaczone w próbkach osadów dennych pobranych ze zbiornika powierzchniowego w sąsiedztwie WTZ SOE. Chryzen należy do grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) powstających głównie podczas procesów niecałkowitego spalania paliw i substancji organicznych.

Najwyższe stężenie chryzenu odnotowano w próbce **OS. Zbiornik 2** (0,261 mg/kg s.m.). W próbkach **OS. Zbiornik 3** oraz **OS. Zbiornik 1** stężenia były niższe i wyniosły odpowiednio 0,121 mg/kg s.m. oraz 0,035 mg/kg s.m.



Rysunek 140 Benzo(a)piren w osadach dennych

Wykres przedstawia stężenia benzo(a)pirenu oznaczone w próbkach osadów dennych pobranych ze zbiornika powierzchniowego w sąsiedztwie WTZ SOE. Benzo(a)piren jest jednym z najbardziej charakterystycznych przedstawicieli grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) i powszechnie stosowany jest jako wskaźnik zanieczyszczeń organicznych pochodzących z procesów spalania.

Najwyższe stężenie benzo(a)pirenu stwierdzono w próbce **OS. Zbiornik 2** (0,191 mg/kg s.m.). Niższe wartości oznaczono w próbkach **OS. Zbiornik 3** (0,094 mg/kg s.m.) oraz **OS. Zbiornik 1** (0,025 mg/kg s.m.).

Chlorowane związki organiczne oraz PCB

W żadnej z próbek nie stwierdzono obecności:

- chlorowanych rozpuszczalników,

- chlorobenzenów,
- chlorofenoli,
- chloronaftalenów,
- polichlorowanych bifenyli (PCB),

w stężeniach przekraczających granice oznaczalności metod analitycznych (Załącznik 13b).

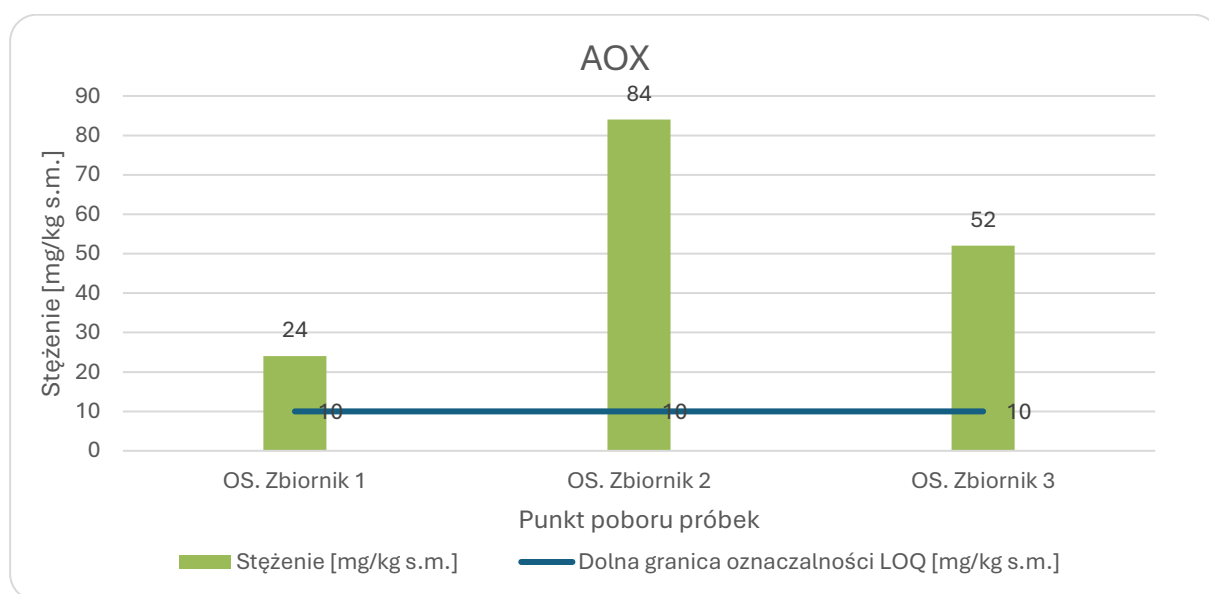
Wyniki wskazują na brak istotnej akumulacji tej grupy zanieczyszczeń w badanych osadach.

AOX i substancje charakterystyczne dla działalności ZCh ZACHEM

AOX stwierdzono we wszystkich analizowanych próbkach. Najwyższe stężenie oznaczono w próbce **OS. Zbiornik 2**, gdzie wartość wyniosła 84 mg/kg s.m. W punkcie OS. Zbiornik 3 zawartość AOX wyniosła 52 mg/kg s.m., natomiast w punkcie OS. Zbiornik 1 – 24 mg/kg s.m. Załącznik 13b i Załącznik 13c.

Anilina, chloroaniliny, toluidyny, nitrobenzeny, nitrotolueny, TNT, RDX, HMX oraz difenylosulfon nie zostały wykryte w żadnej próbce (Załącznik 13b).

Wyniki wskazują, że głównym wskaźnikiem obecności historycznych zanieczyszczeń przemysłowych pozostają związki oznaczane jako AOX.



Rysunek 141 AOX w osadach dennych

Wykres przedstawia zawartość AOX (adsorbowalnych organicznie związanych halogenów) w osadach dennych. Parametr AOX stanowi wskaźnik obecności chlorowanych i bromowanych związków organicznych, często związanych z oddziaływaniem przemysłu chemicznego (Załącznik 13b).

Ftalany

We wszystkich trzech próbkach stwierdzono występowanie ftalanów. Najwyższe stężenie oznaczono w próbce **OS. Zbiornik 2**, gdzie suma ftalanów wyniosła 0,52 mg/kg s.m. (Załącznik 13b).

Dominującym związkiem był ftalan di(2-etyloheksylu) (DEHP):

- OS. Zbiornik 1 – 0,11 mg/kg s.m.,
- OS. Zbiornik 2 – 0,40 mg/kg s.m.,
- OS. Zbiornik 3 – 0,15 mg/kg s.m.

W próbce OS. Zbiornik 2 stwierdzono również obecność ftalanu di-n-butylu w stężeniu 0,12 mg/kg s.m. (Załącznik 13b).

Parametry fizykochemiczne

Odczyn osadów był obojętny lub lekko zasadowy. Wartości pH mieściły się w zakresie od 7,6 do 8,0. (Załącznik 13b).

Zawartość suchej masy wynosiła:

- OS. Zbiornik 1 – 54,6%,
- OS. Zbiornik 2 – 17,8%,
- OS. Zbiornik 3 – 26,6%. (Załącznik 13b)

Najwyższą wilgotnością charakteryzowały się osady pobrane w punkcie OS. Zbiornik 2.

Podsumowanie wyników badań

Najwyższe stężenia większości analizowanych parametrów z badanych próbek osadów stwierdzono w próbce **OS. Zbiornik 2**, która charakteryzowała się najwyższymi zawartościami metali, WWA oraz AOX. Najwyższe stężenie węglowodorów ropopochodnych oznaczono natomiast w próbce **OS. Zbiornik 3**. Załącznik 13b

Jednocześnie nie stwierdzono obecności cyjanków, PCB, chlorowanych rozpuszczalników oraz większości substancji charakterystycznych dla historycznej produkcji chemicznej prowadzonej na terenie ZCh ZACHEM. Na uwagę zasługuje lokalizacja zbiornika, z którego pobrano próbki osadów do badań. Zbiornik ten położony jest w sąsiedztwie ul. Nowotoruńskiej, po przeciwnej stronie której znajduje się składowisko odpadów paleniskowych dawnej elektrociepłowni. W próbce **OS. Zbiornik 2** stwierdzono podwyższone stężenie molibdenu, pierwiastka powszechnie uznawanego za wskaźnik oddziaływania popiołów lotnych i żużli. W warunkach zasadowych molibden charakteryzuje się stosunkowo wysoką mobilnością i rozpuszczalnością, często przewyższającą mobilność innych metali, w tym baru. Odnotowane wyniki mogą zatem wskazywać na potencjalny wpływ materiałów pochodzących ze składowiska odpadów paleniskowych na jakość osadów dennych w badanym zbiorniku.

2.2. Interpretacja wyników badań

Ocenę jakości osadów dennych przeprowadzono w oparciu o klasyfikację geochemiczną zaproponowaną przez Bojakowską i Sokołowską (1998), opracowaną dla osadów rzecznych i jeziornych Polski. Metodyka ta opiera się na porównaniu zawartości metali ciężkich oznaczonych w drobnoziarnistej frakcji osadów (<0,2 mm) z wartościami odpowiadającymi naturalnemu tłu geochemicznemu oraz granicami klas czystości. Zgodnie z założeniami autorów, analiza powinna obejmować frakcję najdrobniejszą, w której następuje największa akumulacja zanieczyszczeń antropogenicznych, natomiast oznaczenia metali powinny być wykonywane po częściowym roztworzeniu próbki (np. wodą królewską), umożliwiającym ocenę frakcji potencjalnie mobilnej i biodostępnej.

W klasyfikacji osadów Bojakowskiej i Sokołowskiej (1998) dla I klasy czystości przyjęto jako wartości graniczne stężenia od dwóch do pięciu razy wyższe od tła geochemicznego poszczególnych pierwiastków w zależności od ich biogeochemicznych właściwości (mobilność w środowisku i toksyczność dla biosfery). Wartości graniczne dla II i III klasy jakości osadów określono kierując się przede wszystkim biogeochemicznymi właściwościami pierwiastków, przyjmując wartości 10-20 razy wyższe od tła geochemicznego dla drugiej klasy i 20-100 razy wyższe dla trzeciej klasy czystości osadów.

Zestawienie wyników badań osadów w porównaniu z klasami czystości przedstawiono w tabeli 43.

Tabela 43 Ocena jakości geochemicznej osadów według klasyfikacji Bojakowskiej i Sokołowskiej (1998)

Pierwiastek*	Tło geochemiczne	Klasa I	Klasa II	Klasa III	Max. stężenie w próbkach osadu	Klasa jakości badanych próbek osadu
As	<5	<10	<20	<50	10,78	II
Cd	<0,5	<1	<5	<20	0,78	I
Cr	5	<20	<100	<500	12,37	I
Cu	6	<20	<100	<200	23,95	II
Hg	<0,05	<0,1	<0,5	<1	0,29	II
Ni	5	<30	<50	<100	9,79	I
Pb	10	<50	<200	<500	37,08	I
Zn	48	<200	<1000	<2000	75,47	I

*Stężenia pierwiastków wyrażone w mg/kg s.m.

Stężenia kadmu, chromu, niklu, ołowiu i cynku we wszystkich próbkach odpowiadają I klasie czystości. Stężenia arsenu, miedzi i rtęci wskazują na II klasę czystości badanych osadów.

Najwyższe zawartości metali odnotowano w próbce OS. Zbiornik 2. Pozostałe próbki (OS. Zbiornik 1 oraz OS. Zbiornik 3) charakteryzują się niższymi stężeniami większości analizowanych pierwiastków, co wskazuje na przestrzenną zmienność depozycji materiału oraz nierównomierną akumulację zanieczyszczeń w obrębie zbiornika.

Klasyfikacja Bojakowskiej i Sokołowskiej (1998) odnosi się wyłącznie do zawartości niektórych metali ciężkich i metaloidu i nie obejmuje zanieczyszczeń organicznych. Niemniej jednak, w badanych osadach stwierdzono obecność adsorbowalnych związków chloroorganicznych (AOX), wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), frakcji węglowodorów ropopochodnych C12-C35 oraz ftalanów, które stanowią charakterystyczny ślad historycznej działalności Zakładów Chemicznych „Zachem”. W związku z powyższym, mimo korzystnej oceny geochemicznej metali, osady zachowują cechy oddziaływania historycznych zanieczyszczeń przemysłowych i ich stan powinien być interpretowany z uwzględnieniem wyników analiz związków organicznych oraz oceny ekotoksykologicznej.

Na tle wyników „Monitoringu osadów dennych rzek i jezior w 2025 r.” (Stefaniak i in., 2025) badane osady charakteryzowały się wyraźnie podwyższoną zawartością molibdenu. W osadach rzecznych objętych monitoringiem średnia zawartość Mo wynosiła 1,44 mg/kg s.m., mediana 0,84 mg/kg s.m., a wartość maksymalna 12,6 mg/kg s.m. Podobny poziom stwierdzono w osadach jeziornych, dla których średnia wynosiła 1,36 mg/kg s.m., mediana 1,11 mg/kg s.m., a zakres oznaczonych zawartości 0,41-5,28 mg/kg s.m. W analizowanych próbkach zawartość Mo mieściła się w zakresie 21,90-79,11 mg/kg s.m., przekraczając maksymalne wartości odnotowane w monitoringu zarówno dla osadów rzecznych, jak i jeziornych. Najwyższa oznaczona zawartość (79,11 mg/kg s.m.) była około 6,3-krotnie wyższa od maksimum dla osadów rzecznych i 15-krotnie wyższa od maksimum dla osadów jeziornych. Wyniki wskazują zatem na wyraźne wzbogacenie badanych osadów w molibden na tle osadów dennych monitorowanych w Polsce.

Ze względu na to, że klasyfikacja Bojakowskiej i Sokołowskiej (1998) ograniczona jest wyłącznie do niektórych metali i metaloidu, w ramach oceny jakości osadów dennych wykorzystano także podejście opisane w pracy pt. „Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems” (MacDonald i in., 2000), która przedstawia metodykę oceny jakości osadów (SQGs) dla ekosystemów słodkowodnych.

W pracy przedstawiono wytyczne uwzględniające 28 substancji chemicznych o istotnym znaczeniu środowiskowym (metale ciężkie, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA),

polichlorowane bifenyle (PCB) oraz pestycydy chloroorganiczne). Celem tego podejścia było stworzenie spójnych narzędzi do oceny jakości osadów słodkowodnych, które integrują wyniki pochodzące z różnych metod teoretycznych i empirycznych, takich jak podejście podziału równowagi (EqPA) czy metoda stężeń progowych efektów (ERA/ELA).

Wytyczne SQGs stanowią skuteczne narzędzie do identyfikacji obszarów silnie zanieczyszczonych, planowania monitoringu oraz oceny potrzeby remediacji osadów, jednak mają charakter przesiewowy i powinny być stosowane łącznie z wynikami testów toksyczności, oceną bioakumulacji oraz analizą zbiorowisk bentosowych, ponieważ nie uwzględniają bezpośrednio ryzyka związanego z przenoszeniem zanieczyszczeń w łańcuchu pokarmowym.

MacDonald i in. (2000) opracowali wytyczne dla 28 substancji chemicznych, w tym metali ciężkich, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), polichlorowanych bifenyli (PCB) oraz pestycydów. Podstawą opracowanego podejścia jest wyznaczenie dla każdego z zanieczyszczeń dwóch kluczowych wartości:

- TEC (Threshold Effect Concentration), które oznacza stężenie progowe wywołujące efekt, poniżej którego nie oczekuje się wystąpienia negatywnych skutków dla organizmów żyjących w osadach,
- PEC (Probable Effect Concentration), które oznacza stężenie prawdopodobnego wystąpienia efektu, powyżej którego negatywne skutki dla organizmów wodnych występują często.

Zgodnie z powyższym, ocena jakości osadów dennych opiera się na porównaniu zmierzonych stężeń zanieczyszczeń z wyznaczonymi wartościami TEC i PEC, stosując następujący schemat interpretacji:

- Stężenie < TEC - osady są klasyfikowane jako nietoksyczne. Prawdopodobieństwo wystąpienia szkodliwych efektów biologicznych jest minimalne,
- Stężenie między TEC a PEC - jest to zakres niepewności, w którym efekty mogą, ale nie muszą wystąpić; wskaźniki te nie służą do samodzielnego prognozowania toksyczności w tym przedziale,
- Stężenie > PEC - osady są klasyfikowane jako toksyczne. Istnieje wysokie prawdopodobieństwo, że zanieczyszczenia wpłyną negatywnie na organizmy bentosowe.

Ze względu na fakt, że osady w warunkach polowych rzadko są zanieczyszczone tylko jedną substancją, do oceny jakości osadów wprowadza się średni iloraz PEC (mean PEC quotient). Parametr ten pozwala ocenić sumaryczny efekt biologiczny mieszaniny zanieczyszczeń. MacDonald i in. (2000) wykazali, że częstość występowania toksyczności jest ściśle skorelowana ze średnim ilorazem PEC (współczynnik determinacji $R^2 = 0,98$), a zależność ta ma charakter funkcji wykładniczej.

Przykładowo, przy średnim ilorazie PEC powyżej 0,5, prawdopodobieństwo wystąpienia toksyczności dla organizmów wodnych wynosi 85%, natomiast powyżej wartości 1,5 wzrasta do 94%

Ocena wyników badań osadów w odniesieniu do wytycznych jakości osadów (MacDonald i in., 2000) wykazała, że dla większości oznaczonych metali stężenia pozostają poniżej wartości PEC, co oznacza, że prawdopodobieństwo występowania negatywnych skutków biologicznych dla organizmów bentosowych jest niewielkie. Jednocześnie w próbce OS.ZBIORNIK 2_3_268 stwierdzono lokalne przekroczenia wartości TEC dla arsenu (10,78 mg/kg s.m.), ołowiu (37,08 mg/kg s.m.) oraz rtęci (0,29 mg/kg s.m.), wskazujące na możliwość występowania sporadycznych efektów toksycznych w tej części zbiornika. Żaden z analizowanych metali nie osiągnął jednak wartości odpowiadających progowi PEC, co sugeruje, że ich zawartość nie powinna powodować powszechnych efektów toksycznych w organizmach dennych.

Pozostałe metale, w tym cynk, miedź oraz chrom, występowały na poziomach niższych od wartości TEC, wskazując na niewielkie ryzyko ekologiczne wynikające z ich obecności.

Spośród metali ciężkich przekroczenia wartości TEC stwierdzono dla arsenu, ołowiu oraz rtęci, przy czym najwyższe stężenia wszystkich tych pierwiastków wystąpiły w próbce OS.ZBIORNIK 2_3_268. W przypadku arsenu oraz ołowiu przekroczenia były niewielkie, natomiast zawartość rtęci była około 1,6-krotnie wyższa od wartości TEC. Stężenia pozostałych metali, w tym kadmu, chromu, miedzi, niklu oraz cynku, pozostawały poniżej wartości progowych, co wskazuje na niewielkie prawdopodobieństwo ich negatywnego oddziaływania na organizmy denne.

W grupie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) lokalne przekroczenia wartości TEC stwierdzono dla benzo(a)pirenu, chryzenu oraz benzo(a)antracenu, również w próbce OS.ZBIORNIK 2_3_268. Dla pozostałych oznaczonych WWA stężenia pozostawały poniżej wartości progowych, co wskazuje na ograniczone ryzyko toksyczności wynikające z obecności tej grupy związków.

W przypadku PCB, pestycydów chloroorganicznych oraz większości pozostałych związków organicznych oznaczone stężenia były znacznie niższe od wartości TEC lub pozostawały poniżej granic oznaczalności metod analitycznych, co nie wskazuje na ich istotne znaczenie jako czynnika ryzyka ekologicznego w badanych osadach.

Należy jednocześnie podkreślić, że w osadach oznaczono podwyższone zawartości AOX oraz węglowodorów ropopochodnych C12-C35, dla których nie opracowano wartości TEC. Parametry te nie mogą być zatem oceniane według kryteriów MacDonalda (2000), jednak ich obecność potwierdza historyczną akumulację trwałych zanieczyszczeń przemysłowych charakterystycznych dla działalności Zakładów Chemicznych „Zachem”.

Porównanie uzyskanych wyników z wartościami PEC (Probable Effect Concentration) wykazało, że stężenia wszystkich analizowanych metali ciężkich pozostają poniżej poziomów, przy których można oczekiwać częstego występowania negatywnych efektów biologicznych w organizmach bentosowych. Dotyczy to również arsenu, ołowiu i rtęci, dla których odnotowano lokalne przekroczenia wartości TEC. Maksymalne stężenia arsenu (10,78 mg/kg s.m.), ołowiu (37,08 mg/kg s.m.) oraz rtęci (0,29 mg/kg s.m.) pozostają odpowiednio około 3-krotnie, 3,5-krotnie oraz 3,7-krotnie niższe od odpowiadających im wartości PEC, wynoszących odpowiednio 33,0; 128 oraz 1,06 mg/kg s.m.

Warto podkreślić, że pomimo obecności trwałych zanieczyszczeń przemysłowych nie stwierdzono oznaczalnych stężeń chlorobenzenów, chlorofenoli, aniliny, BTX ani PCB. Oznacza to, że osady nie stanowią istotnego rezerwuaru tych bardziej mobilnych związków, natomiast skutecznie akumulują substancje wykazujące wysokie powinowactwo do fazy stałej, takie jak metale, AOX, WWA i cięższe frakcje węglowodorów.

Podobną zależność obserwuje się dla wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Chociaż dla benzo(a)pirenu, chryzenu oraz benzo(a)antracenu stwierdzono przekroczenia wartości TEC, ich stężenia pozostają znacznie niższe od wartości PEC. Maksymalne oznaczone zawartości wyniosły odpowiednio około 191 µg/kg s.m., 261 µg/kg s.m. oraz 110 µg/kg s.m., podczas gdy odpowiadające im wartości PEC wynoszą 1450 µg/kg, 1290 µg/kg oraz 1050 µg/kg. Oznacza to, że stężenia tych związków są od około 5 do 13 razy niższe od poziomów, przy których można spodziewać się częstych efektów toksycznych.

Analogicznie, stężenia pozostałych oznaczonych WWA, PCB oraz pestycydów chloroorganicznych również nie osiągają wartości PEC, co wskazuje na niewielkie prawdopodobieństwo występowania istotnych oddziaływań ekotoksykologicznych wynikających z obecności pojedynczych związków.

Należy jednak podkreślić, że kryteria PEC nie obejmują wszystkich oznaczonych parametrów. W szczególności nie opracowano ich dla AOX, frakcji węglowodorów ropopochodnych C12-C35 oraz części oznaczonych pierwiastków (np. baru i molibdenu).

XII. Przeprowadzenie badań zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego i powietrza gruntowego

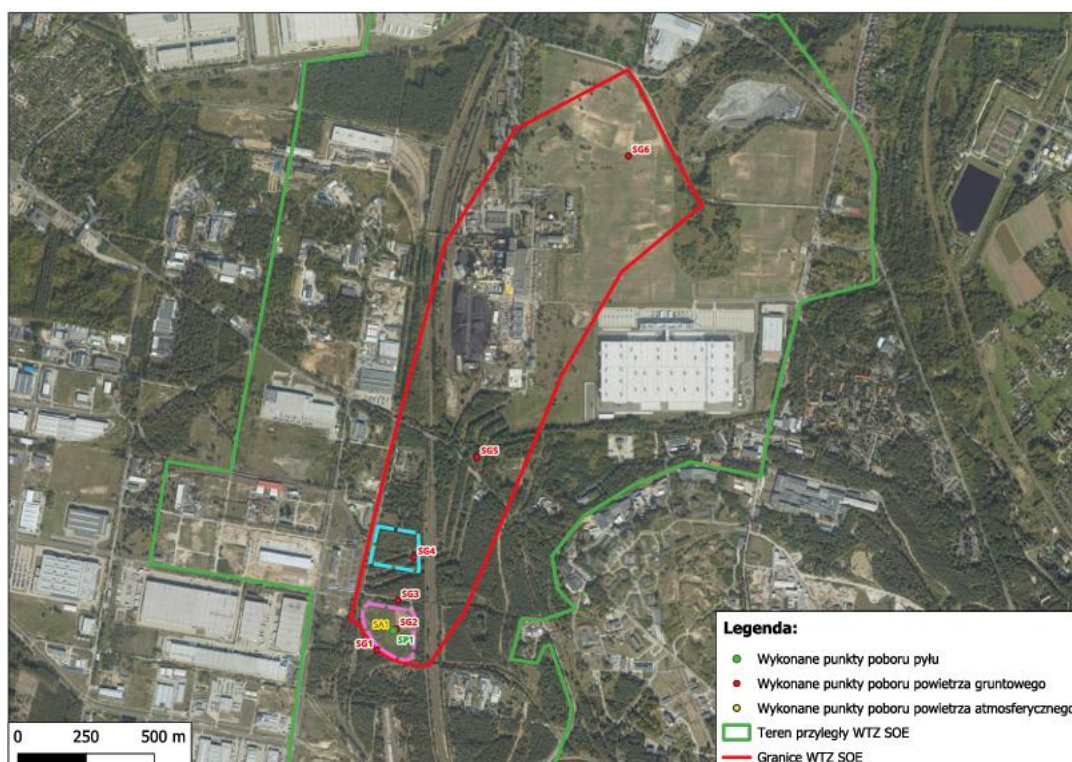
1. Metodyka badań

W ramach realizacji zadania przeprowadzono badania zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego oraz powietrza gruntowego na obszarze objętym kartowaniem. Na podstawie przeprowadzonej inwentaryzacji terenowej dokonano identyfikacji potencjalnych źródeł emisji zanieczyszczeń oraz

warunków środowiskowych mogących wpływać na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń. Analiza ta obejmowała w szczególności warunki meteorologiczne, w tym dominujące kierunki i prędkości wiatru, charakter zagospodarowania terenu, szorstkość powierzchni wpływającą na przepływ mas powietrza, rodzaj pokrycia terenu determinujący stopień nagrzewania się powierzchni.

Do badań jakości powietrza atmosferycznego wyznaczono punkt pomiarowy SA1 i SP1, którego lokalizację określono na podstawie wyników wizji terenowej, identyfikacji potencjalnych źródeł emisji oraz analizy lokalnych uwarunkowań wpływających na przemieszczanie się zanieczyszczeń w powietrzu. Ponadto wyznaczono 6 punktów pomiarowych do badań powietrza gruntowego. Ich lokalizację określono na podstawie wyników wizji terenowej oraz analizy potencjalnych kierunków migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym.

Na mapie przedstawiono lokalizację punktów pomiarowych wyznaczonych do realizacji badań (Załącznik nr 14a).



Rysunek 142 Mapa lokalizacji miejsc poboru próbek powietrza

W trakcie I serii badań, panowały stabilne warunki późnojesienne. Temperatura powietrza wynosiła około 8,0°C, wilgotność względna 60,9%, natomiast ciśnienie atmosferyczne 1005,0 hPa. W czasie pomiarów występował bardzo słaby wiatr o prędkości około 0,21 m/s, wiejący z kierunku północnego (N). W trakcie prowadzenia badań nie odnotowano opadów atmosferycznych.

II serię badań przeprowadzono w warunkach typowych dla okresu zimowego. Temperatura powietrza wynosiła około 3,0°C, wilgotność względna wzrosła do 79,2%, natomiast ciśnienie atmosferyczne

wynosiło 1013,5 hPa. W czasie poboru próbek występował słaby wiatr o prędkości około 0,53 m/s, wiejący z kierunku południowego (S). Podczas realizacji pomiarów nie wystąpiły opady atmosferyczne.

W III serii badań temperatura powietrza wynosiła około 1,0°C, wilgotność względna 56,6%, a ciśnienie atmosferyczne osiągnęło wartość 1020,5 hPa. Występował słaby wiatr o prędkości około 0,43 m/s, wiejący z kierunku południowego (S). Podczas pomiarów nie odnotowano opadów atmosferycznych.

We wszystkich trzech seriach badawczych pomiary prowadzono przy braku opadów atmosferycznych oraz bardzo niewielkich prędkościach wiatru, nieprzekraczających 0,53 m/s. Warunki te sprzyjały uzyskaniu wyników badań jakości powietrza atmosferycznego oraz umożliwiały ocenę rzeczywistego oddziaływania potencjalnych źródeł emisji zlokalizowanych na terenie WTZ SOE.

Tabela 44 Daty poboru próbek powietrza atmosferycznego

Tura badań	Data wykonania pomiarów powietrza atmosferycznego
I tura	13.11.2025 r.
II tura	16.12.2025 r.
III tura	20.01.2026 r.

Tabela 45 Daty poboru próbek powietrza gruntowego

Punkt pomiarowy	I seria	II seria	III seria
SG-1	24.11.2025 r.	29.12.2025 r.	05.02.2026 r.
SG-2	25.11.2025 r.	29.12.2025 r.	06.02.2026 r.
SG-3	24.11.2025 r.	29.12.2025 r.	06.02.2026 r.
SG-4	24.11.2025 r.	30.12.2025 r.	06.02.2026 r.
SG-5	26.11.2025 r.	30.12.2025 r.	06.02.2026 r.

Przed rozpoczęciem poboru próbek powietrza gruntowego przeprowadzano kontrolę parametrów pracy aparatury pomiarowej oraz weryfikację ustalonych przepływów. Próbkę powietrza atmosferycznego pobierano metodą aspiracyjną z wykorzystaniem układów sorpcyjnych i filtracyjnych dostosowanych do oznaczanych grup zanieczyszczeń. Zakres badań obejmował oznaczenia lotnych związków organicznych, pyłu zawieszonego, wybranych metali, stężenia zapachowego oraz zawartości węgla całkowitego i elementarnego. Pobór próbek prowadzono zgodnie z wymaganiami norm PN-EN 12341, PN-EN 14662-5 oraz PN-EN 13725.

Przed poborem właściwej próbki usuwano objętość gazu martwego odpowiadającą co najmniej dwukrotnej objętości przestrzeni pomiarowej, ograniczając wpływ powietrza zalegającego w rurce gazometrycznej. Próbkę powietrza gruntowego pobierano przy przepływie około 0,2 L/min przez około 60 minut. Łączna objętość pobranej próbki wynosiła około 12 L i odpowiadała wymaganiom

zastosowanej metody analitycznej w zakresie oznaczania lotnych związków organicznych. Po zakończeniu poboru rurki sorpcyjne zabezpieczono i przekazano do analizy laboratoryjnej. Uzyskane wyniki stanowią charakterystykę jakości powietrza gruntowego w miejscu i czasie prowadzenia badań i powinny być interpretowane z uwzględnieniem naturalnej zmienności przestrzennej oraz czasowej stężeń zanieczyszczeń.

Oznaczenia wykonano w akredytowanych laboratoriach z zastosowaniem technik chromatograficznych GC/FID oraz GC/MS dla lotnych związków organicznych, metod ICP-OES/ICP-AES dla oznaczeń metali oraz metod grawimetrycznych i olfaktometrycznych dla oznaczeń pyłu i stężenia zapachowego. Wyniki analityczne wyrażone pierwotnie jako masa związku zaadsorbowanego na sorbencie przeliczono na stężenia w powietrzu, podawane w jednostkach $\mu\text{g}/\text{m}^3$, z uwzględnieniem objętości pobranego powietrza.

Badania przeprowadzono w trzech niezależnych seriach pomiarowych, co umożliwiło ocenę zmienności stężeń w czasie oraz identyfikację ewentualnych trendów migracji i emisji zanieczyszczeń na terenie WTZ SOE.

W wyznaczonych punktach pobrano próbki powietrza, które poddano analizom laboratoryjnym. Pobór próbek oraz badania wykonano trzykrotnie w trakcie realizacji badań kompleksowych, zachowując odstępy pomiędzy kolejnymi seriami pomiarowymi nie krótsze niż jeden miesiąc i nie dłuższe niż dwa miesiące.

W ramach analiz chemicznych próbek powietrza atmosferycznego oznaczono stężenia pyłu zawieszonego $\text{PM}_{2,5}$. Dodatkowo wykonano analizę składu chemicznego pyłu oraz określono rozkład wielkości cząstek pyłu zawieszonego. W ramach badań jakości powietrza atmosferycznego wykonano również pomiary zapachu.

We wszystkich próbkach powietrza atmosferycznego i powietrza gruntowego przeprowadzono identyfikację jakościową oraz oznaczenia ilościowe lotnych związków organicznych (LZO). Zakres analiz obejmował substancje wskazane w Załączniku nr 1 (OPZ) - F, w tym:

- aldehydy i ketony, w tym: 2-butanon (MEK), aceton, cykloheksanon, heksanal oraz metyl izobutyl keton;
- alkohole i estry, obejmujące między innymi: etanol, 2-propanol, 2-butanol, n-propanol, n-butanol, izobutanol, 2-metyl-1-butanol, 2-etyloheksanol oraz octany: etylu, izobutylu, n-butylu, winylu i tert-butylu;
- związki z grupy BTEX, tj. benzen, toluen, etylobenzen oraz izomery ksylenu (orto-, meta- i para-), a także oznaczenie sumy BTEX, sumy TEX oraz sumy ksylenów;

- halogenowane lotne związki organiczne, obejmujące szeroką grupę chlorowanych i bromowanych węglowodorów alifatycznych i aromatycznych, w tym m.in. chlorek winylu, chloroform, dichlorometan, tetrachloroeten, trichloroeten, chlorobenzen, dichlorobenzeny, bromowane metany oraz chlorowane etany i eteny;
- niehalogenowane lotne związki organiczne, takie jak 1,4-dioksan, tetrahydrofuran, eter tert-butylo-metylowy (MTBE), eter etylo-tert-butylo-owy (ETBE), cykloheksan oraz wybrane cykloalkany i węglowodory alifatyczne;
- terpeny, w tym alfa-pinen, beta-pinen, limonen, alfa-terpinen oraz 3-karen;
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), reprezentowane przez naftalen;
- węglowodory ropopochodne, obejmujące oznaczenie zawartości poszczególnych frakcji węglowodorowych (C6-C7, C7-C8, C8-C9, C9-C10, C10-C11, C11-C12, C12-C13), frakcji alifatycznych oraz wybranych n-alkanów, takich jak n-pentan, n-heksan, n-heptan, n-oktan, n-nonan, n-dekan, n-undekan, n-dodekan, n-tridekan, n-tetradekan i n-heksadekan;
- związki aromatyczne, w tym: styren, izopropylobenzen, etylo-tolueny, trimetylobenzeny, tetrametylobenzen, n-propylobenzen, n-butylobenzen, sec-butylobenzen, tert-butylobenzen oraz frakcje aromatyczne >C8-C10.

2. Ocena jakości powietrza atmosferycznego i gruntowego

2.1. Analiza wyników badania powietrza gruntowego

Analizy laboratoryjne (SG-1 – SG-6) obejmowały oznaczenia lotnych związków organicznych, w tym związków z grupy BTEX oraz chlorowanych lotnych związków organicznych. Większość analizowanych substancji występowała w stężeniach poniżej granic oznaczalności metody. Spośród oznaczanych parametrów największe znaczenie środowiskowe wykazały toluen oraz dichlorometan. Lokalnie stwierdzono również obecność 1,2-dichlorobenzenu i tetrachloroetenu (Załącznik 14b). W pierwszej serii pomiarowej w trzech punktach oznaczono ponadto etanol, przy czym najwyższe stężenie wyniosło około 7791,7 mg/m³. Z uwagi na brak występowania etanolu w kolejnych seriach pomiarowych oraz jego niespecyficzny charakter jako wskaźnika zanieczyszczeń przemysłowych, wynik ten należy traktować jako lokalną i krótkotrwałą obserwację, której źródła nie można jednoznacznie określić na podstawie dostępnych danych (Załącznik 14b).

Związki BTEX

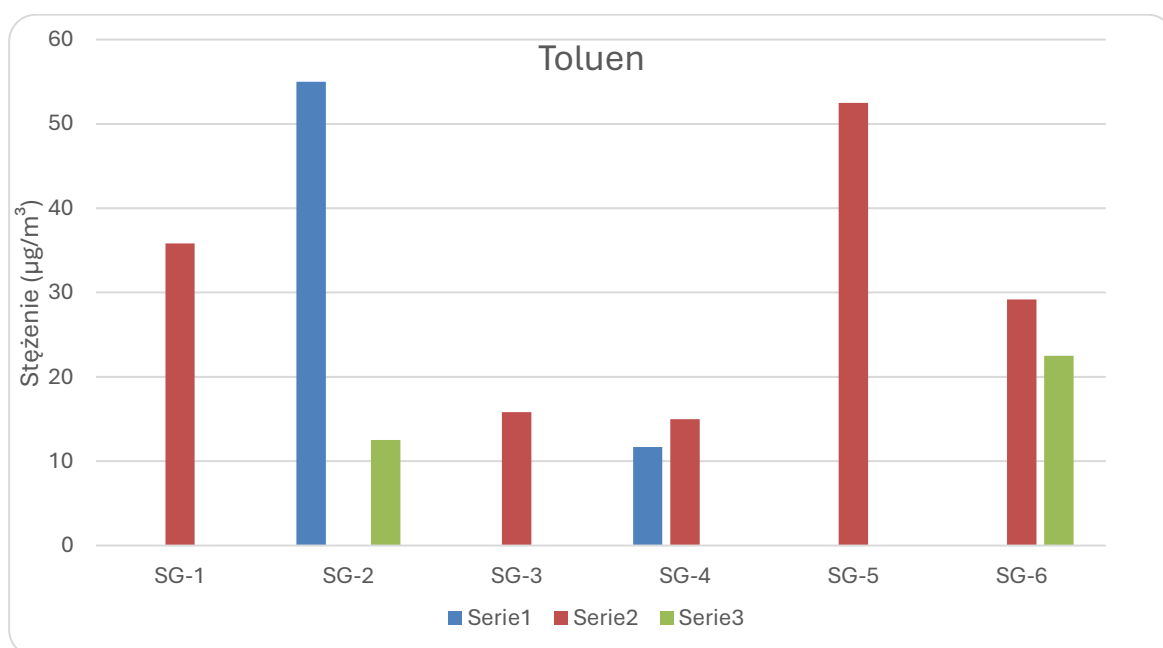
W ramach badań powietrza glebowego analizowano obecność związków z grupy BTEX (benzen, toluen, etylobenzen oraz ksyleny), będących charakterystycznymi składnikami paliw i innych produktów ropopochodnych.

Najwyższe stężenie spośród wszystkich związków BTEX odnotowano dla benzenu w I serii badań w punkcie SG-2, gdzie wyniosło ono 642,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jednocześnie w tym samym punkcie oznaczono najwyższą wartość sumy BTEX, równą 706,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, co wskazuje, że benzen stanowił dominujący składnik tej grupy związków. Ponadto w punkcie SG-2 stwierdzono obecność meta- i para-ksylenu na poziomie 9,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz toluenu w stężeniu 55,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W punkcie SG-4 podczas I serii wykryto wyłącznie toluen w stężeniu 11,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w pozostałych punktach badawczych związki BTEX występowały poniżej granicy oznaczalności.

W II serii badań nie stwierdzono obecności benzenu ani ksylenów powyżej granicy oznaczalności. Jedynym związkiem z grupy BTEX wykrytym w tej serii był toluen, który wystąpił w pięciu spośród sześciu punktów pomiarowych. Maksymalne stężenie odnotowano w punkcie SG-5 i wyniosło 52,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podwyższone wartości oznaczono również w punktach SG-1 (35,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz SG-6 (29,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). W punktach SG-3 i SG-4 stężenia toluenu wyniosły odpowiednio 15,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz 15,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w punkcie SG-2 związku nie wykryto.

W III serii badań związków BTEX nie oznaczano lub nie odnotowano ich występowania powyżej granic oznaczalności.

Wyniki wskazują na zróżnicowany rozkład przestrzenny zanieczyszczenia oraz zmienność koncentracji związku pomiędzy kolejnymi seriami pomiarowymi (Załącznik 14b).

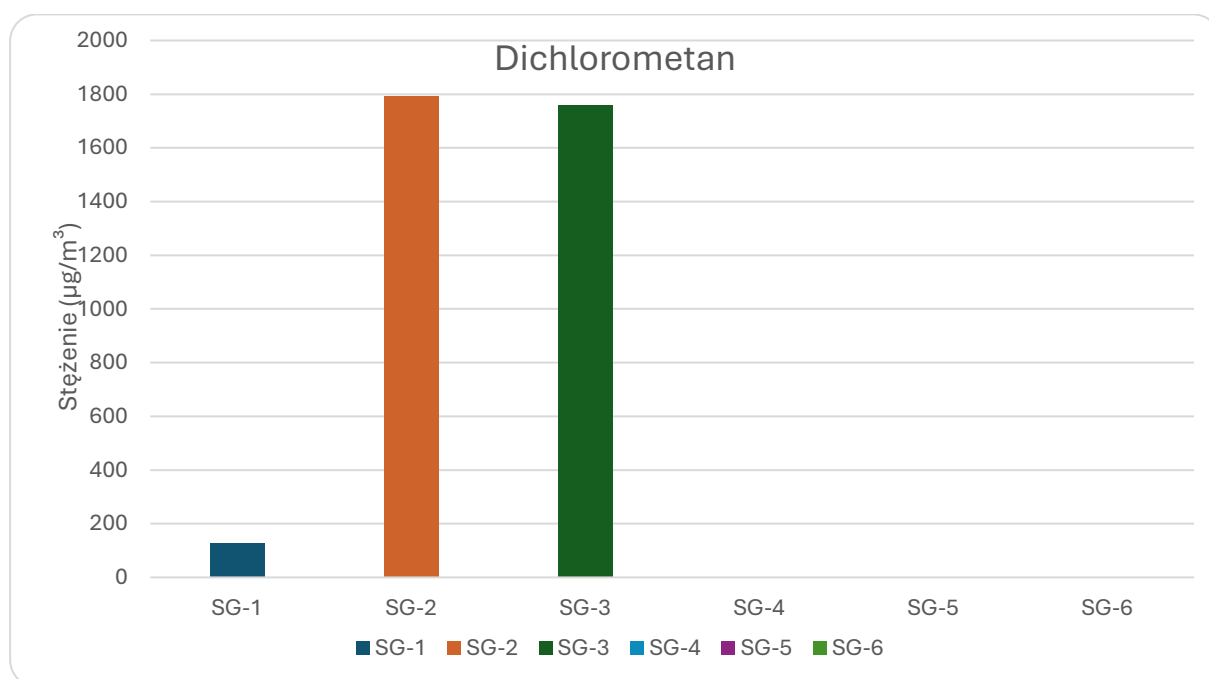


Rysunek 143 Stężenia toluenu w powietrzu gruntowym w punktach ZG-1 – ZG-6 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Chlorowane lotne związki organiczne – Dichlorometan

Dichlorometan został wykryty wyłącznie podczas III serii badań. W III serii pomiarowej obecność dichlorometanu stwierdzono w trzech spośród sześciu punktów pomiarowych. Najwyższe stężenie odnotowano w punkcie SG-2, gdzie wyniosło 1791,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nieznacznie niższą wartość oznaczono w punkcie SG-3, gdzie stężenie osiągnęło 1758,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W punkcie SG-1 stwierdzono znacznie niższe, lecz nadal wyraźnie podwyższone stężenie wynoszące 127,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W punktach SG-4, SG-5 oraz SG-6 nie wykryto obecności dichlorometanu.

Porównanie wyników wszystkich trzech serii wskazuje na wyraźną zmienność czasową występowania dichlorometanu w środowisku gruntowo-gazowym badanego terenu. Związek nie był obecny w stężeniach przekraczających granicę oznaczalności podczas dwóch pierwszych serii pomiarowych, natomiast w III serii został wykryty w wysokich stężeniach w punktach SG-2 i SG-3. Rozkład przestrzenny wyników sugeruje lokalny charakter zanieczyszczenia, skoncentrowany przede wszystkim w rejonie punktów SG-2 oraz SG-3. Znacznie niższe stężenie odnotowane w punkcie SG-1 oraz brak wykryć w pozostałych lokalizacjach mogą wskazywać na ograniczony zasięg migracji związku lub występowanie lokalnego źródła zanieczyszczenia w obrębie badanego obszaru (Załącznik 14b).



Rysunek 144 Stężenia dichlorometanu w poszczególnych punktach pomiarowych [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] – III seria pomiarowa

Pozostałe grupy związków

Poza toluenem i dichlorometanem w próbkach powietrza gruntowego stwierdzono również obecność 1,2-dichlorobenzenu, 1,2-dichloropropanu, 1,4-dichlorobenzenu oraz tetrachloroetenu. Najwyższe stężenie 1,2-dichlorobenzenu odnotowano w I serii pomiarowej punkcie SG-2 – 153,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W serii II badań najwyższą wartość odnotowano w punkcie SG-6 i wynosił on 54,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W pozostałych punktach związek występował w stężeniach od 20,0 do 45,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dodatkowo jednorazowo stwierdzono obecność 1,2-dichloropropanu w stężeniu 40,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz 1,4-dichlorobenzenu w stężeniu 30,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w serii I w punkcie SG-2.

Największą wartość tetrachloroetenu odnotowano w serii I pomiarowej i wyniosła ona 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w SG-2. w serii II tetrachloroeten był wykrywany lokalnie i osiągał maksymalne stężenie 28,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w punkcie SG-5, natomiast w pozostałych próbkach występował na poziomie 20,0-28,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ponadto w pierwszej serii badań odnotowano pojedynczą obecność trichloroetenu, którego stężenie wyniosło 310 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

W pierwszej serii badań stwierdzono również lokalne występowanie wybranych węglowodorów alifatycznych, w tym n-heptanu (966,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), frakcji alifatycznej >C6-C8 (916,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), frakcji C6-C7 (841,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz n-heksanu (280,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), jednak związki te nie zostały potwierdzone w kolejnych seriach pomiarowych.

Najwyższe wartości wskaźników sumy BTEX oraz sumy TEX odnotowano w punkcie SG-5 serii II, gdzie oba parametry osiągnęły stężenie 60,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Załącznik 14b).

Analiza wyników badań powietrza gruntowego wskazuje, że stężenia toluenu były niskie we wszystkich seriach pomiarowych. Podwyższone stężenia dichlorometanu odnotowano wyłącznie w dwóch punktach podczas III serii badań. Przy interpretacji tych wyników należy uwzględnić informacje przekazane przez laboratorium dotyczące możliwych ograniczeń analitycznych, w szczególności obecności wilgotnego sorbentu oraz problemów z odzyskiem rozpuszczalnika, które mogły wpływać na jakość oznaczeń.

Biorąc pod uwagę lokalizację punktów poboru próbek względem składowiska SOE, bardziej prawdopodobne jest, że stwierdzone podwyższone stężenia są związane z lokalnym oddziaływaniem odpadów zgromadzonych w obrębie składowiska lub jego bezpośrednim sąsiedztwie. Uzyskane wyniki nie stanowią wystarczających podstaw do wnioskowania o rozległej migracji lotnych związków organicznych (VOC) na obszarze całego terenu WTZ.

2.1.1. Interpretacja wyników badań powietrza gruntowego

Przeprowadzone badania powietrza gruntowego na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym WTZ SOE, zrealizowane z wykorzystaniem metody aktywnego poboru na rurki sorpcyjne oraz analizy chromatograficznej, pozwoliły wstępnie ocenić stan środowiska w strefie aeracji. Wyniki analiz wskazują na wyraźne zróżnicowanie przestrzenne stężeń zanieczyszczeń gazowych. W przeważającej części badanych punktów stężenia lotnych związków organicznych pozostawały poniżej granicy oznaczalności. Pomimo to, zidentyfikowano precyzyjnie określone strefy o wyraźnie podwyższonych wartościach, które wskazują na skażenie o charakterze mieszanym, obejmującym równolegle związki ropopochodne oraz rozpuszczalniki chlorowane. Taki profil chemiczny jednoznacznie sugeruje wieloźródłowe pochodzenie zanieczyszczeń, wynikające z nakładania się historycznych emisji związanych z wieloletnią działalnością przemysłową na tym terenie.

Zestawienie statystyczne (Tabela 46) wykrytych parametrów w powietrzu gruntowym (powyżej granicy oznaczalności dla 3 serii pomiarowych, n=18 próbek) stanowi ilościowe potwierdzenie postawionej tezy o skrajnej niejednorodności skażenia. Najczęściej oznaczanym związkiem był toluen, obecny w połowie badanych próbek (50% wykryć), przy średnim stężeniu wynoszącym 27,5 µg/m³ (dla próbek powyżej granicy oznaczalności). Stosunkowo dużą częstotliwością występowania charakteryzowały się również 1,2-dichlorobenzen (33,3%) oraz tetrachloroeten (22,2%). Szczególną uwagę zwraca skrajnie wysoki współczynnik zmienności (CV) dla głównych zanieczyszczeń, w tym etanolu (151,5%), tetrachloroetenu (139,4%) oraz sumy BTEX (119%). Tak duże rozproszenie wyników (odchylenie standardowe) wokół wartości średniej bezspornie dowodzi punktowego charakteru zanieczyszczeń. Zjawisko to uwidacznia się również w przypadku benzenu, n-heptanu i trichloroetenu – mimo bardzo niskiej częstości wykryć (zaledwie 5,6%) ich pojedyncze oznaczenia osiągały ekstremalnie wysokie wartości maksymalne (odpowiednio 642,5 µg/m³, 966,7 µg/m³ i 310,0 µg/m³), co wskazuje na obecność lokalnych, silnie stężonych źródeł emisji.

Tabela 46 Tabela zmiennych, gdzie zaobserwowano stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla substancji w powietrzu gruntowym na podstawie 3 serii pomiarowych

Nazwa parametru	% wykryć	MIN µg/m ³	MAX µg/m ³	średnia µg/m ³	odchylenie µg/m ³	CV %
benzen	5.6	642.5	642.5	642.5	-	-
n-heptan	5.6	966.7	966.7	966.7	-	-
etanol	16.7	175.0	7791.7	2835.8	4295.8	151.5
tetrachloroeten	22.2	20.0	240.0	77.5	108.3	139.4

suma BTEX	11.1	60.8	706.7	384.2	456.7	119
dichlorometan	16.7	127.5	1791.7	1225.8	951.7	77.6
toluen	50	11.7	55.0	27.5	16.7	60.3
1.2-dichlorobenzen	33.3	20.0	153.3	54.2	50.8	93.1
alfa-piren	11.1	26.7	49.2	38.3	15.8	42
suma TEX	22.2	35.8	64.2	50.0	15	30.2
meta i para ksilen	16.7	8.3	9.2	8.3	0.8	5.6
trichloroeten	5.6	310	310	310	-	-

Szczególną uwagę w analizie przestrzennej i ilościowej zwraca punkt SG-2 (południowo-zachodnia część terenu), który w pierwszej serii pomiarowej został zidentyfikowany jako główne ognisko zanieczyszczeń. Odnotowano tam wysokie stężenia benzenu na poziomie $642,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sumy BTEX wynoszącej $706,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz trichloroetenu i tetrachloroetenu osiągających odpowiednio $310,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i $240,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Znaczący był również udział frakcji alifatycznych, w tym zwłaszcza n-heptanu, którego stężenie wyniosło aż $966,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Rejestrowane wartości potwierdzają współwystępowanie zanieczyszczeń paliwowych oraz przemysłowych w jednym rejonie.

Zróznicowanie stężeń rejestrowane w kolejnych seriach pomiarowych wskazuje na wysoce dynamiczny charakter procesów zachodzących w powietrzu gruntowym. Zaobserwowane w drugiej serii znaczne obniżenie stężeń większości analizowanych związków może być wynikiem zmieniających się warunków fizykochemicznych, takich jak wahania temperatury, wilgotności czy ciśnienia atmosferycznego. Występująca zmienność w czasie uwiarygadnia tezę o aktywnym przemieszczaniu się frontu zanieczyszczeń oraz okresowym uwalnianiu lotnych substancji z przestrzeni porowych gruntu. Procesy te opisuje się równaniem adwekcji i dyfuzji dla gazów w ośrodkach porowatych, z uwzględnieniem zależności dyfuzji od porowatości i stopnia nasycenia gruntu (Rolston i Altevogt, 2003). Związki chlorowane, zwłaszcza takie jak PER i TRI, wykazują w strefie aeracji wysoką mobilność oraz zdolność do długotrwałego utrzymywania się jako źródło emisji gazowej, co sprzyja ich redystrybucji w czasie i przestrzeni (Shalom i in., 2026).

Z kolei w trzeciej serii pomiarowej zaobserwowano istotną zmianę profilu zanieczyszczeń, polegającą na wyraźnej dominacji związków chlorowanych. W tym okresie stężenia dichlorometanu w punktach SG-2 i SG-3 osiągnęły wartości rzędu $1791,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $1758,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Należy jednak zaznaczyć, iż wyniki te powinny być traktowane jako anomalia pomiarowa. Laboratorium analityczne wskazało na silne zawilgocenie sorbentów w tej serii badawczej, co w przypadku dichlorometanu - powszechnego rozpuszczalnika analitycznego, często prowadzi do błędów metodycznych.

Literatura potwierdza, że tzw. „barometric pumping” jest realnym mechanizmem zmienności stężeń gazów w strefie aeracji. W klasycznym ujęciu Nilsona i in. (1991) gdy ciśnienie barometryczne spada, gazy są wciągane w górę z przepuszczalnego gruntu do atmosfery. Z kolei rosnące ciśnienie barometryczne wypycha powietrze w dół, a w mediach szczelinowych transport ten może być o rzędy wielkości większy niż dyfuzja molekularna. Massmann i Farrier (1992) pokazali, że zmiany ciśnienia związane z pogodą mogą powodować napływ powietrza do podłoża, a podczas typowego cyklu zmian ciśnienia barometrycznego świeże powietrze może przedostać się na głębokość kilku metrów pod powierzchnię ziemi. W jednym z badań terenowych spadek ciśnienia dał >20-krotny wzrost gazów w mniej niż 24 godziny, nawet przy słabo przepuszczalnej warstwie przypowierzchniowej (Forde i in. 2019). Eklund (2024) wymienia temperaturę powietrza, ciśnienie atmosferyczne, wiatry powierzchniowe i wilgotność gleby jako czynniki, które bezpośrednio zmieniają transport albo pośrednio koncentracje gazów gruntowych. Dla VOC-ów w strefie aeracji stężenia mają tendencję do wzrostu wraz ze wzrostem temperatury i spadkiem wilgotności w wyniku zjawisk podziału równowagowego. Po intensywnym opadzie rosnąca wilgotność zmniejszała dopływ tlenu do gruntu i hamowała tlenową biodegradację, co sprzyjało akumulacji VOC w płytkim gazie glebowym (Guan i in. 2025).

To dobrze tłumaczy ostre skoki między seriami, jeśli pomiary przypadły na różne fazy pogody: spadki ciśnienia i przejścia frontowe wzmacniają emisję ku powierzchni, a wzrost ciśnienia wspiera wtłaczanie powietrza z atmosfery i rozcieńczanie sygnału z głębi. Z punktu widzenia oceny ryzyka zdrowotnego ludzi, zarejestrowane stężenia stanowią istotny sygnał ostrzegawczy, zwłaszcza że tzw. „vapor intrusion” jest uznawane za jedną z kluczowych dróg narażenia na chlorowane rozpuszczalniki i może prowadzić do ich migracji do powietrza wewnętrznego budynków (Kim i in., 2025; Turczynowicz, 2017; Unnithan i in., 2021).

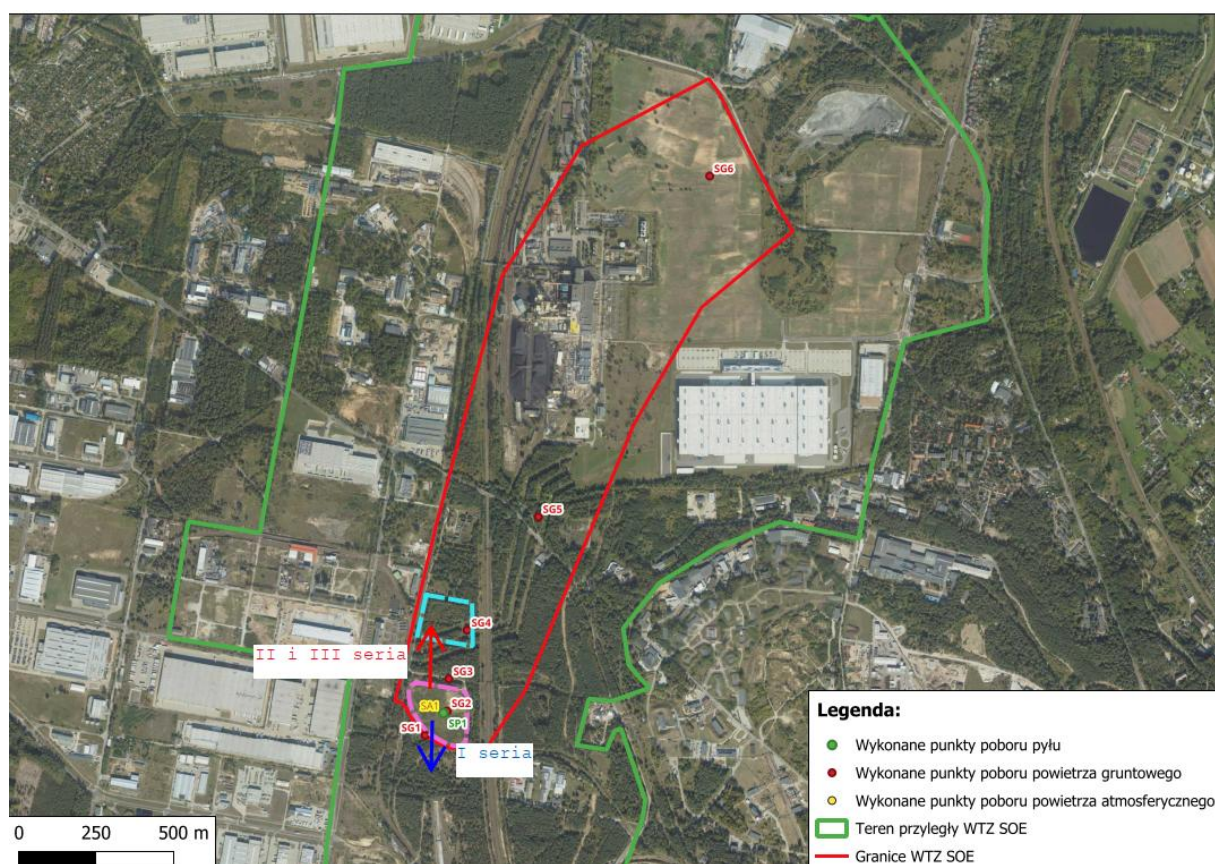
Stężenie benzenu w serii I, wynoszące około $642 \mu\text{g}/\text{m}^3$, znacząco przekracza poziom odniesienia World Health Organization (WHO) odpowiadający nadmiarowemu ryzyku $1/100\ 000$, czyli $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, oznacza to przekroczenie rzędu około 377 razy. Benzen jest u ludzi genotoksycznym kancerogenem, dlatego WHO nie rekomenduje dla niego bezpiecznego progu narażenia (WHO, 2010).

Podobne, istotne obawy budzi trichloroeten, którego stężenie rzędu $310 \mu\text{g}/\text{m}^3$ znacznie przekracza poziom stężenia odpowiadający nadmiarowemu ryzyku nowotworowemu $1/100\ 000$, przyjęty przez WHO na poziomie $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$; oznacza to przekroczenie 13 razy. WHO wskazuje przy tym, że trichloroeten należy do związków, dla których ryzyko nowotworowe należy oceniać w ujęciu bezprogowym (WHO, 2010). W niniejszej ocenie ryzyka zdrowotnego celowo i metodycznie pominięto ekstremalnie wysokie stężenia dichlorometanu zarejestrowane w trzeciej serii pomiarowej.

Interpretacja zweryfikowanych i miarodajnych wyników analitycznych wskazuje, że z punktu widzenia ryzyka zdrowotnego kluczowe znaczenie na badanym terenie mają benzen oraz trichloroeten, ze względu na ich udokumentowane właściwości toksyczne i rakotwórcze.

2.2. Analiza wyników badań powietrza atmosferycznego

Większość analizowanych substancji w SA1 występowała poniżej granic oznaczalności metod analitycznych. Wykrycia dotyczyły głównie toluenu, tetrachloroetenu (PCE), n-dodekanu oraz n-heksanu (Załącznik 14c).



Rysunek 145 Kierunek wiatru podczas poboru próbek powietrza atmosferycznego

Na podstawie przedstawionej mapy kierunków wiatru można stwierdzić, że zróżnicowanie wyników badań powietrza atmosferycznego było związane z kierunkiem przemieszczania się mas powietrza względem analizowanego obszaru i potencjalnych źródeł emisji.

Podczas I serii pomiarowej dominował przepływ powietrza z północy ku południowi (niebieska strzałka), co oznaczało transport zanieczyszczeń z rejonów zlokalizowanych na północ od punktu SA1. W tej serii odnotowano najwyższe stężenia większości wykrytych substancji, w tym toluenu ($112 \mu\text{g}/\text{m}^3$),

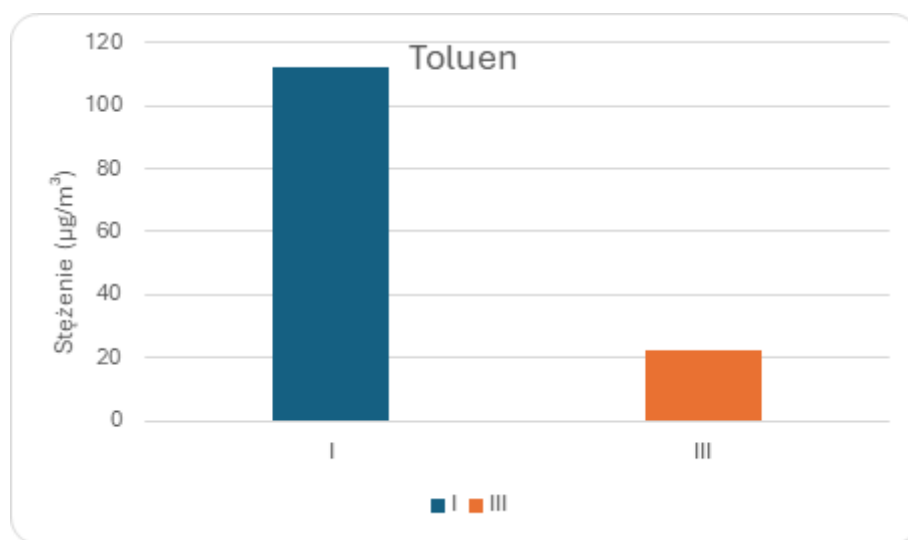
tetrachloroetenu ($121 \mu\text{g}/\text{m}^3$), n-heksanu, n-dodekanu oraz podwyższone zawartości składników mineralnych w pyłe. Wskazuje to, że źródła emisji zlokalizowane w południowej części analizowanego terenu mogły okresowo oddziaływać na punkt pomiarowy.

W II i III serii pomiarowej kierunek wiatru uległ zmianie na południowy (czerwona strzałka), powodując transport powietrza z południowej części obszaru w kierunku punktu SA1. W tym czasie stężenia większości oznaczanych substancji znacząco spadły lub pozostawały poniżej granic oznaczalności. Jedynie tetrachloroeten był nadal wykrywany w II serii ($47,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast w III serii jego stężenie również spadło poniżej granicy oznaczalności.

Zaobserwowana zależność pomiędzy kierunkiem wiatru a poziomami zanieczyszczeń wskazuje, że najwyższe stężenia substancji lotnych występowały w sytuacji napływu powietrza z południa, natomiast przy wiatrach z kierunku północnego wpływ potencjalnych źródeł emisji na punkt SA1 był znacznie mniejszy.

Toluen

Toluen był najistotniejszym związkiem aromatycznym wykrytym podczas badań. Najwyższe stężenie odnotowano w pierwszej serii pomiarowej i wyniosło $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W drugiej serii stężenie znajdowało się poniżej granicy oznaczalności ($<8,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), natomiast w trzeciej serii ponownie wykryto obecność związku na poziomie $22,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Rysunek 146 Stężenia toluenu

Najwyższe stężenie toluenu wystąpiło podczas pierwszej kampanii pomiarowej. W kolejnych seriach obserwowano znaczący spadek wartości, co może świadczyć o okresowym charakterze emisji lub wpływie warunków meteorologicznych na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń.

Suma BTEX i TEX

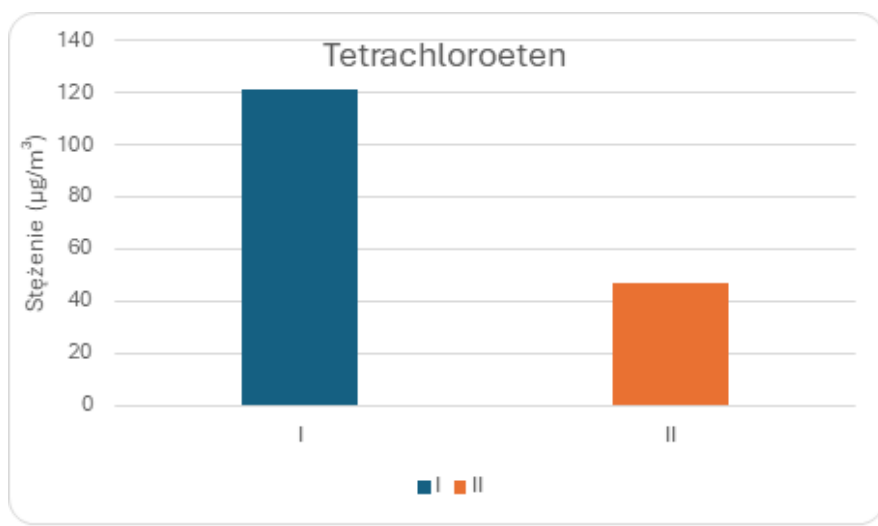
Wartość sumy BTEX była zbliżona do stężenia toluenu, co wskazuje, że związek ten dominował w strukturze analizowanych węglowodorów aromatycznych. Najwyższą wartość sumy BTEX odnotowano w pierwszej serii pomiarowej i wyniosła ona **112 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** , natomiast w drugiej i trzeciej serii stężenia pozostawały poniżej granicy oznaczalności.

Uzyskane wyniki wskazują na epizodyczne występowanie związków aromatycznych w powietrzu atmosferycznym. Dominujący udział toluenu sugeruje wspólne źródło emisji dla badanej grupy substancji.

Suma TEX (toluen, etylobenzen oraz ksyleny) została wykryta wyłącznie podczas pierwszej serii pomiarowej. Najwyższe i jednocześnie jedyne oznaczone stężenie wyniosło **112 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . W kolejnych seriach pomiarowych wartości pozostawały poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej (<34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w II serii oraz <33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w III serii).

Tetrachloroeten (PCE)

Tetrachloroeten był jedynym chlorowanym związkiem organicznym wykrywanym w stężeniach przekraczających granice oznaczalności. W pierwszej serii pomiarowej jego stężenie wyniosło **121 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** , natomiast w drugiej serii **47,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . W trzeciej serii nie stwierdzono obecności związku powyżej granicy oznaczalności.



Rysunek 147 Stężenia tetrachloroetenu (PCE)

Najwyższe stężenia PCE odnotowano podczas pierwszej serii badań. W kolejnych pomiarach obserwowano wyraźny spadek wartości, co wskazuje na ograniczenie emisji lub zmienność warunków transportu zanieczyszczeń w atmosferze.

Alkohole i ketony

W grupie alkoholi i ketonów wszystkie oznaczone substancje występowały poniżej granic oznaczalności metod analitycznych. Dotyczyło to m.in. acetonu, 2-propanolu, etanolu, 2-butanolu oraz octanów organicznych.

Brak przekroczeń granic oznaczalności wskazuje, że związki należące do tej grupy nie stanowiły istotnego składnika zanieczyszczeń powietrza w czasie prowadzenia badań.

Węglowodory ropopochodne

Spośród analizowanych węglowodorów ropopochodnych wykryto głównie n-dodekan oraz n-heksan. Najwyższe stężenie n-dodekanu wyniosło **61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** , natomiast n-heksanu **53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Oba związki wykryto wyłącznie podczas pierwszej serii badań. W pozostałych seriach ich stężenia pozostawały poniżej granic oznaczalności.

Rozkład wyników wskazuje na jednorazowe lub krótkotrwałe występowanie n-heksanu w badanym rejonie. Podobnie jak w przypadku n-dodekanu, jego obecność ograniczona była do pierwszej serii pomiarowej.

Niehalogenowane lotne związki organiczne

W grupie niehalogenowanych lotnych związków organicznych analizowano m.in. 1,4-dioksan, cykloheksan, tetrahydrofuran, ETBE, MTBE oraz wybrane węglowodory alifatyczne. Wszystkie oznaczane związki występowały w stężeniach poniżej granic oznaczalności metod analitycznych we wszystkich trzech seriach pomiarowych. Uzyskane wyniki wskazują, że niehalogenowane lotne związki organiczne nie stanowiły istotnego składnika zanieczyszczenia powietrza w badanym punkcie pomiarowym w czasie realizacji badań.

Brak wykryć powyżej granic oznaczalności świadczy o ograniczonym wpływie źródeł emisji związanych z wykorzystaniem rozpuszczalników organicznych, dodatków paliwowych oraz innych substancji należących do tej grupy związków.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Spośród badanych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oznaczano naftalen. We wszystkich seriach pomiarowych jego stężenie pozostawało poniżej granicy oznaczalności metody analitycznej. Wyniki wskazują na brak istotnego oddziaływania źródeł emisji charakterystycznych dla procesów spalania paliw, materiałów organicznych lub produktów ropopochodnych.

Brak wykrywalnych stężeń WWA sugeruje, że związki te nie stanowiły znaczącego składnika zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego w czasie prowadzenia badań.

Związki aromatyczne

W grupie związków aromatycznych analizowano m.in. trimetylobenzeny, etylotolueny, styren, izopropylobenzen oraz butylobenzeny. Wszystkie oznaczane substancje, z wyjątkiem toluenu uwzględnionego w grupie BTEX, występowały w stężeniach poniżej granic oznaczalności metod analitycznych we wszystkich seriach badawczych.

Otrzymane wyniki wskazują, że dominującym związkiem aromatycznym obecnym w badanym powietrzu był toluen. Pozostałe związki aromatyczne nie były wykrywane na poziomach przekraczających granice oznaczalności, co świadczy o ograniczonym udziale tego typu substancji w badanym środowisku.

Metale

Analiza składu pyłu atmosferycznego wykazała obecność przede wszystkim sodu, wapnia, magnezu, boru oraz glinu. Najwyższe stężenia odnotowano dla sodu ($536 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wapnia ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), magnezu ($83 \mu\text{g}/\text{m}^3$), boru ($65,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz glinu ($55,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) podczas pierwszej serii pomiarowej. W kolejnych seriach pomiarowych wartości te uległy znacznemu obniżeniu i w większości przypadków pozostawały poniżej granic oznaczalności.

Dominujący udział sodu, wapnia i magnezu wskazuje na znaczący udział składników mineralnych w badanym pylenie. Obecność tych pierwiastków może być związana z unoszeniem materiałów mineralnych, pyłów powierzchniowych oraz okresowym wpływem lokalnych źródeł emisji. Jednocześnie większość metali potencjalnie toksycznych, takich jak arsen, kadm, nikiel, ołów, kobalt czy wanad, pozostawała poniżej granic oznaczalności metod analitycznych we wszystkich seriach pomiarowych, co wskazuje na brak istotnego zanieczyszczenia pyłu tymi pierwiastkami.

Rozkład wyników sugeruje epizodyczny charakter wzrostu zawartości składników mineralnych w pierwszej serii pomiarowej, przy jednoczesnym braku trwałego oddziaływania źródeł emisji metali ciężkich w badanym rejonie.

2.2.1. Wnioski – powietrze atmosferyczne

W punkcie SA1 większość analizowanych substancji organicznych występowała w stężeniach poniżej granic oznaczalności zastosowanych metod analitycznych. Dotyczyło to aldehydów i ketonów, alkoholi, estrów, większości związków z grupy BTEX, halogenowanych oraz niehalogenowanych lotnych związków organicznych, terpenów, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oraz znacznej części oznaczanych frakcji węglowodorów ropopochodnych.

Spółród oznaczanych związków najwyższe stężenia odnotowano podczas pierwszej serii pomiarowej. Stężenie toluenu wyniosło $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$, podczas gdy w kolejnych seriach pomiarowych obniżyło się odpowiednio do wartości poniżej granicy oznaczalności ($<8,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz $22,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podobną tendencję zaobserwowano dla tetrachloroetenu, którego stężenie zmniejszyło się z $121 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w pierwszej turze do $47,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w drugiej turze, osiągając poziom poniżej granicy oznaczalności w trzeciej serii badań. W pierwszej turze zarejestrowano także obecność n-dodekanu ($61 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz n-heksanu ($53 \mu\text{g}/\text{m}^3$), które nie zostały wykryte w kolejnych pomiarach. W pierwszej serii pomiarowej odnotowano toluen na poziomie $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zaobserwowany rozkład stężeń wskazuje na incydentalny charakter emisji związków organicznych oraz brak ich trwałej akumulacji w powietrzu atmosferycznym. Wyraźne obniżenie stężeń pomiędzy kolejnymi seriami pomiarowymi sugeruje ograniczony przestrzennie i czasowo wpływ potencjalnych źródeł emisji.

W punkcie SP1 stężenie pyłu całkowitego utrzymywało się na niskim poziomie i wynosiło odpowiednio $<11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w kolejnych seriach badawczych. Jednocześnie nie stwierdzono oznaczalnych stężeń frakcji pyłu PM10 oraz PM2,5.

Analiza składu pyłu wykazała obecność przede wszystkim pierwiastków typowych dla naturalnego tła geochemicznego. Najwyższe stężenia odnotowano dla sodu ($536 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wapnia ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), magnezu ($83 \mu\text{g}/\text{m}^3$), boru ($65,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz glinu ($55,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) podczas pierwszej serii pomiarowej. W kolejnych kampaniach wartości te uległy znacznemu obniżeniu i w większości przypadków znajdowały się poniżej granic oznaczalności. Pozostałe metale, w tym arsen, kadm, kobalt, nikiel, ołów, wanad oraz inne pierwiastki śladowe, nie zostały oznaczone powyżej granic detekcji metody analitycznej.

Stężenie węgla całkowitego wyniosło $29,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w pierwszej turze pomiarowej oraz około $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w drugiej i trzeciej turze. Jednocześnie zawartość węgla elementarnego pozostawała poniżej granicy oznaczalności ($<2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), co wskazuje na niewielki udział produktów niecałkowitego spalania w badanym powietrzu atmosferycznym.

Wartość stężenia zapachowego (cOD) była stabilna w całym okresie badań i wynosiła $12,5 \text{ ouE}/\text{m}^3$. Przedział niepewności obejmował wartości od $6,8$ - $11,3 \text{ ouE}/\text{m}^3$ dla granicy dolnej oraz $22,7 \text{ ouE}/\text{m}^3$ dla granicy górnej. Uzyskane wyniki wskazują na niewielkie wahania intensywności oddziaływania odorowego w trakcie prowadzonych kampanii pomiarowych.

Podsumowując, wyniki badań powietrza atmosferycznego w punktach SA1 (badanie powietrza atmosferycznego) i SP1 (badanie pyłu zawieszonego) wskazują na niski poziom zanieczyszczenia zarówno w zakresie lotnych związków organicznych, jak i pyłu oraz metali. Dominacja wyników poniżej granic oznaczalności, brak trwałych podwyższonych stężeń oraz spadek wartości wykrytych substancji

w kolejnych seriach pomiarowych świadczą o ograniczonym wpływie lokalnych źródeł emisji na jakość powietrza w analizowanym obszarze (Załącznik 14b).

2.2.2. Interpretacja wyników badań powietrza atmosferycznego

Ocena jakości powietrza atmosferycznego na wielkoobszarowym terenie zdegradowanym SOE wykazała występowanie zanieczyszczeń o charakterze wysoce epizodycznym i zmiennym w czasie. Analiza szerokiego spektrum lotnych związków organicznych ujawniła lokalne podwyższenia stężeń, w tym wskaźników z grupy BTEX, których suma, podobnie jak stężenie samego toluenu, w jednym z pomiarów osiągnęła wartość 112 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zarejestrowano również obecność tetrachloroetenu na poziomie sięgającym 121 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz węglowodorów alifatycznych, takich jak n-dodekan i n-heksan w stężeniach odpowiednio do 61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 53 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Najwyższy poziom ryzyka odnotowano dla okolic Stawu Epichlorochydryny.

Analiza wyników badań powietrza wskazuje na występowanie lokalnych podwyższeń stężeń zanieczyszczeń, w tym w szczególności toluenu. Z uwagi na fakt, że pomiary w poszczególnych cyklach badawczych realizowano w oparciu o ściśle jednogodzinny czas poboru próbek, uzyskane dane podlegają bezpośredniej ocenie w świetle norm prawnych dotyczących zanieczyszczeń epizodycznych. Kluczowym dokumentem w tej materii jest *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu*, którego Załącznik nr 1 określa, że dopuszczalna wartość odniesienia dla toluenu, uśredniona dla okresu jednej godziny, wynosi 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podczas pierwszego cyklu pomiarowego, zrealizowanego w dniu 13 listopada 2025 roku, stężenie tego związku osiągnęło poziom 112 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Stanowi to ewidentne przekroczenie obowiązującej normy o 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, co odpowiada przekroczeniu limitu jednogodzinnego o 12%. Pozostałe zidentyfikowane substancje, w tym tetrachloroeten osiągający stężenie 121 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pozostały poniżej bardzo wysokiej normy wynoszącej w jego przypadku 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, przez co toluen stanowi główny punkt odniesienia dla naruszenia limitów. Interpretując odnotowane przekroczenie, należy jednak uwzględnić mechanizm łagodzący przewidziany w § 4 ust. 1 wskazanego aktu prawnego, który stwierdza, że: „Uznaje się, że wartość odniesienia substancji w powietrzu uśredniona dla jednej godziny, określona w załączniku nr 1 do rozporządzenia, jest dotrzymana, jeżeli wartość ta nie jest przekraczana więcej niż przez 0,274% czasu w roku dla dwutlenku siarki oraz więcej niż przez 0,2% czasu w roku dla pozostałych substancji”. Zarejestrowany wynik jest zatem solidnym dowodem na wystąpienie wyraźnego piku emisji zanieczyszczenia chemicznego przekraczającego wyznaczone granice, jednak ostateczne i formalne stwierdzenie braku dotrzymania normy dla tego obszaru wymagałoby wykazania, że podobne godzinne przekroczenia sumują się do ponad 17 godzin w skali całego roku.

Zestawienie statystyczne wyników badań powietrza atmosferycznego (Tabela 47), obejmujące trzy serie pomiarowe, obrazuje zróżnicowaną dynamikę występowania zanieczyszczeń nad badanym obszarem. Wśród lotnych związków organicznych najczęściej identyfikowano toluen oraz tetrachloroeten (66,7% wykryć). Parametry te charakteryzowały się jednak znaczną zmiennością czasową – dla toluenu odchylenie standardowe wygenerowało współczynnik zmienności rzędu aż 94,3% przy maksymalnej wartości 112 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a dla tetrachloroetenu 62% przy stężeniu maksymalnym 121 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pozostałe zanieczyszczenia, w tym wybrane węglowodory (n-heksan, n-dodekan) czy wskaźniki grupowe (suma BTEX, suma TEX), zarejestrowano sporadycznie, co dowodzi ich epizodycznego występowania w strefie nadgruntowej. Istotnym wnioskiem płynącym z tej analizy jest spójność jakościowa profilu zanieczyszczeń – obecność w atmosferze zmiennych stężeń tetrachloroetenu oraz toluenu bezpośrednio koresponduje ze składem chemicznym zanieczyszczeń zidentyfikowanych w powietrzu gruntowym. Stanowi to silny argument potwierdzający występowanie wtórnej emisji i migracji lotnych substancji ze skażonego podłoża do powietrza atmosferycznego.

Tabela 47 Tabela zmiennych, dla których zaobserwowano stężenia powyżej dolnej granicy oznaczalności dla substancji w powietrzu atmosferycznym na podstawie 3 serii pomiarowych

Nazwa parametru	% wykryć	MIN $\mu\text{g}/\text{m}^3$	MAX $\mu\text{g}/\text{m}^3$	średnia $\mu\text{g}/\text{m}^3$	odchylenie $\mu\text{g}/\text{m}^3$	CV %
toluen	66.7	22,4	112	67,2	63,36	94,3
tetrachloroeten	66.7	47,2	121	84,1	52,18	62
Suma BTEX	33.3	112	112	112	-	-
Suma TEX	33.3	112	112	112	-	-
n-dodekan	33.3	61	61	61	-	-
n-heksan	33.3	61	61	61	-	-

Uzyskane wyniki wskazują, że jakość powietrza atmosferycznego na badanym terenie jest okresowo zaburzana przez emisje lotnych związków organicznych o charakterze zarówno paliwowym, jak i przemysłowym. Zmienność stężeń oraz brak ich utrzymywania się na wysokim poziomie w kolejnych seriach sugerują, że źródła emisji mają charakter lokalny i nieregularny.

Skład ten jednoznacznie wskazuje na wieloźródłowe oddziaływanie komponentów paliwowo-komunikacyjnych oraz przemysłowych, związane ze stosowaniem rozpuszczalników. Obserwowane w kolejnych seriach pomiarowych wyraźne spadki stężeń, często do poziomów poniżej granicy

oznaczalności, dowodzą, że zanieczyszczenie to nie ma charakteru trwałego i jednorodnego przestrzennie. Kluczowy wpływ na ten stan rzeczy mają bieżące warunki meteorologiczne.

Zależność tę doskonale widać na przykładzie przeprowadzonych cykli badawczych. Podczas pierwszej serii badawczej, charakteryzującej się najwyższymi poziomami stężeń zanieczyszczeń, temperatura była najwyższa i wynosiła 8,0 °C, natomiast prędkość wiatru była najniższa - zaledwie 0,21 m/s. W drugiej turze odnotowano spadek temperatury do 3,0 °C oraz silniejszy wiatr wiejący z prędkością 0,53 m/s. Z kolei w trzecim cyklu pomiarowym temperatura osiągnęła najniższą wartość, zaledwie 1,0 °C, przy wietrze na poziomie 0,43 m/s. Taki układ parametrów meteorologicznych wyraźnie pokazuje, że wyższa temperatura stymulowała intensywniejsze ulatnianie się lotnych związków organicznych z gruntu, a niska prędkość wiatru w pierwszej turze znacząco ograniczała ich dyspersję, co w efekcie prowadziło do wysokiej akumulacji zanieczyszczeń w badanym powietrzu. Potwierdza to tezę Eklunda (2024), który wskazuje temperaturę powietrza oraz wiatry powierzchniowe jako kluczowe czynniki pośrednio zmieniające koncentracje gazów w strefie aeracji, wpływając na równowagę fazową i dyspersję substancji.

Zjawisko to znajduje potwierdzenie w literaturze przedmiotu, która wskazuje na ścisły związek między prędkością i kierunkiem wiatru a stopniem rozpraszania zanieczyszczeń w atmosferze (Adewale i in., 2025). Co więcej, przeprowadzone analizy statystyczne jednoznacznie wykazują wysoką lub bardzo wysoką korelację między prędkością wiatru a szybkością rozprzestrzeniania się skażenia, wyrażoną za pomocą zasięgów korelacji. W celu dokładnego określenia przestrzennego rozkładu stężeń w poszczególnych momentach czasowych, można posłużyć się zaawansowanymi metodami geostatystycznymi, takimi jak metoda krigingu zwykłego, która pozwala na wygenerowanie odpowiednich map obrazujących przemieszczanie się substancji w atmosferze (Kwilosz, 2021).

Z analizy dostarczonych materiałów wynika, że w obu badanych środowiskach (powietrze gruntowe i atmosferyczne) zaobserwowano ten sam epizodyczny i dynamiczny charakter występowania zanieczyszczeń. W powietrzu gruntowym odnotowano gwałtowne skoki i spadki stężeń między kolejnymi seriami pomiarowymi, co bezpośrednio przypisano zmieniającym się warunkom fizykochemicznym, takim jak wahania temperatury i wilgotności, oraz zjawisku „barometric pumping”, czyli uwalnianiu gazów na skutek zmian ciśnienia atmosferycznego. Analogiczną, bardzo wysoką zmienność w czasie zaobserwowano również w powietrzu atmosferycznym. Rejestrowane tam zanieczyszczenia, w tym wyraźne piki stężeń (na przykład toluenu osiągającego 112 µg/m³ w pierwszej turze badań), miały charakter krótkotrwały i nie utrzymywały się na wysokim poziomie w kolejnych seriach badawczych. Szczególną uwagę należy zwrócić na obserwowaną podczas badań zmienność ciśnienia atmosferycznego, która stanowiła kluczowy czynnik napędzający te zjawiska. W trakcie

pierwszej serii pomiarowej, kiedy odnotowano najwyższe stężenia zanieczyszczeń, ciśnienie wynosiło zaledwie 1005,0 hPa. W drugiej turze wartość ta wzrosła do 1013,5 hPa, a podczas trzeciej serii osiągnęła najwyższy poziom 1020,5 hPa. Ta wyraźna tendencja wzrostowa ciśnienia w kolejnych cyklach badawczych idealnie koreluje z jednoczesnym, drastycznym spadkiem uwalniania gazów do atmosfery, dostarczając mocnych dowodów na to, jak ogromny wpływ na jakość powietrza na tym terenie ma aktualna sytuacja baryczna. Zgodnie z mechanizmem „barometric pumping” opisanym przez Nilsona i in. (1991), spadek ciśnienia barometrycznego powoduje „wyciąganie” gazów z przepuszczalnego gruntu do atmosfery, podczas gdy jego wzrost wypycha powietrze w dół, co w pełni wyjaśnia zaobserwowaną zmienność stężeń.

Podsumowując, synchronizacja wyników dla obu środowisk silnie uwiarygadnia tezę, że epizodyczne pogorszenie jakości powietrza na powierzchni nie wynika z trwałego, jednolitego skażenia czy stałych, nowych emisji przemysłowych. Jest ono raczej wtórnym efektem odgazowywania gruntu, gdzie zanieczyszczenia migrują do atmosfery, gdy specyficzne warunki pogodowe przyczyniają się do uwalniania lotnych związków organicznych zgromadzonych wcześniej w przestrzeniach porowych podłoża.

2.3. Analiza wyników pyłu i stężenia zapachowego

Badania pyłu atmosferycznego wykonano w punkcie pomiarowym **SP1** podczas trzech serii pomiarowych. Wyniki pomiarów pyłu całkowitego we wszystkich seriach pozostawały poniżej granic oznaczalności metody pomiarowej ($<11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), co wskazuje na brak istotnego oddziaływania pyłowego w czasie prowadzenia badań.

Jednocześnie w pyłe atmosferycznym oznaczono obecność wybranych metali i składników mineralnych, spośród których najwyższe stężenia dotyczyły sodu, wapnia, magnezu, boru oraz glinu (Załącznik 14c).

Skład mineralny pyłu

Analiza składu pyłu atmosferycznego wykazała obecność przede wszystkim sodu, wapnia, magnezu, boru, glinu oraz chromu. Najwyższe stężenia wszystkich oznaczonych pierwiastków odnotowano podczas pierwszej serii pomiarowej, natomiast w kolejnych dwóch seriach wartości były znacznie niższe i w większości przypadków pozostawały poniżej granic oznaczalności metody analitycznej.

Dominującym składnikiem pyłu był **sód**, którego maksymalne stężenie osiągnęło **$536 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Wysokie wartości odnotowano także dla **wapnia ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$)** oraz **magnezu ($83 \mu\text{g}/\text{m}^3$)**. Podwyższone zawartości tych pierwiastków są charakterystyczne dla pyłów mineralnych i mogą wskazywać na oddziaływanie materiałów naturalnych lub antropogenicznych zawierających składniki mineralne.

W pierwszej serii badań stwierdzono również obecność **boru** ($65,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz **glinu** ($55,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Glin jest jednym z podstawowych składników minerałów glebowych i pyłów powierzchniowych, natomiast bor może występować w środowisku w związku z obecnością materiałów mineralnych lub procesami przemysłowymi.

Najniższe spośród oznaczonych stężeń dotyczyły **chromu**, którego maksymalna zawartość wyniosła $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pomimo wykrycia tego pierwiastka w pierwszej serii pomiarowej, jego stężenie było istotnie niższe od wartości uzyskanych dla dominujących składników mineralnych. W kolejnych seriach pomiarowych chrom nie był wykrywany powyżej granicy oznaczalności.

Wyraźny spadek stężeń wszystkich oznaczonych pierwiastków pomiędzy pierwszą a kolejnymi seriami pomiarowymi wskazuje na epizodyczny charakter emisji lub znaczący wpływ warunków meteorologicznych na transport i depozycję pyłu atmosferycznego. Jednocześnie uzyskane wyniki sugerują, że skład pyłu był zdominowany przez składniki mineralne, przy braku trwałego i znaczącego oddziaływania źródeł emitujących metale ciężkie.

W ramach badań pyłu atmosferycznego oznaczono szeroki zakres metali i metaloidów, obejmujący m.in. antymon, arsen, bar, beryl, cynę, cynk, kadm, kobalt, lit, mangan, miedź, molibden, nikiel, ołów, potas, selen, srebro, tal, tellur, tytan, wanad oraz żelazo. Dla wszystkich wymienionych pierwiastków uzyskane wyniki we wszystkich trzech seriach pomiarowych pozostawały poniżej granic oznaczalności stosowanych metod analitycznych.

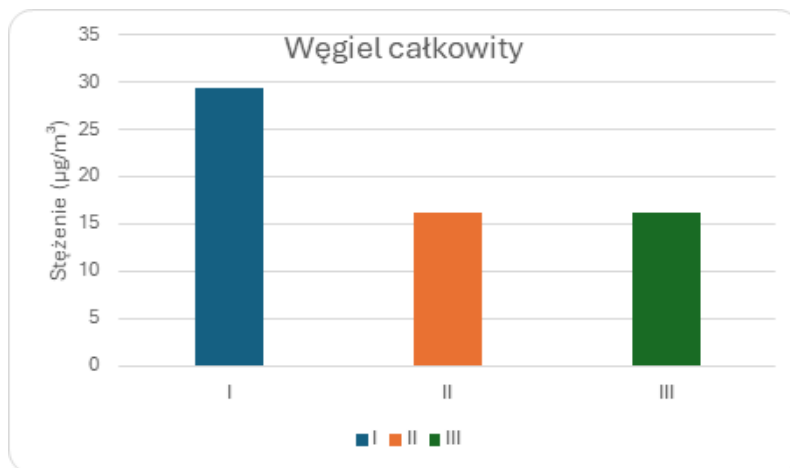
Szczególnie istotny jest brak wykrywalnych stężeń metali uznawanych za potencjalnie niebezpieczne dla środowiska i zdrowia ludzi, takich jak arsen, kadm, nikiel, ołów czy wanad. Otrzymane wyniki wskazują, że w czasie prowadzenia badań nie stwierdzono istotnego oddziaływania źródeł emisji związanych z procesami przemysłowymi, spalaniem paliw lub emisją metali ciężkich do atmosfery.

Nie odnotowano również podwyższonych zawartości cynku, miedzi, manganu ani żelaza, które często stanowią wskaźniki oddziaływania transportu drogowego, procesów mechanicznego ścierania materiałów lub działalności przemysłowej. Wszystkie oznaczone stężenia tych pierwiastków pozostawały poniżej granic oznaczalności, co świadczy o niewielkim udziale tego rodzaju źródeł w kształtowaniu jakości powietrza w badanym okresie.

W zestawieniu z wykrytymi składnikami mineralnymi, takimi jak sód, wapń, magnez, bor i glin, wyniki wskazują, że skład pyłu atmosferycznego był zdominowany przez substancje pochodzenia mineralnego, natomiast udział metali ciężkich i pierwiastków śladowych był znikomy lub nie występował na poziomach możliwych do oznaczenia analitycznego.

Węgiel całkowity

Stężenie węgla całkowitego wyniosło **29,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** podczas pierwszej serii pomiarowej, a następnie obniżyło się do **16,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** i **16,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** odpowiednio w drugiej i trzeciej serii badań. Węgiel elementarny pozostawał poniżej granic oznaczalności we wszystkich seriach pomiarowych.



Rysunek 148 Węgiel całkowity

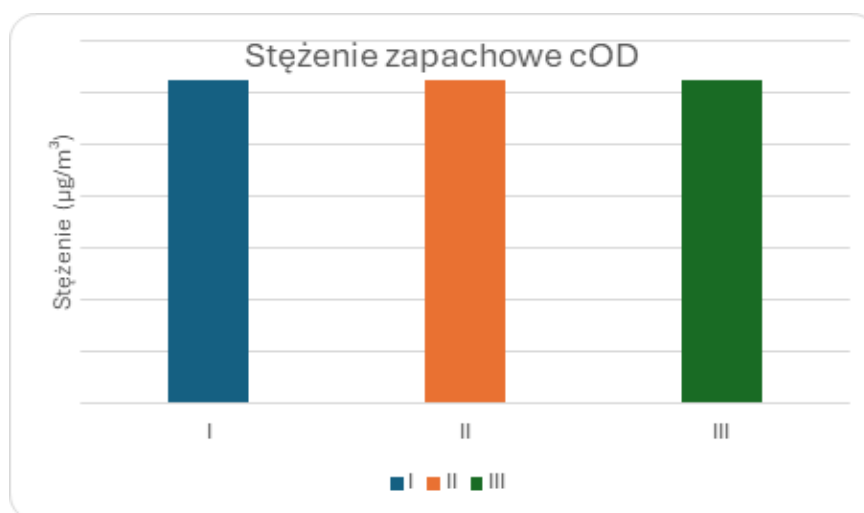
Pył całkowity

Pomiary pyłu całkowitego wykonane w trzech seriach badawczych wykazały wartości poniżej granic oznaczalności metody pomiarowej, odpowiednio $<11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $<10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nie prowadzono oznaczeń frakcji pyłu zawieszonego PM_{10} oraz $\text{PM}_{2,5}$.

Uzyskane wyniki wskazują na brak istotnego oddziaływania pyłowego w czasie realizacji badań. Niskie stężenia pyłu całkowitego, przy jednoczesnym występowaniu wybranych składników mineralnych w pierwszej serii pomiarowej, mogą świadczyć o krótkotrwałym lub lokalnym charakterze emisji cząstek mineralnych, które nie wpływały znacząco na całkowite obciążenie powietrza pyłem.

Stężenie zapachowe

Przeprowadzone badania olfaktometryczne wykazały występowanie **stężenia zapachowego na poziomie 12,5 ouE/ m^3** we wszystkich trzech seriach pomiarowych. Zakres niepewności pomiarowej mieścił się pomiędzy **6,8-11,3 ouE/ m^3** (dolna granica) oraz **22,7 ouE/ m^3** (górna granica).



Rysunek 149 Stężenie zapachowe w punkcie pomiarowym SP1

Uzyskane wyniki wskazują na stabilny poziom oddziaływania zapachowego w czasie prowadzonych badań. Brak istotnych różnic pomiędzy seriami pomiarowymi może świadczyć o stałym charakterze źródła emisji odorów w badanym rejonie (Załącznik 14c).

2.3.1. Wnioski – pył i stężenie zapachowe

Przeprowadzone badania jakości powietrza atmosferycznego w rejonie SOE wykazały występowanie jedynie wybranych lotnych związków organicznych oraz składników mineralnych pyłu atmosferycznego. Większość oznaczanych substancji organicznych, w tym alkohole, ketony, niehalogenowane lotne związki organiczne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz większość związków aromatycznych, występowała w stężeniach poniżej granic oznaczalności metod analitycznych.

Najwyższe stężenia spośród oznaczonych lotnych związków organicznych odnotowano dla **toluenu (112 µg/m³)**, **sumy BTEX (112 µg/m³)**, **sumy TEX (112 µg/m³)** oraz **tetrachloroetenu (121 µg/m³)** podczas pierwszej serii pomiarowej. W kolejnych seriach badań stężenia tych związków uległy istotnemu obniżeniu, a część wyników znajdowała się poniżej granic oznaczalności. Wskazuje to na okresowy charakter emisji lub zmienność warunków rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze (Załącznik 14d).

Spośród chlorowanych lotnych związków organicznych jedyną substancją wykrywaną w istotnych stężeniach był tetrachloroeten (PCE), co może świadczyć o lokalnym oddziaływaniu źródeł wykorzystujących chlorowane rozpuszczalniki. Jednocześnie brak wykryć pozostałych związków chlorowanych wskazuje na ograniczony zakres tego oddziaływania.

W grupie węglowodorów ropopochodnych wykryto wyłącznie **n-dodekan (61 µg/m³)** oraz **n-heksan (53 µg/m³)**, przy czym obecność tych związków stwierdzono jedynie podczas pierwszej serii pomiarowej.

Może to wskazywać na krótkotrwałe lub epizodyczne oddziaływanie źródła emisji substancji ropopochodnych.

Pomiary pyłu całkowitego wykazały wartości poniżej granic oznaczalności metody pomiarowej we wszystkich seriach badawczych ($<10\text{--}11\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), co świadczy o braku istotnego oddziaływania pyłowego na jakość powietrza w okresie prowadzenia badań.

Zgodnie z danymi publikowanymi przez WIOŚ, najwyższe średnie dobowe stężenia pyłu odnotowano w piątki i wynosiły $27,6\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ dla frakcji $\text{PM}_{2,5}$ oraz $44,46\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ dla frakcji PM_{10} . Wartości te pozostają poniżej obowiązujących poziomów dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r., co wskazuje na dobrą jakość powietrza atmosferycznego na analizowanym obszarze. Wyniki przeprowadzonych badań są zbieżne z tymi obserwacjami. W pobranych próbkach nie stwierdzono przekroczeń wartości granicznych ani podwyższonych stężeń pyłu zawieszonego, a oznaczony skład mineralny (sód, wapń, magnez i glin) jest charakterystyczny dla tła środowiskowego oraz pyłów pochodzenia naturalnego i komunikacyjnego. Oznacza to, że w okresie prowadzenia badań nie zidentyfikowano lokalnych źródeł emisji powodujących pogorszenie jakości powietrza ani zwiększonej ekspozycji na pyły zawieszone.

Analiza składu pyłu atmosferycznego wykazała obecność głównie składników mineralnych, takich jak **sód** ($536\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), **wapń** ($180\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), **magnez** ($83\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), **bor** ($65,7\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz **glin** ($55,3\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$). Stężenia tych pierwiastków były najwyższe podczas pierwszej serii pomiarowej, natomiast w kolejnych badaniach uległy znacznemu obniżeniu. Uzyskane wyniki wskazują na dominujący udział składników pochodzenia mineralnego w badanym pyle.

Jednocześnie nie stwierdzono obecności większości metali ciężkich i pierwiastków śladowych, takich jak arsen, kadm, nikiel, ołów, kobalt, wanad czy srebro, w stężeniach przekraczających granice oznaczalności metod analitycznych. Wyniki te wskazują na brak istotnego wpływu źródeł emisji metali ciężkich na jakość powietrza w rejonie SOE.

Badania olfaktometryczne wykazały stałe **stężenie zapachowe na poziomie $12,5\text{ ouE}/\text{m}^3$** we wszystkich trzech seriach pomiarowych. Brak istotnych zmian pomiędzy kolejnymi kampaniami pomiarowymi może świadczyć o względnie stabilnym poziomie oddziaływania zapachowego w badanym obszarze.

2.3.2. Interpretacja wyników badań pyłu i stężenia zapachu

W ramach prowadzonych badań jakości powietrza atmosferycznego wykonano również analizę pyłu zawieszonego, co umożliwiło ocenę poziomu zapylenia oraz potencjalnych źródeł emisji zanieczyszczeń. Stężenie pyłu całkowitego wyniosło $<11\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast wyznaczenie wartości dla frakcji PM_{10} i $\text{PM}_{2,5}$ nie było możliwe ze względu na zbyt małą naważkę materiału.

W pierwszej turze pomiarowej w powietrzu atmosferycznym odnotowano wyraźnie podwyższone stężenia pierwiastków pochodzenia głównie mineralnego, w tym sodu ($536 \mu\text{g}/\text{m}^3$), wapnia ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$), magnezu ($83 \mu\text{g}/\text{m}^3$), boru ($65,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz glinu ($55,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wyniki wskazują, że większość analizowanych parametrów wykryto jedynie w 33,3% przypadków i charakteryzowały się one całkowitym brakiem zmienności. Stuprocentową detekcję odnotowano wyłącznie dla stężeń zapachowych o stałej wartości oraz dla węgla całkowitego, który jako jedyny w zestawieniu wykazał rzeczywistą dynamikę, wahając się w przedziale od 16,1 do $29,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Taki profil chemiczny, w połączeniu z obecnością chromu oraz umiarkowanymi stężeniami węgla całkowitego rzędu $29,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wskazuje na istotny udział zjawiska resuspensji, czyli wtórnego unoszenia materiału z powierzchni terenu, jak również na wpływ działalności technicznej i procesów spalania. Interpretacja tych obserwacji jest spójna z literaturą, która opisuje resuspensję jako proces wieloetapowy obejmujący inicjację ruchu cząstek, ich migrację po powierzchni oraz ponowne unoszenie w strumieniu powietrza, przy czym mechanizm ten wymaga ujęcia procesów zachodzących w bardzo różnych skalach czasowych i przestrzennych (Henry, 2018; Henry i in., 2022). W warunkach przepływu znaczenie mają zarówno prędkość strumienia i turbulencja, jak i wielkość cząstek, a w bardziej złożonych scenariuszach istotną rolę odgrywają aerodynamiczne siły nośna i oporu (Hu i in., 2006; Neal i in., 2025). Spadek stężeń tych składników w kolejnych seriach badawczych utwierdza przekonanie o braku dominującego, ciągłego źródła emisji przemysłowej w zakresie zapylenia. Istotnym elementem analizy okazało się również zarejestrowanie stałego stężenia zapachowego na poziomie $12,5 \text{ ouE}/\text{m}^3$, które mimo widocznej zmienności składu chemicznego powietrza, sugeruje obecność stałego, choć niskointensywnego źródła odorów. Interpretacja tych zjawisk wymaga uwzględnienia procesów aerodynamicznego porywania cząstek pyłu z powierzchni nieutwardzonych, zwłaszcza że literatura wskazuje, iż pył drogowy i materiał zdeponowany na powierzchniach mogą być ważnym wtórnym źródłem pyłu zawieszonego, szczególnie w środowiskach miejskich i przemysłowych (Escrig i in., 2011). Można zatem stwierdzić, że środowisko nad badanym terenem znajduje się pod presją lokalnych, krótkotrwałych emisji, które ulegają intensywnym procesom rozcieńczania i nie tworzą rozległej, trwałej strefy skażenia atmosfery.

Zaobserwowane w trakcie badań epizodyczne piki stężeń, zarówno w przypadku pyłu zawieszonego (i związanych z nim metali), jak i lotnych związków organicznych (LZO), mają wspólny mianownik w specyficznych warunkach meteorologicznych panujących podczas pierwszej serii pomiarowej. Zarejestrowane wówczas najniższe ciśnienie atmosferyczne ($1005,0 \text{ hPa}$) w połączeniu ze stosunkowo najwyższą temperaturą ($8,0 \text{ }^\circ\text{C}$) stworzyły optymalne warunki fizykochemiczne do intensywnego odgazowywania gruntu i uwalniania zanieczyszczeń do atmosfery, co jest charakterystyczne dla zjawiska tzw. *barometric pumping* (Nilson i in., 1991). Jednocześnie, znikoma prędkość wiatru (zaledwie $0,21 \text{ m/s}$)

drastycznie ograniczyła dyspersję uwolnionych substancji, prowadząc do stagnacji mas powietrza tuż nad powierzchnią terenu. Zjawisko to doskonale tłumaczy nie tylko wysoką kumulację uwalnianego z podłoża toluenu, benzenu czy tetrachloroetenu, ale również skokowy wzrost zapylenia i koncentracji sodu, wapnia, magnezu oraz chromu. W warunkach braku przewietrzania, pył wzbiły w powietrze w wyniku resuspensji mechanicznej - na przykład poprzez ruch pojazdów czy lokalne prace terenowe - prawdopodobnie przez dłuższy czas utrzymywał się w strefie nadgruntowej, potęgując efekt zanieczyszczenia.

Zmiana sytuacji barycznej w drugiej i trzeciej serii badawczej, objawiająca się wyraźnym wzrostem ciśnienia (odpowiednio do 1013,5 hPa i 1020,5 hPa), spadkiem temperatury (do 1,0 °C) oraz wzmożonym ruchem powietrza (do 0,53 m/s), doprowadziła do zauważalnej poprawy jakości powietrza atmosferycznego.

Zgodnie z literaturą przedmiotu, wzrost ciśnienia zahamował emisję gazów, niejako wtłaczając czyste powietrze z atmosfery w głąb strefy aeracji i zamykając LZO w przestrzeniach porowych gruntu. Z kolei silniejszy wiatr skutecznie rozproszył cząstki pyłowe, co zaskutkowało spadkiem stężeń analizowanych metali do poziomu tła (poniżej progu oznaczalności). Pełna synchronizacja dynamiki stężeń w środowisku gruntowym i nadgruntowym stanowi jednoznaczny dowód na to, że badany obszar nie jest poddany presji ciągłego źródła emisji przemysłowej, lecz ulega krótkotrwałym, wtórnym epizodom zanieczyszczenia, które są w pełni moderowane przez bieżące warunki pogodowe.

XIII. Inwentaryzacja przyrodnicza

1. Metodyka badań

1.1. Formy ochrony przyrody i korytarze ekologiczne

Parki narodowe, krajobrazowe, rezerваты, obszary Natura 2000, obszary chronionego krajobrazu, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe, stanowiska dokumentacyjne, użytki ekologiczne, pomniki przyrody i korytarze ekologiczne analizowano w odległości do 2 km od terenu badań.

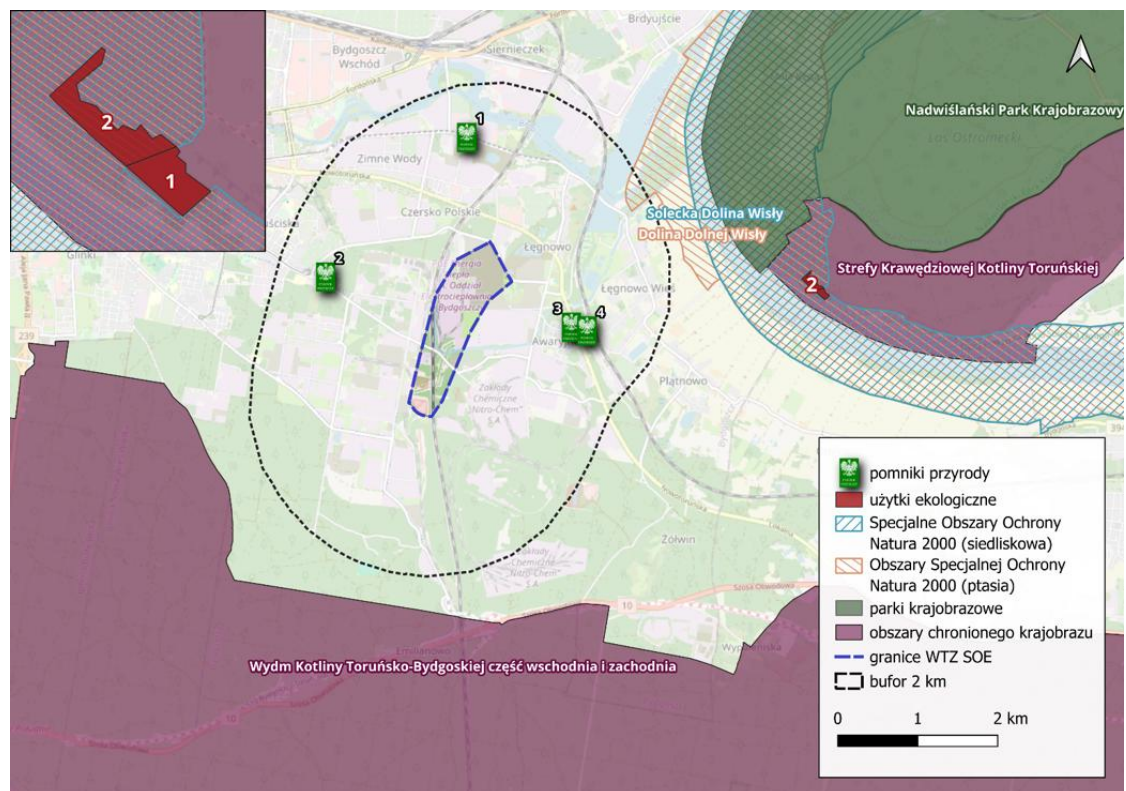
Wszystkie formy ochrony przyrody w odniesieniu do analizowanego bufora inwentaryzacji, wraz z charakterystyką zostały wskazane w poniższej tabeli (Tab.48).

Tabela 48 Formy ochrony przyrody i ich otuliny oraz korytarze ekologiczne w odniesieniu do obszaru „SOE (Źródło: Opracowanie własne na podstawie crfop.gdos.gov.pl)

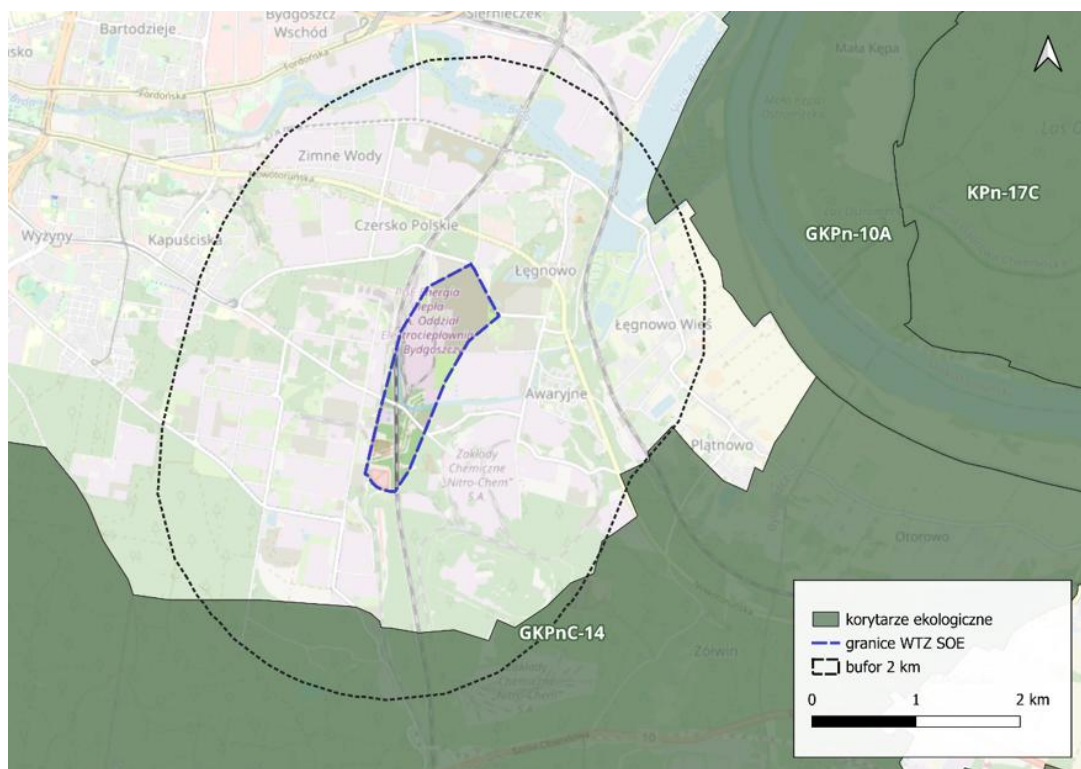
Lp.	Nazwa formy ochrony przyrody	Przybliżona min. odległość do terenu badań [m]	Opis obszaru	Dokument powołujący	Czy obowiązuje plan ochrony	Czy obowiązują zadania ochronne
1.	Obszar Specjalnej Ochrony Dolina Dolnej Wisły	1737	Obszar Dolina Dolnej Wisły jest krajową ostoją ptaków o randze międzynarodowej (Wilk i inni 2010). Gniazduje w niej 28 gatunków ptaków z listy zał. I Dyrektywy Ptasiej; 9 gatunków znajduje się w polskiej czerwonej księdze.	Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej Dz. U. Nr 25, poz. 133 z 2011-02-04	TAK Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Bydgoszczy i Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Gdańsku z dnia 31 marca 2015 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Dolina Dolnej Wisły PLB040003	Tak
2.	Pomnik przyrody „Bydgoski Bartek” (1)	1340	Pomnik jednoobiektowy, ustanowiony w 1991 roku. Dąb szypułkowy - Quercus robur	Rozporządzenie Nr 11/91 Wojewody Bydgoskiego z dnia 1 lipca 1991 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody na terenie województwa bydgoskiego (Dz. Urz. Woj. Bydg. z 30.07.1991 r., nr 15, poz. 120)	NIE	NIE
3.	Pomnik przyrody (2)	1400	Pomnik jednoobiektowy, ustanowiony w 1985 roku. Dąb szypułkowy - Quercus robur	Zarządzenie Nr 49/84 Wojewody Bydgoskiego z dnia 18 grudnia 1984 r. w sprawie uznania za pomniki przyrody tworów przyrody na terenie województwa bydgoskiego (Dz. Urz. Woj. Bydg. z 26.03.1985 r., nr 6, poz. 31)	NIE	NIE
4.	Pomnik przyrody „Dominika” (3)	940	Pomnik jednoobiektowy, ustanowiony w 2011 roku. Sosna zwyczajna (Sosna pospolita) - Pinus sylvestris	Uchwała Nr XV/258/11 Rady Miasta Bydgoszczy z dnia 28 września 2011 r. ustanowienia pomników przyrody (Dz. Urz. Woj. Bydg. z 19.10.2011 r., nr 234, poz. 2173)	NIE	NIE

Lp.	Nazwa formy ochrony przyrody	Przybliżona min. odległość do terenu badań [m]	Opis obszaru	Dokument powołujący	Czy obowiązuje plan ochrony	Czy obowiązują zadania ochronne
5.	Pomnik przyrody „Eugeniusz” (4)	1120	Pomnik jednoobiektowy, ustanowiony w 2011 roku. Dąb szypułkowy - Quercus robur. Okazałe drzewo, nietypowo dla gatunku rozwinięte - dwupienne, o wyróżniających walorach estetycznych	Uchwała Nr XV/258/11 Rady Miasta Bydgoszczy z dnia 28 września 2011 r. ustanowienia pomników przyrody (Dz. Urz. Woj. Bydg. z 19.10.2011 r., nr 234, poz. 2173)	NIE	NIE
6.	Korytarz ekologiczny – Puszcza Bydgoska GKPN-14		-	-	NIE	NIE
7.	Korytarz ekologiczny – Dolina Dolnej Wisły GKPN-10A		-	-	NIE	NIE

Źródło: Opracowanie własne na podstawie crfop.gdos.gov.pl



Rysunek 150 Obszar badań na tle form ochrony przyrody (Źródło: Opracowanie własne)



Rysunek 151 Obszar badań na tle sieci korytarzy ekologicznych¹ (Źródło: Opracowanie własne)

¹ - Na podstawie Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H., Pilot M., Górny M., Kurek R.T., Ślusarczyk R. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce. Zakład Badań Ssaków PAN, Białowieża 2011.

2. Siedliska przyrodnicze, botanika, mykobiota

Do opracowania wskazano płat „SOE” – ok. 115 ha. Obszar ten, poza silnie rozbudowaną infrastrukturą zakładów przemysłowych, obejmuje również wybrane fragmenty pobliskich lasów i innych terenów zielonych. Prace polegały na zinwentaryzowaniu na zadanej powierzchni siedlisk przyrodniczych, cennych gatunków flory naczyniowej, mszaków oraz porostów, wybranych w oparciu o obowiązujące akty prawne.

Przed przystąpieniem do badań terenowych przeprowadzone były prace kameralne, obejmujące analizę i rozpoznanie dostępnych danych źródłowych. Celem tych działań było wstępne rozpoznanie stanu chronionych siedlisk i gatunków, identyfikacja potencjalnych zagrożeń oraz wytypowanie priorytetowych obszarów do badań terenowych. Prace terenowe zostały wykonane 27 i 28-mego września 2025 r. Badania flory i bioty grzybów zlichenizowanych były wykonywane metodą marszrutową, polegały na spisach i obserwacjach siedlisk i roślin, a ponadto na spisach bioty porostów na wybranych stanowiskach. Systematyka i przynależność syntaksonomiczna zbiorowisk roślinnych została przyjęta zgodnie z opracowaniem Matuszkiewicza (2013). Nazewnictwo roślin przyjęto za Rutkowskim (2011), mszaków za Ochyrą (2003), a porostów za Fałtynowiczem (2003). Przynależność do grupy gatunków rzadkich oraz kategoria zagrożenia była określana na podstawie krajowych czerwonych list (Kaźmierczakowa 2016, Rutkowski 1997 i Cieśliński 2003).

W trakcie prac terenowych poszukiwano następujących aspektów botanicznych:

- siedliska przyrodnicze wymienione w Załączniku I Dyrektywy 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, ze zmianami (Dyrektywa Siedliskowa);
- gatunki roślin wymienione w Załączniku II Dyrektywie Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, ze zmianami (Dyrektywa Siedliskowa);
- gatunki roślin i grzybów (w tym grzybów zlichenizowanych) chronionych prawem krajowym (ochrona ścisła i częściowa);
- gatunki roślin i grzybów (w tym grzybów zlichenizowanych) rzadkie i zagrożone w skali kraju i regionu, w którym zlokalizowane jest przedsięwzięcie;
- gatunki obce, w tym inwazyjne gatunki obce, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków stanowiących zagrożenie dla przyrody Polski bądź UE; z wyjątkiem roślin naczyniowych, w przypadku których inwentaryzowano wyłącznie inwazyjne gatunki obce, nie inwentaryzowano gatunków obcych, nie będących gatunkami inwazyjnymi. Wynika to z faktu, że w przypadku roślin naczyniowych gatunki obce stanowią ponad 25% gatunków krajowej flory - do grupy tej

należą zarówno liczne gatunki zdomowione, uznane za naturalne składniki wielu ekosystemów, jaki i prawie wszystkie chwasty upraw, a także większość roślin uprawnych i ozdobnych.

Tabela 49 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli

Data kontroli	Rodzaj kontroli	Warunki pogodowe
27.09.2025 r.	Inwentaryzacja roślinności, mszaków, porostów, grzybów wielkoowocnikowych	Temperatura: 15 °C Opad: 0 Wiatr: 1 Zachmurzenie: 0
28.09.2025 r.	Inwentaryzacja roślinności, mszaków, porostów, grzybów wielkoowocnikowych	Temperatura: 14 °C Opad: 0 Wiatr: 1 Zachmurzenie: 0
28.02.2026	Kontrola dzienna	Temperatura: 14 °C Opad: 0 Wiatr: 0 Zachmurzenie: 0

Objaśnienia: Warunki pogodowe – temperatura: zakres w stopniach Celsjusza; wiatr: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); opad: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); zachmurzenie: procentowe pokrycie nieba przez chmury - 1 (0-33%), 2 (33-66%), 3 (66-100%)

Źródło: Opracowanie własne

2.1. Herpetofauna

Przed przystąpieniem do prac terenowych przeanalizowano mapy topograficzne i ortofotomapy w celu zlokalizowania potencjalnych miejsc rozrodu – stanowisk płazów, tj. zbiorników wodnych, rozlewisk, i występowania gadów, tj. usłonecznionych obrzeży zakrzewień i zadrzewień, przyzmyk pozostawionych odpadów budowlanych (gruzu), obszarów piaszczystych i kamienistych w obrębie wyznaczonego obszaru badań WTZ ZACHEM – SOE, położonego na terenie Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy.

Następnie w czasie prac terenowych inwentaryzowano płazy i gady we wcześniej wytypowanych miejscach na podstawie analizy kameralnej. Dodatkowo podczas obserwacji terenowych wyszukiwane były korzystne dla herpetofauny siedliska nieuwzględnione na mapach.

Prace terenowe wykonano podczas 2 kontroli: w porze późnoletniej we wrześniu 2025 r. i przedwiosennej pod koniec lutego 2026 r. (Tabela 49). Na podstawie badań terenowych wykazano skład gatunkowy występującej herpetofauny na analizowanym terenie. Prace wykonywano podczas odpowiednich warunków pogodowych.

Główną metodą zastosowaną w inwentaryzacji była metoda wizualna, tj. czynna obserwacja osobników w środowisku, tzw. „na upatrzonego” lub przeszukiwano wszelkie możliwe kryjówki ich występowania:

tereny podmokłe i zabagnione, skraje usłonecznionych lasów i zadrzewień, pobocza dróg, skupisk kamieni itp., zgodnie z metodyką prowadzenia tego typu prac herpetologicznych (Juszczak 1987 oraz Gent et Gibson (eds.) 1998). W czasie wykonywania prac terenowych zwracano uwagę na wszelkie ślady obecności zwierząt, tj.: żywe i martwe osobniki, wylinki gadów itp. Na obserwacje poświęcano ok. 5 godzin. Do określenia współrzędnych geograficznych stanowisk niektórych gatunków użyto GPS Garmin OREGON 650t oraz smartfona z aplikacją Locus Map Classic.

Badania przeprowadzono we wrześniu 2025 r. i pod koniec lutego 2026 r. Wykonano 2 kontrole, uwzględniono także dane udostępnione przez kolegę ornitologa Grzegorza Osojca-Kraśnińskiego z prac prowadzonych w miesiącach maj - sierpień 2025 r. na sąsiednich terenach w promieniu do 1 km od obszaru badań WTZ ZACHEM – SOE. Na obserwacje poświęcono ok. 5-6 godzin w porze dziennej i wieczornej. Do określenia współrzędnych geograficznych stanowisk niektórych gatunków użyto GPS Garmin OREGON 650t oraz smartfona z aplikacją Locus Map Classic.

Do analizy wyników wykorzystano także udostępnione dane herpetologiczne, dotyczące lokalizacji miejsc stwierdzenia gniewosza plamistego *Coronella austriaca* w Bydgoszczy z zasobów projektu pn. „Ekologia przestrzenna gniewosza plamistego”, realizowanego przez Towarzystwo Herpetologiczne NATRIX (<https://www.natrix.org.pl/ekologia-przestrzenna/>) oraz danych z akcji ochrony czynnej migrujących płazów przeprowadzonych w lat 2023-2024 w bydgoskim Łęgnowie przy ul. Łęgnowskiej na odcinku ok. 1000 m przy stacja kolejowa Bydgoszcz-Łęgnowo, podsumowanych sprawozdaniem do RDOŚ w Bydgoszczy z działań objętych zezwoleniem nr WOP.6401.4.33.2023.MO.2 z dnia 17 kwietnia 2023 r.

Nazewnictwo łacińskie płazów i gadów przyjęto za obecnie obowiązującymi internetowymi bazami danych gatunków płazów i gadów występujących na świecie, podanych w przypadku płazów przez: The American Museum of Natural History (*Amphibian Species of the World 6.2, an Online Reference*, (<http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/>, dostęp: 10.2024 r.), a w przypadku gadów udostępnioną przez: Uetz P., Freed P., Aguilar R., Reyes F., Kudera J. Hošek, J. (eds.) (2023) *The Reptile Database* (<http://www.reptile-database.org>, dostęp: 10.2024 r.). Polskie nazwy płazów i gadów podane w bazach danych przestrzennych i tabelach Excel przyjęto, według rekomendacji Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska, do gromadzenia i wizualizacji cyfrowych danych przestrzennych dotyczących rozmieszczenia chronionych gatunków zwierząt, pt. „Standard wektorowych danych przestrzennych Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska na potrzeby gromadzenia informacji o rozmieszczeniu chronionych gatunków, ich siedlisk oraz siedlisk przyrodniczych. Wersja 2019.1.” Rozbieżności w nazewnictwie łacińskim wynikają z ciągłych zmian nomenklatury taksonomicznej klasyfikacji nazw herpetofauny świata. W celu zachowania ujednoliconego nazewnictwa polskiego przyjęto natomiast rekomendowaną listę GDOŚ z 2019 r.

Tabela 50 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli

Data kontroli	Rodzaj kontroli	Warunki pogodowe
21.09.2025 r.	Kontrola dzienna i wieczorna	Temperatura: 23-28 °C Opad: 0 Wiatr: 1 Zachmurzenie: 1
28.02.2026 r.	Kontrola dzienna	Temperatura: 14 °C Opad: 0 Wiatr: 1 Zachmurzenie: 0

Objaśnienia: Warunki pogodowe – temperatura: zakres w stopniach Celsjusza; wiatr: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); opad: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); zachmurzenie: procentowe pokrycie nieba przez chmury - 1 (0-33%), 2 (33-66%), 3 (66-100%)

Źródło: Opracowanie własne

2.2. Ornitofauna

Prace, ze względu na termin zlecenia, koncentrowały się na analizie studialnej dostępnych źródeł, danych literaturowych oraz map topograficznych i satelitarnych w celu uzyskania jak największej ilości informacji o terenie badań, potencjalnie występujących tam ptakach, zwłaszcza lęgowych, regularnie zimujących czy koczujących, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków chronionych i zagrożonych.

Badania terenowe oparte były na metodzie marszrutowej (transektowej), polegającej przede wszystkim na kontroli obecności gniazd, ze względu na termin kontroli po sezonie gniazdowania większości gatunków ptaków, zgodnie z przyjętą standardową metodyką stosowaną w badaniach faunistycznych (Buckland et al. 2001). Transekt wyznaczony został na całości terenu przeznaczonego pod przedsięwzięcie; wzdłuż istniejących dróg leśnych i jezdni przebiegających po terenie przeznaczonym pod planowane badania.

W trakcie wykonywania inwentaryzacji zwracano uwagę na wszelkie ślady obecności zwierząt, tj.: żywe i martwe osobniki, a zwłaszcza obecność ptasich gniazd.

Badania przeprowadzono we wrześniu 2025 r. i pod koniec lutego 2026 r. Wykonano 2 kontrole, uwzględniono także dane udostępnione przez ornitologa Grzegorza Osojca-Krasińskiego z prac prowadzonych w miesiącach maj - sierpień 2025 r. na sąsiednich terenach w promieniu do 1 km od obszaru badań WTZ ZACHEM – SOE. Na obserwacje poświęcono ok. 5-6 godzin w porze dziennej i wieczornej. Był to zasadniczy okres prac nad określeniem awifauny. Podczas prac posługiwano się lornetką Carl Zeiss Conquest HD 10x42. Do określenia współrzędnych geograficznych stanowisk niektórych gatunków użyto GPS Garmin OREGON 650t oraz smartfona z aplikacją Locus Map Classic.

Nazewnictwo łacińskie ptaków przyjęto za obecnie obowiązującą listą awifauny krajowej gatunków ptaków stwierdzonych w Polsce, podaną przez Sekcję Ornitologiczną Polskiej Komisji Faunistycznej,

powołanej przez Polskie Towarzystwo Zoologiczne (Komisja Faunistyczna Sekcji Ornitologicznej PTZOO, <http://komisjafaunistyczna.pl/lista/>, dostęp: grudzień 2022 r.). Polskie nazwy ptaków podane w bazach danych przestrzennych i tabelach Excel przyjęto, według rekomendacji Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska, do gromadzenia i wizualizacji cyfrowych danych przestrzennych dotyczących rozmieszczenia chronionych gatunków zwierząt, pt. „Standard wektorowych danych przestrzennych Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska na potrzeby gromadzenia informacji o rozmieszczeniu chronionych gatunków, ich siedlisk oraz siedlisk przyrodniczych. Wersja 2019.1.” Rozbieżności w nazewnictwie łacińskim wynikają z ciągłych zmian klasyfikacji taksonomicznej nazw ptaków świata, które ze względu na postęp badań genetyczno-taksonomicznych wciąż ulegają nowelizacji, wg kompletnej listy ptaków świata (<http://listaptakow.eko.uj.edu.pl/>, dostęp: październik 2023 r.). W celu zachowania ujednoliconego nazewnictwa polskiego przyjęto natomiast rekomendowaną listę GDOŚ z 2019 r.

Tabela 51 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli

Data kontroli	Rodzaj kontroli	Warunki pogodowe
21.09.2025 r.	Kontrola dzienna i wieczorna	Temperatura: 25 °C Opad: 0 Wiatr: 1 Zachmurzenie: 1
28.02.2026	Kontrola dzienna	Temperatura: 14 °C Opad: 0 Wiatr: 1 Zachmurzenie: 0

Objaśnienia: Warunki pogodowe – temperatura: zakres w stopniach Celsjusza; wiatr: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); opad: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); zachmurzenie: procentowe pokrycie nieba przez chmury - 1 (0-33%), 2 (33-66%), 3 (66-100%)

Źródło: Opracowanie własne

2.3. Chiropterofauna

W czasie badań przeprowadzono 2 kontrole ukierunkowane na rejestrację aktywności i poszukiwanie kryjówek nietoperzy, w trakcie kontroli realizowano następujące moduły badawcze:

- Wyszukiwanie potencjalnych miejsc zimowania. Kontrolą objęte zostały obiekty stanowiące prawdopodobne kryjówki nietoperzy, takie jak: obiekty inżynieryjne, bunkry i inne obiekty budowlane spełniające kryteria miejsc hibernacji tj. obiekty, w których panuje stała, niska temperatura powyżej zera oraz wysoka wilgotność.

- Wyszukiwanie potencjalnych lokalizacji kolonii rozrodczych i innych kryjówek, przeprowadzono w miejscach, gdzie stwierdzono drzewa dziuplaste, drzewa z odstającą korą (aleje drzew, parki, fragmenty starych drzewostanów).

Dodatkowo, przeprowadzono analizę materiałów źródłowych (dane publikowane i niepublikowane) w celu określenia potencjalnego składu chiropterofauny.

Tabela 52 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli

Data kontroli	Rodzaj kontroli	Warunki pogodowe
08.09.2025 r.	Kontrola dzienna, poszukiwanie potencjalnych miejsc ukrycia nietoperzy	Temperatura: 21 °C Opad: 0 Wiatr: 0 Zachmurzenie: 0
28.02.2026	Kontrola dzienna, poszukiwanie miejsc zimowania nietoperzy	Temperatura: 14 °C Opad: 0 Wiatr: 0 Zachmurzenie: 0

2.4. Teriofauna

Prace badawcze w zakresie teriofauny skupiły się w trzech modułach badawczych:

- Obserwacjach bezpośrednich w trakcie prowadzonych kontroli
- Tropieniach prowadzonych w granicy badanego obszaru
- Obserwacji z wykorzystaniem fotopułapek

Tabela 53 Szczegółowy harmonogram zrealizowanych kontroli

Data kontroli	Rodzaj kontroli	Warunki pogodowe
08.09.2025 r.	Kontrola dzienna, montaż fotopułapki	Temperatura: 21 °C Opad: 0 Wiatr: 0 Zachmurzenie: 0
10.11.2025 r.	Kontrola nocna, demontaż fotopułapki	Temperatura: 21 °C Opad: 0 Wiatr: 0 Zachmurzenie: 0
28.02.2026	Kontrola dzienna, tropienia	Temperatura: 14 °C Opad: 0 Wiatr: 0 Zachmurzenie: 0

Objaśnienia: Warunki pogodowe – temperatura: zakres w stopniach Celsjusza; wiatr: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); opad: 0 (brak), 1 (słaby), 2 (średni), 3 (silny); zachmurzenie: procentowe pokrycie nieba przez chmury - 1 (0-33%), 2 (33-66%), 3 (66-100%) (Źródło: Opracowanie własne)

3. Analiza wykonanej inwentaryzacji przyrodniczej

3.1. Siedliska przyrodnicze, botanika, mykobiota

Siedliska przyrodnicze

Obszar „SOE”, o wydłużonym kształcie, zawiera od północy: nieużytki zielone, łąki, teren elektrociepłowni, niewielkie, porozcinane (linią kolejową oraz liniami energetycznymi) powierzchnie leśne, składowisko odpadów (SOE, SP). Stwierdzono tu różnego rodzaju użytki zielone, zbiorowiska ruderalne oraz nasadzenia sosny. Niewielkie powierzchnie leśne zlokalizowane w obszarze SOE, leżą również na wydumowym obszarze Kotliny Toruńskiej, nie zostały zaklasyfikowane jako śródlądowy bór sosnowy suchy, głównie z uwagi na znacznie uproszczony skład gatunkowy i strukturę wiekową drzewostanów, duże rozczłonowanie, niewielkich płątów leśnych oraz nieznaczącą ilość okazów gatunków charakterystycznych zespołu *Cladonio-Pinetum*.

Gatunki roślin naczyniowych

W obrębie siedlisk suchych i ubogich, w miejscach pozbawionych warstwy drzew i krzewów, na 5 wskazanych lokalizacjach, stwierdzono obecność gatunku, objętego częściową ochroną gatunkową – kocanek piaskowych *Helichrysum arenarium*. Liczebność na stanowiskach 1-4 liczyła ok. 10 okazów, na stanowisku 5 ilość okazów gatunku szacuje się na ok. 100. Kocanki piaskowe zajmowały siedliska antropogeniczne: nasypy, pobocza dróg leśnych, pasy pod liniami energetycznymi. Gatunek ten nie jest wymieniony na Czerwonej Liście.

Gatunki mszaków

W obrębie powierzchni SOE stwierdzono 2 chronionych gatunków mszaków – wszystkie objęte częściową ochroną gatunkową. Występowały w drzewostanach sosnowych, na siedliskach borowych. *Pseudoscleropodium purum*, *Polytrichum commune*. Stanowiące zwarte płąty.

Gatunki porostów

Na potrzeby dalszej analizy wyróżniono 26 gatunków porostów. Z tej liczby, 3 gatunki objęte są częściową ochroną gatunkową. Chrobotki objęte ochroną: chrobotek reniferowy *Cl. rangiferina* oraz najeżony *Cl. portentosa*, miały liczne stanowiska w obrębie siedliska śródlądowego boru sosnowego suchego. Pustułka rurkowata *Hypogymnia tubulosa* posiadała nieliczne stanowiska w obrębie drzewostanów sosnowych. 3, spośród 26 stwierdzonych gatunków porostów, tj. *Evernia prunastri* i *Hypogymnia tubulosa* umieszczone są na Czerwonej Liście.

Gatunki grzybów

Na analizowanym obszarze nie stwierdzono grzybów wielkoowocnikowych objętych ochroną prawną.

Tabela 54 Zestawienie stwierdzonych roślin naczyniowych

Lp.	Nazwa łacińska	Nazwa polska	Status ochrony
1	<i>Helichrysum arenarium</i>	kocanki piaskowe	częściowa

Źródło: Opracowanie własne

Tabela 55 Zestawienie stwierdzonych mszaków

Lp.	Nazwa łacińska	Nazwa polska	Status ochrony
1	<i>Polytrichum commune</i>	płatnik pospolity	częściowa
2	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	brodawkowiec czysty	częściowa

Źródło: Opracowanie własne

Tabela 56 Zestawienie stwierdzonych porostów

Lp.	Nazwa łacińska	Nazwa polska	Status ochrony
1	<i>Cladonia portentosa</i>	chrobotek najeżony	częściowa
2	<i>Evernia prunastri</i>	mąkla tarniowa	NT
3	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	pustułka rurkowata	częściowa

Źródło: Opracowanie własne

Tabela 57 Zestawienie stwierdzonych roślin inwazyjnych

Lp.	Nazwa łacińska	Nazwa polska	Status ochrony
1	<i>Padus serotina</i>	czeremcha amerykańska	inwazyjny

Źródło: Opracowanie własne

3.2. Herpetofauna

W trakcie prac prowadzonych w 2025 roku nie stwierdzono płazów ani gadów w granicach WTZ ZACHEM SOE.

Tabela 58 Zestawienie gatunków płazów stwierdzonych w granicach obszaru lub możliwych do stwierdzenia na okolicznych terenach lub występujących w podobnych siedliskach

Lp.	łacińska nazwa gatunkowa	Polska nazwa gatunkowa	Status ochrony	Kategoria zagrożenia		Liczba stwierdzonych osobników gatunku
				PCzKZ	IUCN	
1	<i>Bufo bufo</i>	ropucha szara	OCz	-	LC	1

Stwierdzono jedynie **możliwe żerowisko ropuchy szarej** w obszarze WTZ ZACHEM SOE, zgodnie z danymi z sąsiednich terenów, na których płaz ten jest corocznie stwierdzany podczas migracji do zbiornika rozrodczego w zakolu Brdy w bydgoskim Łęgnowie na wschód od ul. Łęgnowskiej, ok. 1 km na północny wschód od obszaru WTZ ZACHEM SOE (sprawozdanie do RDOŚ w Bydgoszczy z działań objętych zezwoleniem nr WOP.6401.4.33.2023.MO.2 za lata 2023-2024, TH Natrrix). Tak więc na podstawie posiadanych danych można przyjąć, że lokalizacja nie jest wartościowym siedliskiem aktywności porzrodczej (w miesiącach od czerwca do września) wielu gatunków płazów, w tym zwłaszcza żerowiskiem tych zwierząt.

3.3. Ornitofauna

Występowanie awifauny na obszarze WTZ ZACHEM SOE, poddanego silnej antropopresji i przekształceniom wynikającym z większościowego udziału terenów przemysłowych i intensywnie użytkowanych, spodziewano się, że skład lokalnie występujących ptaków będzie bardzo zredukowany i obejmować może przede wszystkim najpospolitsze, a zatem najbardziej rozpowszechnione gatunki związane z terenami zurbanizowanymi.

Dla obszaru WTZ ZACHEM SOE odnieść można wyniki z prowadzonych na terenach zurbanizowanych prac ornitologicznych w ramach Monitoring Pospolitych Ptaków Miast (MPPM). Programem ten trwa zaledwie 5 lat (od 2021 r.) i zajmuje się ekologicznie plastycznymi gatunkami, łatwo poddającymi się synurbizacji. Jego głównym celem jest śledzenie długoterminowych zmian rozpowszechnienia i liczebności populacji najpospolitszych gatunków ptaków zasiedlających polskie miasta w okresie lęgowym. Tym samym można założyć, że w obszarze przemysłowych i industrialnych przedmieść Bydgoszczy może występować 15 najpospolitszych gatunków ptaków miejskich z rozpowszechnieniem przekraczającym 90% powierzchni objętych pracami w ramach programu MPPM (Beuch, Chodkiewicz 2024). Wyniki te oznaczono jako MPPM i przedstawiono w poniższej tabeli (Tabela 59).

Oprócz założeń zgodnych z ogólnopolskimi monitoringami awifauny, przeprowadzono prace terenowe, podczas których stwierdzono kilka rzadkich gatunków migrujących, podczas przelotu lub koczowania w okresie porozrodczym i początku migracji jesiennej wykazanych w trakcie prac ornitologicznych we wrześniu 2025 r., uzupełniono je o dane uzyskane podczas terenowych prac w lutym 2026 r.

W poniższej tabeli (59) zestawiono stwierdzone gatunki ptaków oraz gatunki szeroko rozpowszechnione w analogicznych siedliskach lub stwierdzane w promieniu do 1 km od obszaru opracowania wraz z ich statusem ochrony oraz odniesieniem do źródła pozyskanych danych.

Tabela 59 Zestawienie gatunków ptaków stwierdzonych w granicach obszaru lub możliwych do stwierdzenia na okolicznych terenach lub występujących w podobnych siedliskach

Lp	Łacińska nazwa gatunkowa	Polska nazwa gatunkowa	Status ochrony	Kategoria zagrożenia		Liczebność stwierdzonych osobników	Rozpowszechnienie gatunku w monitoringu ptaków	Odniesienie do obszaru lub innych źródeł danych
				CLPP	IUCN			
1.	<i>Spatula querquedula</i>	cyranka	OŚ, OŚC, BernIII, BonnII	VU	LC	-	-	Grzegorz Osojca-Krasiński, w otoczeniu do 1 km od WTZ ZACHEM ZIELONA
2.	<i>Apus apus</i>	jerzyk	OŚ, OŚC, BernIII	LC	LC	-	99%	monitoring MPPM - gatunek miejski
3.	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	grubodziób	OŚ, BernII	LC	LC	-	44%	monitoring MPPL - gatunek leśny
4.	<i>Columba livia f. urbana</i>	gołąb miejski	OC, BernIII	-	LC	-	95%	monitoring MPPM - gatunek miejski
5.	<i>Columba oenas</i>	siniak	OŚ, BernIII	LC	LC	-	17%	monitoring MPPL - gatunek leśny
6.	<i>Columba palumbus</i>	grzywacz	Ł	LC	LC	-	100%	monitoring MPPM - gatunek miejski
7.	<i>Corvus monedula</i>	kawka	OŚ	LC	LC	-	97%	monitoring MPPM - gatunek miejski
8.	<i>Curruca curruca</i>	piegża	OŚ, BernII, BonnII	LC	LC	-	96%	monitoring MPPM - gatunek miejski

Lp	Łacińska nazwa gatunkowa	Polska nazwa gatunkowa	Status ochrony	Kategoria zagrożenia		Liczebność stwierdzonych osobników	Rozpowszechnienie gatunku w monitoringu ptaków	Odniesienie do obszaru lub innych źródeł danych
				CLPP	IUCN			
9.	<i>Cyanistes caeruleus</i>	modraszka	OŚ, BernII	LC	LC	-	97%	monitoring MPPM - gatunek miejski
10.	<i>Lullula arborea</i>	lerka	OŚ, DPI, BernIII	LC	LC	3	35%	najprawdopodobniej migrujące osobniki - WTZ ZACHEM SOE monitoring MPPL - gatunek leśny
11.	<i>Parus major</i>	bogatka	OŚ, BernII	LC	LC	-	91%/100%	monitoring MPPL/MPPM - gatunek leśny i miejski
12.	<i>Passer domesticus</i>	wróbel	OŚ, OŚC	LC	LC	-	93%	monitoring MPPM - gatunek miejski
13.	<i>Phoenicurus ochruros</i>	kopciuszek	OŚ, BernII, BonnII	LC	LC	-	90%	monitoring MPPM - gatunek miejski
14.	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	pleszka	OŚ, BernII, BonnII	LC	LC	-	42,1%/91%	monitoring MPPL/MPPM - gatunek leśny i miejski
15.	<i>Pica pica</i>	sroka	OC	LC	LC	-	99%	monitoring MPPM - gatunek miejski
16.	<i>Picus viridis</i>	dzięcioł zielony	OŚ, OŚC, BernII	LC	LC	-	-	Aktywność w rewirze lęgowym w 2026 r. (gniazdowanie możliwe) - WTZ ZACHEM SOE
17.	<i>Streptopelia decaocto</i>	sierpówka	OŚ, BernIII	LC	LC	-	98%	monitoring MPPM - gatunek miejski
18.	<i>Sturnus vulgaris</i>	szpak	OŚ	LC	LC	-	99%	monitoring MPPM - gatunek miejski
19.	<i>Sylvia atricapilla</i>	kapturka	OŚ, BernII, BonnII	LC	LC	-	93%/100%	monitoring MPPL/MPPM - gatunek leśny i miejski

Lp	Łacińska nazwa gatunkowa	Polska nazwa gatunkowa	Status ochrony	Kategoria zagrożenia		Liczebność stwierdzonych osobników	Rozpowszechnienie gatunku w monitoringu ptaków	Odniesienie do obszaru lub innych źródeł danych
				CLPP	IUCN			
20.	<i>Turdus merula</i>	kos	OŚ, BernIII, BonnII	LC	LC	-	93,5%/99%	monitoring MPPL/MPPM - gatunek leśny i miejski

Oznaczenia:

Status ochrony, według rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 16.12.2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2022 r. poz. 2380 tekst jednolity): OŚ – gatunek objęty ochroną ścisłą; OŚC – gatunek objęty ochroną ścisłą, wymagający ochrony czynnej; OST – gatunek wymagający ustalenia strefy ochrony miejsca rozrodu; OCz – gatunek objęty ochroną częściową;

Ł – gatunek łowny – według rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11.03.2005 r. w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych (Dz. U. z 2005 r. Nr 45, poz. 433 z późn. zm) oraz rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 31.07.2017 r. zmieniającego rozporządzenie w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych (Dz. U. z 2017 r. poz. 1484); DPI – Dyrektywa Ptasia, załącznik I (Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30.11.2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa) – gatunki silnie zagrożone, wymagające szczególnej ochrony, w tym głównie poprzez zabezpieczenie ich siedlisk i miejsc występowania; BernII/III – Konwencja Berneńska o ochronie europejskiej fauny i flory oraz ich naturalnych siedlisk; załącznik II, obejmujący gatunki bardzo zagrożone i ściśle chronione; załącznik III, obejmujący gatunki o mniejszym zagrożeniu, którym zapewnia się ochronę i które mogą podlegać ochronie jedynie częściowej; BonnII/II – Konwencja Bońska, która dotyczy międzynarodowej ochrony zwierząt wędrownych, głównie ptaków; załącznik I obejmuje gatunki wędrowne wyraźnie zagrożone wymarciem na całym obszarze występowania lub jego większej części i wymagające bezwzględnej ochrony; załącznik II obejmuje gatunki o niepewnym statusie lub wykazujące regres populacyjny, które powinny korzystać z międzynarodowej kontroli i ochrony, określonej konkretniej w ramach dodatkowych porozumień między krajami – stronami konwencji.

CLPP, Czerwona lista ptaków Polski (Wilk i in. 2020): RE - gatunki wymarłe regionalnie, CR - gatunki krytycznie zagrożone, NE - gatunki zagrożone, VU - gatunki narażone, NT - gatunki bliskie zagrożenia, LC - gatunki najniższej troski, DD - gatunki, o których nie ma wystarczających informacji, aby dokonać bezpośredniej lub pośredniej oceny ryzyka wyginięcia na podstawie ich rozmieszczenia i/lub statusu populacji.

IUCN, według Czerwonej Księgi Gatunków Zagrożonych (The IUCN Red List of Threatened Species): EX - całkowicie wymarłe, EW - wymarłe w stanie dzikim, CR – zagrożony krytycznie (critically endangered), EN – zagrożony (endangered), VU – narażony (vulnerable), NT – bliski zagrożenia (near-threatened), LC – najniższego ryzyka, najmniejszej uwagi; gatunek powszechnie występujący w stanie dzikim (least concern), DD - niewystarczające dane (data deficient).

Źródło: Opracowanie własne.

Wizja w terenie nie wykazała w granicach obszaru badań obecności lub pozostałości gniazd większych gatunków ptaków, lęgnących się w koronach drzew, w tym ptaków z rzędu bocianowych Ciconiiformes (np. bocian biały *Ciconia ciconia*) oraz drapieżnych ptaków szponiastych (rząd Accipitriformes), objętych ochroną czynną lub strefową.

Tym samym w granicach inwentaryzacji można się spodziewać przede wszystkim gatunków wciąż jeszcze szeroko rozpowszechnionych i licznych oraz średnio licznych ptaków lęgowych.

3.4. Chiropterofauna

Aktywność nietoperzy na podstawie danych literaturowych zebranych o rejonie obszaru można określić jako wysoką i składającą się z gatunków powszechnie występujących, związanych z przestrzenią otwartą. Najbliższe znane zimowiska znajdują się 1.5-5 km od obszaru inwentaryzacji, znajdują się na terenie muzeum „Exploseum” przy ul. Alfreda Nobla zimuje w nich do kilkudziesięciu – kilkuset nietoperzy. Na analizowanym obszarze stwierdzono jedynie kilka obiektów potencjalnie mogących stanowić kryjówki bądź zimowiska.

Tabela 60 Zestawienie gatunków nietoperzy stwierdzonych w granicach obszaru lub możliwych do stwierdzenia na okolicznych terenach lub występujących w podobnych siedliskach

Lp.	Łacińska nazwa gatunkowa	Polska nazwa gatunkowa	Status ochrony	Kategoria zagrożenia	
				PCzKZ	IUCN
1	<i>Eptesicus serotinus</i>	mroczek późny	OŚ	-	LC
2	<i>Nyctalus noctula</i>	borowiec wielki	OŚ	-	LC
3	<i>Pipistrellus nathusii</i>	karlik większy	OŚ	-	LC
4	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	karlik mały	OŚ	-	LC
5	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Karlik drobny	OŚ	-	LC

Oznaczenia:

Status ochrony, według rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 16.12.2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2022, poz. 2380 tekst jednolity): OŚ – gatunek objęty ochroną ścisłą; OŚC – gatunek objęty ochroną ścisłą, wymagający ochrony czynnej; OST – gatunek wymagający ustalenia strefy ochrony miejsca rozrodu; OCz – gatunek objęty ochroną częściową; DSII – gatunki wymienione w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej; DSII* – gatunki priorytetowe wymienione w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej.

PCzKZ, Polska Czerwona Księga Zwierząt – Kręgowce (Głowaciński 2001): EXP - gatunki zanikłe lub prawdopodobnie zanikłe w Polsce, CR - gatunki skrajnie zagrożone, EN - gatunki bardzo wysokiego ryzyka, silnie zagrożone, VU - gatunki wysokiego ryzyka, narażone na wyginięcie, NT - gatunki niższego ryzyka, ale bliskie zagrożenia, LC - gatunki na razie niezagrożone wymarciem, z różnych powodów wpisane do Czerwonej Księgi.

IUCN, według Czerwonej Księgi Gatunków Zagrożonych (The IUCN Red List of Threatened Species): CR – zagrożony krytycznie (critically endangered), EN – zagrożony (endangered), VU – narażony (vulnerable), NT – bliski zagrożenia (near-threatened), LC – najniższego ryzyka, najmniejszej uwagi; gatunek powszechnie występujący w stanie dzikim.

Źródło: Opracowanie własne

3.5. Teriofauna

Na badanym terenie stwierdzono, na podstawie danych literaturowych, występowanie 6 gatunków ssaków w tym dwóch gatunków objętych ochroną gatunkową. Zespół gatunków nie odbiega od innych terenów w skali kraju i regionu.

Tabela 61 Zestawienie gatunków ssaków innych niż nietoperze stwierdzonych w buforze planowanych badań

Lp.	łacińska nazwa gatunkowa	Polska nazwa gatunkowa	Status ochrony	Kategoria zagrożenia	
				PCzKZ	IUCN
1	<i>Clethrionomys glareolus</i>	nornica ruda	-	-	-
2	<i>Sus scrofa</i>	dzik euroazjatycki	łowny	-	-
3	<i>Cervus elaphus</i>	jeleń szlachetny	łowny	-	-
4	<i>Capreolus capreolus</i>	sarna europejska	łowny	-	-
5	<i>Vulpes vulpes</i>	lis rudy	łowny	-	-
6	<i>Talpa europaea</i>	kret europejski	częściowa	-	-

Oznaczenia:

Status ochrony, według rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 16.12.2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2022, poz. 2380 tekst jednolity): OŚ – gatunek objęty ochroną ścisłą; OŚC – gatunek objęty ochroną ścisłą, wymagający ochrony czynnej; OST – gatunek wymagający ustalenia strefy ochrony miejsca rozrodu; OCz – gatunek objęty ochroną częściową; DSII – gatunki wymienione w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej; DSII* – gatunki priorytetowe wymienione w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej.

PCzKZ, Polska Czerwona Księga Zwierząt – Kręgowce (Głowaciński 2001): EXP - gatunki zanikłe lub prawdopodobnie zanikłe w Polsce, CR - gatunki skrajnie zagrożone, EN - gatunki bardzo wysokiego ryzyka, silnie zagrożone, VU - gatunki wysokiego ryzyka, narażone na wyginięcie, NT - gatunki niższego ryzyka, ale bliskie zagrożenia, LC - gatunki na razie niezagrożone wymarciem, z różnych powodów wpisane do Czerwonej Księgi.

IUCN, według Czerwonej Księgi Gatunków Zagrożonych (The IUCN Red List of Threatened Species): CR – zagrożony krytycznie (critically endangered), EN – zagrożony (endangered), VU – narażony (vulnerable), NT – bliski zagrożenia (near-threatened), LC – najniższego ryzyka, najmniejszej uwagi; gatunek powszechnie występujący w stanie dzikim.

Źródło: Opracowanie własne

4. Podsumowanie

4.1. Siedliska przyrodnicze, botanika, mykobiota

Analizując ogólny stan zinwentaryzowanych komponentów środowiska przyrodniczego, można zaobserwować zmiany ilościowe i jakościowe, które można wiązać z wieloletnią działalnością Zakładów Chemicznych „Zachem”. Zmiany uwiadcniają się, głównie poprzez uproszczenie struktury gatunkowej flory i bioty porostów, w fitocenozach. Część okazów drzew i porostów wykazuje osłabienie. Potwierdzają to obserwacje własne (Świs, 2025), dotyczące stanu drzew, na obszarze częściowo pokrywającym się oraz sąsiadującym ze wskazanym terenem.

Najbardziej wrażliwą grupą organizmów na analizowanym obszarze są porosty, dlatego poświęcono im szczególną uwagę. Występowanie porostów jest silnie uzależnione od dostępności odpowiednich

siedlisk, jak i odpowiedniej jakości powietrza. Wykonane obserwacje na stanowiskach, ulokowanych wzdłuż transektów, wskazują różnice w biocie porostów, w zależności od położenia względem emiterów zanieczyszczeń. Rozmieszczenie zidentyfikowanych taksonów przedstawiono w załączniku mapowym. Wzdłuż transektów, w miejscu stanowisk, umieszczono symbole, które oznaczają:

x/y

x- numer stanowiska / y- liczba gatunków porostów na stanowisku

Poniżej przedstawiono krótki opis stanowiska oraz skład gatunkowy porostów, na poszczególnych 40 stanowiskach.

Tabela 62 Skład gatunkowy porostów, na poszczególnych 40 stanowiskach przypisanych do badanych obszarów

Numer i opis stanowiska		Stwierdzone gatunki	Liczba gatunków
Transekt 4 SOE: przedstawia stanowiska obserwacyjne, ulokowane coraz bliżej emitera – elektrociepłowni			
27	Na korze robinii i gruszy	-	0
28	Na korze robinii, topoli, klonów, tarnin	-	0
29	Na korze dojrzałych topoli	<i>Phaeophyscia orbicularis</i> - wiele, <i>Physcia adscendens</i> - wiele, <i>Xanthoria parietina</i> , <i>Physcia tenella</i> , <i>Lepraria</i> sp., <i>Parmelia sulcata</i> , <i>Lecanora carpinea</i>	7
30	Na korze klonów, topoli, dębów i sosen	<i>Lepraria</i> sp., <i>Hypocenomyce scalaris</i> , <i>Xanthoria parietina</i> , <i>Physcia tenella</i> , <i>Hypogymnia physode</i> , <i>Phaeophyscia orbicularis</i> , <i>Lecanora carpinea</i>	7
Transekt 5 SOE: przedstawia stanowiska obserwacyjne, ulokowane coraz bliżej emitera – składowiska odpadów			
31	Bór suchy, pod linia, na ziemi	<i>Cl. digitata</i> , <i>Cl. portentosa</i> - rzadko	2
32	Na korze dębu	<i>Evernia prunastri</i> – 1 zredukowany okaz	1
33	Bór suchy, na ziemi	<i>Cl. furcata</i> , <i>Cl. pyxidata</i> , <i>Cl. coniocraea</i>	3
Transekt 6 SOE: przedstawia stanowiska obserwacyjne, ulokowane pomiędzy emiterami – składowiskami odpadów:			
34	Na korze lip i jawora	-	0

35	Na korze dębów i brzoź	-	0
36	Bór suchy, pod linią, na ziemi	<i>Peltigera rufescens</i>	1
37	Bór suchy, pod linią, na ziemi	<i>Cl. portentosa</i> - rzadko	1
38	Na korze czeremchy amerykańskiej	<i>Hypogymnia tubulosa</i> - 1 okaz	1
39	Na korze osiki	<i>Phaeophyscia orbicularis</i> , <i>Physcia tenella</i> , <i>Xanthoria parietina</i>	3
40	Na korze sosen i dębów	<i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Xanthoria parietina</i> , <i>Physcia adscendens</i>	3

Skład i rozkład gatunków wzdłuż transektów 4 i 5 wskazują, że w otoczeniu wielu źródeł emisji substancji szkodliwych:

- liczba gatunków rzadszych jest bardzo niewielka, a obserwowane osobniki wykazują wyraźne oznaki osłabienia, m.in. w postaci redukcji plech,
- dominują gatunki kosmopolityczne, najbardziej odporne na zanieczyszczenie środowiska: *Peltigera rufescens* oraz *Xanthoria parietina*.

Brak chronionych gatunków grzybów wynika najprawdopodobniej z faktu, że jest to teren przekształcony, przemysłowy z drzewostanem w zbliżonym wieku. Nie sprzyja to wykształceniu bogatej mykobioty oraz, dodatkowo, grzyby mogą być elementem, który jest zaburzony w układach przemian materii w związku z obecnością zanieczyszczeń w glebie.

Zmiany składu gatunkowego mchów nie wykazywały tak wyraźnych zależności przestrzennych. Przejawiały się one głównie wahaniami pokrycia warstwy mszystej (od około 100% do około 20%) oraz zmniejszeniem różnorodności gatunkowej – od poletek z udziałem czterech gatunków mszaków do jednogatunkowych płatów rokitnika pospolitego *Pleurozium schreberi*.

Stwierdzone na badanym obszarze stanowiska kocanek piaskowych *Helichrysum arenarium* są związane przede wszystkim z obecnością odpowiednich siedlisk piaszczystych i bezdrzewnych, a ich występowanie nie wykazuje wyraźnej zależności od odległości od potencjalnych emiterów zanieczyszczeń.

4.2. Herpetofauna

W trakcie przeprowadzonych badań terenowych dokonano rozpoznania herpetofauny występującej na analizowanym obszarze. Nie stwierdzono występowania płazów ani gadów, stwierdzono jedynie

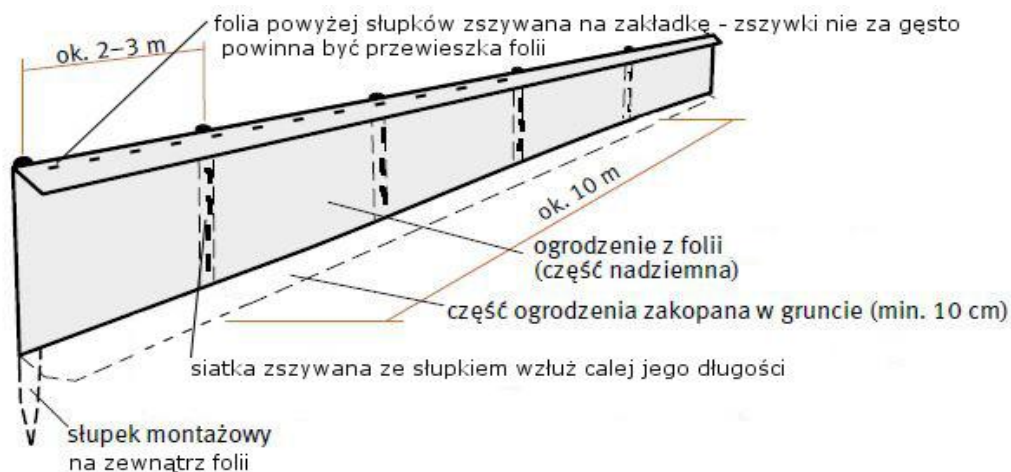
możliwe występowanie ropuchy szarej. Stosując zasadę przezorności należy przyjąć, że skoro istnieją przesłanki o występowaniu herpetofauny w obszarze, mimo braku bezpośrednich stwierdzeń w suboptymalnym okresie, to w czasie pełnej ich aktywności możliwe jest wystąpienie na badanym terenie co najmniej pojedynczych osobników.

Ze względu na możliwe wstępowanie tras przemieszczeń płazów, w przypadku projektowania ewentualnych działań (prowadzenia odwiertów) w obrębie analizowanego obszaru należy usunąć wszelkie kryjówki gadów, tj. konary i gałęzie, stosy chrustu, kamieni i gruzu, a także ograniczyć do niezbędnego minimum powierzchnie i liczbę obszarów przeznaczonych pod składowanie materiałów i sprzętu koniecznego do prowadzenia odwiertów; optymalnie zaplecza techniczne prowadzonych prac powinny być wyznaczone na terenach już przekształconych. Należy przewidzieć także odpowiednie zabezpieczenie i kontrolę placu zaplecza – nie można dopuścić do powstawania pułapek dla zwierząt, tj. płazów i gadów, skutkujących wpadaniem ich do wykopów i dziur w ziemi, przyczyniając się w ten sposób do ich uśmiercania. W celu zapewnienia wszystkich wymienionych działań ochronnych niezbędne jest zapewnienie stałego nadzoru przyrodniczego w trakcie prowadzenia prac budowlanych. Tym samym na bieżąco podejmowane powinny być odpowiednie działania ochronne, właściwe dla zapewnienia trwałego występowania herpetofauny na tym terenie.

W trakcie prowadzonych prac i przekształcania rzeźby terenu należy mieć na uwadze:

1. Ograniczanie śmiertelności drobnych zwierząt naziemnych (płazów i gadów) przed ich wkraczaniem na teren prowadzonych odwiertów poprzez wykonanie ogrodzeń ochronnych otaczających przedsięwzięcie. Działania te uniemożliwią lub przynajmniej ograniczą wkraczanie drobnych zwierząt na teren prowadzonych prac w okresie aktywności zwierząt, tj. od początku marca do końca października danego roku.
2. Ogrodzenia ochronne powinny być wykonane z geowłókniny lub folii poliuretanowej, które uniemożliwią wspinanie się płazów lub gadów po jej powierzchni. Bezwzględnie zakazuje się stosowania drobnych siatek, należy także unikać stosowania materiałów perforowanych i ażurowych. Włóknina w części nadziemnej będzie miała wysokość optymalnie 50 cm, wkopana będzie w grunt na głębokość min. 10 cm. W celu prawidłowego napięcia włókniny (niedopuszczenie do fałdowania, która obniża trwałość i efektywność płotka) będzie ona mocowana (zszywana) ze słupkiem co około 2-3 m (Rysunek 152). Ogrodzenie zostanie wykonane w taki sposób, aby uniemożliwić gadom przekraczanie go dołem (pod dolną krawędzią), jak również wspinanie się i przechodzenie górą. W tym celu zostanie odgięta górna krawędź włókniny na zewnątrz (w kierunku otaczającego terenu) pod kątem 45° – 90°, tworząc daszek (przewieszkę) o szerokości ≥ 10 cm. Płotek będzie kontrolowany minimum

raz dziennie w celu sprawdzenia jego trwałości, ewentualnych korekt i poprawek w napięciu włókniny.



Rysunek 152. Schemat tymczasowego ogrodzenia ochronnego (Kurek, Rybacki, Sołtysiak 2011) ze zmianami

4.3. Awifauna

W trakcie przeprowadzonych prac terenowych dokonano rozpoznania awifauny występującej na analizowanym obszarze oraz w jego bezpośrednim sąsiedztwie. Stwierdzone gatunki ptaków są typowe dla krajobrazu o charakterze przekształconym antropogenicznie. Nie odnotowano stanowisk gatunków o szczególnie wysokim statusie zagrożenia ani miejsc koncentracji ptaków o znaczeniu ponadlokalnym.

W granicach badanego obszaru oraz w pasie do ok. 50 m od jego granic nie stwierdzono trwałych stanowisk lęgowych gatunków ptaków o wysokiej wrażliwości siedliskowej, co może wynikać z nietrwałości lub bezpośredniej bliskości siedlisk lęgowych od istniejącego zakładu.

Istniejące drzewa i krzewy mogą stanowić potencjalne miejsca gniazdowania dla części gatunków ptaków pospolitych, jednak w trakcie przeprowadzonych obserwacji nie stwierdzono czynnych gniazd ani wyraźnych oznak intensywnej aktywności lęgowej. Zadrzewienia pełnią natomiast funkcję miejsc żerowania, odpoczynku oraz krótkotrwałego schronienia dla ptaków występujących w krajobrazie otaczającym analizowany teren.

4.4. Chiropterofauna

W trakcie przeprowadzonych badań ukierunkowanych na rozpoznanie miejsc stałego lub czasowego przebywania nietoperzy nie stwierdzono na wskazanym obszarze kryjówek letnich lub zimowych. Zespół

gatunków reprezentuje chronione, lecz powszechnie występujące gatunki nietoperzy. Brak jest zagrożeń ze strony prowadzonych prac (odwiertów), które mogłyby dotyczyć oddziaływania na tę grupę.

4.5. Teriofauna

Etap instalacji piezometrów i odwiertów będzie skutkował niewielkim zaburzeniem lokalnych tras migracji zwierzyny łownej i będzie powodował czasowe płoszenie wszystkich wykazanych gatunków, jest to działanie krótkotrwałe i pomijalne wobec stwierdzonych gatunków. Nie przewiduje się negatywnego wpływu na te gatunki, który zmuszałby do występowania o zezwolenia na płoszenie lub inne odstępstwa od ochrony gatunkowej.

5. Dokumentacja fotograficzna

Zdjęcia wymienione w poniższej tabeli stanowią załącznik, w formie elektronicznej, do niniejszego opracowania (Załącznik 15d).

Tabela 63 Dokumentacja fotograficzna

Grupa	Nr zdjęcia	Zawartość zdjęcia	Data obserwacji	X_92	Y_92
rośliny naczyniowe	1_bot_Helichrysum arenarium	kocanki piaszkowe <i>Helichrysum arenarium</i>	2025-09-28	438542.92	581023.21
mszaki	1_bot_Polytrichum commune	płonnik pospolity <i>Polytrichum commune</i>	2025-09-27	438756.54	580833.28
porosty	1_bot_Cladonia portentosa	chrobotek najeżony <i>Cladonia portentosa</i>	2025-09-28	438517.45	580841.78
awifauna	ornito_1	Lerka <i>Lullula arborea</i> granice_wtz_soe	2025-09-21	6506410.92	5885824.2

6. Syntetyczne podsumowanie

Obszar stanowi teren zdegradowany historyczną działalnością Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy. Leży w mezoregionie Kotliny Toruńskiej (Richling i in., 2021) i charakteryzuje się silnym przekształceniem antropogenicznym (tereny przemysłowe, poprzemysłowe, składowiska odpadów, linie kolejowe, drogi). Obszar nie wchodzi bezpośrednio w granice żadnych form ochrony przyrody (parki narodowe, rezerваты, obszary Natura 2000, pomniki przyrody itp.), choć znajdując się w bliskim sąsiedztwie (do 2 km) istotnych obiektów: Nadwiślańskiego Parku Krajobrazowego, obszarów Natura 2000 „Solecka Dolina Wisły” (PLH040003) i „Dolina Dolnej Wisły” (PLB040003) oraz korytarzy

ekologicznych o randze krajowej (Puszcza Bydgoska GKPN-14, Dolina Dolnej Wisły GKPN-10A). Załącznik 15c stanowi mapę z wyników przeprowadzonej inwentaryzacji.

Charakterystyka ogólna: Przeważają tereny przemysłowe, składowiska odpadów, grunty orne i fragmenty lasów iglastych przecięte liniami kolejowymi i energetycznymi. Przepływa stary kanał odpływowy.

Główne walory przyrodnicze:

Siedliska przyrodnicze: Nie stwierdzono chronionych siedlisk naturalnych (uproszczone, silnie przekształcone bory sosnowe nie spełniają kryteriów 91T0).

Flora: Brak chronionych gatunków roślin naczyniowych. Porosty i mszaki uboższe niż na Zielonej, dominują gatunki kosmopolityczne i tolerancyjne na zanieczyszczenia.

Fauna: Herpetofauna i teriofauna analogiczne do Zielonej, ale o niższej liczebności i mniejszym zróżnicowaniu (brak stwierdzeń nad większymi zbiornikami). Awifauna zredukowana większości do gatunków synantropijnych i miejskich (MPPM). Chiropterofauna – te same gatunki co na Zielonej, kilka obiektów o walorach potencjalnych kryjówek zimowych lub przejściowych, jednak nie potwierdzono w nich obecności nietoperzy.

Ocena walorów:

Walory przyrodnicze są niskie, typowe dla terenów silnie zdegradowanych przemysłowo. Dominują zbiorowiska ruderalne i uproszczone fitocenozy bez elementów o znaczeniu ochronnym.

W kontekście planowanych działań rekultywacyjnych i remediacyjnych zalecane jest:

zachowanie fragmentów boru suchego 91T0 i stanowisk chronionych gatunków flory, nadzór przyrodniczy podczas prac (ogrodzenia ochronne dla herpetofauny, minimalizacja zakłóceń dla nietoperzy i ptaków poprzez realizację prac poza terminem ich lęgów / szczytu aktywności), usunięcie gatunku inwazyjnego *Prunus serotina* – czeremcha amerykańska.

Podsumowanie oparte wyłącznie na wynikach inwentaryzacji terenowej i analizach kameralnych zawartych w raporcie (wrzesień 2025 – luty 2026), zgodnie z wymogami Dyrektywy Siedliskowej, Dyrektywy Ptasiej oraz polskiego prawa ochrony przyrody.

Obliczenia wykonane zostały za pomocą programu komputerowego GeoStudio SLOPE/W. Analizę stateczności przeprowadzono w oparciu o metodę Bishopa dla warunków geotechnicznych występujących w wybranych przekrojach. Metoda Bishopa zakłada utratę stateczności wzdłuż cylindrycznej powierzchni poślizgu. Oznacza to, że w metodzie tej analizowaną bryłę gruntu dzieli się na wąskie pionowe paski, dla których rozpatruje się równowagę sił i momentów. Metoda stanowi rozwinięcie metody Felleniusa (szwedzkiej), polegające na wprowadzeniu częściowego uwzględnienia oddziaływań między sąsiednimi paskami, co znacząco zwiększa dokładność obliczeń. Założeniem charakterystycznym dla metody Bishopa jest przyjęcie, że siły działające pomiędzy paskami są poziome, a więc ich rzuty na kierunek pionowy są równe zero. Dzięki temu oddziaływania między paskami traktowane są jako siły wewnętrzne i nie generują one wypadkowego momentu dla całej bryły gruntu. Równowaga pionowa pozwala wyznaczyć siłę normalną działającą na podstawę każdego paska, uwzględniając jego ciężar własny oraz ewentualne ciśnienie porowe. Następnie wykorzystuje się równanie momentów względem środka powierzchni poślizgu, które prowadzi do wyznaczenia współczynnika stateczności F . Ostatecznie metoda Bishopa prowadzi do równania nieliniowego, w którym współczynnik bezpieczeństwa występuje po obu stronach, dlatego konieczne jest zastosowanie iteracyjnej procedury obliczeń. Metoda Bishopa charakteryzuje się dobrą dokładnością i stabilnością obliczeń, przy zachowaniu stosunkowo prostego schematu obliczeniowego (Rys. 154). Jest to metoda powszechnie stosowana w praktyce inżynierskiej do analizy stateczności skarp ziemnych nasypów, wykopów oraz zboczy naturalnych, zwłaszcza tam, gdzie wymagane jest szybkie i wiarygodne oszacowanie współczynnika bezpieczeństwa dla potencjalnych kołowych powierzchni poślizgu.

Współczynnik stateczności F uzyskiwany jest w tej metodzie ze wzoru:

gdzie:

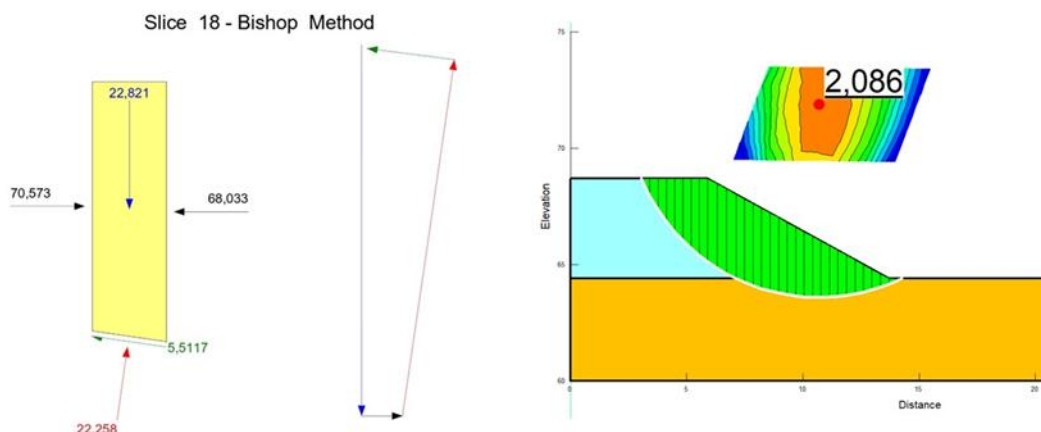
W - ciężar paska (kN);

b - szerokość paska (m);

α - kąt nachylenia paska ($^{\circ}$);

u - ciśnienie wody w porach (kN/m²);

ϕ' , c' - efektywne parametry wytrzymałościowe gruntów/odpadów (odpowiednio kąt tarcia wewnętrznego i spójność).



Rysunek 154 Przykładowy schemat sił zakładany w metodzie Bishopa

Analogiczną metodykę obliczeń stateczności wykorzystano w przypadku składowiska SP.

2. Ocena geotechniczna stanu składowiska SOE

W ramach realizacji zadania wykonano ocenę geotechniczną stanu składowiska SOE (Stawu Osadów Epichlorohydryny) na terenie WTZ ZACHEM SOE. Zakres prac obejmował rozpoznanie budowy geologicznej i warunków geotechnicznych podłoża oraz składowiska na podstawie wierceń geotechnicznych, sondowań statycznych CPTu, badań geofizycznych i badań laboratoryjnych gruntów, a także opracowanie przekrojów geotechnicznych i modelu budowy obiektu.

Ocena została przeprowadzona z wykorzystaniem standardowych metod badań geotechnicznych oraz analiz numerycznych stosowanych w inżynierii geotechnicznej. Na podstawie wyników badań terenowych i laboratoryjnych określono parametry geotechniczne poszczególnych warstw gruntów i odpadów, które następnie wykorzystano do obliczeń stateczności skarp. Analizę stateczności wykonano w programie GeoStudio SLOPE/W z zastosowaniem metody Bishopa dla sześciu reprezentatywnych przekrojów składowiska, zarówno dla stanu istniejącego, jak i wariantu docelowego po wypełnieniu kwatery odpadami.

Na podstawie przeprowadzonych analiz dokonano oceny bezpieczeństwa geotechnicznego obiektu oraz weryfikacji stateczności jego skarp. Wyniki wykazały, że dla wszystkich analizowanych przekrojów współczynniki stateczności przekraczają wartości wymagane dla składowisk odpadów, co potwierdza stabilność składowiska zarówno w obecnych warunkach, jak i po jego docelowym wypełnieniu. Szczegółowy opis wykonanych badań, zastosowanej metodyki, wyników analiz oraz wniosków przedstawiono w „Ocenie geotechnicznej stanu składowiska WTZ ZACHEM SOE”, stanowiącej załącznik 16 do niniejszego opracowania.

2.1. Analiza wyników badań geofizycznych

W ramach realizacji zadania wykonano badania geofizyczne dla obszaru składowiska SOE na terenie WTZ ZACHEM SOE. Zakres prac obejmował rozpoznanie budowy geologicznej podłoża oraz identyfikację przestrzennego zasięgu i miąższości składowanych odpadów oraz warstw gruntowych występujących w obrębie obiektu. Wyniki badań zostały wykorzystane do opracowania przekrojów interpretacyjnych oraz uszczegółowienia modelu geologiczno-geotechnicznego składowiska.

Badania przeprowadzono z zastosowaniem metod geofizycznych umożliwiających nieinwazyjne rozpoznanie budowy podłoża i zróżnicowania właściwości ośrodka gruntowego. Interpretację wyników wykonano w powiązaniu z danymi uzyskanymi z wierceń geotechnicznych, sondowań CPTu oraz badań laboratoryjnych, co umożliwiło weryfikację rozkładu warstw geologicznych oraz określenie przebiegu granic pomiędzy odpadami i gruntami naturalnymi.

Na podstawie przeprowadzonych badań dokonano charakterystyki budowy geologicznej składowiska oraz określono przestrzenne zróżnicowanie podłoża i składowanych odpadów. Uzyskane wyniki stanowiły istotny element oceny warunków geotechnicznych oraz analiz stateczności obiektu. Szczegółowy opis zastosowanej metodyki, lokalizacji profili pomiarowych, wyników badań i ich interpretacji przedstawiono w Raporcie z badań geofizycznych, stanowiącym Załącznik nr 4 do Raportu z oceny geotechnicznej składowiska SOE.

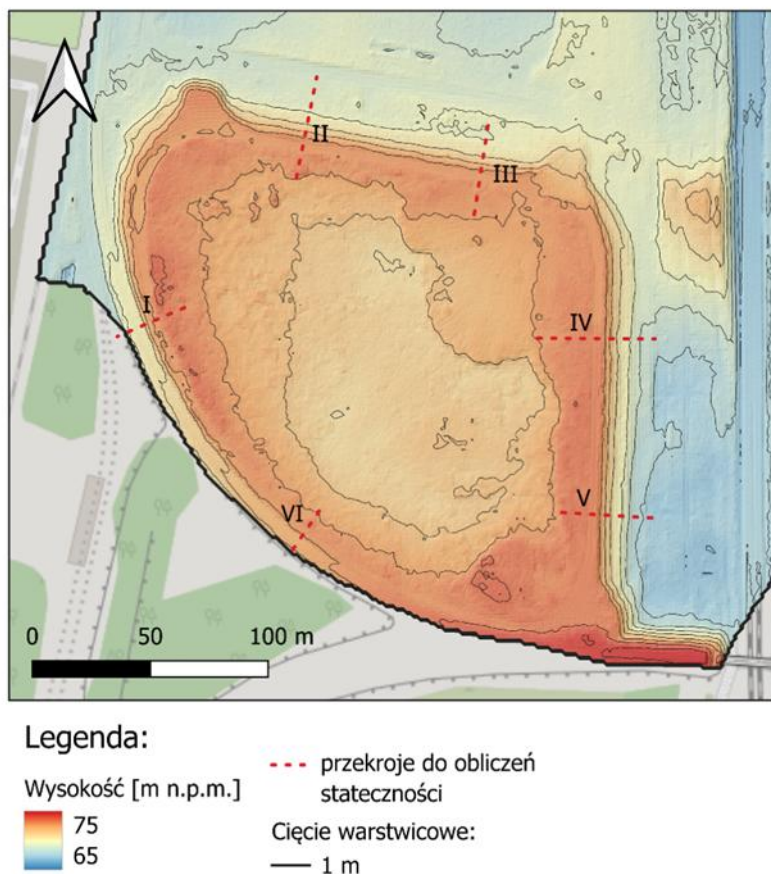
2.2. Analiza wyników badań geotechnicznych

Przedstawiony na rysunku 155 model wysokościowy terenu składowiska SOE ma formę wyniesionego nasypu o charakterze wklęsłej kopuły, otoczonego wyraźnymi skarpami o zróżnicowanym nachyleniu. Centralna część obiektu osiąga rzędne około 71,5 m n.p.m., stopniowo zwiększając się ku brzegom do około 74 m n.p.m. Składowisko prawie w całości porośnięte jest roślinnością, głównie niskimi trawami lub krzewami. Na skarpach nasypu pojawiają się również kilkumetrowe drzewa rosnące prosto bez większych pochyłeń (Rys. 156). Są to ważne spostrzeżenia ze względu na analizowaną stateczność skarp.

Na terenie obiektu wykonano 6 wierceń w nasypie, 6 wierceń przy podstawie nasypu oraz 13 otworów w części centralnej (Załącznik 16b). Na tej podstawie powstały przekroje nasypów oraz przekroje składowiska w różnych jego częściach (Załącznik 16d). Dodatkowo wykonano 9 sondowań CPTu (Załącznik 16c). Zebrane informacje pozwalają stwierdzić, że nasyp zabezpieczający składowisko zbudowany jest głównie z gruntów niespoistych (piasków drobnych i średnich). W podstawie składowiska, podobnie, występują głównie warstwy piasków grubych lub średnich, a pod nimi warstwy gruntów spoistych, głównie glin piaszczystych. Odpady rozpoznane zostały w części wierzchniej, jako odpowiadające gruntom spoistym, przechodzą w grunty niespoiste zamknięte od spodu warstwą gliny.

Przekroje oraz parametry geotechniczne poszczególnych warstw zostały dobrane i opracowane na podstawie przeprowadzonych badań laboratoryjnych oraz wymienionych wcześniej materiałów dostarczonych przez Zleceniodawcę. Parametry zostały zestawione w Tabeli 64.

Na potrzeby obliczenia współczynnika stateczności z uwzględnieniem wypełnienia dodatkowo określono parametry geotechniczne odpadów i materiału zasypowego (Tab. 65).



Rysunek 155 Model wysokościowy składowiska SOE



Rysunek 156 Pokrywa roślinna składowiska SOE.

Tabela 64 Parametry gruntów w poszczególnych przekrojach nasypów SOE

Przekrój	Warstwa	ϕ [°]	c [kPa]	γ [kN/m ³]
I	1	12	10	21
	2	33	-	17,5
	3	15	15	21
II	1	28,3	-	16,3
	2	34,9	-	17,5
	3	17	17	21,5
	4	27,4	-	17,5
III	1	28	-	16,3
	2	27,9	-	17
	3	13	18	21,5
	4	34	-	17
IV	1	33,4	-	17,5
	2	31,8	-	17
	3	8	8	20
V	1	29,3	-	16,5
	2	33,9	-	18,5
	3	13	17	21,5
	4	17	19	21
VI	1	27,09	-	16
	2	8	8	20

	3	31,5	-	17,5
	4	13	13	21

Tabela 65 Parametry odpadów i warstw wypełnienia

Przekrój	Warstwa	ϕ [°]	c [kPa]	γ [kN/m ³]
I	1	40	-	18,5
	2	12	20	20,5
	3	28	-	17,15
II	1	40	-	18,5
	2	12	20	20,5
	3	18,03	-	32
III	1	40	-	18,5
	2	12	20	20,5
	3	28	-	17,5
IV	1	40	-	18,5
	2	12	20	20
	3	28	-	16,66
V	1	40	-	18,5
	2	25	-	16,27
VI	1	40	-	18,5
	2	13	13	21
	3	28	1	14,01

2.3. Analiza szczelności i kierunku filtracji w rejonie SOE

Do badania kierunku przepływu w rejonie SOE zastosowano metodę identyfikatorów (wskaźnikową). Jako wskaźnik użyto powszechnie stosowany w monitoringu wód podziemnych barwnik fluorescencyjny – rodaminę WT. Rodamina WT to organiczny związek chemiczny z grupy rodamin, który dobrze rozpuszcza się w wodzie. Do detekcji barwnika użyto miernika wieloparametrowego Aquaprobe AP-2000 wyposażonego w elektrodę optyczną 2000/0000-RHOD. W celu pomiaru elektrodę pomiarową umieszczano w strefach filtrowych wytypowanych piezometrów.

Otwory wyznaczone do wprowadzenia i monitorowania wskaźnika

Sporządzono roztwór rodaminu WT o stężeniu $c = 0,5 \text{ g/l}$, który wprowadzono do wcześniej wytypowanego piezometru w rejonie SOE:

- PG2

W rejonie składowiska SOE nie zdecydowano się na wywiercenie piezometru na terenie samego składowiska ze względu na niski poziom wody gruntowej zaobserwowany w piezometrach znajdujących się wokół składowiska. Wyniki przedstawiono w tabeli poniżej (Tab. 66).

Tabela 66 Poziomy wody gruntowej w piezometrach w rejonie SOE

Nazwa otworu	Głębokość lustra wody [m p.p.t.]
PG3	18,4
PG1	18,5
SP11	15,25

Lokalny poziom wody podziemnej wskazuje na brak możliwości wywiercenia funkcjonującego piezometru na terenie składowiska SOE bez wcześniejszego uszkodzenia bariery izolującej (ok. 9 m p.p.t.).

W celu ustalenia kierunku przepływu wód podziemnych w rejonie składowiska SOE zdecydowano się na wprowadzenie roztworu rodaminu WT do piezometru PG2. Piezometr wytypowano na podstawie wyników badań wody zarejestrowanych w czasie rzeczywistym podczas poboru oraz organoleptycznej oceny jakości wody (zabarwienie jasnoczerwone, żółte zmieniające się w ciemnogrnatowe z upływem czasu).

Tabela 67 Wyniki pomiarów terenowych

Nazwa piezometru	Zwierciadło wody [m p.p.t.]	Głębokość poboru próbki [m p.p.t.]	Temperatura	pH	ORP [mV]	Tlen [mg/l]	PEW [EC uS/cm]
PG2	13,5	15	10,2	7,85	-95,5	3,31	1660
	14,05	18	10,4	8,12	-188,8	0	3771
PG3	18,5	25,0	10,3	7,63	-147,7	0	2556
PG21	13,1	15	8,2	7,33	-74,4	1,05	7560
	13,1	21	8,3	7,67	-142,9	0,32	9930



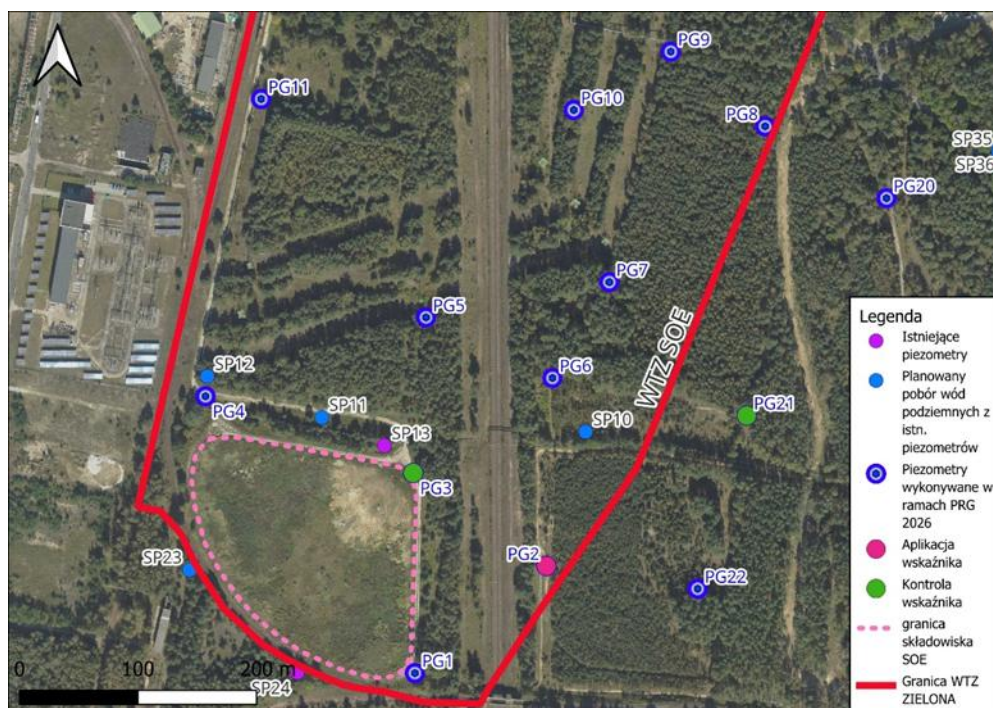
Rysunek 157 Próbką pobranej wody – PG2



Rysunek 158 Próbką pobranej wody – PG2

Do obserwacji kierunku filtracji, w rejonie SOE, wytypowano otwory:

- PG3
- PG21



Rysunek 159 Lokalizacja otworów aplikacyjnych i kontrolnych w rejonie składowiska SOE

Tabela 68 Wyniki pomiarów stężenia rodaminy WT w wytypowanych piezometrach

Data wykonania pomiarów	31.03.2026			07.04.2026			14.04.2026		
L.p.	NAZWA PIEZOMETRU	STĘŻENIE [µg/l]	UWAGI	NAZWA PIEZOMETRU	STĘŻENIE [µg/l]	UWAGI	NAZWA PIEZOMETRU	STĘŻENIE [µg/l]	UWAGI
1.	PG3	0	pomiar dokonany przed aplikacją wskaźnika	PG3	3,35	pomiar dokonany po aplikacji wskaźnika	PG3	0	pomiar dokonany po aplikacji wskaźnika
2.	PG21	0	pomiar dokonany przed aplikacją wskaźnika	PG21	24,81	pomiar dokonany po aplikacji wskaźnika	PG21	5,03	pomiar dokonany po aplikacji wskaźnika

Podsumowanie

1. Przeprowadzono badanie miało na celu zbadanie kierunku przepływu w rejonie SOE.
2. Jako identyfikatora użyto barwnika rodaminy WT. Do detekcji barwnika użyto miernika wieloparametrowego Aquaprobe AP-2000 wyposażonego w elektrodę optyczną 2000/0000-RHOD.
3. Punkty do wprowadzenia jak i punkty pomiarowe zostały wytypowane na podstawie wcześniej przeprowadzonych poborów oraz badań terenowych.
4. W rejonie SOE na podstawie wyników badań można stwierdzić, że woda przepływa w kierunku piezometru PG21- kierunku północno- wschodnim.
5. Uzyskany wynik sugerowałby bardzo wysoką prędkość przepływu wód podziemnych pomiędzy piezometrami, jednak wartość ta znacząco odbiega od typowych parametrów filtracji dla analizowanych warunków hydrogeologicznych. Nie można wykluczyć wystąpienia anomalii pomiarowej, wpływu preferencyjnych dróg migracji lub omyłkowej detekcji innej substancji, a odczytywanej przez sondę jako rodamina. W związku z powyższym wynik ten należy traktować ostrożnie i nie powinien on stanowić samodzielnej podstawy do określenia rzeczywistej prędkości filtracji w rejonie SOE.

2.4. Interpretacja wyników badań

Przeprowadzone rozpoznanie geotechniczne i geofizyczne wskazuje, że składowisko SOE ma złożoną, niejednorodną budowę, typową dla obiektu antropogenicznego powstałego w wyniku deponowania odpadów. Obiekt ma formę wyniesionego nasypu o charakterze wklęsłej kopuły. Rzędne centralnej części składowiska wynoszą około 71,5 m n.p.m., natomiast ku obrzeżom wzrastają do około 74 m n.p.m. Składowisko otoczone jest wyraźnymi skarpami o zmiennym nachyleniu, a jego powierzchnia jest niemal w całości porośnięta roślinnością niską, krzewami oraz miejscami kilkumetrowymi drzewami.

Rozpoznanie wykonane w obrębie SOE obejmowało 6 wierceń w nasypie, 6 wierceń przy podstawie nasypu, 13 otworów w części centralnej oraz 9 sondowań CPTu. Na podstawie tych danych, uzupełnionych wynikami badań geofizycznych, opracowano przekroje przez nasypy i przekroje przez składowisko. Wyniki wskazują, że nasyp zabezpieczający składowisko zbudowany jest głównie z gruntów niespoistych, przede wszystkim piasków drobnych i średnich. W podstawie składowiska również dominują piaski średnie i grube, pod którymi zalegają grunty spoiste, głównie gliny piaszczyste.

Odpady rozpoznane w części wierzchniej wykazują właściwości zbliżone do gruntów spoistych, a niżej przechodzą w grunty niespoiste. Od spodu są zamknięte warstwą gliny. Głębokość do spągu osadów wynosi od około 3 do 12 m p.p.t., przy czym przeważają wartości w zakresie 8-12 m p.p.t. Grunty spoiste tworzą ciągłą warstwę izolacyjną, której strop występuje na zróżnicowanej głębokości od około 8 do 20 m p.p.t. Strop tej warstwy ma nieregularny, falisty przebieg, co wskazuje na zmienną morfologię podłoża oraz lokalne zróżnicowanie warunków geologicznych.

Wyniki badań geofizycznych potwierdzają zróżnicowaną budowę podłoża. W metodzie SRT-P przyjęto, że strefy gruntów izolujących charakteryzują się prędkością fal podłużnych V_p rzędu około 900 m/s. Na większości profili grunty spoiste tworzą ciągłą warstwę na głębokości około 8-20 m p.p.t., a ich strop ma przebieg falisty. Lokalnie, głównie w strefach przypowierzchniowych i w obniżeniach morfologicznych, rozpoznano strefy obniżonych prędkości $V_p < 600$ m/s, które mogą wskazywać na rozluźnienie gruntu, zwiększoną wilgotność lub lokalne strefy filtracji.

Rozpoznanie elektrooporowe wskazuje na silne zróżnicowanie oporności w obrębie składowiska, wynikające zarówno z niejednorodności litologicznej, jak i antropogenicznego charakteru terenu. Szczególnie istotne są strefy bardzo niskich oporności, poniżej 10 Ω m, interpretowane jako piaski nasycone odciekami wysoko zmineralizowanymi. Z geotechnicznego punktu widzenia oznacza to, że w obrębie składowiska występują lokalne strefy o podwyższonej wilgotności i potencjalnie zwiększonej podatności na filtrację, ale ich występowanie nie zmienia ogólnego obrazu budowy podłoża jako układu z ciągłą warstwą izolacyjną w głębszej części profilu.

Wyniki sondowań CPTu potwierdziły znaczne zróżnicowanie parametrów podłoża w obrębie składowiska SOE. Najwyższe opory stożka rejestrowano w warstwach piasków średnich i grubych oraz w strefach piaszczysto-żwirowych, co wskazuje na dobre zagęszczenie i korzystne właściwości nośne tych gruntów. Niższe wartości oporów występowały lokalnie w obrębie gruntów spoistych, warstw odpadowych oraz stref o podwyższonej wilgotności. Rozkład wyników CPTu wskazuje na wyraźną poprawę parametrów mechanicznych wraz z głębokością oraz potwierdza niejednorodny charakter przypowierzchniowej części składowiska.

Badania trójosiowego ściskania wykonane dla gruntów spoistych wykazały stosunkowo niewielkie zróżnicowanie parametrów wytrzymałościowych. Kąt tarcia wewnętrznego ϕ mieścił się w zakresie od 28° do 32° , natomiast spójność c wynosiła od 0 do 1 kPa. Oznacza to, że wytrzymałość gruntów zależy głównie od tarcia wewnętrznego, a udział spójności w przenoszeniu obciążeń jest niewielki. Najkorzystniejsze parametry uzyskano dla glin piaszczystych, natomiast najniższe wartości ϕ odnotowano w próbkach glin o większej wilgotności.

Parametry odkształceniowe uzyskane w badaniach trójosiowych wykazały znaczne zróżnicowanie sztywności materiałów budujących składowisko, co potwierdza niejednorodny charakter warstw antropogenicznych i odpadowych.

Badania filtracyjne wykazały bardzo niską przepuszczalność gruntów spoistych. Współczynnik filtracji k_{10} wynosił od $4,92 \cdot 10^{-9}$ m/s do $6,42 \cdot 10^{-8}$ m/s, co potwierdza ich funkcję jako naturalnej warstwy izolacyjnej. Odmiennie zachowują się odpady zdeponowane w obrębie składowiska, dla których wartości k_{10} osiągały od $3,62 \cdot 10^{-6}$ m/s do $9,51 \cdot 10^{-4}$ m/s. Oznacza to występowanie lokalnych stref o znacznie większej przepuszczalności, mogących stanowić preferencyjne drogi przepływu wód infiltracyjnych.

Wyniki badań laboratoryjnych odpadów wskazują również na znaczne zróżnicowanie ich właściwości fizycznych. Gęstość objętościowa mieściła się w zakresie od 1,43 do 1,86 Mg/m³. Wytrzymałość na ściskanie jednoosiowe oznaczona dla próbki SK_S7 wyniosła 0,105 MPa, co wskazuje na lokalne występowanie materiałów o ograniczonej wytrzymałości mechanicznej.

Zestawienie wyników wskazuje, że największa zmienność warunków geotechnicznych występuje w obrębie warstw odpadowych, nasypowych i przypowierzchniowych. Wynika to z historycznego sposobu użytkowania obiektu, nierównomiernego deponowania materiałów oraz lokalnego zróżnicowania wilgotności i filtracji. Głębszą część profilu stabilizuje ciągła warstwa gruntów spoistych, która ogranicza migrację pionową i stanowi korzystny element budowy podłoża.

W celu określenia kierunku filtracji w rejonie SOE zastosowano metodę identyfikatorów z użyciem rodaminy WT. Roztwór wskaźnika o stężeniu 0,5 g/l wprowadzono do piezometru PG2, natomiast do

obserwacji wytypowano piezometry PG3 i PG21. Nie wykonano piezometru bezpośrednio na terenie składowiska SOE ze względu na niski poziom wody gruntowej w piezometrach wokół składowiska oraz ryzyko uszkodzenia bariery izolującej zalegającej na głębokości około 9 m p.p.t.

Po 7 dniach od aplikacji wskaźnika stężenie rodaminy WT wyniosło 3,35 µg/l w piezometrze PG3 oraz 24,81 µg/l w piezometrze PG21. Po 14 dniach w piezometrze PG3 nie odnotowano już obecności wskaźnika, natomiast w PG21 oznaczono stężenie 5,03 µg/l. Na podstawie wyników badań stwierdzono, że woda w rejonie SOE przepływa w kierunku piezometru PG21, tj. w kierunku północno-wschodnim.

Podsumowując, ocena geotechniczna składowiska SOE wskazuje na obiekt o złożonej, ale rozpoznawalnej strukturze geotechnicznej. Najważniejsze cechy obiektu to: zmienna miąższość odpadów od około 3 do 12 m p.p.t. (średnia 8,5m), dominacja piasków drobnych, średnich i grubych w nasypach oraz podłożu, obecność ciągłej warstwy glin na głębokości około 8-20 m p.p.t., a także lokalnie zróżnicowane właściwości mechaniczne i filtracyjne odpadów. Najbardziej wrażliwe geotechnicznie są strefy przypowierzchniowe oraz partie odpadów o podwyższonej filtracji i niższej wytrzymałości mechanicznej. Jednocześnie obecność ciągłej warstwy gruntów spoistych w głębszej części profilu stanowi istotny, korzystny element budowy geotechnicznej składowiska.

3. Analiza stateczności skarp i zboczy składowiska SOE

3.1. Analiza wyników badań stateczności

Analiza stateczności została wykonana dla 6 przekrojów składowiska. Ze względu na dużą zmienność nachylenia skarp nasypów, zdecydowano się na rozmieszczenie przekrojów z każdej strony składowiska.

Obliczenia współczynnika stateczności przeprowadzono zarówno dla poziomu aktualnego składowiska jak i po wypełnieniu kwatery odpadami. Parametry gruntów, jak i geometrię składowiska przyjęto zgodnie z wcześniej przedstawionymi informacjami.

Zestawienie wyników obliczeń współczynnika stateczności F dla wszystkich przypadków obliczeniowych przedstawiono w Tabeli 69 oraz załączniku 16g. Schematy i wyniki analizy w formie graficznej oraz geometrię przekrojów obliczeniowych przedstawiono w Załączniku 16e i 16f.

Tabela 69 Współczynniki stateczności F dla poszczególnych przekrojów

Przekrój	Współczynnik stateczności F	
	SOE poziom aktualny	SOE poziom po wypełnieniu
I	1,757	1,757
II	1,492	1,484
III	1,981	1,981

IV	2,212	2,206
V	1,872	1,849
VI	1,457	1,425

Dla składowisk odpadów za bezpieczny uważa się współczynnik stateczności $F \geq 1,3$. Warunek ten jest spełniony dla wszystkich przekrojów składowiska SOE, można uznać zatem, że skarpy składowiska są stateczne. Dodatkowym elementem wpływającym na warunki stateczności jest zbrojenie skarpy korzeniami roślin (drzew i krzewów). Wyniki obliczeń potwierdzają, że obecne ukształtowanie bryły składowiska gwarantuje stabilność skarpy, bez konieczności wykonywania dodatkowych technicznych zabiegów wzmacniających.

3.2. Interpretacja wyników badań

Analizę stateczności skarpy i zboczy składowiska SOE przeprowadzono dla sześciu przekrojów obliczeniowych rozmieszczonych po różnych stronach obiektu: przekrój I - SOE_GT1-GT2, przekrój II - SOE_GT3-GT4, przekrój III - SOE_GT5-GT6, przekrój IV - SOE_GT7-GT8, przekrój V - SOE_GT9-GT10 oraz przekrój VI - SOE_GT11-GT12. Obliczenia wykonano dla dwóch wariantów: stanu aktualnego oraz stanu po wypełnieniu kwatery odpadami.

Współczynnik stateczności F dla stanu aktualnego mieści się w zakresie od 1,457 do 2,212. Najniższą wartość uzyskano w przekroju VI, natomiast najwyższą w przekroju IV. Dla wariantu po wypełnieniu kwatery współczynnik F mieści się w zakresie od 1,425 do 2,206, przy czym ponownie najniższa wartość występuje w przekroju VI, a najwyższa w przekroju IV.

W stanie aktualnym wartości F dla poszczególnych przekrojów wynoszą: I - 1,757, II - 1,492, III - 1,981, IV - 2,212, V - 1,872 oraz VI - 1,457. Średnia wartość współczynnika stateczności dla stanu aktualnego wynosi 1,795. Różnica pomiędzy wartością maksymalną i minimalną wynosi 0,755, co wskazuje na zauważalne zróżnicowanie geometrii skarpy i parametrów geotechnicznych w poszczególnych częściach obiektu.

Po wypełnieniu kwatery wartości F wynoszą: I - 1,757, II - 1,484, III - 1,981, IV - 2,206, V - 1,849 oraz VI - 1,425. Średnia wartość współczynnika stateczności dla tego wariantu wynosi 1,784. W porównaniu ze stanem aktualnym średni spadek F wynosi jedynie 0,011, co wskazuje, że wypełnienie kwatery nie powoduje istotnego pogorszenia warunków statecznościowych skarpy.

Największy spadek współczynnika stateczności po wypełnieniu kwatery występuje w przekroju VI i wynosi 0,032, z 1,457 do 1,425. W przekroju V spadek wynosi 0,023, w przekroju II 0,008, a w przekroju

IV 0,006. W przekrojach I i III wartości F pozostają bez zmian. Oznacza to, że wpływ dodatkowego wypełnienia jest lokalny i niewielki, a najbardziej wrażliwy na zmianę obciążenia jest przekrój VI.

Dla składowisk odpadów przyjęto wartość graniczną współczynnika stateczności $F \geq 1,3$. Wszystkie analizowane przekroje spełniają ten warunek zarówno w stanie aktualnym, jak i po wypełnieniu kwatery. Najniższa uzyskana wartość, $F = 1,425$ w przekroju VI po wypełnieniu, pozostaje powyżej wartości granicznej o 0,125. Odpowiada to około 9,6% zapasu względem wartości wymaganej. Najwyższa wartość, $F = 2,212$ w przekroju IV w stanie aktualnym, przekracza wartość graniczną o 0,912, co odpowiada około 70% zapasu względem wymaganego minimum.

Najbardziej korzystne warunki statecznościowe w przekroju IV należy wiązać z układem geometrii skarpy oraz parametrami warstw przyjętymi do obliczeń. W przekroju tym występują warstwy o kącie tarcia wewnętrznego $33,4^\circ$ i $31,8^\circ$ oraz warstwa spoista o parametrach $\phi = 8^\circ$ i $c = 8$ kPa. Uzyskane wartości F powyżej 2,2 wskazują, że nawet obecność warstwy o niższym kącie tarcia nie powoduje obniżenia stateczności całego przekroju do poziomu zbliżonego do granicznego.

Najmniej korzystne warunki występują w przekroju VI, gdzie w modelu uwzględniono warstwy o parametrach $\phi = 27,09^\circ$, $\phi = 31,5^\circ$, a także warstwy spoiste o parametrach $\phi = 8^\circ$, $c = 8$ kPa oraz $\phi = 13^\circ$, $c = 13$ kPa. Po wypełnieniu kwatery uwzględniono również materiał o $\gamma = 14,01$ kN/m³, $c = 1$ kPa i $\phi = 28^\circ$. Mimo obecności warstw o niższych parametrach wytrzymałościowych, współczynnik F nie spada poniżej wartości wymaganej.

Interpretacja wyników wskazuje, że głównymi czynnikami różnicującymi stateczność skarp są: lokalna geometria przekrojów, zmienny udział warstw spoistych i niespoistych, zróżnicowane wartości kąta tarcia wewnętrznego oraz lokalne różnice ciężaru objętościowego materiałów. Nie stwierdzono przekroczeń wartości granicznej współczynnika stateczności. Nie występują również przekroje, w których wynik zbliżałby się bezpośrednio do stanu granicznego.

Z punktu widzenia szczegółowej analizy, obecny układ składowiska należy wiązać z wieloletnim deponowaniem odpadów. Antropogeniczny charakter obiektu powoduje zmienność warstw i parametrów, jednak przeprowadzone obliczenia wskazują, że ta zmienność nie skutkuje utratą stateczności skarp. Dodatkowo porośnięcie skarp roślinnością i brak widocznych przechyłów drzew stanowią obserwacyjne potwierdzenie braku aktywnych deformacji powierzchniowych.

Podsumowując, skarpy i zbocza składowiska SOE należy ocenić jako stateczne w obu analizowanych wariantach. Współczynniki stateczności pozostają powyżej wymaganego minimum $F = 1,3$ dla wszystkich przekrojów. Najmniejszy zapas bezpieczeństwa występuje w przekroju VI, dlatego ten rejon można wskazać jako obszar wymagający największej uwagi w dalszej obserwacji i kontroli eksploatacyjnej. Nie

ma jednak podstaw do wskazania konieczności wykonania dodatkowych technicznych zabiegów wzmacniających skarpy w obecnych warunkach geotechnicznych.

4. Ocena geotechniczna stanu składowiska SP

4.1. Analiza wyników badań geofizycznych

W ramach realizacji zadania wykonano badania geofizyczne dla obszaru składowiska SP na terenie WTZ ZACHEM SOE. Zakres prac obejmował rozpoznanie budowy geologicznej podłoża oraz identyfikację przestrzennego zasięgu i miąższości warstw odpadów oraz gruntów zalegających w obrębie składowiska. Wyniki badań zostały wykorzystane do opracowania przekrojów interpretacyjnych oraz uszczegółowienia modelu geologiczno-geotechnicznego obiektu.

Badania przeprowadzono z zastosowaniem metod geofizycznych umożliwiających nieinwazyjne rozpoznanie budowy podłoża oraz zróżnicowania właściwości ośrodka gruntowego. Interpretację wyników wykonano w powiązaniu z danymi uzyskanymi z wierceń geotechnicznych, sondowań CPTu oraz badań laboratoryjnych, co pozwoliło na weryfikację układu warstw geologicznych oraz określenie przebiegu granic pomiędzy odpadami, gruntami niespoistymi i gruntami spoistymi.

Na podstawie przeprowadzonych badań dokonano charakterystyki budowy geologicznej składowiska oraz określono przestrzenne zróżnicowanie podłoża i składowanych odpadów. Uzyskane wyniki stanowiły istotny element w ocenie warunków geotechnicznych oraz analizie stateczności obiektu. Szczegółowy opis zastosowanej metodyki, lokalizacji profili pomiarowych, wyników badań i ich interpretacji przedstawiono w Raporcie z badań geofizycznych, stanowiącym Załącznik nr 4 do KOŚŚ z oceny geotechnicznej składowiska SP.

4.2. Analiza wyników badań geotechnicznych

W ramach realizacji zadania wykonano ocenę geotechniczną składowiska SP (Składowiska Popiołów) zlokalizowanego na terenie WTZ ZACHEM SOE. Zakres prac obejmował rozpoznanie budowy geologicznej i warunków geotechnicznych podłoża oraz korpusu składowiska na podstawie wierceń geotechnicznych, sondowań statycznych CPTu, badań geofizycznych, badań środowiskowych oraz badań laboratoryjnych gruntów i odpadów. Na podstawie zgromadzonych danych opracowano model geologiczno-geotechniczny obiektu oraz wykonano przekroje geotechniczne przez składowisko.

Ocena została przeprowadzona z wykorzystaniem standardowych metod stosowanych w geotechnice i inżynierii składowisk. Analizę stateczności wykonano w programie GeoStudio SLOPE/W z zastosowaniem metody Bishopa dla sześciu reprezentatywnych przekrojów obliczeniowych. Obliczenia przeprowadzono zarówno dla aktualnego stanu składowiska, jak i dla wariantu docelowego po jego wypełnieniu, z

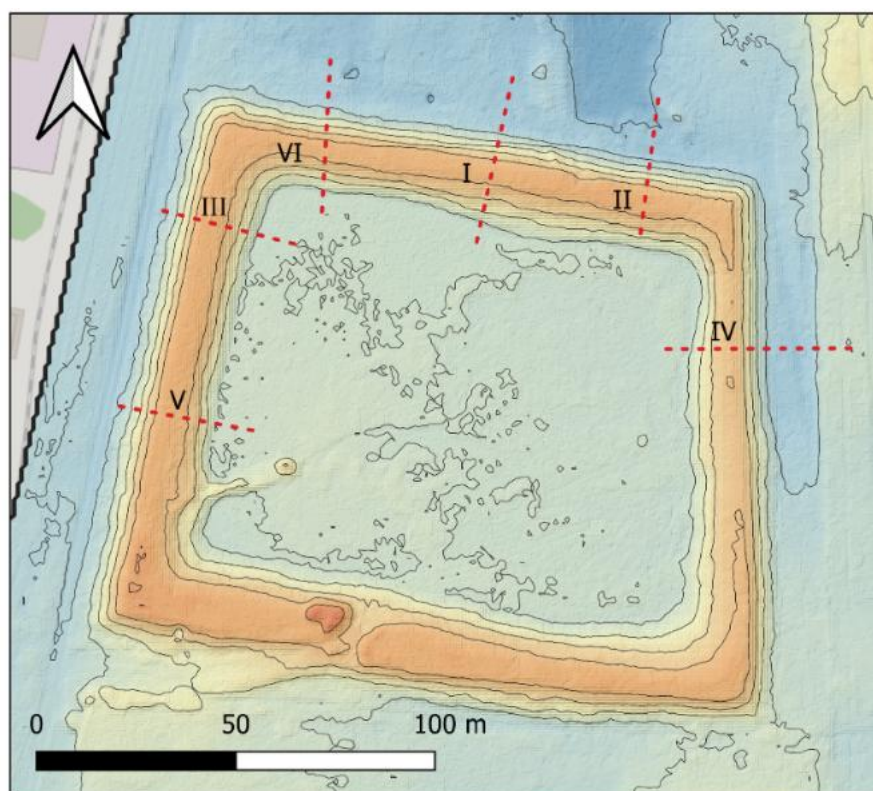
uwzględnieniem parametrów geotechnicznych określonych na podstawie badań terenowych i laboratoryjnych.

Przedstawiony na rysunku 160 model wysokościowy analizowanego terenu ma formę wyniesionego składowiska o geometrycznym zarysie zbliżonym do prostokąta, otoczonego po całym obwodzie wyraźnymi skarpami. Skarpy zewnętrzne są stosunkowo strome, z wyraźnym i równomiernym obniżaniem terenu do terenów przyległych (otoczenie). Centralna część obiektu osiąga rzędne w zakresie 69-70 m n.p.m., natomiast korony nasypów w zakresie 72-73 m n.p.m. Składowisko prawie w całości porośnięte jest roślinnością, głównie niskimi trawami i drzewami. Na skarpach nasypu również występują kilkumetrowe drzewa rosnące prosto bez większych pochyleń (Rys. 161), bez efektu „pijanego lasu”. Nad częścią południową składowiska przebiega linia wysokiego napięcia, a na terenie składowiska są słupy trakcyjne.

Na terenie obiektu wykonano 6 wierceń w nasypie, 6 wierceń przy podstawie nasypu oraz 9 otworów w części centralnej (Załącznik 16b). Na tej podstawie powstały przekroje nasypów (Załącznik 16e). Dodatkowo wykonano 6 sondowań CPTu (Załącznik 16c). Zebrane informacje pozwalają stwierdzić, że nasyp składowiska zbudowany jest głównie z gruntów niespoistych (piasków drobnych i średnich). W podstawie składowiska, podobnie, występują głównie warstwy piasków drobnych lub średnich, a pod nimi warstwy gruntów spoistych, głównie gliny piaszczyste. Znajdujące się na składowisku odpady to głównie popioły, spoczywające na piasku średnim.

Przekroje oraz parametry geotechniczne poszczególnych warstw zostały dobrane i opracowane na podstawie przeprowadzonych badań laboratoryjnych oraz wymienionych wcześniej materiałów dostarczonych przez Zleceniodawcę. Parametry zostały zestawione w Tabeli 70.

Na potrzeby obliczenia współczynnika stateczności z uwzględnieniem wypełnienia kwatery, określono parametry geotechniczne odpadów oraz materiału zasypowego (Tab.71).



Legenda:

Wysokość [m n.p.m.]



--- przekroje do obliczeń stateczności

Cięcie warstwowe:

— 1 m

Rysunek 160 Model wysokościowy składowiska SP



Rysunek 161 Pokrywa roślinna składowiska SP

Tabela 70 Parametry gruntów w poszczególnych przekrojach nasypów SP

Przekrój	Warstwa	ϕ [°]	c [kPa]	γ [kN/m ³]
I	1	32,86	1	17
	2	36	-	17
	3	15	28	20,5
	4	35	15	17,5
II	1	29	1	16,5
	2	27	0	17,1
	3	1	30	20
	4	34	-	17
	5	2	30	21
III	1	30	1	17
	2	33	-	17,5
	3	15	17	22
IV	1	30,5	-	16,7
	2	31,5	-	17,5
	3	1	29	20
	4	36	-	18
V	1	30	1	17
	3	36	-	17,5
VI	1	32	1	17,5
	2	35,4	-	17
	3	15	25	21,5
	4	15	20	21,5

Tabela 71 Parametry odpadów i warstwy wypełnienia

Przekrój	Warstwa	ϕ [°]	c [kPa]	γ [kN/m ³]
I	1	40	-	18,5
	2	30	1	12,05
II	1	40	-	18,5
	2	25	1	16,5
III	1	40	-	18,5
	2	25	1	8,53
IV	1	40	-	18,5
	2	20	1	5,78
V	1	40	-	18,5
	2	25	1	11,66
VI	1	40	-	18,5
	2	20	1	7,64

Na podstawie przeprowadzonych analiz dokonano oceny bezpieczeństwa geotechnicznego oraz stateczności skarp obiektu. Wyniki wykazały, że dla wszystkich analizowanych przekrojów współczynnik

stateczności przekracza wartość graniczną przyjmowaną dla składowisk odpadów, co potwierdza stabilność składowiska zarówno w stanie istniejącym, jak i po jego docelowym wypełnieniu. Szczegółowy opis zastosowanej metodyki, wykonanych badań, wyników analiz oraz wniosków przedstawiono w „Ocenie geotechnicznej składowiska WTZ ZACHEM SOE – SP”, stanowiącej załącznik do niniejszego opracowania.

4.3. Interpretacja wyników badań

Przeprowadzone rozpoznanie geotechniczne, geofizyczne oraz laboratoryjne wskazuje, że składowisko SP ma budowę typową dla obiektu antropogenicznego powstałego w wyniku wieloletniego deponowania popiołów i materiałów odpadowych. Obiekt ma formę wyniesionego składowiska o zarysie zbliżonym do prostokąta, otoczonego skarpami obwodowymi. Centralna część składowiska osiąga rzędne około 69-70 m n.p.m., natomiast korony nasypów około 72-73 m n.p.m. Podczas wizji terenowej nie stwierdzono widocznych objawów deformacji powierzchniowych ani przechyłów drzew, co wskazuje na brak powierzchniowych symptomów aktywnych procesów geotechnicznych.

Rozpoznanie wykonane w obrębie SP obejmowało 6 wierceń w nasypie, 6 wierceń przy podstawie nasypu, 9 otworów w części centralnej oraz 6 sondowań CPTu. Wyniki wskazują, że nasyp składowiska zbudowany jest głównie z gruntów niespoistych, przede wszystkim piasków drobnych i średnich. W podstawie składowiska również dominują piaski drobne i średnie, pod którymi zalegają grunty spoiste, głównie gliny piaszczyste. Odpady zdeponowane na składowisku to przede wszystkim popioły zalegające na piasku średnim.

Głębokość do spągu odpadów składowanych jest zróżnicowana i wynosi od około 5 do 12 m p.p.t. (średnia 2,9m), przy czym największe wartości występują w centralnej części obiektu. Oznacza to, że miąższość materiału odpadowego nie jest jednorodna, lecz odzwierciedla sposób historycznego deponowania popiołów. Strop gruntów spoistych ma przebieg nieregularny i falisty, co wskazuje na zmienną morfologię podłoża naturalnego pod składowiskiem.

Wyniki sondowań CPTu potwierdzają zmienność parametrów mechanicznych w obrębie składowiska. Najniższe wartości występowały lokalnie w strefach przypowierzchniowych, nasypowych lub w obrębie warstw o większej podatności na odkształcenia, natomiast najwyższe wartości rejestrowano w warstwach zagęszczonych piasków. Rozkład q_c wskazuje więc na wyraźne zróżnicowanie parametrów nośności, przy czym korzystniejsze właściwości występują zasadniczo w głębszych partiach profilu.

Stopień zagęszczenia gruntów niespoistych wyznaczony na podstawie CPTu wykazuje bardzo szeroki zakres wartości. Najniższe wartości wskazują na lokalne występowanie gruntów luźnych, natomiast najwyższe odpowiadają gruntom zagęszczonym i bardzo zagęszczonym. Tak duży rozrzut wyników potwierdza niejednorodny charakter składowiska, szczególnie w obrębie warstw nasypowych i

odpadowych. Jednocześnie występowanie licznych odcinków o wysokich wartościach q_c oraz ID wskazuje, że w podłożu obecne są również warstwy o korzystnych właściwościach mechanicznych.

Parametry odkształceniowe uzyskane w badaniach trójosiowych wykazują znaczne zróżnicowanie, jednak w niniejszej interpretacji należy traktować je jako informację pomocniczą. Ich rozkład potwierdza występowanie zarówno warstw bardziej podatnych na odkształcenia, jak i warstw sztywniejszych. Jest to zgodne z antropogenicznym charakterem obiektu oraz zmiennym sposobem deponowania popiołów i gruntów nasypowych.

Badania właściwości fizycznych odpadów SP wskazują, że popioły stanowią materiał lekki, wilgotny, drobnoziarnisty i umiarkowanie przepuszczalny. Gęstość objętościowa odpadów mieści się w zakresie od 0,59 do 1,23 Mg/m³. Współczynnik filtracji k_{10} jest stosunkowo wyrównany i wynosi od $2,28 \cdot 10^{-6}$ do $4,10 \cdot 10^{-6}$ m/s. Oznacza to, że odpady SP są wyraźnie lżejsze i bardziej jednorodne pod względem filtracyjnym niż odpady SOE, ale nie pełnią funkcji warstwy izolacyjnej. Mogą sprzyjać retencji oraz lokalnej migracji wód infiltracyjnych.

Wyniki badań geofizycznych potwierdzają obraz uzyskany z wierceń i sondowań CPTu. W obrębie składowiska rozpoznano strefy gruntów niespoistych i spoistych oraz przybliżony przebieg spągu osadów składowanych. Falisty przebieg stropu gruntów spoistych świadczy o zróżnicowanej morfologii podłoża, ale nie wskazuje na występowanie rozległych stref słabonośnych lub pustek. Z geotechnicznego punktu widzenia istotne jest to, że grunty spoiste występują pod warstwą popiołów i piasków jako element stabilizujący budowę podłoża.

Podsumowując, składowisko SP należy ocenić jako obiekt o złożonej, ale rozpoznawalnej strukturze geotechnicznej. Największa zmienność parametrów występuje w warstwach przypowierzchniowych, nasypowych i odpadowych, co potwierdzają wyniki CPTu oraz badań laboratoryjnych. Głębsze partie profilu wykazują korzystniejsze i bardziej jednorodne właściwości mechaniczne. Najważniejsze cechy obiektu to zmienna miąższość odpadów od około 5 do 12 m p.p.t., występowanie lekkich i umiarkowanie przepuszczalnych popiołów, obecność piasków drobnych i średnich w nasypach oraz występowanie gruntów spoistych w podłożu. Wyniki badań nie wskazują na obecność rozległych stref słabonośnych ani niekorzystnych warunków geotechnicznych w skali całego obiektu.

5. Analiza stateczności skarp i zboczy składowiska SP

5.1. Analiza wyników badań stateczności

W celu oceny geotechnicznej stanu składowiska SP (składowisko popiołów) na terenie dawnych Zakładów Chemicznych "Zachem" w Bydgoszczy, określonych w ustawie z 16 czerwca 2023 r. (Dz. U.

- Przekrój I – SP_GT1-GT2
- Przekrój II – SP_GT3-GT4
- Przekrój III – SP_GT5-GT6
- Przekrój IV – SP_GT7-GT8
- Przekrój V – SP_GT9-GT10
- Przekrój VI - SP_GT11-GT12

Analiza stateczności została wykonana dla 6 przekrojów składowiska. Ze względu na przechodzące nad południową część składowiska, linie wysokiego napięcia, nie było możliwości wykonania odwiertów na tym obszarze. Zdecydowano się na rozmieszczenie przekrojów w części wschodniej, północnej i zachodniej. Biorąc pod uwagę jednorodną budowę nasypu, ciągłość warstw podłoża oraz zachowaną geometrię skarp można wstępnie przyjąć, że warunki w profilu części południowej są zbliżone do przekrojów przyjętych do analizy. Dodatkowo podczas wizji terenowej nie stwierdzono odchyień

sugerujących odmienne warunki geotechniczne i geometryczne. Można więc zaznaczyć, że brak bezpośrednich badań podłoża w tej części składowiska nie ogranicza pewności oceny geotechnicznej.

Obliczenia współczynnika stateczności przeprowadzono zarówno dla aktualnego stanu składowiska, jak i po wypełnieniu kwatery. Parametry gruntów jak i geometrię składowiska przyjęto zgodnie z wcześniej przedstawionymi informacjami.

Zestawienie wyników obliczeń współczynnika stateczności F dla wszystkich przypadków obliczeniowych zebrano w tabeli 72. Schematy i wyniki analizy w formie graficznej oraz geometrię przekrojów obliczeniowych przedstawiono w Załącznikach 16e, 16f i 16g.

Tabela 72 Współczynniki stateczności F dla poszczególnych przekrojów

Przekrój	Współczynnik stateczności F	
	SP poziom aktualny	SP poziom po wypełnieniu kwatery
I	1,775	1,734
II	1,311	1,344
III	1,329	1,372
IV	1,391	1,375
V	1,753	1,759
VI	1,573	1,575

Dla składowisk odpadów za bezpieczny uważa się współczynnik stateczności $F \geq 1,3$. Warunek ten jest spełniony dla wszystkich przekrojów składowiska SP, można uznać zatem, że skarpy składowiska są stateczne. Dodatkowym elementem wpływającym na warunki stateczności jest zbrojenie skarp korzeniami roślin (drzew i krzewów). Wyniki obliczeń potwierdzają, że obecne ukształtowanie bryły składowiska gwarantuje stabilność skarp, bez konieczności wykonywania dodatkowych technicznych zabiegów wzmacniających.

5.2. Interpretacja wyników badań

Analizę stateczności skarp i zboczy składowiska SP przeprowadzono dla sześciu przekrojów obliczeniowych: przekrój I - SP_GT1-GT2, przekrój II - SP_GT3-GT4, przekrój III - SP_GT5-GT6, przekrój IV - SP_GT7-GT8, przekrój V - SP_GT9-GT10 oraz przekrój VI - SP_GT11-GT12. Obliczenia wykonano dla dwóch wariantów: stanu aktualnego oraz stanu po wypełnieniu kwatery odpadami.

W stanie aktualnym wartości współczynnika stateczności F mieszczą się w zakresie od 1,311 do 1,775. Najniższą wartość uzyskano w przekroju II, natomiast najwyższą w przekroju I. Po wypełnieniu kwatery wartości F mieszczą się w zakresie od 1,344 do 1,759. W tym wariancie najniższy współczynnik stateczności również występuje w przekroju II, natomiast najwyższą wartość uzyskano w przekroju V.

W stanie aktualnym wartości F dla poszczególnych przekrojów wynoszą: I - 1,775, II - 1,311, III - 1,329, IV - 1,391, V - 1,753 oraz VI - 1,573. Średnia wartość współczynnika stateczności dla stanu aktualnego wynosi około 1,522. Rozstęp między wartością maksymalną i minimalną wynosi 0,464, co wskazuje na umiarkowane zróżnicowanie warunków statecznościowych w poszczególnych częściach obiektu.

Po wypełnieniu kwatery wartości F wynoszą: I - 1,734, II - 1,344, III - 1,372, IV - 1,375, V - 1,759 oraz VI - 1,575. Średnia wartość współczynnika stateczności dla tego wariantu wynosi około 1,527. Rozstęp wyników wynosi 0,415, czyli jest nieco mniejszy niż w stanie aktualnym. Oznacza to, że po wypełnieniu kwatery wartości współczynników stateczności stają się bardziej wyrównane.

Dla składowisk odpadów za bezpieczną przyjęto wartość graniczną współczynnika stateczności $F \geq 1,3$. Warunek ten jest spełniony dla wszystkich analizowanych przekrojów zarówno w stanie aktualnym, jak i po wypełnieniu kwatery. Najniższa uzyskana wartość, $F = 1,311$ w przekroju II w stanie aktualnym, znajduje się jednak bardzo blisko wartości granicznej, przekraczając ją jedynie o 0,011, czyli o około 0,8%. Oznacza to, że przekrój II należy uznać za najbardziej wrażliwy z punktu widzenia stateczności skarp SP.

Po wypełnieniu kwatery najniższa wartość współczynnika stateczności wzrasta do $F = 1,344$, również w przekroju II. Zapas względem wartości granicznej wynosi wtedy 0,044, czyli około 3,4%.

Porównanie wyników dla dwóch wariantów wskazuje, że wypełnienie kwatery nie powoduje jednoznacznego pogorszenia stateczności całego obiektu. W przekroju I współczynnik stateczności spada z 1,775 do 1,734, czyli o 0,041, a w przekroju IV z 1,391 do 1,375, czyli o 0,016. W pozostałych przekrojach wartości F nieznacznie rosną: w przekroju II o 0,033, w przekroju III o 0,043, w przekroju V o 0,006 oraz w przekroju VI o 0,002. Oznacza to, że wpływ wypełnienia kwatery jest niewielki i lokalnie zróżnicowany.

Najkorzystniejsze warunki statecznościowe w stanie aktualnym występują w przekroju I, gdzie $F = 1,775$. Po wypełnieniu najwyższą wartość uzyskano w przekroju V, gdzie $F = 1,759$. Wyniki te wskazują, że część przekrojów posiada wyraźny zapas bezpieczeństwa względem wartości granicznej. Z kolei przekroje II, III i IV mają wartości bliższe granicy $F = 1,3$, dlatego powinny być traktowane jako rejony bardziej wrażliwe na ewentualne zmiany warunków wodnych, geometrii skarp lub parametrów materiału odpadowego.

Interpretacja rozkładu wyników wskazuje, że stateczność skarp SP jest zasadniczo zachowana, ale zapas bezpieczeństwa jest mniejszy niż w przypadku SOE. Szczególnie istotny jest przekrój II, gdzie uzyskano wartość $F = 1,311$ w stanie aktualnym. Tak niewielka rezerwa względem wartości granicznej oznacza, że w tym rejonie należy unikać działań mogących pogorszyć warunki pracy skarpy, takich jak lokalne podcięcie, zwiększone nawodnienie, niekontrolowane obciążenie korony lub pogorszenie odpływu wód opadowych.

Z punktu widzenia historii obiektu uzyskane wyniki są zgodne z antropogenicznym charakterem składowiska. Zmienna miąższość popiołów, nierównomierny sposób deponowania odpadów oraz zróżnicowana geometria skarp powodują lokalne różnice w wartościach współczynników stateczności. Jednocześnie brak widocznych deformacji powierzchniowych i obecność roślinności na skarpach wskazują, że obecnie nie występują aktywne procesy osuwiskowe.

Podsumowując, skarpy i zbocza składowiska SP należy uznać za stateczne w obu analizowanych wariantach, ponieważ wszystkie wartości współczynnika stateczności przekraczają wymagane minimum $F = 1,3$. Najmniejszy zapas bezpieczeństwa występuje w przekroju II, dlatego ten rejon powinien być objęty szczególną kontrolą podczas dalszej eksploatacji i monitoringu. Wypełnienie kwatery nie powoduje istotnego pogorszenia stateczności obiektu, a średnia wartość współczynnika stateczności pozostaje praktycznie niezmienną.

XV. Ocena ryzyka zdrowotnego i ekologicznego (środowiskowego)

1. Metodyka badań

1.1. Metody identyfikacji i analizy ilościowej zanieczyszczeń

Wyniki badań laboratorium zewnętrznego

W celu opracowania całościowego Modelu Konceptualnego Miejsca (CSM) oraz przeprowadzenia oceny ryzyka zdrowotnego i środowiskowego, w niniejszym raporcie zintegrowano i szczegółowo przeanalizowano dane pochodzące z badań terenowych i laboratoryjnych tzw. „bazę danych” (Załącznik 5,9,10). Udostępniony materiał badawczy obejmuje wyniki szeroko zakrojonych analiz laboratoryjnych dla próbek pobranych z kluczowych komponentów środowiska: warstwy powierzchniowej gleby (0-0,25 m), próbek gruntu dla głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t. (badania wgłębne) oraz bezpośrednio ze zdeponowanej matrycy odpadowej.

Kompleksowy program badań analitycznych zrealizowany przez zewnętrzne laboratorium Eurofins OBIKŚ Polska Sp. z o.o. charakteryzował się szerokim spektrum oznaczanych parametrów (Tabela 73).

Tabela 73. Strukturalne zestawienie parametrów analitycznych realizowane przez laboratorium zewnętrzne dla matryc: glebowych/gruntowych i odpadowych

Grupa parametryczna	Oznaczone wskaźniki i substancje (Markery)	Matryca odpadowa	Matryca glebowa/gruntowa
Wskaźniki fizykochemiczne i ogólne	pH, Sucha masa, Ogólny węgiel organiczny (TOC), Rozpuszczony węgiel organiczny (DOC), Stałe związki rozpuszczone (TDS), Strata przy prażeniu (LOI), Ciepło spalania, Zdolność do neutralizacji kwasów (ANC), Wodoprzepuszczalność	X	X
Aniony i związki nieorganiczne	Chlorki (Cl ⁻), Fluorki (F ⁻), Siarczany (SO ₄ ²⁻), Cyjanki wolne, Cyjanki – związki kompleksowe	X	X
Metale i metaloidy	Arsen (As), Bar (Ba), Kadm (Cd), Chrom całkowity (Cr), Miedź (Cu), Rtęć (Hg), Molibden (Mo), Nikiel (Ni), Ołów (Pb), Antymon (Sb), Selen (Se), Cynk (Zn), Cyna (Sn), Kobalt (Co)	X	X
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)	Naftalen, Acenaften, Acenaftenylen, Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Piren, Benzo(a)antracen, Chryzen, Benzo(b)fluoranten, Benzo(k)fluoranten, Benzo(a)piren, Indeno(1,2,3-cd)piren, Dibenzo(a,h)antracen, Benzo(ghi)perylene	X	X
Lotne związki organiczne (LZO/VOC), w tym związki z grupy BTEX	Benzen, Toluen, Etylobenzen, o-Ksilen, m+p-Ksilen, Styren, Cykloheksan, Tetrahydrofuran (THF), Tetrahydrotiofen, Pirydyna, 1,2,4-Trimetylobenzen, 1,3,5-Trimetylobenzen, Izopropylobenzen, n-Butylobenzen, n-propylobenzen, sec-Butylobenzen, tert-Butylobenzen, 4-Izopropyltoluen	X	X
Chlorowane i bromowane związki alifatyczne	Dichlorometan, Chloroform, Tetrachlorometan, Chloroetan, 1,1-Dichloroetan, 1,2-Dichloroetan, 1,1,2-Trichloroetan, 1,1,2,2-Tetrachloroetan, 1,1-Dichloroeten, cis-1,2-Dichloroeten, trans-1,2-Dichloroeten, Trichloroeten (TRI), Tetrachloroeten (PER), Chlorek winylu, Chlorometan, Bromoform, Bromometan, Bromochlorometan, Bromodichlorometan, Dibromochlorometan, Dibromometan, Dichlorodifluorometan, Trichlorofluorometan, 1,1-Dichloropropen, 1,2-Dichloropropan, 1,3-Dichloropropan, 2,2-Dichloropropan, cis-1,3-Dichloropropen, trans-1,3-Dichloropropen, 1,2,3-Trichloropropan, 1,2-Dibromoetan, 1,2-Dibromo-3-chloropropan	X	X
Chlorobenzeny	Chlorobenzen, Dichlorobenzeny (w tym 1,2-, 1,3-, 1,4-), Trichlorobenzeny (1,2,3-, 1,2,4-,	X	X

	1,3,5-), Tetrachlorobenzeny (1,2,3,4-, 1,2,3,5-, 1,2,4,5-), , Pentachlorobenzen, Heksachlorobenzen (HCB)		
Fenole i Chlorofenole	Fenol, Wskaźnik fenolowy, o-Krezol, (m+p)-Krezol, 2-Fenylofenol, 4-tert-Oktylofenol, Monochlorofenole, Dichlorofenole (w tym 2,3-, 2,4-, 2,5-, 2,6-, 3,4-, 3,5-), Trichlorofenole (2,3,4-, 2,3,5-, 2,3,6-, 2,4,5-, 2,4,6-, 3,4,5-), Tetrachlorofenole (2,3,4,5-, 2,3,4,6-, 2,3,5,6-), Pentachlorofenol	X	X
Ftalany (Plastyfikatory)	Ftalan dietylu, Ftalan di-2-etyloheksylu (DEHP), Ftalan butylu-benzylu (BBP), Ftalan di-izo-butylu, Ftalan di-n-butylu (DBP)	X	X
Materiały wybuchowe i nitrozwiazki	Nitrobenzen, 1,3-Dinitrobenzen, 1,3,5-Trinitrobenzen, 2-, 3-, 4-Nitrotoluen, 2,4-Dinitrotoluen (DNT), 2,6-Dinitrotoluen, 3,4-Dinitrotoluen, 3,5-Dinitrotoluen, 2-Amino-4,6-dinitrotoluen, 4-Amino-2,6-dinitrotoluen, 2,4,6-Trinitrotoluen (TNT), kwas 2,4-dinitrotolueno-3-sulfonowy, kwas 2,4-dinitrotolueno-5-sulfonowy, Heksogen (RDX), Oktogen (HMX), Heksyl	X	X
Specyficzne markery przemysłowe	Anilina, o-Toluidyna (2-aminotoluen), m-Toluidyna (3-aminotoluen), p-Toluidyna (4-aminotoluen), Difenylosulfon, 2,6-Dichloroanilina, Chloronaftalen (suma, 1- i 2-chloronaftalen), Polichlorowane bifenyle (PCBkongenery: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), Olej mineralny (C10-C40), Suma węglowodorów C6-C12, składników frakcji benzyn, Suma węglowodorów C12-C35, składników frakcji oleju, AOX, Pestycydy (p,p'-DDE)	X	X

X - oznacza wykonanie badań w zakresie wskazanych wskaźników i substancji

Badania własne

Analiza ilościowa zanieczyszczeń

W celu przeprowadzenia kompleksowej oceny stopnia degradacji środowiska na obszarze WTZ ZACHEM SOE, wyniki oceny ekotoksykologicznej zintegrowano z zaawansowaną analizą instrumentalną. Zakres metodyczny tej analizy został zdefiniowany na etapie przygotowania warsztatu badawczego, a jego szczegółowe założenia udokumentowano w „Raporcie z badań wstępnych – screening”, opracowanym 5 stycznia 2026 r. pod kierunkiem prof. dr hab. Lidii Wolskiej (Załącznik 17).

Badania analityczne zrealizowano na dostarczonych próbkach, reprezentujących zróżnicowane matryce środowiskowe: wodną (wody powierzchniowe i podziemne), glebową/gruntową oraz odpadową. Lokalizacja punktów poboru materiału badawczego została precyzyjnie określona w „Raporcie Technicznym z Badań Ekotoksykologicznych WTZ ZACHEM SOE” z dnia 31 stycznia 2026 r., przygotowanym również pod kierownictwem prof. dr hab. Lidii Wolskiej (Załącznik 17).

Identyfikację oraz szerokie profilowanie spektrum zanieczyszczeń organicznych we wszystkich badanych układach wielofazowych przeprowadzono z wykorzystaniem chromatografii gazowej sprzężonej z tandemową spektrometrią mas (GC-MS/MS). Uzyskane wyniki pozwoliły na pełniejszą charakterystykę obecnych zanieczyszczeń oraz ocenę potencjalnych zagrożeń chemicznych.

Odczynniki i materiały referencyjne

W procesie przygotowania próbek oraz analizy chromatograficznej wykorzystano odczynniki o najwyższej czystości analitycznej. Dichlorometan (DCM, >99,9%) oraz metanol (99,9%) w klasie chromatograficznej pochodziły od firmy Merck KGaA (Darmstadt, Niemcy).

Do identyfikacji analitów oraz precyzyjnego wyznaczania indeksów retencji (RI) zastosowano certyfikowany materiał odniesienia – mieszaninę n-alkanów (C7–C33) o stężeniach rzędu 100–200 µg/ml w heksanie (Restek Corporation, Bellefonte, PA, USA). Jako wzorzec (roztwór I) do celów analizy półilościowej wykorzystano 4-bromo-fluorobenzen (4-BFB) o stężeniu 2,429 mg/ml, dozując ok. 4 µg w pojedynczym nastrzyku.

Procedura przygotowania i ekstrakcji próbek

Ze względu na skrajne zróżnicowanie fizykochemiczne analizowanych środowisk, protokół przygotowania próbek został zoptymalizowany pod kątem konkretnej matrycy.

– Próbki stałe (gleba/grunt i odpady):

Ekstrakcję zanieczyszczeń z matryc stałych realizowano w układzie ciało stałe-ciecz. Z każdej pobranej próbki odważano 2 g materiału i umieszczano w szklanych fiolkach o pojemności 10 ml. Następnie

materiał zwilżano 1 ml acetonu i pozostawiano na 24 godziny w celu odparowania rozpuszczalnika i wstępnego rozluźnienia struktury porowej. Właściwą ekstrakcję prowadzono dodając 5 ml dichlorometanu (DCM), a następnie wytrząsano na wytrząsarce orbitalnej z prędkością 200 obr./min (rpm) przez 1 godzinę. W przypadku silnego zmętnienia, próbki poddawano wirowaniu w celu klarownego rozdzielenia faz. Warstwę organiczną dekantowano, odparowywano do sucha w łagodnym strumieniu azotu, a suchą pozostałość odtwarzano w 200 µl DCM. Ekstrakty przenoszono do fiolek z ciemnego szkła ze szklanymi wkładkami (insertami) w celu precyzyjnego dozowania do autosamplera. Ekstrakty analizowano dwukrotnie – pod kątem analizy screeningowej.

– Próbki ciekłe (wody powierzchniowe i podziemne):

Dla próbek wodnych zastosowano protokół ekstrakcji ciecz-ciecz (LLE - Liquid-Liquid Extraction). W zależności od etapu badawczego do analizy pobierano 500 ml (badania zasadnicze) lub 1000 ml (badania wstępne) surowej próbki. Próbki wody umieszczano w szklanych butlach (uprzednio mytych detergentem, dejonizowaną wodą i acetonem), do których dodawano 20 ml DCM. Układ poddawano intensywnemu wytrząsaniu (od 60 minut do 12 godzin w zależności od stopnia zemulgowania i matrycy) w temperaturze otoczenia. Po całkowitym rozdzieleniu faz, warstwę organiczną (DCM) separowano za pomocą szklanej pipety, przenoszono do 10 ml fiolek i odparowywano do sucha pod strumieniem azotu. Przed analizą instrumentalną próbki odtwarzano w niewielkiej objętości DCM (100–200 µl).

– Protokół rozcieńczania (dla chromatogramów przeładowanych):

W przypadku stwierdzenia bardzo wysokich stężeń analitów (hot-spoty, np. rdzenie odpadowe), co skutkowało przeładowaniem detektora, próbki poddawano re-analizie. Suchą pozostałość ekstraktu rozpuszczano w 200 µl DCM i wytrząsano przez 30-60 sekund. Następnie pobierano 1 µl tego ekstraktu, przenoszono do nowej fiołki i uzupełniano 100 µl rozpuszczalnika. Otrzymany rozcieńczony ekstrakt ponownie wprowadzano do aparatu.

Parametry instrumentalne GC-MS/MS

Jakościowe oraz półilościowe profilowanie chemiczne przeprowadzono z wykorzystaniem zaawansowanego systemu GCMS-TQ8040 (Shimadzu Corp., Japonia) współpracującego z autosamplerm AOC-20ia. Detekcję prowadzono w trybie pracy Q3 scan mode (przemiatanie widma w pełnym zakresie).

Proces rozdzielania chromatograficznego zrealizowano na kolumnie kapilarnej Zebron™ ZB-5MSi (długość: 30 m, średnica wewnętrzna: 0,25 mm, grubość filmu fazy stacjonarnej: 0,25 µm; Phenomenex, USA).

Objętość dozowanej próbki wynosiła zawsze 2 μ l. Iniekcji dokonywano w trybie splitless (bez podziału strumienia) w temperaturze 250 °C. Zastosowano tryb dozowania pod podwyższonym ciśnieniem (High Pressure Injection) ustalonym na poziomie 100 kPa.

Jako gaz nośny wykorzystano hel o wysokiej czystości (99,999995%, Air Products, Polska), utrzymując stały przepływ na poziomie 1 ml/min. Program temperaturowy pieca rozpoczynał się od 40 °C, po czym następował liniowy przyrost z prędkością 10 °C/min do osiągnięcia maksymalnej temperatury 290 °C. Temperaturę końcową utrzymywano izotermicznie przez 2 do 3 minut, gwarantując całkowitą elucję wysokowrzących ksenobiotyków.

Spektrometr mas pracował w trybie jonizacji elektronowej (EI) przy energii 70 eV. Ochronę żarnika (filamentu) zapewniono poprzez zastosowanie 4-minutowego opóźnienia rozpuszczalnikowego (solvent delay). Skanowanie jonów (SCAN mode) odbywało się w zakresie od 45 do 450 m/z. Temperatura źródła jonów wynosiła 220 °C, natomiast temperatura linii transferowej (transfer line) 300 °C, przy stabilnym prądzie emisji 150 μ A.

Przed każdą serią analityczną optymalizowano układ i weryfikowano dokładność mas detektora przy pomocy perfluorotributyloaminy (PFTBA).

Przetwarzanie danych i algorytmy identyfikacyjne

Analizę surowych danych chromatograficznych realizowano za pomocą oprogramowania GCMS Postrun Analysis ver. 4.45 (Shimadzu Corp., Kioto, Japonia). Identyfikacja związków chemicznych opierała się na przeszukiwaniu bibliotek widm masowych (NIST11, NIST11s).

W celu maksymalizacji precyzji oznaczeń jakościowych wykorzystano zaimplementowane w oprogramowaniu narzędzie AART (Automatic Adjustment of Retention Time). Dozowanie wzorcowej mieszaniny n-alkanów w analogicznych warunkach instrumentalnych posłużyło do wyznaczenia empirycznych indeksów retencji dla węglowodorów C14–C33. Procedura ta pozwoliła na automatyczną rekaliibrację czasów retencji (RT), eliminując potencjalne przesunięcia sygnałów wynikające ze starzenia się kolumny, mikrowahań ciśnienia czy efektów związanych z silnie obciążoną matrycą próbki środowiskowej, co uwiarygodniło ostateczne dopasowanie widm badanych zanieczyszczeń do bibliotek standardów.

Metodyka pobierania i analizy Lotnych Związków Organicznych (LZO) z fazy nad-powierzchniowej analizowanych matryc

W celu precyzyjnej identyfikacji i kwantyfikacji Lotnych Związków Organicznych (LZO/VOCs) emitowanych do środowiska, zastosowano technikę aktywnego poboru próbek powietrza na stałe złoża

sorpcyjne z następczą analizą metodą termodesorpcji sprzężonej z chromatografią gazową i spektrometrią mas (TD-GC-MS).

Protokół pobierania próbek powietrza

Pobieranie frakcji lotnej (LZO) zrealizowano poprzez ekstrakcję fazy nadpowierzchniowej (headspace) wygenerowanej bezpośrednio nad próbkami środowiskowymi pobranymi z terenu WTZ SOE. Wytypowanie trzech odmiennych matryc – wód (podziemnych i powierzchniowych), gleb oraz surowych odpadów – miało na celu uchwycenie zmienności przestrzennej profili emisyjnych oraz mechanizmów uwalniania zanieczyszczeń ze stref źródłowych i pośrednich. Próbkę gazową aspirowano z nad matryc środowiskowych. Takie podejście gwarantowało, że uzyskane wyniki będą rzetelnie odzwierciedlać rzeczywisty potencjał emisyjny (lotność) ksenobiotyków zdeponowanych w każdym z ognisk oraz pozwolą na ocenę specyfiki zjawiska intruzji oparów na badanym terenie.

Sorbowanie uwolnionych analitów prowadzono z wykorzystaniem rurek sorpcyjnych wypełnionych złożem Tenax TA (wymiary rurki: 1/4" × 90 mm, masa sorbentu: 130 mg; Shimadzu Corp., Kioto, Japonia). W celu eliminacji wszelkich potencjalnych zanieczyszczeń tła (kondycjonowanie złoża), rurki przed użyciem wygrzewano w temperaturze 280°C przy ciągłym przepływie helu o czystości (99,9999%) pod ciśnieniem 2,5 bara.

Bezpośrednio przed rozpoczęciem próbkowania, do każdej rurki wprowadzono 48,1 ng 1-bromo-4-fluorobenzenu, który pełnił funkcję wzorca wewnętrznego (ang. *Internal Standard – IS*) na potrzeby późniejszej analizy ilościowej. Frakcję nadpowierzchniową przeciągano przez złożę sorpcyjne metodą aktywną przy użyciu ręcznej pompy ssącej. Objętość aspirowanego gazu wahała się w przedziale od 100 ml do 500 ml, w zależności od rodzaju matrycy (woda, gleba, odpad). Bezpośrednio po zakończeniu pobierania rurki hermetycznie zamykano za pomocą nakrętek z uszczelkami i przechowywano w temperaturze otoczenia do czasu analizy. W celu weryfikacji ewentualnych zanieczyszczeń procedury, równolegle przygotowano i przeanalizowano ślepe próby (ang. *blank controls*).

Procedura analityczna identyfikacji LZO (TD-GC-MS)

Analiza instrumentalna zaadsorbowanych LZO została przeprowadzona w reżimie czasowym nieprzekraczającym czterech godzin od momentu zakończenia pobrania próbek. Wykorzystano w tym celu system chromatografii gazowej sprzężony ze spektrometrem mas i wyposażony w moduł termodesorpcji (TD-GC-MS, Shimadzu Corp., Kioto, Japonia).

Zaadsorbowane na złożu Tenax TA ksenobiotyki uwalniano poprzez termodesorpcję w temperaturze 250°C w ciągłym strumieniu gazu nośnego (hel) o przepływie 1,0 ml/min. Rozdzielanie chromatograficzne uwolnionej mieszaniny zrealizowano na kolumnie kapilarnej Zebron™ ZB-624 o

parametrach dedykowanych dla Lotnych Związków Organicznych (długość: 60 m, średnica wewnętrzna: 0,32 mm, grubość filmu fazy stacjonarnej: 1,8 μm). Detekcję spektrometryczną prowadzono w trybie pełnego skanowania widma masowego (SCAN mode) w zakresie jonów od 30 do 450 m/z.

Przetwarzanie danych i kwantyfikacja

Akwizycję oraz zaawansowaną obróbkę danych chromatograficznych prowadzono przy użyciu oprogramowania LabSolutions (Shimadzu Corp.). Identyfikacja poszczególnych Lotnych Związków Organicznych opierała się na analizie czasów retencji oraz korelacji uzyskanych widm masowych z danymi referencyjnymi. Wykorzystanie zautomatyzowanego algorytmu dopasowywania widm (spectral matching) z cyfrową biblioteką NIST zapewniło wysoką pewność oznaczeń jakościowych.

Analizę ilościową (kwantyfikację) przeprowadzono metodą wzorca wewnętrznego. Obliczenia stężeń oparto na całkowaniu pól powierzchni pików chromatograficznych analitów w stosunku do pola powierzchni piku wzorca (1-bromo-4-fluorobenzenu). Końcowe wyniki stężeń LZO wyemitowanych do środowiska wyrażono w mikrogramach na metr sześcienny ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Metoda szacowania ryzyka zdrowotnego

Kompleksowa Ocena Ryzyka Zdrowotnego (ang. *Human Health Risk Assessment* – HHRA) dla obszaru dawnych zakładów ZACHEM (WTZ SOE) została zaprojektowana i przeprowadzona w oparciu o innowacyjny, dwutorowy model analityczny. Z uwagi na udokumentowaną, wysoką złożoność fizykochemiczną badanego środowiska, które w szczególności w obszarze składowisk, nie funkcjonuje jako statyczne, historyczne składowisko, lecz jako wielofazowy, aktywny reaktor chemiczny, klasyczne ujęcie wyłącznie matematyczne byłoby niewystarczające do rzetelnego zobrazowania skali zagrożeń. Aby uniknąć groźnego w skutkach niedoszacowania rzeczywistego wpływu zanieczyszczeń dla docelowych receptorów, metodykę niniejszej oceny oparto na integracji formalnych wyliczeń ilościowych z zaawansowaną interpretacją.

Wymiar ilościowy, stanowiący fundament formalno-prawny oceny, został zrealizowany w oparciu o wytyczne i algorytmy amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA) oraz bazy toksykologiczne IRIS i ECHA CHEM. W ramach tego podejścia wyznaczono matematyczne wskaźniki ryzyka nienowotworowego, w tym Iloraz Zagrożenia (HQ), Współczynnik Charakterystyki Ryzyka (RCR) oraz Margines Narażenia (MOE), a także obliczono parametry całżyciowego ryzyka nowotworowego (CR). W celu pełnego i miarodajnego zobrazowania skali zagrożenia, ewaluację przeprowadzono dla trzech zróżnicowanych grup populacyjnych. To zróżnicowanie pozwoliło uwzględnić najwyższą podatność rozwijającego się organizmu na działanie ksenobiotyków, czyniąc najmłodsze dzieci grupą krytyczną. Analiza obejmowała ocenę trzech wiodących scenariuszy ekspozycji: drogę pokarmową uwzględniającą potencjalną konsumpcję wód podziemnych, narażenie pozażywnościowe polegające na przypadkowym

spożyciu pyłu i gleby, co stanowi mechanizm krytyczny (tzw. *hand-to-mouth behaviour*) na niezabezpieczonych terenach, a także ekspozycję dermalną wynikającą z bezpośredniego kontaktu skóry z matrycą glebową.

Klasyczne równania oparte na uśrednionych dawkach (ADD², LADD³) nie są jednak w stanie oddać w pełni dynamiki przemieszczania się zanieczyszczeń w skrajnie zdegradowanym obrębie składowiska odpadów. Z tego względu twarde dane obliczeniowe zintegrowano z jakościową analizą opisową opartą na badaniach instrumentalnych. W modelu hybrydowym uwzględniono zjawisko intruzji oparów, jako wiodącą, obszarową ścieżkę inhalacyjną, determinowaną przez prężność par lotnych rozpuszczalników zdeponowanych w strefie aeracji. Ponadto, wnikliwie rozważono prawdopodobną rolę specyficznych wektorów transportowych oraz zjawiska współrozpuszczalności, sugerując mechanizm determinujący sposób w jaki substancje endokrynnie czynne, takie jak ftalany, znacząco podnoszą mobilność kancerogennych węglowodorów hydrofobowych, ułatwiając ich transfer do wód. Komplementarnym elementem była również ocena synergii toksykologicznej, która opisuje równoczesny atak wielu klas ksenobiotyków na krytyczne układy organizmu.

Zastosowanie tak skonstruowanego, wielowymiarowego ujęcia analitycznego umożliwiło wygenerowanie wysoce konserwatywnej charakterystyki ryzyka. Rozbudowana struktura metodyczna w znacznym stopniu może zapobiegać niedoszacowaniu ukrytych mechanizmów zagrożenia, stanowiąc jednocześnie bezsporny, inżynieryjno-medyczny fundament niezbędny do późniejszego projektowania skutecznych i adekwatnych technologii remediacyjnych dla terenu WTZ SOE.

Metoda obliczeniowa szacowania ryzyka zdrowotnego

Metodyka szacowania narażenia dermalnego (kontakt z glebą)

Zakres i założenia analizy

Analiza obejmowała ocenę narażenia ludzi na substancje chemiczne obecne w glebie poprzez kontakt ze skórą (ekspozycja dermalna). Obliczenia wykonano:

- dla wszystkich punktów poboru próbek (28 punktów),
- dla wszystkich analizowanych głębokości (377 próbek wgłębnych oraz 28 próbek powierzchniowych),
- osobno dla różnych grup wiekowych (dzieci i dorośli).

Dla każdej substancji chemicznej oraz każdego punktu poboru wyznaczono:

² akceptowalny poziom ryzyka (z ang. *Acceptable Daily Dose lub Acceptable Damage*)

³ całonocowa uśredniona dawka dzienna (ang. *Lifetime Average Daily Dose*)

- poziom narażenia,
- współczynnik charakterystyki ryzyka (RCR; *Risk Characterisation Ratio*),
- ryzyko nowotworowe (CR; *Cancer Risk*) – w przypadku dostępności danych toksykologicznych.

Podstawowe podejście obliczeniowe

Metodyka opiera się na trzystopniowym podejściu:

Krok 1 – obliczenie dawki narażenia:

Wyznaczono:

- ADD (*Average Daily Dose*) – średnią dzienną dawkę narażenia (dla efektów nienowotworowych),
- LADD (*Lifetime Average Daily Dose*) – całżyciową średnią dawkę narażenia.

Krok 2 – porównanie z wartościami toksykologicznymi:

- dla efektów nienowotworowych zastosowano DNEL (*Derived No-Effect Level*) dla drogi dermalnej (efekt systemowy),
- dla efektów nowotworowych wykorzystano CSF (*Cancer Slope Factor*).

Krok 3 – obliczenie wskaźnika ryzyka:

- RCR (*Risk Characterisation Ratio*) – dla efektów nienowotworowych,
- CR (*Cancer Risk*) – dla efektów nowotworowych.

Wzór na dawkę narażenia (ADD)

Średnią dzienną dawkę narażenia obliczono według wzoru (jednostka została automatycznie przeliczona):

$$ADD_{dermal} = \frac{C_{soil} \times SA \times AF \times ABS_{dermal} \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

gdzie ADD zależy od następujących parametrów:

- C_{soil} (*Concentration*) – stężenie substancji w glebie [mg/kg] (obliczenia wykonywano dla każdego punktu pomiarowego z osobna);
- SA (*Surface Area*) – powierzchnia skóry narażona na kontakt z glebą: dorośli 3300 cm², dzieci (1–6 lat) 2800 cm². Przyjęte wartości odpowiadają ekspozycji najbardziej narażonych części ciała (dorośli: głowa, dłonie, przedramiona; dzieci: głowa, dłonie, przedramiona, łydki, stopy)⁴;

⁴ US EPA. *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)* Final. 2004.

- AF (*Soil-to-skin Adherence Factor*) – współczynnik przylegania gleby do skóry¹: dorośli 0,07 mg/cm², dzieci 0,2 mg/cm². Wartości te odpowiadają scenariuszowi rekreacyjnego kontaktu z glebą;
- ABS (*Dermal Absorption Fraction*) – frakcja wchłonięta przez skórę – wartość indywidualna dla każdej substancji chemicznej;
- EF (*Exposure Frequency*) – częstość narażenia: 365 dni/rok;
- ED (*Exposure Duration*) – czas trwania ekspozycji: dorośli 30 lat, dzieci: 1–<3 lat – 2 lata, 3–<6 lat – 3 lata;
- BW (*Body Weight*) – masa ciała: dorośli 80 kg, dzieci: 1–<3 lat – 12,60 kg, 3–<6 lat – 18,60 kg;
- AT (*Averaging Time*) – czas uśredniania: dorośli 10 950 dni, dzieci: 1–<3 lat – 730 dni, 3–<6 lat – 1095 dni.

Obliczanie ryzyka nienowotworowego (RCR)

Wskaźnik RCR wyznaczono jako:

$$RCR = \frac{ADD}{DNEL}$$

gdzie:

- DNEL (*Derived No-Effect Level*) – poziom narażenia bez efektów szkodliwych (droga dermalna, efekt systemowy).

Interpretacja RCR:

- $RCR \leq 1 \rightarrow$ ryzyko zdrowotne uznaje się za kontrolowane,
- $RCR > 1 \rightarrow$ ryzyko jest niekontrolowane i wymagane są środki zaradcze.

Obliczenia RCR wykonano wyłącznie dla substancji, dla których dostępne były wartości DNEL dla drogi dermalnej (z bazy ECHA CHEM).

Obliczanie ryzyka nowotworowego (CR)

Ocena ryzyka nowotworowego została przeprowadzona dla substancji posiadających odpowiednie dane toksykologiczne.

Krok 1 – obliczenie LADD (droga dermalna):

gdzie:

- ED = 70 lat,

- AT = 25 550 dni,
- pozostałe parametry zgodne jak dla ADD.

Krok 2 – wyznaczenie współczynnika CSF dla drogi dermalnej.

W przypadku braku bezpośrednio dostępnych wartości współczynnika kancerogenności dla drogi dermalnej, zastosowano podejście przeliczeniowe oparte na danych dla drogi pokarmowej.

Współczynnik kancerogenności dla drogi dermalnej (CSF_{dermal}) wyznaczono zgodnie z zależnością:

$$CSF_{dermal} = \frac{CSF_{oral}}{ABS_{GI}}$$

gdzie:

- CSF_{oral} (*Cancer Slope Factor*) – współczynnik kancerogenności dla drogi pokarmowej [mg/kg/dzień],
- ABS_{GI} (*Gastrointestinal Absorption Fraction*) – frakcja wchłonięta w przewodzie pokarmowym.

Podejście to jest zgodne z metodyką stosowaną w analizach ryzyka (m.in. US EPA) i pozwala na uwzględnienie różnic w biodostępności między drogą pokarmową a dermalną.

Krok 3 – obliczenie ryzyka nowotworowego.

$$CR = LADD \times CSF_{dermal}$$

gdzie:

- CSF – współczynnik kancerogenności [mg/kg/dzień] – (inaczej: współczynnik siły działania kancerogennego związku chemicznego) – to nachylenie krzywej zależności dawka–odpowiedź dla efektu nowotworowego, określające przyrost prawdopodobieństwa zachorowania na nowotwór przypadający na jednostkę dawki substancji przyjmowanej codziennie przez całe życie.

Interpretacja:

CR oznacza prawdopodobieństwo zachorowania na nowotwór w ciągu życia wskutek ekspozycji.

W interpretacji wyników zastosowano następujące przedziały:

- $CR \leq 1 \times 10^{-6}$ (10^{-6}) – ryzyko uznawane za pomijalne/akceptowalne. Oznacza to maksymalnie 1 dodatkowy przypadek nowotworu na 1 milion osób.
- $1 \times 10^{-6} < CR \leq 1 \times 10^{-4}$ (10^{-4}) – ryzyko tolerowalne/dopuszczalne warunkowo. W tym zakresie często podejmuje się działania ograniczające ekspozycję, ale nie zawsze jest to poziom alarmowy.

- $CR > 1 \times 10^{-4}$ (10^{-4}) – ryzyko wysokie / alarmujące. To więcej niż 1 dodatkowy przypadek na 10 000 osób – poziom uznawany za nieakceptowalny w większości analiz środowiskowych i zdrowotnych.

Uwzględnione grupy populacyjne

Analizę wykonano osobno dla:

- Osób dorosłych (masa ciała 80 kg),
- Dzieci w wieku od 1 do poniżej 3 lat (masa ciała 12,60 kg);
- Dzieci w wieku od 3 do poniżej 6 lat (masa ciała 18,60 kg).

Zróżnicowanie to pozwala uwzględnić większą podatność dzieci na narażenie.

Parametry ekspozycji – źródła danych

Parametry przyjęto na podstawie:

- Exposure Factors Handbook (US EPA) – powierzchnia skóry, masa ciała,
- literatury i baz toksykologicznych – współczynniki: soil adherence factor (AF), dermal absorption fraction (ABS),
- ECHA CHEM – wartości DNEL dla drogi dermalnej.

Zakres substancji

Analiza objęła wszystkie substancje chemiczne uwzględnione w arkuszach danych.

Dla każdej substancji, dla której wyznaczone zostało stężenie przekraczające poziom oznaczalności aparatu:

- obliczono ADD (dermal),
- jeśli dostępny DNEL → obliczono RCR.

Uzasadnienie przyjętych wartości ABS

Droga pokarmowa (dla porównania) – w przypadku narażenia drogą pokarmową zastosowano jedną uśrednioną wartość ABS, ponieważ:

- procesy wchłaniania w przewodzie pokarmowym są względnie podobne dla wielu substancji,
- różnice biodostępności są mniejsze niż w przypadku skóry,
- podejście to jest standardem w analizach screeningowych,
- przyjęcie wartości uśrednionej (np. 0,5) ma charakter konserwatywny i ochronny.

Droga dermalna – w przypadku narażenia dermalnego przyjęto indywidualne wartości ABS dla każdej substancji, ponieważ:

- przenikanie przez skórę silnie zależy od właściwości fizykochemicznych substancji (np. lipofilowość, masa cząsteczkowa),
- różnice w absorpcji mogą wynosić kilka rzędów wielkości,
- zastosowanie jednej wartości uśrednionej mogłoby prowadzić do istotnego błędu (zarówno przeszacowania, jak i niedoszacowania ryzyka),
- podejście substancji o specyficzne zwiększa dokładność i wiarygodność oceny ryzyka.

Podsumowanie podejścia

Metodyka opiera się na standardowym podejściu oceny ryzyka środowiskowego:

- wyznaczenie ADD i LADD,
- zastosowanie DNEL i przeliczonego CSF_{dermal} ,
- obliczenie wskaźników RCR i CR.

Zastosowane podejście zapewnia spójność z uznanymi metodami oceny ryzyka środowiskowego oraz umożliwia wiarygodną ocenę zagrożeń zdrowotnych wynikających z kontaktu dermalnego z zanieczyszczoną glebą.

Przyjęto realistyczno-konserwatywne założenia (np. scenariusz rekreacyjny, ekspozycja codzienna, uwzględnienie najbardziej narażonych powierzchni skóry), co zapewnia:

- ochronny charakter oceny,
- minimalizację ryzyka niedoszacowania zagrożenia zdrowotnego,
- większą dokładność dzięki zastosowaniu substancji o specyficznych wartości absorpcji dermalnej.

Metodyka szacowania narażenia pozażywnościowego (spożycie gleby)

Zakres i założenia analizy

Analiza obejmowała ocenę narażenia ludzi na substancje chemiczne obecne w glebie poprzez ich przypadkowe spożycie (tzw. ekspozycja pozażywnościowa). Obliczenia wykonano:

- dla wszystkich punktów poboru próbek,
- dla wszystkich analizowanych głębokości,
- osobno dla różnych grup wiekowych (dzieci i dorośli).

Dla każdej substancji chemicznej oraz każdego punktu poboru wyznaczono:

- poziom narażenia,
- ryzyko nienowotworowe (HQ; *Hazard Quotient*),
- ryzyko nowotworowe (CR; *Cancer Risk*).

Podstawowe podejście obliczeniowe

Metodyka opiera się na trzystopniowym podejściu:

Krok 1 – obliczenie dawki narażenia:

Wyznaczono:

- ADD (*Average Daily Dose*) – średnią dzienną dawkę narażenia (dla efektów nienowotworowych),
- LADD (*Lifetime Average Daily Dose*) – całozyciową średnią dawkę narażenia (dla efektów nowotworowych).

Krok 2 – porównanie z wartościami toksykologicznymi:

W zależności od dostępnych danych:

- zastosowano DNEL (*Derived No-Effect Level*) wyznaczony dla drogi pokarmowej, pozyskany z bazy ECHA CHEM (dla każdego badanego związku) lub
- RfD (*Reference Dose*) pozyskaną z bazy IRIS – dawkę referencyjną użyto w przypadku tych związków, dla których nie został wyznaczony DNEL.

Krok 3 – obliczenie wskaźników ryzyka:

- HQ (*Hazard Quotient*) – dla efektów nienowotworowych,
- CR (*Cancer Risk*) – dla efektów nowotworowych (jeśli dostępny był współczynnik CSF; *Cancer Slope Factor* dla drogi pokarmowej).

Wzór na dawkę narażenia (ADD)

Średnią dzienną dawkę narażenia obliczono według wzoru (jednostka została automatycznie przeliczona):

$$ADD_{oral} = \frac{C_{soil} \times IR_{soil} \times EF \times ED \times ABS}{BW \times AT}$$

Gdzie ADD zależy od następujących parametrów:

- C_{soil} (*Concentration*) – stężenie substancji w glebie [mg/kg];
- IR_{soil} (*Ingestion Rate*) – wskaźnik spożycia gleby⁵: dorośli: 0,00002 kg/dzień, dzieci: 0,00005 kg/dzień;
- EF (*Exposure Frequency*) – częstość narażenia: 365 dni/rok;

⁵ Exposure Factors Handbook, Chapter 5 — Soil and Dust Ingestion. Update 2017.

- ED (*Exposure Duration*) – czas trwania ekspozycji: dorośli 30 lat, dzieci: 1–<3 lat – 2 lata, 3–<6 lat – 3 lata;
- BW (*Body Weight*) – masa ciała⁶: dorośli 80 kg, dzieci: 1–<3 lat – 12,60 kg, 3–<6 lat – 18,60 kg;
- AT (*Averaging Time*) – czas uśredniania: dorośli 10 950 dni, dzieci: 1–<3 lat – 730 dni, 3–<6 lat – 1095 dni;
- ABS (*Bioavailability / absorption fraction*) – biodostępność = 0,5 (jednolita dla wszystkich substancji, co odpowiada uśrednionemu scenariuszowi dostępności biologicznej).

Obliczanie ryzyka nienowotworowego (HQ)

Wskaźnik HQ wyznaczono jako:

$$HQ = \frac{ADD}{DNEL \text{ lub } RfD}$$

gdzie:

- DNEL – poziom narażenia bez efektów szkodliwych (jeśli dostępny),
- RfD – dawka referencyjna (z bazy IRIS).

Interpretacja HQ:

- $HQ \leq 1 \rightarrow$ brak istotnego ryzyka zdrowotnego,
- $HQ > 1 \rightarrow$ możliwość wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych.

Dla wszystkich substancji, dla których dostępne były wartości DNEL lub RfD, wykonano ocenę HQ.

Obliczanie ryzyka nowotworowego (CR)

Dla substancji posiadających dane toksykologiczne w systemie IRIS (CSF; *Cancer Slope Factor*) obliczono ryzyko nowotworowe (CR; *Cancer Risk*). CR to iloraz całociowego ryzyka nowotworowego (ang. Cancer Risk) [wartość bezjednostkowa] – to prawdopodobieństwo, że u jednej osoby rozwinie się nowotwór w wyniku długoterminowego (przewlekłego) narażenia na daną substancję.

Krok 1 – obliczenie LADD:

$$LADD_{oral} = \frac{C_{soil} \times IR_{soil} \times EF \times ED \times ABS}{BW \times AT}$$

gdzie LADD zależy od następujących parametrów:

- C_{soil} (*Concentration*) – stężenie substancji w glebie [mg/kg];

⁶ US EPA. Exposure Factors Handbook, Chapter 8 — Body Weight Studies. 2011.

- IR_{soil} (*Ingestion Rate*) – wskaźnik spożycia gleby: dorośli: 0,00002 kg/dzień, dzieci: 0,00005 kg/dzień;
- EF (*Exposure Frequency*) – częstość narażenia: 365 dni/rok;
- ED (*Exposure Duration*) – czas trwania ekspozycji: dorośli i dzieci – 70 lat;
- BW (*Body Weight*) – masa ciała: dorośli 80 kg, dzieci: 1–<3 lat – 12,60 kg, 3–<6 lat – 18,60 kg;
- AT (*Averaging Time*) – czas uśredniania: dorośli i dzieci – 25550 dni;
- ABS (*Bioavailability / absorption fraction*) – biodostępność = 0,5 (jednolita dla wszystkich substancji).

Krok 2 – obliczenie ryzyka:

$$CR = LADD \times CSF$$

gdzie:

- CSF – współczynnik kancerogenności [mg/kg/dzień] – (inaczej: współczynnik siły działania kancerogennego związku chemicznego) – to nachylenie krzywej zależności dawka–odpowiedź dla efektu nowotworowego, określające przyrost prawdopodobieństwa zachorowania na nowotwór przypadający na jednostkę dawki substancji przyjmowanej codziennie przez całe życie.

Interpretacja:

CR oznacza prawdopodobieństwo zachorowania na nowotwór w ciągu życia wskutek ekspozycji.

W interpretacji wyników zastosowano następujące przedziały:

- $CR \leq 1 \times 10^{-6}$ (10^{-6}) – ryzyko uznawane za pomijalne/akceptowalne. Oznacza to maksymalnie 1 dodatkowy przypadek nowotworu na 1 milion osób.
- $1 \times 10^{-6} < CR \leq 1 \times 10^{-4}$ (10^{-4}) – ryzyko tolerowalne / dopuszczalne warunkowo. W tym zakresie często podejmuje się działania ograniczające ekspozycję, ale nie zawsze jest to poziom alarmowy.
- $CR > 1 \times 10^{-4}$ (10^{-4}) – ryzyko wysokie / alarmujące. To więcej niż 1 dodatkowy przypadek na 10 000 osób – poziom uznawany za nieakceptowalny w większości analiz środowiskowych i zdrowotnych.

Uwzględnione grupy populacyjne

Analizę wykonano osobno dla:

- Osób dorosłych (masa ciała 80 kg),
- Dzieci w wieku od 1 do poniżej 3 lat (masa ciała 12,60 kg);
- Dzieci w wieku od 3 do poniżej 6 lat (masa ciała 18,60 kg).

Zróznicowanie to pozwala uwzględnić większą podatność dzieci na narażenie.

Parametry ekspozycji – źródła danych

Parametry przyjęto na podstawie Exposure Factors Handbook (US EPA):

- rozdział 5 – spożycie gleby i pyłu,
- rozdział 8 – masa ciała.

Zakres substancji

Analiza objęła wszystkie substancje chemiczne uwzględnione w arkuszach danych. Dla każdej substancji:

- obliczono ADD,
- jeśli dostępne DNEL lub RfD → obliczono HQ,
- jeśli dostępny CSF → obliczono CR (ryzyko nowotworowe oszacowano wyłącznie dla substancji posiadających współczynnik CSF w bazie IRIS, US EPA).

Podsumowanie podejścia

Metodyka opiera się na standardowym podejściu oceny ryzyka środowiskowego:

- wyznaczenie dawki narażenia (ADD / LADD),
- zestawienie z wartościami referencyjnymi (DNEL / RfD),
- obliczenie wskaźników: HQ – dla efektów nienowotworowych, CR – dla efektów nowotworowych.

Przyjęto konserwatywne założenia (np. ABS = 0,5, ekspozycja codzienna), co zapewnia wiarygodność i bezpieczeństwo interpretacji wyników. Takie podejście zapewnia również ochronny charakter oceny i minimalizuje ryzyko niedoszacowania zagrożenia zdrowotnego.

Odrębne podejście dla ołowiu

W przypadku ołowiu (Pb) zastosowano odrębne podejście metodyczne. Dla tego pierwiastka:

- nie obliczano wartości ADD ani LADD,
- nie wyznaczano wskaźnika HQ,

ze względu na brak odpowiednich wartości referencyjnych umożliwiających klasyczną ocenę ryzyka nienowotworowego.

Zamiast tego zastosowano podejście oparte na *Margin of Exposure* (MOE). Wskaźnik ten określa relację pomiędzy poziomem narażenia a poziomem odniesienia, przy którym mogą wystąpić efekty zdrowotne. Dla ołowiu nie można określić progu bezpieczeństwa, dlatego ocenę ryzyka przeprowadzono w oparciu o punkt odniesienia $BMDL_{01} = 0,5 \mu\text{g/kg m.c./dzień}$ (EFSA) oraz analizę marginesu narażenia (MoE).

$$MoE = \frac{PoD}{ADD}$$

gdzie:

- PoD – punkt odniesienia = 0,5 µg Pb/kg m.c./dzień (droga pokarmowa).

Interpretację wartości MOE przeprowadzono zgodnie z obowiązującymi zaleceniami, przy czym:

- wyższe wartości MOE wskazują na niższe ryzyko zdrowotne,
- niższe wartości MOE mogą sugerować potencjalne zagrożenie i konieczność dalszej analizy.

<u>Wartość MoE</u>	<u>Interpretacja</u>
< 1	wysokie ryzyko
≈ 1	narażenie na poziomie efektu krytycznego
1–10	potencjalne ryzyko, zwłaszcza dzieci
> 10	niższe ryzyko, ale nadal nie „bezpieczne”

Metodyka szacowania narażenia dermalnego z matrycy wodnej

W celu dopełnienia kompleksowej Oceny Ryzyka Zdrowotnego (HHRA), model ekspozycji poszerzono o ścieżkę narażenia wynikającą z bezpośredniego kontaktu skóry z zanieczyszczoną matrycą wodną (np. podczas incydentalnego kontaktu z wodami powierzchniowymi lub podziemnymi). Algorytmy obliczeniowe dla zanieczyszczeń nieorganicznych oparto na ustandaryzowanym protokole analitycznym amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA), dedykowanym do wyznaczania absorpcji dermalnej z ośrodków wodnych.

Zgodnie z przyjętym modelem, do oszacowania dawki wchłoniętej wykorzystano ściśle zdefiniowane parametry ekspozycyjne dla populacji osób dorosłych. Założono całkowitą powierzchnię skóry narażonej na kontakt (SA) równą 18000 cm², co odpowiada scenariuszowi intensywnego kontaktu z wodą (np. pełne zanurzenie podczas kąpieli), przy czasie trwania pojedynczego zdarzenia (t_{event}) wynoszącym 0,58 godziny, czyli 35 minut.

Częstość zdarzeń (EV) ustalono na 1 raz dziennie, przy rocznej częstotliwości narażenia (EF) wynoszącej 350 dni oraz całkowitym czasie trwania ekspozycji (ED) równym 30 lat.

Dla potrzeb uśrednienia wyników masę ciała (BW) zdefiniowano na poziomie 70 kg, a czas uśredniania (AT) dla efektów zdrowotnych określono jako 25550 dni.

Kluczowym etapem analizy było wyznaczenie dawki wchłoniętej przez skórę podczas pojedynczego zdarzenia (DA_{event}), wyrażonej w mg/cm². Wartość tę dla poszczególnych związków nieorganicznych (metali ciężkich) wylicza się na podstawie substancjo-specyficznego współczynnika przepuszczalności skórnej (K_p , wyrażonego w cm/godz.), stężenia zanieczyszczenia w wodzie (C_{conc}) oraz czasu trwania kontaktu (t_{event}).

Zgodnie z bazą referencyjną wyznaczono empiryczne lub domyślne wartości Kp dla poszczególnych analitów, przyjmując m.in. $1,0 \times 10^{-3}$ cm/godz. dla arsenu, antymonu i baru, oraz $2,0 \times 10^{-3}$ cm/godz. dla wysoce toksycznego chromu sześciowartościowego.

Ostateczną, uśrednioną dawkę wchłoniętą przez skórę (DAD – *Dermally Absorbed Dose*) obliczano przy użyciu równania całkującego wszystkie parametry narażenia, wyrażonego wzorem:

$$DAD = \frac{DA_{event} \times EV \times ED \times EF \times SA}{BW \times AT}$$

Równanie to stanowi fundament do późniejszego wyznaczania wskaźników ryzyka na drodze dermalnej.

Istotnym elementem walidacyjnym wdrożonej metodyki była procedura screeningowa (przesiewowa), polegająca na ocenie względnego udziału drogi dermalnej w stosunku do narażenia wynikającego ze standardowego spożycia wody pitnej. Parametryzacja tego porównania zakładała wskaźnik ingestii (IR) równy 2 litry wody na dobę oraz uwzględniała indywidualną frakcję absorpcji żołądkowo-jelitowej (ABS_{GI}) dla każdego pierwiastka.

Zgodnie z protokołem US EPA, ścieżka dermalna jest klasyfikowana jako krytyczna i wymagająca bezwzględnego uwzględnienia w całkowitym bilansie ryzyka HHRA, jeżeli dawka wchłonięta przez skórę stanowi co najmniej 10% dawki przyswojonej drogą pokarmową.

Przeprowadzona weryfikacja wykazała, że wskaźnik ten jest silnie uzależniony od fizykochemii pierwiastka – podczas gdy dla arsenu droga dermalna jest marginalna (stanowi zaledwie 0,55% dawki z ingestii), dla chromu sześciowartościowego udział ten wynosi aż 42%, dla kadmu 21%, a dla berylu sięga 75%. Wyniki te dowodzą, że w środowisku silnie skażonym metalami ciężkimi, kontakt skórny z wodą stanowi fundamentalny i niezaprzeczalny wektor intoksykacji systemowej, który nie może zostać pominięty w modelu narażenia.

W celu pełnej parametryzacji zagrożeń wynikających z kontaktu z matrycą wodną, metodyka oceny ryzyka została rozszerzona o zaawansowane modele porównawcze, zestawiające dzienną dawkę wchłoniętą przez skórę z dawką wynikającą ze spożycia wody oraz całkowitą dawką dostępną podczas zdarzenia ekspozycyjnego. Skonstruowany na podstawie wytycznych referencyjnych model zakłada standardowy scenariusz dla osoby dorosłej, obejmujący codzienną, 35-minutową kąpiel pod prysznicem, który jest bezpośrednio porównywany z założonym dziennym spożyciem wody pitnej na poziomie 2 litrów.

Dobową dawkę wchłoniętą drogą dermalną, wyrażoną w mg/dzień, oblicza się jako iloczyn dawki wchłoniętej podczas pojedynczego zdarzenia (DA_{event}), wyeksponowanej powierzchni skóry (A) oraz częstości zdarzeń (EV). Równolegle, dawka pobrana drogą pokarmową wyznaczana jest jako iloczyn

stężenia zanieczyszczenia (C_{conc}), wskaźnika spożycia (IR) oraz frakcji wchłaniania w przewodzie pokarmowym (ABSIG).

Dla potrzeb tego przesiewowego modelu porównawczego przyjęto wskaźnik spożycia wynoszący 2000 cm³/dzień oraz wysoce konserwatywne założenie o stuprocentowej absorpcji żołądkowo-jelitowej, gdzie współczynnik ABSIG zdefiniowano jako 1,0.

Szczegółowe równania pozwalające na ewaluację parametrów DA_{event} oraz DAD zostały zdefiniowane w podręczniku US EPA: *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*.

Dla zanieczyszczeń nieorganicznych (gdzie wchłanianie ze stanu ustalonego następuje relatywnie szybko), dawka wchłonięta podczas pojedynczego zdarzenia (DA_{event}) wyraża się wzorem:

$$DA_{event} = K_p \times C_{water} \times t_{event}$$

Gdzie:

- DA_{event} – dawka wchłonięta na jednostkę powierzchni na zdarzenie [mg/cm²-zdarzenie]
- K_p – współczynnik przepuszczalności skórnej [cm/godz.]
- C_{water} – stężenie substancji chemicznej w wodzie [mg/cm³]
- t_{event} – czas trwania zdarzenia (kąpieli) [godz./zdarzenie]

Kolejnym etapem weryfikacji modelu jest odniesienie dawki dermalnej do całkowitej masy zanieczyszczenia, na którą eksponowany jest receptor w zamkniętym układzie środowiskowym. Całkowita dawka dobową (mg/dzień) dostępną w trakcie kąpieli osoby dorosłej jest modelowana za pomocą równania uwzględniającego natężenie przepływu wody (Q), czas trwania zdarzenia (T_{event}) oraz częstość ekspozycji (EV).

Zgodnie z założeniami metodycznymi, dla instalacji prysznicowej przyjmuje się przepływ w przedziale 5–15 galonów na minutę, przy czym do ostatecznych, zachowawczych obliczeń zastosowano wartość 5 gal/min. Parametr ten jest następnie przeliczany na objętościowe natężenie przepływu w jednostkach metrycznych, osiągając wartość 1 135 500,0 cm³/godz., przy zastosowaniu znormalizowanego współczynnika konwersji 3,785 litra na galon.

Protokół analityczny implementuje również rygorystyczne kryteria walidacji statystycznej i oceny niepewności stosowanych modeli. Metodyka nakazuje identyfikację substancji, których zachowanie wykracza poza Efektywną Domenę Predykcji (EPD – *Effective Prediction Domain*), co determinowane jest na podstawie empirycznych danych współczynnika przepuszczalności (K_p) zdefiniowanych przez Flynna i ewaluowanych przy pomocy specjalistycznego oprogramowania. Ponadto, dla modeli predykcyjnych szacowane są 95-procentowe dolne i górne przedziały ufności (odpowiednio LCI i UCI) z

wykorzystaniem środowiska statystycznego STATA. W ramach weryfikacji modelu wyraźnie wyodrębnić się i kategoryzuje specyficzne grupy ksenobiotyków.

Metodyka szacowania narażenia drogą pokarmową z matrycy wodnej

Równolegle do analizy kontaktu skórniego, fundamentalnym i komplementarnym elementem Kompleksowej Oceny Ryzyka Zdrowotnego jest modelowanie ścieżki narażenia wynikającej z bezpośredniego spożycia zanieczyszczonej matrycy wodnej (np. w scenariuszu wykorzystania wód podziemnych jako źródła wody pitnej). Algorytmy obliczeniowe dla tej drogi ekspozycji zostały skonstruowane w oparciu o rygorystyczne wytyczne amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA), zdefiniowane w referencyjnym dokumencie *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A)*.

Zgodnie z przyjętym modelem deterministycznym, do oszacowania dawki pobranej drogą pokarmową wykorzystano ustandaryzowane parametry ekspozycyjne. Kluczowym wskaźnikiem jest dobowe spożycie wody (IR – *Ingestion Rate*), które dla populacji osób dorosłych zdefiniowano na konserwatywnym poziomie 2 litrów na dobę (2000 cm³/dzień). Częstotliwość narażenia (EF) ustalono na 350 dni w roku (uwzględniając standardowe okresy przebywania poza środowiskiem zamieszkania), a całkowity czas trwania ekspozycji (ED) dla osoby dorosłej przyjęto jako 30 lat. W celu uśrednienia wyników masę ciała (BW) zdefiniowano na poziomie 70 kg, natomiast czas uśredniania (AT) różnicowano w zależności od charakteru toksykologicznego substancji: dla analizy efektów nienowotworowych wynosił on 10 950 dni (iloczyn ED i 365 dni), a dla efektów kancerogennych 25 550 dni (odpowiadając przewidywanej długości całego życia, tj. 70 lat).

Podstawą ewaluacji ryzyka nienowotworowego jest wyznaczenie Średniej Diennej Dawki Narażenia (ADD – *Average Daily Dose*), wyrażonej w mg/kg masy ciała na dzień. Wartość tę oblicza się jako funkcję stężenia zanieczyszczenia w wodzie (C_{water}), wskaźnika spożycia oraz parametrów czasowo-wagowych, zgodnie z poniższym równaniem całkowitym:

$$ADD = \frac{C_{water} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

W przypadku ksenobiotyków o udowodnionym mechanizmie rakotwórczym, algorytm opiera się na wyznaczeniu Całociągowej Średniej Dawki Narażenia (\$LADD\$ – *Lifetime Average Daily Dose*). W tym wariancie czas uśredniania (AT) w mianowniku równania jest bezwzględnie rozszerzany na całe życie receptora, co pozwala na obiektywną ocenę skumulowanego ryzyka onkologicznego wynikającego z wieloletniej ekspozycji na dawki sub chroniczne.

Uzyskane z równań wartości dawek pobranych (ADD i LADD) stanowią bezpośrednią podstawę do wyznaczenia docelowych wskaźników ryzyka. Dla efektów nienowotworowych wylicza się Iloraz

Zagrożenia (HQ), zestawiając wyliczoną dawkę doustną z toksykologiczną dawką referencyjną (RfD) pozyskaną z bazy IRIS lub z wartością DNEL (pochodny poziom niepowodujący zmian) dla drogi pokarmowej z bazy ECHA CHEM. Z kolei ryzyko nowotworowe (CR) jest kwantyfikowane poprzez przemnożenie wyestymowanej dawki całościowej (LADD) przez doustny współczynnik kancerogenności (CSF).

W przeciwieństwie do analizy drogi dermalnej, gdzie kluczową zmienną jest zróżnicowana i silnie substancjospecyficzna przenikalność przez barierę naskórkową (K_p), w modelu pokarmowym dla wód pitnych przyjmuje się domyślnie niezwykle wysoką, a na potrzeby przesiewowe często stuprocentową absorpcję żołądkowo-jelitową (gdzie frakcja wchłaniania $ABS_{GI} = 1,0$). Wyjątek stanowią substancje, dla których udokumentowane dane kliniczne uzasadniają zastosowanie precyzyjniejszych, niższych wartości przyswajalności. Takie założenie gwarantuje wysoce konserwatywny i ochronny charakter wyliczeń, skutecznie zapobiegając niebezpiecznemu niedoszacowaniu rzeczywistej dawki intoksykującej, która wraz z wypitą wodą transferowana jest bezpośrednio do krwioobiegu i układów wrotnych narządów docelowych.

Metoda opisowa szacowania ryzyka zdrowotnego

Uzupełnieniem klasycznych algorytmów obliczeniowych w niniejszej Ocenie Ryzyka Zdrowotnego jest rozbudowana metodyka oceny jakościowo-opisowej, stanowiąca kluczowy element interpretacyjny dla zidentyfikowanych zagrożeń. Zastosowanie wyłącznie deterministycznych równań matematycznych w środowisku tak silnie przekształconym, nasyconym wielofazowymi koktajlami ksenobiotyków (jakimi są przede wszystkim składowiska na obszarze WTZ SOE), niesie za sobą ryzyko skrajnego uproszczenia rzeczywistości i niedoszacowania procesów o krytycznym znaczeniu dla zdrowia publicznego. Z tego względu, w oparciu o wytyczne dotyczące budowy zaawansowanego Konceptualnego Modelu Miejsca (CSM), wprowadzono ekspercką, mechanistyczną interpretację wyników analiz instrumentalnych (GC-MS oraz HS-GC-MS). Pozwoliła ona na pogłębienie wiedzy o prawdopodobnych szlakach ekspozycji, dynamiki migracji oraz ukrytych interakcji toksykologicznych, których nie można w pełni sparametryzować za pomocą standardowych wskaźników addytywnych.

Podstawowym filarem tej metodyki była translacja uzyskanych profili chromatograficznych na język toksykologii klinicznej i środowiskowej. Identyfikacja w matrycach środowiskowych specyficznych markerów chemicznych, takich jak bezprogowe kancerogeny z Grupy 1 według klasyfikacji IARC (np. benzydyna czy benzen) lub skrajnie agresywne aminy aromatyczne (anilina), stanowiła podstawę do bezpośredniego przypisania określonym strefom (tzw. hot-spotom) krytycznego profilu zagrożenia. W podejściu opisowym obecność substancji o potwierdzonych właściwościach układowych lub

genotoksycznych jest uwzględniana jako istotny czynnik przy określaniu wymagań dotyczących ochrony zdrowia ludzi i środowiska, obok wyników ilościowej oceny ryzyka.

Analiza ta umożliwiła powiązanie wyizolowanych markerów z konkretnymi układami narządów docelowych – na przykład wykazanie na możliwość wystąpienia ryzyka ostrej methemoglobinemii i niedotlenienia tkankowego w strefach nasyconych aniliną – co korespondowało z wysoką klasą toksyczności odnotowaną w niezależnych testach bioindykacyjnych.

Kolejnym kluczowym aspektem metodyki jakościowej była mechanistyczna ewaluacja zjawiska intruzji oparów oraz dynamiki transportu zanieczyszczeń w fazie gazowej. Zamiast ograniczać się do teoretycznego, matematycznego modelowania dyspersji, wykorzystano wyniki analizy fazy nadpowierzchniowej (HS-GC-MS) matryc glebowych i odpadowych do uprawdopodobnienia tezy o całkowitej utracie naturalnych funkcji izolacyjnych i buforowych strefy aeracji. Interpretacja opisowa opierała się na założeniu, że obecność znaczących ładunków lotnych rozpuszczalników (izoalkanów, takich jak 2,2,4,6,6-pentametyloheptan, oraz terpenów) w przestrzeniach porowych gruntu generuje ciągłe nadciśnienie pneumatyczne. Ciśnienie to wypycha reaktywne i rakotwórcze opary ku powierzchni terenu. Pozwoliło to na wskazanie przewlekłego ryzyka inhalacyjnego jako potencjalnej i dominującej ścieżki narażenia dla osób przebywających na tym obszarze.

Metodyka opisowa objęła również identyfikację zjawisk fizykochemicznych napędzających migrację zanieczyszczeń w głąb warstw wodonośnych, ze szczególnym uwzględnieniem efektu współrozpuszczalności. Zaawansowana analiza zidentyfikowanych profili zanieczyszczeń posłużyła do wykazania celowej koincydencji występowania substancji endokrynnie czynnych (EDCs), zwłaszcza plastyfikatorów z grupy ftalanów, z silnie hydrofobowymi kancerogenami, takimi jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Interpretacja ta bazuje na mechanizmie, w którym ftalany oraz lotne rozpuszczalniki pełnią w środowisku gruntowo-wodnym funkcję syntetycznych surfaktantów i emulgatorów, obniżając napięcie powierzchniowe. W konsekwencji zwiększają one mobilność i biodostępność związków, które w standardowych warunkach uległyby trwałej sorpcji na matrycy organicznej/stałej. Prawdopodobne występowanie tego zjawiska (szybsza dynamika rozprzestrzeniania się skażenia) poszerza obszar niepewności wyników.

Ostatnim, niezwykle istotnym elementem oceny opisowej była ewaluacja zjawiska synergii toksykologicznej oraz demaskacja fałszywych wskaźników bezpieczeństwa środowiskowego (tzw. maskowania biogenne). Analiza ta polegała na wykazaniu, że docelowe receptory nie są ekspozowane na izolowane zanieczyszczenia, lecz na wielofazowy koktajl ksenobiotyków oddziałujących na organizm wielotorowo. Połączenie nienowotworowego, niszczącego osie hormonalne działania ksenoestrogenów z równoczesnym, genotoksycznym atakiem np. WWA i amin aromatycznych generuje ryzyko

przewyższające prostą sumę ryzyk wyznaczonych w addycyjnym modelu matematycznym. Ponadto, to właśnie mechanistyczne ujęcie chemiczne pozwoliło ujawnić zjawisko rzekomego braku toksyczności (I klasa toksyczności) w wodach strefy odpływu. Wykazano, że intensywny rozwój biomasy, stymulowany obecnością wysokoenergetycznych węglowodorów alifatycznych, jedynie tymczasowo maskuje w krótkoterminowych biotestach degeneracyjne oddziaływanie ftalanów i pochodnych siarki.

2. Interpretacja wyników badań

2.1. Identyfikacja zagrożeń chemicznych (Hazard Identification)

2.1.1. Matryca glebowa (próbki gleby pobrane z głębokości 0–0,25 m)

Podstawę do przeprowadzenia etapu identyfikacji zagrożeń stanowią udostępnione wyniki badań laboratoryjnych (Załącznik 5,9,10). Kryterium oceny stopnia zanieczyszczenia przedmiotowego obszaru są dopuszczalne stężenia substancji powodujących ryzyko, określone w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. (Dz. U. z 2016 r. poz. 1395 z późn. zm) dla gruntów grupy III i IV, obejmującej tereny WTZ ZACHEM SOE.

Weryfikacja profilu zanieczyszczeń nieorganicznych ujawniła, iż zdecydowana większość oznaczanych metali i metaloidów, w tym arsen, bar, chrom, cynk, kadm, kobalt, miedź, molibden oraz nikiel, wykazuje stężenia naturalnego tła lub stężenia nieznacznie podwyższone, które z dużym marginesem bezpieczeństwa mieszczą się w granicach prawnych ustanowionych dla terenów przemysłowych. Krytycznym wyjątkiem od tej reguły, stanowiącym bezpośrednie wskazanie do podjęcia analizy ryzyka zdrowotnego, jest sekcja S10. W próbce tej zidentyfikowano stężenie ołowiu na poziomie 1797 mg/kg, co stanowi istotne przekroczenie dopuszczalnej wartości normatywnej, wynoszącej dla tej grupy 600 mg/kg. Z punktu widzenia toksykologii środowiskowej i oceny ryzyka, obecność wyraźnie zlokalizowanej, przypowierzchniowej anomalii ołowianej realnie może generować zagrożenie zdrowotne. Jest to szczególnie istotne w kontekście bezpośrednich ścieżek narażenia, takich jak przypadkowe spożycie (ingestia) skażonego gruntu oraz inhalacja wtórnie pyłących frakcji glebowych przez osoby przebywające lub prowadzące prace ziemne w tej strefie.

Oceniając profil zanieczyszczeń organicznych, należy zwrócić szczególną uwagę na śladową, lecz jednoznacznie potwierdzoną analitycznie, obecność wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w większości punktów pomiarowych, gdzie np. stężenie benzo(a)pirenu dochodziło do 1,04 mg/kg (próbka S20). Zidentyfikowano tam ksenobiotyki o udowodnionym lub prawdopodobnym działaniu kancerogennym, w tym benzo(a)antracen, benzo(a)piren czy chryzen. Mimo że zarejestrowane wartości stężeń (oscylujące najczęściej w granicach dziesiątych części miligrama na kilogram) pozostają daleko poniżej stosunkowo liberalnych limitów ustawowych dla grupy

IV (wynoszących na przykład 3,2 mg/kg dla benzo(a)pirenu), z perspektywy zaawansowanej oceny ryzyka zdrowotnego substancje te nie posiadają bezpiecznej dawki progowej. W związku z tym, zgodnie z metodologią amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA), muszą być one bezwzględnie uwzględniane w modelu całowyciowego ryzyka nowotworowego. Analogiczną sytuację zaobserwowano w przypadku ciężkich frakcji ropopochodnych, oznaczanych jako węglowodory C12-C35. Ich stężenia, osiągające lokalnie w sekcji S14 do 211 mg/kg, nie naruszają normy określonej na 3000 mg/kg.

Pozostałe oznaczane parametry, w tym szerokie spektrum lotnych związków organicznych (LZO), polichlorowane bifenyle (PCB) oraz wolne i związane cyjanki, w badanej, płytkiej strefie aeracji (0–0,25 m) utrzymują się systematycznie poniżej granic oznaczalności zastosowanych metod analitycznych. Taki obraz chemiczny matrycy potwierdza, że w warstwie bezpośrednio stykającej się z atmosferą najbardziej mobilne i lotne ksenobiotyki mogły ulec procesom ulatniania (wolatylizacji) lub wmycia do głębszych, beztlenowych profili glebowych.

Podsumowując, faza identyfikacji zagrożeń chemicznych w oparciu o dostarczone wyniki wskazuje na punktowe, wysokie ryzyko nieorganiczne związane z przekroczeniem norm ołowiu, przy jednoczesnej konieczności ścisłego monitorowania i uwzględnienia w kalkulacjach ekspozycyjnych subnormatywnych stężeń wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych.

2.1.2. Analiza wyników badań wgłębnych – ocena pionowej dystrybucji zanieczyszczeń w matrycy gruntowej (próbki gruntu dla głębokości przekraczającej 0,25 m p.p.t.)

Analiza wyników badań fizykochemicznych próbek gruntu z rdzeni wiertniczych SOE_1 do SOE_28, pobranych z głębokości od warstw przypowierzchniowych aż do blisko 40 metrów, dostarcza istotnych przesłanek dotyczących przestrzennego rozkładu substancji chemicznych. Uzyskane dane analityczne sugerują złożony i prawdopodobnie wielofazowy charakter transportu ksenobiotyków w profilu pionowym. Zidentyfikowano zarówno substancje w płytkiej strefie aeracji, jak i anomalie stężeniowe na znacznych głębokościach.

Analiza podstawowych parametrów fizykochemicznych sugeruje możliwość występowania przeobrażeń matrycy gruntowej. Na znacznej części obszaru odnotowano podwyższony, zasadowy odczyn gruntu, nierzadko przekraczający wartość pH 9,0 na większych głębokościach, co zaobserwowano na przykład w profilach SOE_2, SOE_4, SOE_9, SOE_10 czy SOE_17. Wyraźną anomalię zasadową zidentyfikowano w punkcie SOE_15 na głębokości 0,5–1,0 metra, gdzie odczyn osiągnął wartość pH 12,0. Równie istotnym wskaźnikiem jest parametr AOX - zidentyfikowano ogniska podwyższonego stężenia tego parametru, na przykład w punkcie SOE_16 na głębokości 14,0–14,5 metra, gdzie AOX osiągnęło 140 mg/kg suchej masy. Obecność AOX na różnych głębokościach w wielu profilach może stanowić przesłankę wskazującą na możliwą pionową migrację zanieczyszczeń.

Istotnym elementem podlegającym ocenie pod kątem obciążeń nieorganicznych jest profil SOE_10, w którym stwierdzono anomalię stężenia arsenu na znacznych głębokościach. Najwyższe stężenie tego pierwiastka odnotowano na głębokości 25,2–25,7 metra (284,2 mg/kg sm). Podwyższone wartości arsenu utrzymują się w tym profilu również w warstwach głębszych, osiągając 35,21 mg/kg s.m. na głębokości 27 m oraz 24,40 mg/kg s.m. na głębokości 29 m. Tak wysokie stężenia arsenu na głębokości ponad 25 m może sugerować występowanie lokalnego depozytu lub, ewentualnie, może wskazywać na ścieżkę drenażu odcieków.

Wyniki badań wskazują także na prawdopodobną migrację substancji z grupy plastyfikatorów. Sygnałem sugerującym ten proces mogłoby być odnotowane w punkcie SOE_24, na głębokości 21,7–22,2 m stężenie sumy ftalanów na poziomie 5,33 mg/kg s.m. Ślady obecności tego związku zarejestrowano także w profilu SOE_18 na głębokości około 4 m (0,63 mg/kg s.m.). Obecność ftalanów w strefach głębokich może potencjalnie inicjować zjawisko współrozpuszczalności i zwiększać mobilność hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych w profilu pionowym.

Analiza wyników analitycznych skłania do przypuszczeń, że badana matryca gruntowa nie zatrzymuje zanieczyszczeń wyłącznie w warstwach przypowierzchniowych. Rejestracja podwyższonych stężeń takich parametrów jak AOX, ftalany, anilina, chlorowcoalkany czy arsen na głębokościach przekraczających 15–25 metrów może sygnalizować występowanie transportu pionowego deponowanych substancji chemicznych. Z perspektywy oceny środowiskowej można przypuszczać, że środowisko gruntowe mogłoby pełnić na tym obszarze rolę przestrzeni tranzytowej, potencjalnie umożliwiającej powolne przemieszczanie się wymywanych związków w kierunku głębszych poziomów profilu glebowego.

2.1.3. Analiza wyników badań odpadów

Szczegółowa, wielokryterialna weryfikacja dostarczonych wyników analitycznych dla profili wgłębnych (m.in. odwierty SK_S1 do SK_S13) stanowiła podstawę analizy i identyfikacji zagrożeń. Uzyskane dane zaprzeczają hipotezie o wyłącznie przypowierzchniowym lub płytkim charakterze degradacji. Dowodzą one istnienia wieloprzestrzennego i głęboko posadowionego systemu skażeń, który spenetrował strefę aeracji na głębokości przekraczające 8 metrów. Obszar SP nie jest jedynie historycznym składowiskiem – obszar składowisk funkcjonuje obecnie jako stanowiący istotne wtórne źródło emisji (tzw. *secondary source zone*), w którym zachodzą skomplikowane procesy fazowe, chemiczne i mikrobiologiczne.

Z perspektywy oceny ryzyka zdrowotnego, tak ukształtowany profil wgłębny wymusza analizę zjawisk o charakterze najprawdopodobniej nieliniowym, w tym uwzględnienia efektów synergistycznych i kaskadowych procesów uwalniania ksenobiotyków.

Istotnym wskaźnikiem skali degradacji są wysokie, nienotowane w standardowych przypadkach przemysłowych stężenia parametru AOX (adsorbowalne związki chloroorganiczne). Wartości sięgające 3200 mg/kg (profil SK_S7, głębokość 4,0–4,5 m) oraz 3300 mg/kg (profil SK_S12, głębokość 3,1–3,6 m) wykraczają poza zjawisko prostej sorpcji zanieczyszczeń na matrycy glebowej. Takie nagromadzenie stanowi niezbity dowód na obecność w profilach glebowych tzw. gęstych cieczy niefazowych (DNAPL – *Dense Non-Aqueous Phase Liquids*).

Związki te, charakteryzujące się ciężarem właściwym wyższym od wody, podlegają migracji grawitacyjnej niezależnie od kierunku spływu wód podziemnych. Zjawisko to, określane w hydrogeologii jako "palcowanie" (*fingering*), prowadzi do powstawania głębokich soczewek i rezerwuarów wolnej fazy zanieczyszczeń na stropach warstw słaboprzepuszczalnych. W skład tej frakcji wchodzi zidentyfikowane w badaniach pełne spektrum chlorobenzenów (od monochlorobenzenu po wysoce trwałe heksachlorobenzen – HCB) oraz toksyczne chlorofenole z dominującym udziałem pentachlorofenolu. Z punktu widzenia toksykologii, są to substancje o potencjale do bioakumulacji, odporne na naturalną degradację i klasyfikowane jako prawdopodobne kancerogeny. Zdeponowanie wolnej fazy DNAPL w strefie saturacji (lub tuż nad nią) może powodować stałe, powolne uwalnianie zanieczyszczeń.

Szczególną uwagę z punktu widzenia fizykochemii procesów migracji zwracają poziomy stężenie plastifikatorów, głównie ftalanu di-2-etyloheksylu (DEHP). W otworze SK_S11 (głębokość 4,3–4,8 m) zidentyfikowano również obecność AOX na poziomie 3900 mg/kg. Obecność ciekłych plastifikatorów w gruncie może inicjować niebezpieczne zjawisko współrozpuszczalności (ang. *cosolvency effect*).

Ftalan di-2-etyloheksylu może działać w przestrzeniach porowych gruntu jak organiczny rozpuszczalnik. Zmniejsza on napięcie powierzchniowe na granicy faz i obniża polarność wód porowych. W rezultacie, wysoce hydrofobowe i silnie sorbujące się związki (jak WWA czy wyższe polichlorowane bifenyle) stają się mobilne. Z perspektywy oceny ryzyka oznacza to, że standardowe modele transportu zanieczyszczeń, oparte na współczynnikach podziału (K_d^7 , K_{oc}^8), mogą niedoszacować prędkości migracji toksyn w kierunku receptorów. Dodatkowo DEHP, jest uznanym czynnikiem zaburzającym gospodarkę hormonalną (ang. *endocrine disruptor*).

Kolejnym, wymiarem zanieczyszczenia profilu wgłębnego jest obecność pozostałości po produkcji materiałów wybuchowych oraz prekursorów barwników. Rejestracja w głębokich horyzontach (np. SK_S4, SK_S8) związków takich jak 2,4,6-trinitrotoluen (TNT) oraz izomerów dinitrotolenu (DNT) dowodzi historycznego deponowania odpadów zawierających te niebezpieczne substancje. Jednakże obecność produktów ich niepełnej transformacji – np. 2-amino-4,6-dinitrotolenu oraz 4-amino-2,6-

⁷ K_d - współczynnik dystrybucji adsorpcji-desorpcji

⁸ K_{oc} - współczynnik podziału węgiel organiczny-woda

dinitrotoluenu – świadczy o zachodzącej, powolnej bioremediacji w warunkach niedotlenienia. Niestety, metabolity te często charakteryzują się większą rozpuszczalnością w wodzie i wyższą toksycznością układową niż związki macierzyste.

Obraz ten dopełniają wykryte stężenia aniliny, toluidyn oraz 2-fenylofenolu. Anilina wchłania się do organizmu wszystkimi drogami (również przez nieuszkodzoną skórę i błony śluzowe), działając hematotoksycznie – przekształca hemoglobinę w methemoglobinę, drastycznie upośledzając transport tlenu w organizmie. Długotrwała, chroniczna ekspozycja na uwalniające się pary tych amin aromatycznych generuje nieakceptowalne ryzyko dla każdego pracownika przebywającego na tym terenie bez sprzętu izolującego drogi oddechowe.

Pomimo, że zanieczyszczenia organiczne stanowią oś problemu, profil wgłębny wskazuje również na znaczące zdeponowanie pierwiastków śladowych. Wysokie stężenia rtęci stanowią w środowisku tak bogatym w materię organiczną potencjalnie istotne ryzyko toksykologiczne.

W głębokich, beztlenowych partiach gruntu, w obecności rozkładającej się materii organicznej i siarczanów, uruchamiane są procesy biometylacji rtęci przez bakterie siarczanoredukujące. Prowadzi to do powstawania metylortęci – formy o skrajnej neurotoksyczności, posiadającej zdolność do pokonywania bariery krew-mózg oraz bioakumulacji w łańcuchach troficznych. Występowanie tak skomplikowanej matrycy geochemicznej, wzmocnionej obecnością kompleksów cyjankowych, baru oraz miedzi, wskazuje, że odczyn środowiska wodno-gruntowego i potencjał redoks uległy całkowitemu zaburzeniu, sprzyjając ługowaniu metali.

Zidentyfikowane w profilach wgłębnych uwarunkowania redefiniują znaczenie sposobów rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Modele transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych nie mogą zakładać scenariusza wyczerpywania się źródła zanieczyszczeń (*depleting source*). Obecność fazy DNAPL i rezydualnych skażeń organicznych rzędu tysięcy mg/kg na głębokościach kontaktu z wodą gruntową wymaga przyjęcia modelu "stałego strumienia masy" (*steady-state source term*). Wysoce toksyczne osady wgłębne, poprzez migrację oparów oraz transport rozpuszczonych frakcji wraz ze zmiennym poziomem wód gruntowych mogą skażać wtórnie strefy płytsze.

Identyfikacja zagrożeń na podstawie badań matrycy odpadowej

Z perspektywy Oceny Ryzyka Zdrowotnego (HHRA), matryca odpadowa jest rezerwuarem substancji niebezpiecznych, determinującym długoterminową dynamikę emisji i całkowicie przekreślającym możliwość samooczyszczania się środowiska.

– Zasolenie i ładunek organiczny

Kluczowym elementem definiującym hydrogeochemiczny model tego obszaru jest anomalia nieorganiczna, manifestująca się wysokimi stężeniami anionów. W profilu 31O_SK_S4 na głębokości około 5 metrów zidentyfikowano zawartość chlorków (Cl^-) na poziomie 140 000 mg/kg, przy jednoczesnej zawartości siarczanów (SO_4^{2-}) rzędu 28 000 mg/kg. Takie nagromadzenie soli rozpuszczalnych w wodzie generuje odcieki o gęstości znacznie przewyższającej gęstość naturalnych wód podziemnych. Inicjuje to zjawisko głębokiego przepływu gęstościowego (adwekcji gęstościowej), w którym zasolona woda grawitacyjnie opada w warstwie wodonośnej, transportując rozpuszczone ksenobiotyki z pominięciem horyzontalnych dróg przepływu.

Zjawisko to występuje w środowisku o nienaturalnie wysokiej zawartości materii organicznej. Parametr ogólnego węgla organicznego (TOC) osiąga wartości przekraczające 38 000 mg/kg (profil O_SK_S11), a wysoka strata przy prażeniu (LOI) potwierdza, że rdzenie te są zbudowane w dużej mierze z organicznych szlamów poprodukcyjnych. Tak zbudowana matryca z jednej strony silnie sorbuje zanieczyszczenia hydrofobowe, tworząc trwały rezerwuuar, a z drugiej – generuje ekstremalnie wysoki ładunek rozpuszczonego węgla organicznego (DOC, zidentyfikowanego na poziomie 857 mg/kg), który działa jako nośnik koloidalny, przyspieszając migrację innych toksyn poza granice składowiska.

– Fenole i wielofazowe rezerwuary węglowodorów

Z toksykologicznego punktu widzenia najbardziej istotnym aspektem badanej matrycy odpadowej jest obecność znacznych ilości związków fenolowych. Wskaźnik fenolowy w profilu O_SK_S3 osiąga wartość 2,5 mg/kg. Fenole są substancjami dobrze rozpuszczalnymi w wodzie, charakteryzującymi się ostrą toksycznością układową oraz silnym działaniem żrącym. Ciągłe ługowanie mas fenoli do wód podziemnych może wywoływać negatywny efekt ekotoksykologiczny, który wyjaławia środowisko mikrobiologiczne, blokując naturalne procesy biodegradacji na rozległym obszarze wokół obszaru deponowania odpadów.

Równolegle, badania matrycy odpadowej potwierdzają obecność wolnej fazy ropopochodnej i smołowej. Parametr oleju mineralnego (frakcja C10–C40) osiąga wartości rzędu 3800 mg/kg (profil O_SK_S12) oraz 5177 mg/kg (profil O_SK_S8), a w profilach próbek odpadowych zidentyfikowano obecność wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Tworzy to w strukturze odpadu klasyczne rezerwuary gęstych oraz lekkich cieczy niefazowych (DNAPL⁹ i LNAPL¹⁰). Stanowią one wysoce niestabilne chemicznie ogniska, które pod wpływem wahań poziomu wód gruntowych ulegają remobilizacji, zasilając chmurę zanieczyszczeń rozpuszczonych.

⁹ DNAPL – Dense Non-Aqueous Phase Liquid (Gęsta ciecz niefazowa/niewodna)

¹⁰ LNAPL – Light Non-Aqueous Phase Liquid (Lekka ciecz niefazowa/niewodna)

– Związki halogenowane, aminy i LZO

Profil chemiczny matrycy odpadowej potwierdza również zdeponowanie ksenobiotyków syntezowanych w zakładach ZACHEM. Ekstremalnie wysokie wartości AOX (Adsorbowalne Związki Chloroorganiczne), sięgające 3300 mg/kg w profilu O_SK_S12, potwierdzając obecność masowych ilości chlorowanych pochodnych węglowodorów. W matrycy zidentyfikowano pełne spektrum pojedynczych chlorobenzenów, heksachlorobenzen (HCB) oraz szeroką gamę polichlorowanych bifenyli (PCB), w tym kongenery wskaźnikowe (np. PCB 28, PCB 52, PCB 153). Związki te, charakteryzujące się lipofilnością i trwałością, generują wysokie ryzyko środowiskowe związane z ich bioakumulacją. Ich obecność w bezpośrednim kontakcie z opisanymi wcześniej rozpuszczalnikami i ftalanami potęguje zjawisko współrozpuszczalności, umożliwiając ich migrację w fazie wodnej w stężeniach, które w innych warunkach środowiskowych prawdopodobnie byłyby niemożliwe do osiągnięcia.

W badaniach stwierdzono istotne udziały benzenu, toluenu, ksilenów, a także chlorowanych związków organicznych, takich jak trichloroeten, tetrachloroeten i 1,2-dichloroetan. Profil domyka udokumentowana, obecność ftalanów, fenoli i aniliny.

Obraz analityczny matrycy odpadowej składowiska może wskazywać, że nie ulega ono pasywnej stabilizacji. Wręcz przeciwnie, rezerwuary fenoli, wolnej fazy olejowej, chlorowcopochodnych i anilin, wspomagane przez zasolenie, tworzą wciąż aktywne źródło zanieczyszczeń.

Podsumowanie wyników badań środowiskowych na podstawie udostępnionych wyników badań

Matryca odpadowa charakteryzuje się obecnością substancji wymuszających migrację zanieczyszczeń. Zawartość chlorków rzędu 140 000 mg/kg i znaczny ładunek węgla organicznego (TOC) tworzą solanki o wysokiej gęstości, które grawitacyjnie toną w profilu geologicznym. Ten mechanizm, zwany adwekcją gęstościową, może częściowo wyjaśniać obserwowaną obecność zanieczyszczeń w próbkach SK_S7, SK_S11, SK_S12) obserwowana jest emisja zanieczyszczeń na głębokościach przekraczających cztery czy osiem metrów. Mieszanina ta, opadając, może transportować za sobą ładunki rozpuszczalnych w wodzie fenoli oraz aniliny.

2.2. Omówienie wyników badań własnych (laboratoryjnych)

2.2.1. Badania wstępne – przesiewowe (SCR)

Zgodnie z zapisami dokumentacji źródłowej pn. „Raport z badań wstępnych – screening” opracowanej 05.01.2026 r. pod kierunkiem prof. dr hab. Lidii Wolskiej (Załącznik 17h), celem zrealizowanych badań o charakterze screeningowym (przesiewowym) była precyzyjna delimitacja obszarów problemowych na

terenie WTZ ZACHEM SOE oraz wyznaczenie optymalnego poligonu do realizacji badań właściwych. Konieczność wdrożenia tego etapu wynikała z faktu, że standardowe metodyki referencyjne, określone w przepisach prawa dla rutynowych oznaczeń, często okazują się niewystarczające w przypadku tak specyficznych i skomplikowanych mieszanin substancji determinujących ryzyko zdrowotne. W związku z tym, badania te posłużyły nie tylko do rozpoznania zanieczyszczeń niestandardowych, ale przede wszystkim do opracowania i walidacji autorskich metod ekstrakcji oraz rozdzielania związków organicznych (w tym technik LLE¹¹, SLE¹² oraz analizy fazy nadpowierzchniowej HS-TD¹³). Ponadto celem etapu wstępnego było ustalenie rzeczywistej wrażliwości organizmów wskaźnikowych na unikalny profil chemiczny tego obszaru, co jest działaniem kluczowym dla optymalnego doboru testów ostrej i chronicznej toksyczności w ostatecznym modelu ryzyka.

Wielotroficzna ocena ekotoksykologiczna i zaawansowana analityka instrumentalna dostarczyły wstępnych danych identyfikacyjnych, danych o poziomie stężeń zanieczyszczeń, ich przestrzennej dystrybucji w badanych matrycach:

– Zagrożenia zidentyfikowane w matrycy wodnej

W badanych próbkach wód podziemnych (SW1, SW2, SW3), charakteryzujących się lekko zasadowym odczynem (pH 8,00–8,19), testy z użyciem bakterii *Aliivibrio fischeri* nie wykazały ostrej toksyczności (I klasa). Należy jednak zwrócić uwagę na punkt SW3, gdzie zaobserwowano efekt stymulacji bioluminescencji. Mimo braku toksyczności ostrej, analiza instrumentalna ujawniła w punkcie SW1 wysoce specyficzne zanieczyszczenia, takie jak disiarczek węgla, pochodne furanu, oktahydro-4,7-metanoinden oraz butyrolakton. W strefie odpływu (SW3) zidentyfikowano z kolei disiarczek dimetylu oraz bromek benzenopropanoilu, co może wskazywać na migrację zanieczyszczeń.

– Zagrożenia zidentyfikowane w matrycy glebowej i weryfikacja głębokości pobierania próbek

Szczególnie istotnych danych, wymuszających korektę założeń metodycznych dla całego procesu oceny ryzyka, dostarczyła analiza warstw przypowierzchniowych gruntu. Próbką tła geochemicznego SG2, pobrana z głębokości 0–25 cm teoretycznie poza obszarem bezpośredniego oddziaływania składowiska, niespodziewanie wykazała 52-procentową inhibicję wzrostu korzeni sorgo (*Sorghum saccharatum*), kwalifikując się do III klasy toksyczności chronicznej (średnie ryzyko zdrowotne). Odnotowano w niej również toksyczność w teście ze skorupiakiem *Heterocypris incongruens*. Wynik ten dowodzi, że warstwy powierzchniowe znajdują się pod silną presją obszarowej emisji antropogenicznej. Wyniki badań sugerują, by w docelowych pracach środowiskowych opierać się na profilach pobieranych z głębokości 0,8–1,0 m, co pozwoli uniknąć dezinformacji analitycznej. W zanieczyszczonym punkcie glebowym SG1

¹¹ LLE - Liquid-Liquid Extraction (ekstrakcja ciecz-ciecz)

¹² SLE - Solid-Liquid Extraction (ekstrakcja ciało stałe-ciecz)

¹³ HS-TD Headspace-Thermal Desorption (analiza fazy nad-cieczowej połączona z desorpcją termiczną)

(pobranym do 1 m) zidentyfikowano typowe dla profilu produkcyjnego ZACHEM chlorowcopochodne (np. 1-chlorododekan), związki siarki (ditenek tetrahydrotiofenu – sulfolan, di-n-decylosulfon), jak również acetofenon i pochodne kwasu benzoowego.

– Zagrożenia zidentyfikowane w matrycy odpadowej

Najszerze i najbardziej agresywne spektrum zagrożeń chemicznych zidentyfikowano bezpośrednio w matrycy odpadowej. Odpad SP1, mimo intensywnego, kwaśnego zapachu, charakteryzował się II klasą fitotoksyczności oraz emisją m.in. estrów kwasu szczawiowego, acetonu, acetofenonu i fenyloglioksalu. Zdecydowanie najbardziej obciążonym biologicznie punktem na badanym poligonie okazał się obszar SP2, stanowiący mieszaninę odpadów z popiołami i ziemią kompostową. Odnotowano tam znaczne nagromadzenie kationów, w tym wysokie stężenia jonów amonowych (11 mg/kg) oraz litu (0,22 mg/kg), co bezpośrednio koresponduje z wykazaną tam III klasą toksyczności chronicznej w teście *Ostracodtoxkit*. Analiza chromatograficzna fazy lotnej dla SP2 wskazuje na niestabilność chemiczną matrycy, ujawniając postępującą emisję chlorowcopochodnych alkanów (1-chlorotetradekan, 1-chlorododekan), węglowodorów nienasyconych (1,3-pentadien, 2-buten) oraz sulfolanu.

Synteza wyników fazy screeningowej, wskazuje, że wyłącznie zastosowanie pełnego spektrum analitycznego, wspartego multitroficzną analizą biologiczną, pozwoli na prawidłowe zdefiniowanie dawek pobranych w ilościowej Ocenie Ryzyka Zdrowotnego.

2.2.2. Badania ekotoksykologiczne

Zgodnie z „Raportem Technicznym z Badań Ekotoksykologicznych WTZ ZACHEM SOE” opracowanym 31.01.2026r. pod kierownictwem prof. dr hab. Lidii Wolskiej (załącznik 17), przeprowadzono kompleksową diagnozę stopnia degradacji środowiska na obszarze obejmującym 114,9 ha. Ocenę bioaktywności zanieczyszczeń w trzech kluczowych matrycach (odpadach, glebie/gruncie i wodach) zrealizowano z wykorzystaniem zintegrowanej baterii testów, obejmującej organizmy reprezentujące trzy poziomy troficzne: producentów, konsumentów oraz destruentów. W badaniach zastosowano zmodyfikowaną, 5-stopniową klasyfikację toksyczności Persoone'a oraz autorski Wskaźnik Istotności Klasy Toksyczności (wyrażany jako % pewności), co pozwoliło na hierarchizację siły sygnału toksycznego w poszczególnych punktach badawczych.

– Diagnoza matrycy wodnej (Wody podziemne STP i powierzchniowe STW)

Analiza wód z piezometrów oraz wód powierzchniowych ukazała wysoce zróżnicowany rozkład zanieczyszczeń, identyfikując krytyczne strefy migracji:

- Większość przebadanych wód podziemnych charakteryzowała się odczynem od neutralnego do lekko zasadowego (pH 6,99–8,45), z wyjątkiem punktu STP5, który wykazał odczyn kwasowy (pH 5,75), sugerujący obecność specyficznych odcieków przemysłowych.
- W próbkach oznaczonych jako STP2, STP4, STP5 oraz STP6 zidentyfikowano jednoznaczny, wyraźny zapach chemiczny.
- Próbką STP2 miała postać dwufazową, co jest silnym dowodem na obecność nierozpuszczalnej fazy organicznej, takiej jak paki pofenolowe lub chloropochodne, funkcjonującej jako stałe źródło emisji toksyn.
- Najwyższą toksyczność ostrą (III klasę) udokumentowano w punktach STP6 (przy 100% pewności testu) oraz STP8 (33% pewności).
- W rejonie punktu STP6 odnotowano 77-procentowe zahamowanie wzrostu rośliny testowej *Spirodela*, 67-procentową śmiertelność konsumentów w teście z *Thamnocephalus* oraz efekt inhibicji destruentów w teście Microtox (76% efektu po 30 minutach).
- W zakresie toksyczności chronicznej, punkty STP5 i STP6 zostały zidentyfikowane jako krytyczne ogniska zanieczyszczeń (hot-spots), kwalifikując się do najwyższej, IV klasy zagrożenia.
- W punkcie STP5 zaobserwowano całkowitą (100%) inhibicję chroniczną u wrotków oraz istotny efekt (50,3%) w enzymatycznym teście Toxi-Chromo.
- Badane wody powierzchniowe (STW1, STW2) nie wykazały toksyczności ostrej ani chronicznej (zostały zakwalifikowane do I klasy). Odnotowano w nich ujemne wartości inhibicji, co wskazuje na efekt stymulujący wzrost roślin i sugeruje, że w tych konkretnych punktach chmura zanieczyszczeń nie osiągnęła jeszcze stężeń krytycznych.

– Diagnoza matrycy glebowej (STG, warstwa 0,8–1,0 m)

Badania 15 próbek glebowych, pobranych z głębokości 0,8–1,0 m, ujawniły obecność skażenia rozproszonego, które nasycza środowisko gruntowe całego obszaru WTZ:

- Odczyn wszystkich ekstraktów glebowych mieścił się w granicach od słabo kwaśnego do neutralnego, z najniższymi wartościami pH odnotowanymi w punktach STG13 (pH 6,13) oraz STG14 (pH 6,18).
- Z punktu widzenia toksyczności ostrej, 14 z 15 badanych punktów zaklasyfikowano jako nietoksyczne (I klasa), a jedynie próbka STG9 osiągnęła II klasę z powodu 20-procentowego zahamowania wzrostu rośliny *Spirodela*.
- Analiza testów chronicznych zidentyfikowała główny punkt zapalny w strefie STG1, któremu przypisano III klasę toksyczności przy 50% wskaźniku pewności.

- W próbce STG1 stwierdzono głęboką inhibicję wzrostu korzeni producentów: sorgo (54%), gorczycy (19%) i rzeżuchy (16%), a także wykazano obecność toksyn specyficznych na poziomie biochemicznym w teście Toxi-Chromo (wynik 49,8).
- Zdecydowana większość pozostałych próbek glebowych została sklasyfikowana w II klasie toksyczności chronicznej, przy czym najwyższe ryzyko dla fauny bezkręgowej stwierdzono m.in. w punkcie STG11, gdzie odnotowano aż 82-procentowe zahamowanie wzrostu małżoraczków w teście Ostracodtoxkit.
- U organizmów roślinnych zaobserwowano szeroko występujące zjawisko stymulacji wzrostu (m.in. STG11, STG13, STG14), co sugeruje, że obecność substancji biogenych w badanych stężeniach może wtórnie maskować działanie fitotoksyczne zanieczyszczeń organicznych.

– Diagnoza matrycy odpadowej (STO) – pierwotne źródło letalne

Próbki pobrane ze struktur składowiskowych (STO1 do STO8) wykazały drastyczny poziom agresywności biologicznej, stanowiąc bezpośrednie zagrożenie środowiskowe. Odpady te cechowały się dużą zmiennością organoleptyczną, wykazując nietypowe zabarwienia, w tym granatowe (STO1), niebieskawe (STO2) i jasnożółte (STO4), przy czym w punkcie STO4 stwierdzono występowanie klarownego płynu o intensywnym zapachu.

- Większość odpadów wykazywała odczyn neutralny, z wyjątkiem punktu STO2, który miał charakter silnie zasadowy (pH 8,66), typowy dla osadów poprodukcyjnych.
- Dwa punkty zapalne, STO4 oraz STO6, osiągnęły krytyczny poziom zagrożenia (najwyższa, IV klasa toksyczności), co definiuje je jako obszary całkowitej degradacji biologicznej.
- Próbką STO6 spowodowała stuprocentową (100%) śmiertelność ostrą dżdżownic oraz 100-procentową śmiertelność chroniczną małżoraczków.
- W punkcie STO4 odnotowano 95-procentową śmiertelność dżdżownic oraz całkowity efekt letalny u badanych małżoraczków (przy 78-procentowej pewności klasy).
- Większość konsumentów (dżdżownice, małżoraczki) okazała się grupą najbardziej obciążoną, wykazującą efekty letalne we wszystkich badanych punktach odpadowych poza STO3 i STO5.
- Istotną inhibicję w teście Microtox dla destruentów zaobserwowano w próbkach STO1, STO3 (47% efektu), STO4, STO6 i STO8, co potwierdza wymywanie toksyn specyficznie upośledzających metabolizm bakteryjny.

Integracja uzyskanych danych pozwala na wyciągnięcie kluczowych wniosków na temat dynamiki zagrożenia na terenie WTZ ZACHEM SOE:

- Analiza ekotoksykologiczna potwierdza całkowite zahamowanie procesów naturalnej biodegradacji i samooczyszczania w środowisku, co jest efektem dominacji toksycznych ładunków fenoli, anilin i epichlorohydryny.
- Zidentyfikowano wyraźny szlak migracji zanieczyszczeń, gdzie zdeponowane odpady (m.in. STO4, STO6) pełnią rolę głównego, letalnego ogniska emisji, z którego ksenobiotyki uwalniane są do wód podziemnych (STP5, STP6) i dalej, jako dynamiczna chmura o IV klasie toksyczności.

Szczegółowe wyniki badań wstępnych zamieszczono w Raporcie stanowiącym załącznik 17 do tego opracowania.

Zidentyfikowane zanieczyszczenia specyficzne

Matryca wodna

Woda powierzchniowa

Szczegółowa, ekspercka interpretacja profili chromatograficznych wód powierzchniowych, oznaczonych jako STW1 i STW2 (reprezentujących ciek i rowy odwadniające w strefie odpływu chmury zanieczyszczeń), dostarcza istotnych wniosków dla prawidłowej budowy Konceptualnego Modelu Miejsca (CSM). Obraz chemiczny tych matryc staje w pozornym, lecz łatwym do naukowego wytłumaczenia konflikcie z wynikami badań ekotoksykologicznych, które dla tych punktów wskazywały I klasę toksyczności (brak ostrego i chronicznego efektu letalnego) oraz zjawisko stymulacji wzrostu u producentów. Z perspektywy zaawansowanej Oceny Ryzyka Zdrowotnego (HHRA), wyniki analiz instrumentalnych wskazują na obecność charakterystycznego profilu zanieczyszczeń powiązanego ze składowiska SOE również w obszarze wód powierzchniowych. Brak ostrej toksyczności w biotestach jest jedynie wynikiem specyficznej kompozycji chemicznej i prawdopodobnie zjawiska hormezy, a nie rzeczywistej jakości środowiska.

Najpoważniejszym, ukrytym wektorem ryzyka zidentyfikowanym w wodach powierzchniowych są substancje endokrynnie czynne (EDCs). W obu badanych próbkach wyizolowano ksenoestrogenne plastyfikatory, w tym ftalan dibutyli (DBP) oraz ftalan bis(2-etyloheksylu) (DEHP). Szczególny niepokój budzi relatywnie wysoki sygnał dla DEHP w próbce STW1, osiągający wartość 0,0114 µg/ml. Związki te nie wykazują ostrej toksyczności wobec bakterii luminescencyjnych czy wrotków, co tłumaczy negatywne wyniki biotestów dla tej matrycy, jednakże w organizmach kręgowców i ludzi inicjują one kaskadę głębokich zaburzeń hormonalnych. Jako potwierdzone czynniki teratogenne i antyandrogenne, ftalany w wodach powierzchniowych stanowią, przewlekłe zagrożenie dla lokalnych ekosystemów oraz potencjalnych receptorów ludzkich (np. poprzez przypadkową ingestję lub kumulację w łańcuchu pokarmowym ichtiofauny).

Obecność w punktach STW1 i STW2 specyficznego, historycznego znacznika zakładów ZACHEM – difenylosulfonu – stanowi bezsporną, chemiczną sygnaturę łączącą te wody powierzchniowe. Sygnał tego związku w punkcie STW2 osiąga wartość 0,0053 µg/ml, co stanowi ewidentny dowód na transfer zanieczyszczeń (ang. *cross-media transfer*) z głębokich wód podziemnych do otwartych cieków wodnych. Wniosek ten wzmacnia detekcja rezorcyny (1,3-benzenodiolu), która w próbce STW1 wygenerowała istotny sygnał na poziomie 0,0041 µg/ml. Półprodukty te, wymywane z głównego rdzenia składowiska, są dowodem na ciągłość szlaku migracyjnego i bezpośrednie zasilanie strefy odpływu przez wielofazowy reaktor składowiska. Obecność pochodnych fenolowych w wodach otwartych, z racji ich wysokiej rozpuszczalności, warunkuje szerokie rozprzestrzenianie się ryzyka toksykologicznego daleko poza granice obszaru przemysłowego.

Zidentyfikowany profil węglowodorowy doskonale tłumaczy z kolei zagadkę stymulującego efektu ekotoksykologicznego (ujemnej inhibicji) obserwowanego u organizmów roślinnych. W wodach powierzchniowych wykryto szerokie spektrum węglowodorów alifatycznych, w tym długołańcuchowe alkany (jak tetrapentakontan o silnym sygnale 0,026 µg/ml w STW2), alkohole, aldehydy (nonanal, dekanal) oraz pochodne kwasu oleinowego. Związki te, w przeciwieństwie do ciężkich chlorobenzenów zalegających w źródle, stanowią łatwo przyswajalne, bogatoenergetyczne substraty węglowe dla mikroorganizmów i flory wodnej. Zjawisko to, określane w ekotoksykologii jako maskowanie biogenne, polega na tym, że intensywny rozwój biomasy potęgowany przez te substancje skutecznie przykrywa subletalne, degeneracyjne działanie ftalanów i pochodnych siarki w krótkoterminowych testach laboratoryjnych.

Syntetyczna analiza wyników badań screeningowych wód powierzchniowych wskazuje na konieczność uwzględnienia potencjalnego oddziaływania migracji zanieczyszczeń. Brak ostrej śmiertelności badanych organizmów nie może być utożsamiany z brakiem ryzyka. Wykazana w badaniach identyfikacyjnych obecność potwierdzonych markerów z ZACHEM-u (difenylsulfon) sprzężona z ładunkiem zaburzającym gospodarkę hormonalną ftalanów dowodzi, że klasyczny łańcuch ekspozycji (źródło - ścieżka - receptor) uległ pełnemu zamknięciu. Dla celów ilościowej Oceny Ryzyka Zdrowotnego ustalenia te oznaczają konieczność objęcia modelowaniem mieszkańców terenów przyległych do cieków odprowadzających wody z obszaru WTZ ZACHEM SOE, z priorytetowym uwzględnieniem przewlekłych skutków nienowotworowych wynikających z ekspozycji na ksenoestrogeny obecne w lokalnym środowisku wodnym.

Matryca korelacji (Tab. 74) wykazuje, że strefa odpływu nie jest obszarem wolnym od zanieczyszczeń, a jedynie strefą o odmiennym mechanizmie toksykologicznym, w której dominują przewlekłe skutki

nienowotworowe związane z ekspozycją na ksenobiotyki zaburzające funkcjonowanie układu hormonalnego ludności narażonej na wtórny kontakt ze środowiskiem rzecznym.

Tabela 74 Zintegrowana Matryca Korelacyjna Zagrożeń Chemiczno-Toksykologicznych – Wody Powierzchniowe (Strefa Odływu WTZ ZACHEM SOE)

Ognisko (Profil)	Obciążenie Ekotoksykologiczne	Dominujące Sygnatury Chemiczne (Markery)	Profil Ryzyka Zdrowotnego (HHRA) i Mechanizm Oddziaływania
STW1, STW2 (Systemy odwadniające/cieki otwarte)	I Klasa Toksyczności (Brak ostrego efektu letalnego)	Substancje Endokrynnie Czynne (EDCs): Ftalan bis(2-etyloheksylu) (DEHP), Ftalan dibutyłu (DBP).	Przewlekłe zaburzenia endokrynnie. Niska toksyczność ostra usypia czujność, jednak obecne ksenoestrogeny działają w stężeniach subletalnych. Generują one potężne ryzyko nienowotworowe (teratogenność, antyandrogenność) wskutek bioakumulacji w łańcuchu troficznym.
STW1, STW2 (Dowód migracji odcieków)	I Klasa Toksyczności (Potencjał kumulacji przy braku ostrego efektu bójkowego)	Markery Historycznej Produkcji (ZACHEM): Difenylsulfon, Rezorcyna (1,3-Benzenodiol).	Bezpośredni, chemiczny dowód na pełne domknięcie szlaku ekspozycyjnego pomiędzy pierwotnym reaktorem odpadów a wodami powierzchniowymi. Długoterminowe zagrożenie dla ujęć wód w dole zlewni (w kierunku Wisły).
STW1, STW2 (Fracja maskująca)	Ujemna inhibicja (Zjawisko stymulacji wzrostu roślin, hormeza)	Ładunek Węglowy (Fracje Biogenne): Długotańcuchowe węglowodory alifatyczne (Tetrapentakantan), aldehydy (Nonanal), kwasy tłuszczowe.	Efekt maskowania. Bogatoenergetyczne substraty węglowe wywołują intensywny przyrost biomasy, skutecznie maskując w standardowych, biotestach rzeczywiste działanie degeneracyjne EDCs. Tworzy to fałszywy obraz bezpieczeństwa środowiska otwartego.

Woda podziemna

Szczegółowa analiza wyników badań screeningowych wód podziemnych (reprezentowanych przez profile chromatograficzne STP-1 do STP-8) wskazuje na złożony charakter procesów transportu i migracji zanieczyszczeń na terenie WTZ SOE. Zidentyfikowany profil chemiczny wód podziemnych sugeruje, że model zakładający pasywny transport pojedynczych, wyizolowanych ksenobiotyków może wymagać uzupełnień. Dane wskazują, że mamy do czynienia z wysoce aktywnym, wielofazowym roztworem

toksycznym. W kontekście Oceny Ryzyka Zdrowotnego, obecność takich obciążeń w fazie wodnej może być wskazaniem do redefinicji zasięgu i charakteru zagrożenia, generując prawdopodobne ryzyko układowe, kancerogenne oraz endokrynne.

– Aminy aromatyczne i bezprogrów kancerogeny Grupy 1 (STP-5 i STP-6)

Zdecydowanie najbardziej kluczowym odkryciem analitycznym, wprost tłumaczącym wysoką toksyczność wód w rejonie punktów STP-5 i STP-6 (gdzie odnotowano IV klasę toksyczności i 100% śmiertelności fauny bezkręgowce), jest istotne nasycenie wód aminami aromatycznymi. W profilu STP-5 zidentyfikowano benzydynę – substancję klasyfikowaną przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem (IARC) jako bezprogrów kancerogen Grupy 1, bezspornie wywołujący raka pęcherza moczowego u ludzi. Obecność benzydyny w środowisku wodnym zmusza do przyjęcia najbardziej konserwatywnych, rygorystycznych scenariuszy w kalkulacjach Całociowego Ryzyka Nowotworowego (ILCR). Dodać należy, że na jakość wód w piezometrze STP-5 może mieć także oddziaływanie składowiska Lisia.

W strukturze zidentyfikowanych związków w profilu STP-6 obserwuje się istotny udział aniliny (rejestrowanej pod nazwą systematyczną benzenamina), której intensywność sygnału osiąga wartość 5,27 µg/ml. W powiązaniu z obecnością o-toluidyny, o-chloroaniliny oraz pirydyny, ta toksyczna chmura może generować ryzyko hematotoksyczne. Aminy te mają zdolność przenikania do krwiobiegu, przekształcając hemoglobinę w methemoglobinę, co prowadzi do ostrego niedotlenienia tkankowego. Taki mechanizm oddziaływania stanowi bezpośrednie wytłumaczenie całkowitej jałowości badanych wód.

– Substancje endokrynnie czynne (EDCs) i zjawisko współrozpuszczalności

Zagrożenie na obszarze SOE jest potęgowane przez rozpuszczone w wodach plastyfikatory, pełniące funkcję związków zaburzających funkcjonowanie układu hormonalnego (EDCs). W profilach STP-1, STP-2 oraz STP-4 zidentyfikowano ftalan dibutyli (DBP). Wykrycie tych związków w strefach, gdzie próbki wód charakteryzowały się organoleptycznie obecnością dwóch faz (np. STP-2), potwierdza zjawisko tak zwanej współrozpuszczalności. Ftalany działają jak emulgatory, obniżając napięcie powierzchniowe i znacząco ułatwiają migrację współwystępujących tam węglowodorów (w tym benzenu, o-ksylenu i etylobenzenu). Z punktu widzenia zdrowia ludzkiego, chroniczna ekspozycja na DBP niesie za sobą ukryte, długoterminowe konsekwencje reprodukcyjne i rozwojowe, wynikające z naśladowania przez te substancje naturalnych estrogenów.

– Zagrożenie intruzją oparów z lotnych rozpuszczalników chlorowcoorganicznych

Analiza stref źródłowych i pośrednich (STP-1, STP-4, STP-6) udowadnia, że wody podziemne są nośnikiem lotnych i toksycznych rozpuszczalników. Detekcja tetrachloroetenu (PERC) w próbce STP-1 oraz dichloropropanu w STP-6 dowodzi występowania rozpuszczonych frakcji pochodzących z gęstych

cieczy nefazowych (DNAPL). Znaczna prężność par tych ksenobiotyków sprawia, że nie pozostają one uwięzione w warstwie wodonośnej, lecz nieustannie ulegają odparowaniu, przemieszczając się w postaci gazów glebowych ku powierzchni.

– Ciężkie węglowodory (WWA) i markery siarkowe w strefach odpływu

Zupełnie odmienną, lecz równie niebezpieczną dynamikę zaobserwowano w strefach odpływu, reprezentowanych przez profile STP-7 i STP-8. Zidentyfikowano w nich opadającą chmurę cięższych, wysoce hydrofobowych węglowodorów, w tym fenantrenu, naftalenu oraz fluoren-9-onu. Obecność wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w oddaleniu od pierwotnego źródła wskazuje na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w kierunku rzeki Wisły. Związki te wykazują silne powinowactwo do osadów dennych i tkanek biologicznych, co przy braku fizycznej bariery hydraulicznej gwarantuje ich wtórną bioakumulację w środowisku rzeczonym. Dodatkowo, powszechna detekcja difenylosulfonu oraz wolnej siarki (STP-8) wskazuje na aktywność procesów rozkładu związków siarkoorganicznych, co przekłada się na obniżenie potencjału redoks i uciążliwość zapachową wód.

Przeprowadzona analiza screeningowa matrycy wodnej w pełni uwierzytelnia i tłumaczy wyniki bioindykacyjne (Tab. 75). Chmura odcieków przemieszczająca się w obrębie WTZ ZACHEM SOE prawdopodobnie przenosi potężny ładunek rozpuszczonych neurotoksyn, kancerogenów i ksenoestrogenów, działając destrukcyjnie na wszystkich poziomach troficznych ekosystemu. Rozpatrywanie tych zanieczyszczeń w modelach matematycznych jako ulegających naturalnej, pasywnej atenuacji (samooczyszczaniu) może okazać się błędem. Reaktywność zidentyfikowanych związków, takich jak benzydyna, anilina czy tetrachloroeten, sugeruje rozważenie opcji pełnego odcięcia hydrodynamicznego zanieczyszczonego obszaru.

Tabela 75 Zintegrowana Matryca Korelacyjna Zagrożeń Chemiczno-Toksykologicznych – Wody Podziemne (WTZ SOE)

Ognisko (Profil)	Obciążenie Ekotoksykologiczne (zgodnie z raportem)	Dominujące Grupy Chemiczne i Zidentyfikowane Markery	Profil Ryzyka Zdrowotnego (HHRA) i Mechanizm Oddziaływania
STP-5, STP-6	IV Klasa Toksyczności (Krytyczne ogniska zapalne – 100% toksyczności chronicznej)	Aminy Aromatyczne i Nitroaromatyczne: Benzydyna (Benzidine), o-Toluidyna, o-Chloroanilina, Anilina (Benzenamine-ekstremalne stężenia sięgające 5,27), 8-Aminochinolina. Aromatyczne związki heterocykliczne: Pirydyna, 1H-Benzimidazol.	Krytyczne ryzyko kancerogenne i hematotoksyczne. Obecność benzydyny (udowodniony kancerogen grupy 1 – rak pęcherza moczowego) wyklucza dopuszczalność jakichkolwiek stężeń. Anilina i toluidyny drastycznie upośledzają transport tlenu (methemoglobinemia). Rozpuszczalność tych związków warunkuje błyskawiczny transport toksyn do ujęć wód.

STP-1, STP-4	I- II Klasa Toksyczności (Strefa źródłowa/pośrednia)	Rozpuszczalniki Chlorowcoorganiczne i Fenole: Tetrachloroeten (PERC), Fenol, Dichlorofenole. Związki fosforoorganiczne: Pochodne tributylowe.	Nienowotworowa toksyczność układowa i ryzyko inhalacyjne. Tetrachloroeten penetruje strefę aeracji (ryzyko <i>Vapor Intrusion</i>). Fenole działają żrąco i neurotoksycznie, prowadząc do głębokich zaburzeń mikrobiomu i wyjaławiania wód podziemnych.
STP-2, STP-3	II Klasa Toksyczności ostrej (Matryca dwufazowa)	Substancje Endokrynnie Czynne (EDCs): Ftalan dibutyli (Dibutyl phthalate). Węglowodory Aromatyczne (BTEX) i WWA: Benzen, Ksyleny (o-Xylene, p-Xylene), Piren, Naftalen.	Zaburzenia endokrynne i mutogeneza. Ftalany działają jako ksenoestrogeny, inicjując zaburzenia rozrodcze. Współwystępowanie frakcji BTEX z ftalanami potęguje zjawisko "cosolvency" (współrozpuszczalności), drastycznie zwiększając mobilność węglowodorów w warstwie wodonośnej.
STP-7, STP-8	I- III Klasa Toksyczności (Strefa odpływu)	Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne (WWA): Fenantren, Naftalen, Fluoren-9-on. Pochodne alkilowe i bicykliczne: Bicyklo-związki, Dodekan, Oktany.	Długoterminowa bioakumulacja. Opadająca chmura cięższych węglowodorów (WWA) o wybitnej hydrofobowości. Związki te wykazują silne powinowactwo do osadów dennych w ujęciach wód powierzchniowych (migracja w stronę Wisły), generując wtórne ryzyko w łańcuchu pokarmowym.

Matryca glebowa

Kompleksowa ewaluacja profilu chromatograficznego wygenerowanego dla warstw gleby (odwierty STG1 do STG15, pobór z głębokości 0,8–1,0 m) dostarcza dowodów na to, że strefa aeracji na terenie WTZ ZACHEM SOE utraciła swoje naturalne właściwości buforowe. W świetle zaawansowanej Oceny Ryzyka Zdrowotnego, badana matryca glebowa nie stanowi już warstwy izolującej, lecz uformowała się we wtórne ognisko emisji (ang. *secondary source zone*). Profil zidentyfikowanych w niej ksenobiotyków jest bezpośrednim odzwierciedleniem procesów wymywania zanieczyszczeń z pierwotnej matrycy odpadowej, a ich fizykochemiczne właściwości determinują mechanizmy powstawania przewlekłego ryzyka toksykologicznego, co doskonale koreluje z odnotowaną we wcześniejszych badaniach biologiczną toksycznością chroniczną (dominacja II i III klasy).

Na obszarze badań obserwuje się obecność 2-pentanolu w profilach glebowych, co może wskazywać na jego istotny udział w strukturze rozpoznanych zanieczyszczeń. Intensywność sygnałów dla tego alkoholu alifatycznego osiąga wysokie wartości, dochodzące do 0,171 µg/g w próbce STG3, 0,148 µg/g w STG14 oraz 0,149 µg/g w STG12. Jego penetracja do głębokości jednego metra w tak znacznych stężeniach

ujawnia mechanizm napędowy całej chmury skażeń: lotne i średniolotne rozpuszczalniki obniżają napięcie powierzchniowe i lepkość w przestrzeniach porowych gruntu, działając jako wektory transportowe dla cięższych frakcji. Co więcej, ciągłe parowanie tego związku z gleby generuje stałe ryzyko intruzji oparów do strefy przebywania ludzi.

Mechanizm transportu napędzany przez rozpuszczalniki spowodował prawdopodobnie skażenie strefy aeracji wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA) o właściwościach hydrofobowych. W standardowych warunkach związki te uległyby silnej sorpcji w wierzchnich warstwach humusu, jednak w profilach STG zidentyfikowano je na głębokości metra. Szczególny niepokój budzi detekcja rakotwórczego benzo[a]pirenu w próbce STG9, a także benzo[b]fluorantenu (STG4, STG14) oraz benzo[ghi]perylenu (STG2, STG3). Towarzyszą im znaczne ilości pirenu oraz fenantrenu. WWA są klasyfikowane jako bezprogowe kancerogeny genotoksyczne, a ich obecność w matrycy gruntowej wymusza implementację najbardziej restrykcyjnych metod remediacji. Dodatkowo, wykrycie biomarkerów takich jak skwalan (osiągający wartość 0,050 µg/g w STG3) i cholestan dowodzi obecności ciężkich, opornych na rozkład frakcji smołowych i ropopochodnych.

Równolegle, w matrycy glebowej udokumentowano rozległe skażenie substancjami zaburzającymi funkcjonowanie układu hormonalnego (EDCs). Ftalan dibutyłu (DBP) został zidentyfikowany z wysoką powtarzalnością w większości odwiertów (m.in. STG3 z sygnałem 0,049 µg/g), a silnie teratogeny ksenoestrogen – ftalan bis(2-etyloheksylu) (DEHP) – odnotowano w próbkach STG1, STG5, STG9, STG12 i STG15. Przewlekła obecność tych plastifikatorów w gruncie napędza niebezpieczne zjawisko współrozpuszczalności, ułatwiając migrację WWA w głąb poziomu wodonośnego.

Analiza profilu glebowego ujawnia ponadto historyczne depozyty silnie toksycznych pestycydów oraz związków fenolowych. W próbce STG1 zidentyfikowano p,p'-DDE, będący niezwykle trwałym metabolitem insektycydu DDT, należącym do grupy Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych (POP). Jego obecność wskazuje, że teren ten kumuluje obciążenia pochodzące z różnych procesów technologicznych i zabiegów agrotechnicznych. Z kolei wykrycie drażniącej i żrącej rezorcyny (1,3-benzenodiolu) w punktach STG7 i STG13, w powiązaniu z pochodnymi metylofenoli rozszanymi w innych profilach (m.in. STG4), stanowi bezpośrednie, chemiczne potwierdzenie wyników badań ekotoksykologicznych. Silnie biostatyczne właściwości fenoli doskonale tłumaczą obserwowaną toksyczność chroniczną w glebach (hamowanie wzrostu roślin i bezkręgowców), dowodząc, że mikrobiom glebowy uległ daleko idącej degradacji.

Syntetyzując uzyskane wyniki (Tab. 76), obraz analityczny matrycy glebowej wskazuje, że grunty na głębokości do jednego metra są przesycone lotnymi rozpuszczalnikami napędzającymi migrację, kancerogennymi WWA oraz ksenoestrogenami. Z punktu widzenia dalszych przemian środowiskowych

wskazuje się, że potężny rezerwuuar toksyn zdeponowany w strefie aeracji może bardzo szybko doprowadzić do wtórnej re-kontaminacji oddolnej na drodze intruzji oparów oraz podciągania kapilarnego skażeń.

Tabela 76 Zintegrowana matryca korelacyjna zagrożeń chemiczno-toksykologicznych – wody podziemne (WTZ ZACHEM SOE)

Ognisko (Profil)	Obciążenie Ekotoksykologiczne (Raport)	Dominujące Grupy Chemiczne i Markery	Profil Ryzyka Zdrowotnego (HHRA) i Mechanizm Oddziaływania
SPTP-5, SPTP-6	IV Klasa Toksyczności (Krytyczne ogniska zapalne – 100% śmiertelności chronicznej)	Aminy Aromatyczne: Benzydyna, o-Toluidyna, o-Chloroanilina, Anilina (stężenia rzędu 5,27). Związki heterocykliczne: Pirydyna.	Krytyczne ryzyko kancerogenne (grupa 1 wg IARC) i hematotoksyczne. Benzydyna inicjuje nowotwory pęcherza. Anilina i toluidyny prowadzą do methemoglobinemii (niedotlenienia). Skrajnie wysoka biodostępność amin warunkuje szybki transport do ujęć wód.
SPTP-1, SPTP-4	I - II Klasa Toksyczności (Strefa źródłowa/pośrednia)	Chlorowcoorganiczne rozpuszczalniki: Tetrachloroeten (PERC), Dichloropropan. Fenole: Fenol, Dichlorofenole.	Ostra toksyczność układowa i ryzyko inhalacyjne. PERC inicjuje zjawisko <i>Vapor Intrusion</i> (intruzja oparów). Fenole wywołują środowisko mikrobiologiczne i działają żrąco na błony śluzowe receptorów.
SPTP-2, SPTP-3	II Klasa Toksyczności ostrej (Matryca dwufazowa)	Substancje Endokrynnie Czynne (EDCs): Ftalan dibutyli (DBP). Węglowodory (BTEX) i WWA: Benzen, Ksyleny, Piren, Naftalen.	Zaburzenia reprodukcyjne i mutageneza. Ftalany (ksenoestrogeny) zaburzają gospodarkę hormonalną. Współwystępowanie z BTEX inicjuje zjawisko „cosolvency” (współrozpuszczalności), przyspieszając migrację węglowodorów w wodzie.
SPTP-7, SPTP-8	I - III Klasa Toksyczności (Strefa odpływu)	Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne (WWA): Fenantren, Naftalen, Fluoren-9-on. Alifaty: Dodekan.	Bioakumulacja i ryzyko przewlekłe. Ciężkie WWA o wysokiej hydrofobowości osadzają się w osadach dennych w kierunku Wisły. Stanowią wtórne źródło zanieczyszczenia łańcucha pokarmowego (bioakumulacja).

Przeprowadzone badania wskazują, że profile SPTP-5 oraz SPTP-6 stanowią aktywne, bezprogowe źródło emisji substancji o udowodnionej szkodliwości (w tym kancerogenów z Grupy 1 wg IARC).

Matryca odpadowa

Pogłębiona analiza wyników badań screeningowych matrycy odpadowej, oparta na identyfikacji względnych wskaźników intensywności sygnałów chromatograficznych, ukazuje wymiar degradacji

obszaru WTZ ZACHEM SOE. Wygenerowany profil analityczny dla rdzeni STO-1 do STO-8 dokumentuje raczej obecność wielofazowego reaktora chemicznego, w którym stężenia ksenobiotyków osiągają poziomy generujący bezpośrednie, wielonarządowe i systemowe ryzyko dla zdrowia ludzi. W kontekście zaawansowanej Oceny Ryzyka Zdrowotnego, zidentyfikowane wartości wskaźnikowe nie pozostawiają wątpliwości, że mamy do czynienia z matrycą o skrajnym potencjale emisyjnym. Wyodrębnione frakcje substancji stanowią zagrożenie układowe, kancerogenne oraz endokrynne.

Kluczowym elementem determinującym mechanikę transportu wszystkich pozostałych toksyn jest powszechna, jednolita obecność mieszaniny 2-pentanonu oraz 2-pentanolu, zidentyfikowana z wysoką powtarzalnością we wszystkich ośmiu profilach odpadowych. Względne wartości sygnału dla tych rozpuszczalników osiągają poziomy rzędu 0,27 ng/g w próbce STO-3 oraz 0,25 ng/g w STO-2, co w przełożeniu na stężenia bezwzględne oznacza masywne nasycenie całej bryły składowiska. Ta permanentna obecność ketonów i alkoholi alifatycznych obniża lepkość matrycy i zwiększa prężność par całej mieszaniny. Z perspektywy toksykologicznej, uwalniające się w istotnych ilościach pary tych związków nie tylko działają depresyjnie na ośrodkowy układ nerwowy (OUN) u potencjalnych receptorów przebywających w strefie emisji, ale przede wszystkim torują drogę dla zjawiska intruzji oparów, wynosząc ku powierzchni znacznie cięższe i bardziej toksyczne ksenobiotyki.

Na tym wysoce mobilnym tle zidentyfikowano niebezpieczną grupę substancji endokrynnie czynnych (EDCs). W profilach STO-3 oraz STO-8 wykryto ftalan bis(2-etyloheksylu), znany powszechnie jako DEHP, którego obecność w środowisku wodno-gruntowym generuje podwójne ryzyko. Z jednej strony, jako organiczny współrozpuszczalnik, DEHP drastycznie zwiększa rozpuszczalność najcięższych węglowodorów. Z drugiej strony, z punktu widzenia fizjologii człowieka, jest to potężny ksenoestrogen o udowodnionym działaniu teratogennym i antyandrogennym. Jego przewlekła inhalacja lub ingestia poprzez skażone wody podziemne prowadzi do nieodwracalnych zaburzeń osi podwzgórze-przysadka-gonady oraz ryzyka dla układu rozrodczego i prawidłowego rozwoju płodu. Profil ten zaostrza zidentyfikowany w próbce STO-8 fosforan trifenyli, antypiren wykazujący działanie neurotoksyczne oraz udowodnioną zdolność do zaburzania funkcjonowania tarczycy, co przy chronicznej ekspozycji grozi ciężkimi patologiami metabolicznymi.

Zasadniczym i najpoważniejszym wektorem ryzyka całonocowego pozostają jednak specyficzne chlorowcopochodne, będące bezpośrednią pozostałością historycznej produkcji zakładów ZACHEM. W próbce STO-7 wyizolowano kongener 2,3,3',4,5'-pentachlorobifenylu (PCB). Ta wyjątkowo trwała cząsteczka charakteryzuje się zdolnością do bioakumulacji w tkance tłuszczowej. Jako induktor enzymów wątrobowych i silny czynnik immunosupresyjny, a zarazem potwierdzony czynnik rakotwórczy, nawet w śladowych stężeniach generuje nieakceptowalne ryzyko w łańcuchu pokarmowym. Co więcej, w próbce

STO-6 zarejestrowano, niemal absolutnie dominujący w tej frakcji sygnał analityczny na poziomie 1,00 ng/g dla 2-chloronaftalenu sprzężonego z 2-chlorofenolem. Równolegle w profilu STO-4 wykryto 1,2-dichlorobenzen, 1,2-dichloroetan oraz 2,4-dichlorofenol. Ta mieszanina chlorowanych rozpuszczalników i fenoli tworzy klasyczną, gęstą ciecz niefazową (DNAPL), która po wnikięciu do organizmu ludzkiego uszkadza struktury błon komórkowych, wywołując ciężkie uszkodzenia hepatotoksyczne i nefrotoksyczne. Ponadto detekcja wysoce lotnego chlorku metylenu w punkcie STO-2 bezpośrednio potęguje ryzyko wystąpienia nowotworów układu oddechowego u osób przebywających np. w wykopach bez odpowiednich aparatów izolujących.

Obraz patofizjologiczny dopełniają istotne rezerwuary wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Najwyższe obciążenie tą grupą zidentyfikowano w rdzeniu STO-8, w którym ujawniono silnie kancerogeny benz[a]antracen, antracen, a także skrajnie wysokie wskaźniki dla pirenu (0,175 ng/g) i fenantrenu. Towarzyszy im naftalen w punkcie STO-4 oraz jego alkilowane pochodne, w tym 1-metylnaftalen i 2-metylnaftalen. Związki te wykazują powinowactwo do materiału genetycznego, prowadząc do powstawania adduktów DNA i inicjacji procesów nowotworzenia. Zgodnie ze wskaźnikami toksykologicznymi, substancje te wchłaniają się z niezwykłą łatwością poprzez skórę oraz układ oddechowy.

Na szczególną uwagę, świadczącą o zasługuje detekcja półproduktów syntez chemicznych. W próbce STO-6 wyizolowano propanamid o wysokiej intensywności sygnału przekraczającej wartość 4,19 ng/g, co sugerujący zrzuty poreakcyjnych odpadów amidowych o silnym działaniu neuro- i hepatotoksycznym. Z kolei w profilach STO-4 i STO-7 odnotowano wysokie stężenia rezorcyny (1,3-benzenodiol). Substancja ta, o działaniu żrącym, po przedostaniu się do wód gruntowych stanowią zagrożenie dla ujęć wody pitnej, a kontakt dermalny z urobkiem prowadzi do natychmiastowych oparzeń chemicznych i głębokiej resorpcji ustrojowej. Aktywność tego materiału odpadowego napędzana jest procesami przemian chemicznych, co potwierdza identyfikacja disiarczku metylu oraz disiarczków dimetylu w punktach STO-2 i STO-6, będących gazami o wysokiej toksyczności inhalacyjnej, zdolnymi do wywołania porażenia układu oddechowego przy wyższych stężeniach.

Powyższa, zintegrowana ewaluacja zagrożeń chemicznych nie pozostawia złudzeń co do statusu badanej matrycy. Obszar składowiska WTZ ZACHEM SOE nie jest uśpionym reliktem przeszłości, lecz raczej niebezpiecznym źródłem wielokierunkowej emisji. Stanowi ją mieszanina potwierdzonych kancerogenów, genotoksyn, substancji endokrynnie czynnych i reaktywnych rozpuszczalników. W świetle uzyskanych danych analitycznych kontakt człowieka z matrycą odpadową lub pochodzącymi z niej gazami glebowymi i odciekami wiąże się z istotnym ryzykiem zdrowotnym.

Prezentowana matryca porównawcza (Tab. 77) sugeruje, że obserwowana zmienność toksykologiczna na obszarze WTZ ZACHEM SOE (od II do IV klasy) jest bezpośrednią funkcją nierównomiernego zdeponowania zróżnicowanych technologicznie frakcji ksenobiotyków. Należy podkreślić, że obecność substancji o skrajnie odmiennych właściwościach fizykochemicznych – od bardzo lotnego chlorku metylenu, przez ciężkie, opadające frakcje DNAPL (chlorobenzeny), aż po silnie sorbujące się w węglu organicznym plastyfikatory i PCB – będzie zapewne miała wpływ na etap projektowania metod remediacyjnych.

Tabela 77 Zintegrowana matryca korelacyjna zagrożeń chemiczno-toksykologicznych matrycy odpadowej (WTZ ZACHEM SOE)

Ognisko (Profil)	Obciążenie Ekotoksykologiczne	Dominujące Sygnatury Chemiczne (Markery)	Profil Ryzyka Zdrowotnego (HHRA) i Mechanizm Oddziaływania
Obszar Całkowity (STO-1 do STO-8)	Dotyczy wszystkich stref	2-Pentanon / 2-Pentanol (obecny we wszystkich badanych rdzeniach).	Uniwersalny promotor migracji. Działa jako współrozpuszczalnik obniżający lepkość matrycy. Drastycznie potęguje lotność cięższych frakcji, inicjując zjawisko potężnej intruzji oparów (vapor intrusion) do strefy oddychania.
STO-4, STO-6	IV Klasa Toksyczności (Ekstremalna/Bójcza – 100% śmiertelności fauny glebowej)	Gęste Ciecze Niefazowe (DNAPL) i Amidy: 1,2-Dichlorobenzen, 2,4-Dichlorofenol, 2-Chloronaftalen, Propanamid.	Ostra toksyczność układowa. Frakcje DNAPL stanowią nierozpuszczalny rezerwuar ługowany do wód. Generują skrajne ryzyko hepatotoksyczne i nefrotoksyczne. Zdolność do całkowitej sterylizacji mikrobiologicznej środowiska.
STO-7, STO-8	III i II Klasa Toksyczności (Toksyczność chroniczna)	Frakcje Kancerogenne i Endokryne (EDCs): PCB (2,3,3',4,5'-Pentachlorobifenyl), DEHP, Fosforan trifenyłu, Benz[a]antracen, Piren, Antracen.	Krytyczne Całociżyciowe Ryzyko Nowotworowe (ILCR) oraz zaburzenia reprodukcyjne. Obecność ksenoestrogenów (DEHP) i trwałych zanieczyszczeń organicznych (PCB) prowadzi do bioakumulacji, uszkodzeń osi hormonalnej i mutagenezy.
STO-2	II Klasa Toksyczności	Lotne Frakcje i Związki Siarki: Chlorek metylenu (Dichlorometan), Disiarczek metylu.	Ekstremalne ryzyko inhalacyjne. Chlorek metylenu, jako wysoce lotny rozpuszczalnik, penetruje powietrze glebowe. Disiarczki wskazują na zaawansowany rozkład beztlenowy, emitując neurotoksyczne gazy.
STO-4, STO-7	III i IV Klasa Toksyczności	Półprodukty i Reagenty: Rezorcyna (1,3-Benzenodiol) o sygnałach przekraczających 1,0.	Toksyczność żrąca i drażniąca. Wypłukiwanie do warstwy wodonośnej stwarza bezpośrednie zagrożenie dla ujęć wód; kontakt dermalny grozi natychmiastową resorpcją i oparzeniami.

2.2.3. Podsumowanie badań własnych w kontekście oceny ryzyka

Zidentyfikowany profil zanieczyszczeń stanowi bezpośrednie następstwo historycznej produkcji epichlorohydryny. Przeprowadzone badania sugerują, że matryca odpadowa jest permanentnie zasilana ksenobiotykami o wysokiej toksyczności. Kluczowym markerem rozpuszczalnikowym dla całego badanego obszaru pozostaje mieszanina 2-pentanolu i 2-pentanonu, identyfikowana w niemal każdym profilu. Obecność wymienionych związków może obniżać lepkość zdeponowanych odpadów, co w konsekwencji intensyfikuje proces wymywania frakcji kancerogennych w głąb profilu glebowego oraz bezpośrednio do wód podziemnych. Szczegółową hierarchię zagrożeń, uwzględniającą mechanizmy ryzyka dla zdrowia ludzi oraz specyfikację kluczowych markerów w odniesieniu do poszczególnych matryc, zestawiono w tabeli 78.

Tabela 78 Hierarchia zagrożeń i kluczowe markery (Matryca ryzyka)

Matryca	Klasa Toksyczności	Kluczowe substancje (Markery)	Mechanizm Ryzyka dla Ludzi (HHRA)
Odpady (STO)	IV (Bójcza)	Propanamid, Chlorowcoalkany (1-chlorododekan), Sulfolany	Totalna degradacja biologiczna; źródło „pierwotne” zasilające cały system.
Wody podziemne (SPTP)	IV (Bójcza)	Benzydyna (Kancerogen Grupy 1), Anilina, o-Toluidyna	Ryzyko nowotworowe (pęcherz moczowy), hematotoksyczność, ostra niewydolność oddechowa.
Gleba (STG)	II – III (Chroniczna)	WWA (Benzo[a]piren), DEHP/DBP (EDCs)	Długotrwałe zaburzenia endokrynne (reprodukcyjne) i ryzyko nowotworowe (ILCR).
Wody powierzch. (STW)	I (Maskowana)	Difenylosulfon, Rezorcyna, Ftalany	Aktywny transfer zanieczyszczeń w stronę Wisły; ryzyko bioakumulacji.

Hierarchia zagrożeń i mechanizmy ryzyka dla zdrowia ludzi są ściśle uzależnione od rodzaju badanej matrycy. Najbardziej niepokojąca sytuacja dotyczy samych odpadów (STO) oraz wód podziemnych (SPTP), które zaklasyfikowano do skrajnej, bójczej IV klasy toksyczności. Odpady, zanieczyszczone między innymi propanamidem, chlorowcoalkanami (takimi jak 1-chlorododekan) oraz sulfolanami, uległy degradacji i stanowią pierwotne źródło zasilające cały system. Z kolei w wodach podziemnych stwierdzono obecność aniliny, o-toluidyny oraz benzydyny – kancerogenu z Grupy 1. Niesie to ze sobą bezpośrednio ryzyko nowotworowe dla pęcherza moczowego, hematotoksyczność oraz groźbę ostrej niewydolności oddechowej.

Matryca gruntowa (STG) charakteryzuje się z kolei chroniczną toksycznością II i III klasy, wynikającą z obecności wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (w tym benzo[a]pirenu) oraz substancji zaburzających gospodarkę hormonalną (m.in. DEHP i DBP), co w przypadku ekspozycji stwarza ryzyko długotrwałych zaburzeń reprodukcyjnych. Pozornie najłagodniej prezentują się wody powierzchniowe (STW), w które zakwalifikowano do I klasy toksyczności przy obecności difenylosulfonu, rezorcyny i ftalanów. Stan ten oznacza jednak aktywny transfer zanieczyszczeń w kierunku Wisły i stwarza realne ryzyko bioakumulacji.

Warto podkreślić, że niska klasa toksyczności w wodach powierzchniowych jest wynikiem zjawiska tzw. maskowania biogenego. Nadpodaż substratów węglowych, w postaci długotańcuchowych alkanów i aldehydów, stymuluje gwałtowny przyrost biomasy. Zjawisko to fałszuje wyniki krótkotrwałych testów laboratoryjnych, skutecznie ukrywając przed analitykiem chroniczne i niszczące działanie obecnych w środowisku ksenoestrogenów. Sytuacja w całym układzie jest niestabilna, a punkty pomiarowe zidentyfikowane jako STP5 oraz STP6 stanowią prawdopodobnie główne ścieżki szybkiej migracji zanieczyszczeń. Obecność benzydyny oraz wysokie stężenia aniliny rzędu 5,27 ng/l w wodach podziemnych są wyraźnym sygnałem alarmowym. Wskazują one, że chmura zanieczyszczeń opuściła strefę stagnacji i weszła w fazę dynamicznej ekspansji. Lokalizacja tych punktów może też wskazywać na wpływy pobliskiego składowiska Lisia.

2.2.4. Zidentyfikowane lotne związki organiczne

Matryca wodna

Badanie frakcji lotnej (LZO) z wykorzystaniem analizy fazy nadpowierzchniowej stanowi istotny element diagnozy dla obszaru WTZ ZACHEM SOE, pozwalający na oszacowanie bezpośredniego ryzyka inhalacyjnego (intruzji oparów) oraz stopnia nasycenia wód podziemnych wysoce mobilnymi rozpuszczalnikami.

Identyfikacja i ocena ryzyka lotnych związków organicznych (LZO) w wodzie podziemnej

Zdecydowanie najbardziej uderzającym wynikiem analizy LZO jest profil zidentyfikowany w piezometrze STP2. O ile badania ekstraktów cieczowych klasyfikowały ten punkt jako strefę pośrednią, o tyle analiza fazy lotnej obnaża istnienie w tym rejonie, zróżnicowanej chmury związków o dużej lotności cykloalkanów i węglowodorów alifatycznych.

Zidentyfikowano tu obecność pochodnych cykloheksanu, w tym formy dimetylowe, trimetylowe, etylowe i propylowe, osiągające wartości od kilkudziesięciu do ponad 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (np. propylocykloheksan: 317 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1-etylo-4-metylocykloheksan: 295 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Istotnym sygnałem w tym

profilu jest trans-1,2-dietylocyklopentan, odnotowany na poziomie $430 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Towarzyszą im alkohole alifatyczne (izopropanol: $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz pochodne nienasycone, jak 1-pentadecyne ($231 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tak różnorodne nasycenie wód podziemnych rozpuszczalnikami oraz frakcjami naftowymi potwierdza wcześniejsze obserwacje o dwufazowości próbki STP2. Oznacza to, że znajduje się tam aktywna, pływająca soczewka lekkich cieczy niefazowych (LNAPL), z której nieustannie odparowują pewne ilości gazów, stwarzając potencjalne zagrożenie zdrowotne w tym nade wszystko ryzyko toksyczności inhalacyjnej dla układu nerwowego.

Profile z punktów STP1, STP3 oraz STP4 charakteryzują się obecnością specyficznych, tlenowych pochodnych organicznych, będących typowymi pozostałościami po zaawansowanych syntezach chemicznych lub produktami ich fotooksydacji.

W punkcie STP1 dominują pochodne piranu i furanu – stwierdzono m.in. obecność tetrahydro-2H-piran-2-onu ($82 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz butyrolaktonu ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Z kolei w punkcie STP3 wyraźnie rysuje się sygnatura ketonowa, z detekcją cyklopentanonu ($35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz cykloheksanonu ($21 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Związki te, w przeciwieństwie do frakcji z STP2, charakteryzują się całkowitą rozpuszczalnością w wodzie. Ich obecność w fazie lotnej, pomimo wysokiej rozpuszczalności w wodzie, jest wynikiem ich prężności par. Dowodzi to aktywnego procesu uwalniania (odgazowywania) tych toksycznych i drażniących rozpuszczalników z warstwy wodonośnej do strefy aeracji. Dodatkowo w STP3 zidentyfikowano 1-chlorononan ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$), co potwierdza obecność lotnych chlorowcopochodnych węglowodorów alifatycznych w fazie gazowej.

Analiza fazy nadpowierzchniowej nad próbką STP8 wskazuje na cechy mogące odzwierciedlać procesy zachodzące w obszarze migracji zanieczyszczeń. Odnotowano tu wysokie stężenie disiarczku dimetylu, sięgające $206 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jest to bezsprzeczny dowód na intensywną aktywność procesów chemicznych. Disiarczek dimetylu jest gazem o znacznej uciążliwości odorowej i silnym działaniu neurotoksycznym przy inhalacji. Towarzyszy mu 1-metylo-3-izopropylbenzen w stężeniu $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz pentan ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), co wskazuje, że wraz z siarkowodorem i disiarczkami migrują również lotne pochodne benzenu.

Identyfikacja i ocena ryzyka lotnych związków organicznych (LZO) w wodzie powierzchniowej

Badania fazy lotnej dla wód powierzchniowych potwierdzają intensywność procesów parowania zanieczyszczeń na styku z atmosferą. W punkcie STW1 nie zidentyfikowano mierzalnych stężeń LZO. Jednakże w punkcie STW2 odnotowano obecność pentanu na poziomie $126 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wykrycie tego bardzo lotnego węglowodoru w otwartym cieku wodnym stanowi niezbitą dowód na to, że układ hydrologiczny aktywnie transportuje lekkie frakcje poza rejon składowiska, a ich ciągłe odparowywanie zasila lokalną warstwę atmosfery.

Przeanalizowane dane ujawniają fakt, że problem obszaru WTZ ZACHEM SOE nie ogranicza się wyłącznie do migracji zanieczyszczeń rozpuszczonych. Generowana z matrycy wodnej chmura gazów (szczególnie węglowodorów cyklicznych w rejonie STP2 oraz toksycznych disiarczków w STP8) sugeruje potrzebę włączenia ryzyka inhalacyjnego w ocenę ryzyka zdrowotnego.

Na podstawie właściwości fizykochemicznych zidentyfikowanych substancji przypuszcza się, że przy sprzyjających uwarunkowaniach hydrogeologicznych i litologicznych gazy te mogą migrować pionowo w kierunku powierzchni terenu (zjawisko tzw. intruzji oparów). **Należy jednak podkreślić, że wartości stężeń uzyskane w zamkniętym, laboratoryjnym układzie analitycznym odzwierciedlają potencjał emisyjny samej wody.** W rzeczywistych warunkach środowiskowych, stężenia tych substancji w przypowierzchniowych warstwach gruntu czy w powietrzu atmosferycznym ulegałyby znacznym procesom rozcieńczenia, dyspersji oraz naturalnej wentylacji.

Matryca glebowa

Analiza lotnych związków organicznych (LZO) uwalniających się z głębokich profili glebowych (analiza fazy nadpowierzchniowej HS-GC-MS) stanowi ostateczne potwierdzenie skali zjawiska intruzji oparów na terenie WTZ SOE. Wyniki stężeń gazów glebowych, dokumentują strumień ksenobiotyków nieustannie odparowujących z warstwy aeracji do atmosfery. Z perspektywy oceny ryzyka zdrowotnego, matryca glebowa działa jak emitor, generując chroniczne zagrożenie inhalacyjne i dermalne.

Dominującym, powszechnym markerem zidentyfikowanym w gazach glebowych obszaru SOE jest 2,2,4,6,6-pentametyloheptan (izoalkan z grupy izododekanów). Związek ten został wykryty w niemal wszystkich analizowanych profilach, wyznaczając jednocześnie strefy krytycznego nasycenia oparami (tzw. "hot-spoty" gazowe). W punkcie STG5 stężenie tego węglowodoru osiągnęło maksymalną wartość 1211 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Towarzyszy mu tam inny izoalkan – 2,2,4,4-tetrametylooktan (118 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Istotna obecność 2,2,4,6,6-pentametyloheptanu odnotowano również w profilach STG7 (699 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz STG8 (339 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Obecność tak znaczących ilości oparów specyficznych, syntetycznych rozpuszczalników węglowodorowych w przestrzeniach porowych gruntu zmienia parametry fizykochemiczne podłoża. Frakcje te, odparowując, nie tylko stwarzają bezpośrednie ryzyko uszkodzenia ośrodkowego układu nerwowego (OUN) u receptorów na powierzchni, ale jako gazy wypychają z gleby powietrze atmosferyczne, tworząc rozległe strefy beztlenowe zmieniające/ograniczające ilościowo mikrobiom glebowy.

Drugim pod względem powszechności lotnym ksenobiotykiem w matrycy glebowej jest acetofenon. Ten aromatyczny keton zidentyfikowano w większości punktów badawczych, ze stężeniami rzędu 113 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w STG5 i STG7, 84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w STG4 oraz 77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w STG1. Istotnym wnioskiem z perspektywy oceny zasięgu migracji chmury gazowej jest detekcja acetofenonu w stężeniu 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w próbce STG2. Punkt

ten, wytypowany pierwotnie jako tło geochemiczne, wykazuje również znaczną emisję izoalkanów (2,2,4,6,6-pentametyloheptanu na poziomie $91 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 3-pentanonu ($31 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Taki wynik analizy przestrzeni nadpowierzchniowej jest, chemicznym dowodem na to, że obszar STG2 znajduje się w strefie znacznej emisji obszarowej. Uzasadnia to w pełni odnotowaną w nim wcześniej wysoką toksyczność chroniczną wobec rośliny sorgo (III klasa). Badane LZO wędruje w porach gruntu z dala od historycznego centrum depozycji odpadów.

Wśród powszechnych rozpuszczalników węglowodorowych zidentyfikowano również lotne związki specyficzne dla procesów realizowanych ZACHEM-u:

- Sulfolan (ditlenek tetrahydrotiofenu): wykryty w gazach glebowych punktu STG6 na poziomie $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Emitowanie do powietrza glebowego tak wysoce polarnego i ciężkiego związku siarki wskazuje, że strefa STG6 jest znacznie nasycona, a gazy wypychane są ku powierzchni pod znacznym ciśnieniem wewnętrznym matrycy.
- 1-chloro-2-butanon: detekcja w profilu STG8 ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Obecność lotnych, chlorowcowanych ketonów jest niebezpieczna z uwagi na ich właściwości drażniące, żrące i mutagenne przy inhalacji.
- Eter monobutyłowy glikolu dietylenowego (Ethanol, 2-(2-butoxyethoxy)-): zidentyfikowany w znacznym stężeniu $139 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w punkcie STG7. Jest to istotny, przemysłowy rozpuszczalnik polarny, którego odparowywanie stwarza ryzyko intoksykacji dla układu oddechowego i wątroby.

Stale generowane stężenia izoalkanów (przekraczające w hot-spotach $1200 \mu\text{g}/\text{m}^3$), eterów, chloroketonów i acetofenonu stwarzają przewlekłe zagrożenie toksykologiczne dla receptorów na drodze wziewnej, co ze względu na skalę przekroczeń wyklucza możliwość bezpiecznego, bezizolacyjnego użytkowania terenu w standardowych scenariuszach ekspozycji.

Matryca odpadowa

Analiza frakcji lotnej (gazu nadpowierzchniowego), uwalniającej się bezpośrednio z rdzeni odpadowych (punkty STO1 do STO8), stanowi dowód na to, że zdeponowane masy nie uległy historycznej stabilizacji, lecz funkcjonują jako aktywny reaktor emisyjny. Wyniki badań ujawniają mechanizm, w którym matryca odpadowa generuje chmurę toksycznych gazów, penetrującą następnie profil glebowy i warstwę aeracji. Obserwowane zmiany klimatu (wzrost liczby dni z temperaturami powyżej 30°C oraz pojawiające się susze) wpływają na wzrost zjawiska aeracji.

Zdecydowanie najbardziej istotnym rezultatem badań, z perspektywy toksykologii inhalacyjnej, jest profil zidentyfikowany w rdzeniu STO4. Obraz chromatograficzny gazów ujawnia tu potężną emisję

wysoce toksycznych rozpuszczalników chlorowcoorganicznych, stanowiących bezpośredni, niezaprzeczalny dowód po historycznej produkcji epichlorohydryny.

W fazie nadpowierzchniowej odnotowano wysokie stężenie 1,2,3-trichloropropanu ($286 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz 1,2-dichloropropanu ($106 \mu\text{g}/\text{m}^3$). 1,2,3-trichloropropan to toksyczny ksenobiotyk, klasyfikowany jako prawdopodobny kancerogen dla ludzi, wykazujący silne działanie hepatotoksyczne i genotoksyczne. Związkowi towarzyszy 1,1,2,3,4,4-heksachlorobutadien ($59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – silna toksyna uszkadzająca nerki, oraz trans-1,2-dichlorocykloheksan ($37 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Emisja tak znaczącego ładunku chlorowanych gazów tłumaczy wykazaną we wcześniejszych badaniach biologicznych IV klasę toksyczności (100% śmiertelności) dla tego obszaru. Środowisko to jest można określić jako skrajnie bójcze.

W przeciwieństwie do wód i gleb, gdzie frakcja BTEX (benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny) ulegała zjawiskom maskowania lub wypłukiwania, matryca odpadowa wciąż intensywnie odparowuje te niebezpieczne związki. Benzen, będący potwierdzonym, bezprogowym kancerogenem Grupy 1 wg IARC, odparowuje z rdzeni STO2, STO4, STO5, STO6, STO7 i STO8 w stężeniach od 11 do $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Współwystępują z nim m-ksylen, p-ksylen (np. STO5: $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$, STO6: $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz o-ksylen i toluen (m m.in. STO4: $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Permanentne uwalnianie benzenu bezpośrednio z bryły odpadu sprawia, że obszar składowiska w warunkach naruszenia struktury gruntu (np. prace ziemne) natychmiast wyemituje chmurę gazów toksycznych.

Potwierdzeniem wysycenia odpadów jest zjawisko uwalniania do fazy gazowej związków, które w normalnych warunkach środowiskowych charakteryzują się stosunkowo niską prężnością par. W gazach nadpowierzchniowych próbek STO1, STO4 i STO7 zidentyfikowano mierzalne stężenia wolnego fenolu (od 20 do $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Obecność par fenolu dowodzi wysycenia właściwości sorpcyjnych matrycy – odpady nie są w stanie utrzymać zanieczyszczeń w fazie stałej.

Całość struktury gazowej, analogicznie jak w przypadku gleby, wiąże uniwersalny marker rozpuszczalnikowy – 2,2,4,6,6-pentametyloheptan (izododekan). Jest on obecny we wszystkich analizowanych profilach od STO1 do STO8, przy czym w STO2 osiąga stężenie $183 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w STO4 wyniósł $108 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Obecność tego lotnego izoalkanu w każdej frakcji środowiskowej (odpad, gleba, woda) wskazuje na to, że obszar ten jest jednolitym układem hydrodynamicznym i pneumatycznym, w którym gazy swobodnie wędrują we wszystkich kierunkach.

Na szczególną uwagę zasługuje również masywna obecność alfa-pinenu, związku z grupy terpenów. Występuje on m.in. w STO1, STO4, STO6 i STO8, jednak w rdzeniu STO2 jego stężenie osiąga maksymalną wartość $548 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W kontekście zakładów chemicznych nie jest to marker pochodzenia naturalnego (roślinnego), lecz wskaźnik historycznego stosowania przemysłowych rozpuszczalników terpenowych

(pochodnych terpentyny), które ze względu na swoje właściwości emulgujące utrzymują środowisko odpadu w formie półpłynnej.

2.2.5. Kompleksowa Synteza Środowiskowo-Toksykologiczna

Integracja wyników badań ekotoksykologicznych, analiz chromatograficznych ekstraktów ciekłych (GC-MS) oraz profili fazy nadpowierzchniowej (HS-GC-MS) dla wszystkich matryc środowiskowych pozwala na ostateczne zamknięcie procesu budowy Konceptualnego Modelu Miejsca (CSM) dla obszaru WTZ ZACHEM SOE. W rzeczywistości teren składowiska stanowi aktywne źródło zanieczyszczeń, które jest prawdopodobnie źródłem zagrożeń dla stabilności pobliskich ekosystemów oraz zdrowia publicznego. Z perspektywy rygorystycznej Oceny Ryzyka Zdrowotnego oraz projektowania bezpiecznych warunków narażenia zawodowego, zidentyfikowane procesy fizykochemiczne wskazują na potencjał genotoksyczny i układowy. Sytuacja ta wymaga zastosowania najbardziej konserwatywnych scenariuszy ekspozycji, co w przekrojowy sposób obrazuje tabela 79, integrująca badane matryce, ogniska krytyczne oraz kluczowe ścieżki zagrożeń.

Tabela 79 Zintegrowana matryca ryzyka ekotoksykologicznego i zdrowotnego dla obszaru WTZ ZACHEM SOE

Matryca i Ogniska Krytyczne	Obciążenie Ekotoksykologiczne	Wiodące Frakcje Lotne (LZO)	Związki Średniolotne / Nielotne i Jony	Ryzyko Zdrowotnego (HHRA)
ODPADY: Ognisko kancerogenne (STO4, STO6)	IV Klasa (Środowisko bójcze, 100% śmiertelności fauny)	Rozpuszczalniki chlorowcowane i aromatyczne: 1,2,3-trichloropropan (skrajne stężenia), benzen, 1,2-dichloropropan, pary fenolu.	Amidy i gęste frakcje: propanamid (masywny sygnał), 1,2-dichlorobenzen, 2,4-dichlorofenol, 2-chloronaftalen.	Ostre ryzyko inhalacyjne i układowe. Bezpośrednia emisja gazowych kancerogenów (benzen). Skrajne zagrożenie dla pracowników przy naruszeniu urobku.
ODPADY: Emitor związków lotnych (STO2, STO8)	II – III Klasa (Wysoka toksyczność chroniczna)	Terpeny i izoalkany: alfa-pinen (>500 µg/m ³), 2,2,4,6,6-pentametyloheptan, o-ksylen.	Frakcje ciężkie i EDCs: WWA (benz[a]antracen, piren), PCB, ftalany (DEHP, DBP), fosforan trifenyli.	Zjawisko elucji. Lotne terpeny wypływają silnie onkogenne WWA i ksenoestrogeny, napędzając ich pionową migrację w głąb gruntu.
WODY PODZIEMNE: Chmura letalna (STP5, STP6)	IV Klasa (100% śmiertelności konsumentów, silna inhibicja bakterii)	Frakcje aromatyczne (niskocząsteczkowe): pirydyna, śladowe ilości chlorowcopochodnych.	Aminy aromatyczne (Kancerogeny Gr. 1): benzydyna, anilina (masywne nasycenie), o-	Krytyczne ryzyko białaczkowe. Benzydyna inicjuje nowotworzenie, a anilina grozi śmiertelną

			toluidyna, 8-aminochinolina.	methemoglobinemią. Rozpuszczona chmura o wysokiej mobilności.
WODY PODZIEMNE: Soczewka LNAPL (STP2, STP3)	II Klasa, toksyczność ostra (Matryca wielofazowa)	Chmura cykloalkanów: dietylocyklopentan ($>400 \mu\text{g}/\text{m}^3$), propylocykloheksan.	Związki BTEX i plastyfikatory: benzen, ksyleny, naftalen, ftalan dibutyli (DBP).	Ryzyko wybuchowe i neurotoksyczność. Pływająca warstwa naftopochodna generuje zagrożenie uszkodzenia układu nerwowego przy inhalacji oparów.
GLEBA: Strefa Aeracji (STG1-STG15)	II – III Klasa (Toksyczność chroniczna i zahamowanie wzrostu)	Izoalkany i sulfonany: 2,2,4,6,6-pentametyloheptan ($>1200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ w STG5), acetofenon, chloroaketon.	Uniwersalny rozpuszczalnik i EDCs: 2-pentanol / 2-pentanon, WWA, DEHP, DBP, (p,p'-DDE)	Potężna intruzja oparów (Vapor Intrusion). Grunt utracił funkcje izolacyjne; przebywanie na obszarze bez ochrony prowadzi do intoksykacji.
WODY POWIERZCH.: Strefa Odpływu (STW)	I Klasa (Zjawisko stymulacji wzrostu - maskowanie biogenne)	Węglowodory alifatyczne: pentan ($126 \mu\text{g}/\text{m}^3$).	Markery zanieczyszczeń i EDCs: difenylosulfon, rezorcyna, DEHP, długołańcuchowe alkany.	Transfer międzymatrycowy. Obecne biogeny "maskują" chroniczne ryzyko endokrynne ftalanów. Zamknięty łańcuch ekspozycji dla rzeki Wisły.

Analizując zebrane dane, należy wyraźnie zaznaczyć, że zdeponowane w rdzeniach STO odpady stanowią epicentrum zagrożenia i najprawdopodobniej praktycznie ciągłe źródło emisji. Uzasadnia to w pełni wykazaną w biotestach IV klasę toksyczności o bezwzględny charakterze bólczy. Detekcja w gazach glebowych znacząco wysokich stężeń 1,2,3-trichloropropanu oraz bezprogowego, rakotwórczego benzenu bezpośrednio wskazuje na chemiczny odcisk palca pozostawiony po historycznym procesie produkcji epichlorohydryny. Matryca ta nie uległa jakiegokolwiek naturalnej stabilizacji; jest przesycona ksenobiotykami o silnym działaniu hepatotoksycznym i mutagennym, które się z niej uwalniają. Obecność parującego fenolu i znacznych ładunków alfa-pinenu wskazuje na całkowity brak zdolności sorpcyjnej rdzeni odpadowych, które stanowią swoisty otwarty kurek z toksynami, nieustannie zasilający przyległe układy hydrogeologiczne. Ważnym dowodem, spajającym mechanikę transportu na całym poligonie, jest identyfikacja uniwersalnych wektorów rozpuszczalnikowych. Powszechna obecność 2,2,4,6,6-pentametyloheptanu, osiągającego w gazach glebowych stężenia rzędu $1200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, oraz 2-pentanolu we wszystkich badanych frakcjach doskonale tłumaczy fenomen błyskawicznej propagacji

zanieczyszczeń. Lotne izoalkany obniżają lepkość środowiska, działając jak tłoki wypychające cięższe frakcje w dół i na zewnątrz składowiska. Mechanizm ten jest prawdopodobnie dodatkowo potęgowany przez substancje endokrynnie czynne (EDCs), takie jak ftalany (DEHP, DBP). Związki te funkcjonują w układzie jako emulgatory, radykalnie zwiększając rozpuszczalność w wodzie silnie hydrofobowych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) i frakcji BTEX, co wprost toruje im drogę do głębszych warstw wodonośnych.

Konsekwencją wyżej opisanych procesów jest perspektywa sytuacji kreującej ryzyko zdrowotne. Analiza wód podziemnych (STP) obnaża najpoważniejsze konsekwencje zdrowotne – wykrycie benzydyny, będącej kancerogenem Grupy 1 wywołującym raka pęcherza moczowego, w połączeniu z stężeniami aniliny i toluidyny, kreuje obraz środowiska o cechach letalnych. Ekspozycja człowieka na uwalnianą anilinę może skutkować methemoglobinemią i głębokim niedotlenieniem tkankowym. Spływające zanieczyszczenia nie są jednak układem homogenicznym. W strefie STP2 zidentyfikowano wysoce aktywną, pływającą soczewkę lekkich cieczy nefazowych (LNAPL), uformowaną z uwalnianych w znaczących ilościach cykloalkanów, co generuje dodatkowe skrajne ryzyko intoksykacji inhalacyjnej dla ekspozowanych osób. Matryca glebowa (STG) uległa z kolei całkowitej degradacji, tracąc na głębokości do jednego metra swoje funkcje buforowe i przeistaczając się we wtórny emitent gazów. Obecność w powietrzu glebowym toksycznych markerów, takich jak sulfolan czy chlorowane ketony, tłumaczy obserwowaną toksyczność chroniczną. Intruzja oparów (*Vapor Intrusion*) przenikająca przez profil gruntowy powinna być wskazaniem do wykluczenia możliwości przebywania w tym rejonie bez zaawansowanych systemów ochrony dróg oddechowych.

Obraz całości dopełnia transfer zanieczyszczeń do wód powierzchniowych (STW), którego z pozoru łagodne wyniki I klasy toksyczności stanowią klasyczną pułapkę interpretacyjną. Brak natychmiastowego efektu letalnego organizmów testowych wynika z opisanego wcześniej zjawiska maskowania biogenego, ale też presji obecnie prowadzonej na omawianym terenie działalności. Nadpodaż długołańcuchowych węglowodorów alifatycznych stymuluje gwałtowny przyrost biomasy roślinnej, która w wąskim oknie czasowym biotestu skutecznie ukrywa przewlekłe, antyandrogenne działanie ksenoestrogenów, takich jak DEHP. Związki te zostały wprost potwierdzone ekstrakcją chemiczną, domykając model transferu zanieczyszczeń pomiędzy poszczególnymi matrycami. Skład chemiczno-toksykologiczny obszaru SOE sugeruje, że mikrobiom został w tym środowisku całkowicie zmieniony i ilościowo ograniczony.

2.2.6. Mechanizmy ryzyka środowiskowo-zdrowotnego

W rozdziale przedstawiono analizę mechanizmów odpowiedzialnych za rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń, których właściwa parametryzacja jest kluczowa dla prawidłowego zdefiniowania Całociowego Ryzyka Nowotworowego (ILCR) oraz ryzyka nienowotworowego.

Rozpoznane zanieczyszczenia na terenie WTZ ZACHEM SOE wymuszają odejście od klasycznych, liniowych modeli transportu ksenobiotyków, opartych na prawie Darcy'ego oraz standardowych równaniach dyfuzji. Złożoność matrycy, w której współwystępują gęste ciecze niefazowe (DNAPL), lekkie ciecze niefazowe (LNAPL) oraz rozpuszczalne w wodzie frakcje toksyczne, inicjuje skomplikowane zjawiska fizykochemiczne.

Obecność w przestrzeniach porowych gruntu i matrycy odpadowej znacznych stężeń lotnych węglowodorów – ze szczególnym uwzględnieniem izoalkanów (np. 2,2,4,6,6-pentametyloheptan notowany w stężeniach przekraczających $1200 \mu\text{g}/\text{m}^3$), cykloalkanów oraz rozpuszczalników terpenowych (alfa-pinen powyżej $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$) – nie może być rozpatrywana wyłącznie w kategorii zagrożenia inhalacyjnego. Substancje te spełniają w układzie środowiskowym WTZ SOE funkcję uniwersalnych modyfikatorów fizykochemicznych.

Z termodynamicznego punktu widzenia, nasycenie ośrodka gruntowego masą lotnych rozpuszczalników obniża lepkość dynamiczną (kinematyczną) oraz napięcie powierzchniowe całej zalegającej tam mieszaniny odpadów. W rezultacie środowisko to nie ulega stabilizacji i konsolidacji, lecz utrzymywane jest w formie aktywnego, półpłynnego reaktora.

Dane wskazują, że zjawisko to prawdopodobnie generuje obukierunkowy mechanizm wymuszonego transportu (efekt tłoka). Z jednej strony, wysoka prężność par lotnych izoalkanów tworzy w strefie aeracji nadciśnienie gazowe, które adwekcyjnie wypycha powietrze glebowe ku górze, przez co gazy te nieustannie penetrują warstwę przypowierzchniową. Z drugiej strony, drastyczne obniżenie gęstości i lepkości mieszaniny ułatwia grawitacyjną migrację (tonięcie) najcięższych, w tym kancerogennych frakcji DNAPL (np. chlorobenzenów, heksachlorobutadienu) oraz wielopierścieniowych amin aromatycznych (np. benzydyna, anilina) w dół, przez okna hydrogeologiczne do głębszych warstw wodonośnych.

Zidentyfikowanie w płytkich horyzontach glebowych (do 1 m p.p.t.) toksycznych, lotnych substancji – takich jak bezprogowy, rakotwórczy benzen, 1,2,3-trichloropropan (silny czynnik hepatotoksyczny i genotoksyczny) oraz chlorowane ketony – całkowicie redefiniuje hierarchię ścieżek narażenia. Profil glebowy na obszarze SOE zapewne uległ całkowitej degradacji buforowej. Zamiast pełnić funkcję strefy naturalnej atenuacji (odfiltrowywania), stał się rozległym, wtórnym emiterym (ang. *secondary source*) gazów glebowych.

Mechanizm intruzji oparów na analizowanym terenie napędzany jest dwutorowo: poprzez dyfuzję wynikającą z gradientu stężeń (zgodnie z pierwszym prawem Ficka) oraz poprzez adwekcję gazową wymuszaną przez różnice ciśnień między ośrodkiem porowym a atmosferą. Z perspektywy toksykologii i zdrowia ludzkiego, ta droga ekspozycji stwarza ryzyko o charakterze krytycznym. Wdychanie oparów zawierających kancerogeny takie jak benzen czy 1,2,3-trichloropropan prowadzi do bezpośredniego transferu tych ksenobiotyków przez barierę pęcherzykowo-włośniczkową do krwiobiegu, z ominięciem efektu pierwszego przejścia przez wątrobę (ang. *first-pass effect*), co zwiększa ich dostępność ustrojową i aktywność mutagenną.

Kolejnym, ujawnionym na drodze analitycznej procesem na obszarze WTZ ZACHEM SOE jest zjawisko masowego transferu zanieczyszczeń wysoce hydrofobowych do fazy wodnej, napędzane efektem współrozpuszczalności. W matrycach zidentyfikowano równocześnie, znaczne stężenia substancji endokrynnie czynnych (EDCs) z grupy ftalanów – głównie ftalanu bis(2-etyloheksylu) (DEHP) oraz ftalanu dibutyli (DBP) – wraz z frakcjami BTEX i Wielopierścieniowymi Węglowodorami Aromatycznymi (WWA).

Ftalan w środowisku podziemnym zachowują się jak syntetyczne surfaktanty (emulgatory). Obniżając polarność wód porowych i napięcie na granicy faz, istotnie zwiększają rozpuszczalność ksenobiotyków, które charakteryzują się często bardzo wysokim współczynnikiem podziału oktanol-woda (K_{ow}). WWA (takie jak kancerogeny benz[a]antracen czy piren), które w czystej wodzie wykazują minimalną mobilność i powinny ulegać silnej retencji (opóźnieniu) na matrycy organicznej gruntu, w obecności ftalanów i rozpuszczalników BTEX ulegają swoistemu wypłukaniu i formowaniu toksycznej chmury odcieków.

Rozpoznanie tego zjawiska stanowi istotną informację dla dalszego zaawansowanego modelowania hydrogeologicznego. Przy prognozowaniu transportu zanieczyszczeń na analizowanym terenie, estymacje oparte na klasycznych współczynnikach sorpcji (K_d , K_{oc}) należałoby integrować z poprawkami na efekt współrozpuszczalności. Uwzględnienie tego specyficznego mechanizmu w architekturze modeli może być przydatne do prawidłowego zdefiniowania rzeczywistych, znacznie szybszych wektorów przemieszczania się hydrofobowych ksenobiotyków w warstwach wodonośnych.

Zjawisko współrozpuszczania pociąga za sobą również konsekwencje dla samej oceny wpływu na organizm ludzki (Synergia Toksykologiczna). Receptory ekspozowane na odcieki z obszaru SOE (np. poprzez skażone ujęcia wody) narażone są na równoczesne, zintegrowane oddziaływanie ksenobiotyków o odmiennych punktach uchwytu. Genotoksyczne kancerogeny (WWA, benzydyna) uderzają w aparat nuklearny komórek, podczas gdy nienowotworowe promotory i modyfikatory (ftalany pełniące rolę ksenoestrogenów) zaburzają gospodarkę hormonalną, drastycznie osłabiając naturalne mechanizmy odpornościowe i naprawcze organizmu. Synergia skumulowanego ujęcia ryzyka pozwala

wyprowadzić wniosek, że interakcja między zanieczyszczeniami prowadzi do geometrycznego, a nie jedynie sumarycznego, potęgowania zagrożenia dla życia i zdrowia.

2.3. Problematyka występowania substancji endokrynnie czynnych w ocenie ryzyka zdrowotnego

Związki endokrynnie czynne (ang. *Endocrine Disrupting Chemicals* – EDC) to substancje występujące naturalnie lub jako syntetyczne zanieczyszczenia w środowisku i żywności. Ich obecność oraz generowane przez nie zagrożenia są identyfikowane na poziomie globalnym przez Światową Organizację Zdrowia (WHO), na poziomie regionalnym przez Unię Europejską, a także lokalnie, poprzez krajowe akty prawne. WHO definiuje substancje endokrynnie czynne jako „egzogenną substancję lub mieszaninę, która zaburza funkcję układu dokrewnego i w konsekwencji powoduje niekorzystne efekty w zdrowym organizmie, u jego potomstwa lub w całych subpopulacjach”¹⁴. Na gruncie europejskim Komisja Europejska określa je jako „związki egzogenne, które powodują niekorzystne efekty zdrowotne w organizmie lub u jego potomstwa, będące następstwem zaburzeń w funkcjonowaniu układu dokrewnego. Potencjalny EDC to substancja o właściwościach, które mogą prowadzić do zaburzeń endokrynnych w zdrowym organizmie”¹⁵. Z kolei Polskie Towarzystwo Endokrynologiczne proponuje definicję EDC jako „egzogenną substancję chemiczną lub mieszaninę substancji chemicznych, która ingeruje w każdy z mechanizmów działania hormonów”¹⁶.

EDC stanowią specyficzny typ zanieczyszczeń krążących w wielu matrycach środowiskowych (ang. *multi-compartmental contaminants*). Występują powszechnie w powietrzu, glebie, wodach słodkich i morskich, osadach dennych, a nawet w tkankach roślinnych, wykazując silny potencjał do bioakumulacji¹⁷. Transfer EDC na dalekie odległości odbywa się przede wszystkim drogą wodną i atmosferyczną¹⁸. Choć eliminacja EDC ze środowiska jest możliwa w naturalnych procesach biotycznych

¹⁴ Damstra T., Barlow S., Bergman A. et al. *Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors*. Geneva: World Health Organization 2002

¹⁵ EC. *European workshop on the impact of endocrine disruptors on human health and wildlife*. Environment and climate research programme DX, Brussels: European Commission 1996.

¹⁶ Polish Society of Endocrinology Position statement on endocrine disrupting chemicals (EDC). *Endokrynologia Polska* vol. 66 no 3 (2015).

¹⁷ Wang G., Ma P., Zhang Q. et al. *Endocrine disrupting chemicals in New Orleans surface waters and Mississippi Sound sediments*. *J Environ Monit.* 2012 May;14(5):1353-64.

¹⁸ Lohman R., Breivik K., Dachs J. et al. *Global fate of POPs: current and future research directions*. *Environmental Pollution* 2007 Nov;150(1):150-65.

i abiotycznych, substancje te wykazują wyraźną tendencję do włączania się w łańcuchy pokarmowe, co skutkuje ich biomagnifikacją na wyższych poziomach łańcuchów troficznych¹⁹.

Badania toksykologiczne wykazują specyficzne właściwości EDC, które bezwzględnie muszą być brane pod uwagę przy ocenie ryzyka zdrowotnego. Kluczowym czynnikiem determinującym skalę zagrożenia jest wiek organizmu w momencie ekspozycji. Dowiedziono, że młodsze organizmy charakteryzują się znacznie wyższą wrażliwością na negatywne efekty biologiczne wywoływane przez te związki. Fundamentalne znaczenie ma tu ekspozycja w okresie życia płodowego, której konsekwencją są trwałe wady rozwojowe oraz zmiany epigenetyczne. Należy podkreślić, że negatywne efekty biologiczne EDC ujawniają się już przy stężeniach subchronicznych, często znacznie niższych od tych, dla których w standardowych badaniach wylicza się klasyczne działanie toksyczne. Badania nad EDC ujawniły ponadto tzw. paradoks toksykologiczny (nieliniowa zależność dawka-odpowiedź) – w wielu przypadkach to ekspozycja na mniejsze, a nie większe dawki, wykazuje silniejszy efekt biologiczny na poziomie komórkowym²⁰.

Konsekwencją mechanizmu działania EDC jest wydłużony okres latencji, tj. znaczne opóźnienie pomiędzy pierwotną ekspozycją a pojawieniem się klinicznych objawów chorobowych. Współczesna toksykologia mocno akcentuje również udowodniony mechanizm transpokoleniowego dziedziczenia efektów biologicznych. Opiera się on na fakcie, że ekspozycja ciężarnej matki (pokolenie F0) oznacza jednocześnie, bezpośrednie narażenie rozwijającego się płodu (pokolenie F1) oraz formujących się w jego obrębie komórek rozrodczych (gamet). W efekcie, konsekwencje intoksykacji przenoszone są na trzecie pokolenie (F2), które nigdy bezpośrednio nie miało kontaktu z substancją w środowisku²¹.

Zgodnie z aktualną wiedzą medyczną, zaburzenia wywoływane przez EDC obejmują w szczególności:

- zaburzenia czynności żeńskiego układu rozrodczego,
- zaburzenia czynności męskiego układu rozrodczego,
- indukcję chorób tarczycy,
- udział patofizjologiczny w rozwoju choroby otyłościowej,
- działanie diabetogenne, przyspieszające rozwój cukrzycy typu 2.

¹⁹ Annamalai J., Namasivayam V. *Endocrine disrupting chemicals in the atmosphere: Their effects on humans and wildlife. Environ Int.* 2015 Mar;76:78-97.

²⁰ vom Saal F.S., Akingbemi B.T., Belcher S.M. et al. *Chapel hill bisphenol A expert panel consensus statement: Integration of mechanisms, effects in animals and potential to impact human health at current levels of exposure. Reprod Toxicol* 2007; 24: 131-138.

²¹ Nilsson E., Larsen G., Manikkam M. et al. *Environmentally induced epigenetic transgenerational inheritance of ovarian disease. PLoS One* 2012; 7: 36129.

Identyfikacja ponad 800 związków chemicznych o udokumentowanej zdolności do zaburzania gospodarki hormonalnej, powszechność ich występowania, a także udowodnione, drastyczne skutki narażenia na dawki sub-toksyczne powodują, że globalne i regionalne systemy prawne ulegają głębokim redefinicjom. Oczywistym staje się bezwzględny wymóg uwzględniania EDC w rygorystycznych modelach Oceny Ryzyka Zdrowotnego (HHRA).

Klasyczny model Oceny Ryzyka Zdrowotnego (ang. *Health Risk Assessment* – HRA) to ustrukturyzowany proces służący do identyfikacji, analizy i kwantyfikacji prawdopodobieństwa wystąpienia niekorzystnych skutków zdrowotnych. Obejmuje on cztery etapy: identyfikację zagrożenia, ocenę zależności dawka–odpowieź, ocenę narażenia oraz charakterystykę ryzyka. W przypadku EDC model ten napotyka na poważne wyzwania metodologiczne, ponieważ:

- efekty zdrowotne mogą występować przy bardzo niskich dawkach (nieliniowa zależność dawka–odpowieź / *non-monotonic dose-response*),
- skutki narażenia mają charakter odroczony (np. ujawniają się dopiero w okresie dojrzewania),
- szczególną nadwrażliwością wykazują się populacje w okresie prenatalnym oraz dzieci,
- fundamentalne znaczenie ma synergia oddziaływania różnych związków w mieszaninie (tzw. efekt koktajlu / *cocktail effect*).

Z perspektywy bezpieczeństwa publicznego powyższe właściwości wymuszają odejście od wyłącznie progowego, matematycznego podejścia do ryzyka na rzecz bezwzględnego stosowania medycznej zasady ostrożności (*Precautionary Principle*).

Prawne regulacje substancji endokrynnie czynnych

Prawo ochrony środowiska przez długi czas nie wyróżniało substancji endokrynnie czynnych jako odrębnej, spójnej kategorii regulacyjnej. Nie oznacza to jednak braku nadzoru – część EDC podlegała regulacjom jako ogólne substancje niebezpieczne lub substancje czynne biologicznie (np. syntetyczne hormony). Ustrukturyzowanie norm prawnych dla tej grupy napotykało trudności ze względu na dynamicznie rosnący katalog związków, u których sukcesywnie identyfikowano nieznany wcześniej mechanizm zaburzania gospodarki hormonalnej.

Zasadniczy przełom w tym obszarze przyniosła unijna Strategia w zakresie chemikaliów na rzecz zrównoważoności (CSS) z 2020 roku. Strategia ta promuje horyzontalne i spójne podejście do EDC we wszystkich aktach prawnych. W jej następstwie znowelizowano rozporządzenie REACH, co umożliwiło kategoryzację substancji endokrynnie czynnych jako Substancji Wzbudzających Szczególnie Duże Obawy (SVHC). Na listę tę wpisano m.in. bisfenol A oraz szereg ftalanów. Z kolei w rozporządzeniu CLP (1272/2008), dotyczącym klasyfikacji, oznakowania i pakowania, wprowadzono zupełnie nowe klasy

zagrożeń dedykowane EDC, co wymusiło rewizję kart charakterystyki. W obszarze środków ochrony roślin zmiany miały charakter porządkujący, ponieważ rozporządzenie (WE) nr 1107/2009 już przed 2020 rokiem zawierało twarde kryteria wykluczenia dla EDC. Analogicznie rygorystyczne podejście prezentuje rozporządzenie w sprawie produktów biobójczych (BPR, 528/2012), w którym zastosowano tzw. kryteria wykluczenia (*cut-off criteria*) – oznacza to, że substancje o udowodnionym działaniu endokrynnym z zasady nie mogą zostać zatwierdzone do obrotu, z pominięciem bardzo wąskich, ściśle zdefiniowanych odstępstw.

Podobne regulacje, celowane w eliminację ekspozycji na specyficzne związki endokrynne, wprowadzono w rozporządzeniu (WE) nr 1935/2004 (dotyczącym materiałów do kontaktu z żywnością), gdzie w latach 2024-2025 wprowadza się rygorystyczne ograniczenia dla bisfenolu A (BPA) i innych pochodnych bisfenolowych. W sektorze kosmetycznym (rozporządzenie 1223/2009) EDC podlegają ograniczeniom ilościowym lub całkowitym zakazom (Załącznik II). Należy podkreślić, że unijne rozporządzenia są stosowane bezpośrednio w polskim porządku prawnym, bez konieczności ich transpozycji krajowej.

Z perspektywy prowadzonych badań nad oceną skażenia matrycy gruntowo-wodnej na terenie dawnych zakładów ZACHEM, kluczowe znaczenie ma implementacja EDC w prawodawstwie wodnym. Podstawowy akt prawny UE w tym zakresie, Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW), początkowo nie posługiwała się definicją „zaburzaczy hormonalnych”, lecz nakazywała ocenę substancji mogących wpływać na funkcje endokrynne w ramach monitoringu stanu chemicznego wód. Lista substancji priorytetowych RDW (Załącznik X) obejmuje jednak kluczowe EDC – nonylofenole oraz ftalan di(2-etyloheksylu) (DEHP), które sklasyfikowano jako priorytetowe substancje niebezpieczne. Ochrona wód przed zanieczyszczeniami endokrynnymi jest stale rozszerzana m.in. poprzez mechanizm tzw. list obserwacyjnych (*watch lists*), służący monitorowaniu obecności nowo pojawiających się ksenoestrogenów, takich jak beta-estradiol. Co więcej, nowa dyrektywa z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi nakłada na państwa członkowskie bezwzględny obowiązek monitorowania EDC na całym etapie łańcucha dostaw, aby zapewnić wodzie pełne bezpieczeństwo zdrowotne i rygorystyczną jakość fizykochemiczną. Planowane nowelizacje RDW oraz dyrektywy o wodach podziemnych mają na celu ustanowienie koherentnych standardów jakościowych, co jest naturalnym krokiem w stronę systemów opartych na prewencji ryzyka. Opóźnienia we wdrażaniu tych ochronnych przepisów doprowadziły w 2024 roku do wniesienia przez Komisję Europejską skargi przeciwko Polsce do TSUE, co oznacza, że egzekwowanie nadzoru nad zanieczyszczeniami (w tym EDC) będzie ulegać drastycznemu zaostrzeniu.

Ewolucja systemów prawnych wymusza również silniejszą integrację zagadnień toksykologicznych w procesach inwestycyjnych. Zgodnie ze znowelizowaną dyrektywą w sprawie Ocen Oddziaływania na

Środowisko (OOŚ, 2011/92/UE z późn. zm.), zdrowie ludzkie i oddziaływanie populacyjne stanowią obligatoryjny element analiz. Efekty zdrowotne (w rozumieniu wytycznych WHO) to zmiany w statusie zdrowotnym grup lub populacji przypisywane danej działalności²². Integracja Oceny Wpływu na Zdrowie (HIA) z procesem środowiskowym stanowi fundamentalne narzędzie wdrażania zasady „zdrowie we wszystkich politykach”²³.

Procedura OOŚ dla terenów objętych historycznym zanieczyszczeniem (takich jak WTZ SOE) nie pozostaje obojętna na obecność EDC. Pomimo braku wyodrębnienia „zaburzeń endokrynnych” jako samodzielnej kategorii w polskiej ustawie ocenowej (ustawa ooś), zagadnienie to mieści się wprost w ustawowych wymogach weryfikacji oddziaływania na zdrowie ludzi, wody, gleby oraz w analizie wpływu substancji niebezpiecznych. Identyfikacja EDC ma krytyczne znaczenie na etapie ustalania zakresu raportu (*scoping*), nakazując weryfikację potencjału chronicznego narażenia przy niskich stężeniach oraz ocenę zjawiska kumulacji zanieczyszczeń w mieszaninach. Klasyczne metody badań terenowych coraz częściej wspierane są analizą efektów biologicznych (biomarkerów i biotestów). Ponadto, obowiązek weryfikacji oddziaływań skumulowanych zmusza projektantów do uwzględnienia zastanego tła środowiskowego (historycznych ognisk EDC w gruncie) przy ocenie bezpieczeństwa planowanego przeznaczenia terenu.

Również polskie Rozporządzenie Ministra Środowiska z 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi musi być interpretowane rozszerzająco. Należy zauważyć, że niektóre powszechnie występujące w glebie ksenobiotyki, takie jak Wielopierścieniowe Węglowodory Aromatyczne (WWA) czy wybrane pestycydy, wykazują udowodnione działanie endokrynnie. Jednak w świetle rozporządzenia są one klasyfikowane jako substancje powodujące ryzyko głównie przez pryzmat ich ogólnej toksyczności lub rakotwórczości, bez wyodrębnienia kryteriów specyficznie endokrynnych. Kluczowa jest tu ustawowa definicja zanieczyszczenia (art. 3 pkt 49 POŚ), według której już sama potencjalna zdolność wywołania negatywnych skutków jest podstawą do wdrożenia mechanizmów zaradczych. Brak arytmetycznego przekroczenia stężenia referencyjnego w gruncie nie zwalnia z odpowiedzialności, jeśli zachodzi ryzyko degradacji funkcji zdrowotnej i użytkowej ekosystemu.

Choć w praktyce administracyjnej oraz w powszechnej świadomości inwestorów procedura ocen oddziaływania na środowisko (OOŚ) jest często niesłusznie zawężana wyłącznie do sprawdzania, czy inwestycja matematycznie dotrzymuje standardów jakości środowiska, to z punktu widzenia prawa i

²² *Health promotion glossary of terms 2021. Geneva: World Health Organization; 2021.*

²³ *Vohra S., Cave B., Viliani F. et al. New international consensus on health impact assessment. The Lancet. 2010; 376(9751):1464–1465.*

orzecznictwa sądów administracyjnych jej rola jest znacznie szersza. Ocena OOŚ to zaawansowany instrument, za pomocą którego organ administracji może skutecznie przeciwdziałać negatywnym oddziaływaniom, nawet jeśli emisje mieszczą się w normach, o ile przemawia za tym wysoka wrażliwość lokalnego ekosystemu lub ochrona zdrowia i życia obywateli. Postępowanie to służy identyfikacji i zapobieganiu zjawiskom takim jak długoterminowa intoksykacja środowiskowa, na której straży stoi obowiązująca w Unii Europejskiej zasada przezorności.

2.4. Zbiorcza interpretacja wyników obliczeniowego szacowania ryzyka zdrowotnego

2.4.1. Interpretacja wyników oceny narażenia dermalnego na zanieczyszczenia obecne w glebach

Charakterystyka przeprowadzonej oceny

Przeprowadzona analiza obejmowała ocenę ryzyka zdrowotnego związanego z narażeniem dermalnym (kontakt skóry z glebą) dla próbek gleb pobranych w punktach SOE_1–SOE_28 na terenie dawnych zakładów ZACHEM. Ocenę wykonano oddzielnie dla trzech grup populacyjnych:

- osób dorosłych,
- dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat,
- dzieci w wieku od 3 lat do poniżej 6 lat.

Analiza została wykonana dla wszystkich dostępnych głębokości poboru próbek i obejmowała ocenę:

- ryzyka nienowotworowego (RCR – *Risk Characterisation Ratio*),
- ryzyka nowotworowego (CR – *Cancer Risk*).

W przypadku wskaźnika RCR przyjęto²⁴, że:

- $RCR \leq 1$ oznacza brak istotnego ryzyka zdrowotnego,
- $RCR > 1$ wskazuje na możliwość wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych i konieczność rozważenia działań ograniczających ekspozycję.

W przypadku ryzyka nowotworowego (CR) zastosowano następującą interpretację:

- $CR \leq 1 \times 10^{-6}$ – ryzyko pomijalne,
- $1 \times 10^{-6} < CR \leq 1 \times 10^{-4}$ – ryzyko tolerowalne / warunkowo dopuszczalne,

²⁴ U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). Risk Assessment for Other Effects. United States Environmental Protection Agency. URL: <https://www.epa.gov/fera/risk-assessment-other-effects>

U.S. Environmental Protection Agency (US EPA). Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part B. Development of Risk-Based Preliminary Remediation Goals. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. URL: <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-b>

- $CR > 1 \times 10^{-4}$ – ryzyko wysokie i nieakceptowalne.

Ocena została wykonana przy zastosowaniu realistyczno-konserwatywnych założeń ekspozycyjnych, obejmujących codzienny kontakt z glebą oraz uwzględnienie najbardziej narażonych powierzchni skóry. W analizie wykorzystano substancjo-specyficzne współczynniki absorpcji dermalnej (ABS), co zwiększa wiarygodność oszacowania ryzyka zdrowotnego.

Znaczenie drogi dermalnej w ocenie ryzyka środowiskowego

Narażenie dermalne związane jest z bezpośrednim kontaktem skóry z zanieczyszczoną glebą lub pyłem glebowym. Do kontaktu tego może dochodzić zarówno podczas aktywności zawodowych i rekreacyjnych, jak również w trakcie codziennego użytkowania terenu, prac ziemnych, zabawy dzieci na powierzchni gruntu czy kontaktu z pyłem wtórnie unoszonym z powierzchni gleby. Droga dermalna ma szczególne znaczenie w przypadku:

- terenów zdegradowanych przemysłowo,
- terenów rekreacyjnych i niezabezpieczonych powierzchni gruntowych,
- obszarów o płytko zalegających zanieczyszczeniach,
- populacji dziecięcej, ze względu na większy udział powierzchni skóry w stosunku do masy ciała oraz częstszy bezpośredni kontakt z podłożem.

W przeciwieństwie do drogi pożywieniowej, ekspozycja dermalna zależy w dużym stopniu od właściwości fizykochemicznych substancji chemicznych, w szczególności ich zdolności do przenikania przez barierę skórną. Z tego względu dla każdej substancji zastosowano indywidualne współczynniki absorpcji dermalnej. Szczególnie istotne znaczenie mają przekroczenia występujące w warstwach powierzchniowych gruntu (do około 0,5 m p.p.t.), ponieważ właśnie ta strefa pozostaje najbardziej dostępna dla bezpośredniego kontaktu człowieka z glebą.

Charakterystyka ogólna wyników dla populacji osób dorosłych

W tabeli 80 przedstawiono liczbę przekroczeń wskaźnika HQ (*Hazard Quotient*) dla ryzyka nienowotworowego w grupie osób dorosłych. Przekroczenia odnotowano przede wszystkim dla arsenu (As) i niklu (Ni), które występowały praktycznie we wszystkich punktach badawczych. Sporadycznie stwierdzano również przekroczenia dla baru (Ba) oraz difenylosulfonu. Największą liczbę przekroczeń odnotowano w punktach SOE_6, SOE_15, SOE_17, SOE_18 i SOE_10. Dominującymi zanieczyszczeniami odpowiadającymi za ryzyko nienowotworowe są arsen i nikiel. Bar i difenylosulfon mają znaczenie lokalne i nie wpływają istotnie na ogólny obraz ryzyka.

Wyniki wskazują, że droga dermalna może stanowić istotny element całkowitego narażenia środowiskowego, szczególnie w lokalizacjach o wysokich stężeniach metali ciężkich oraz związków organicznych o właściwościach toksycznych lub kancerogennych.

Tabela 80 Liczba przekroczeń wskaźnika HQ – osoby dorosłe

Punkt	Zanieczyszczenia	Liczba przekroczeń wskaźnika HQ			
		As	Ni	Ba	Difenylosulfon
SOE_1	As / Ni	11	14	-	-
SOE_2	As / Ni	7	9	-	-
SOE_3	As / Ni	10	15	-	-
SOE_4	As / Ni	9	12	-	-
SOE_5	As / Ni	7	11	-	-
SOE_6	As / Ni	17	20	-	-
SOE_7	As / Ni	8	11	-	-
SOE_8	As / Ni	6	10	-	-
SOE_9	As / Ni	7	11	-	-
SOE_10	As / Ni / Ba	11	15	2	-
SOE_11	As / Ni	6	10	-	-
SOE_12	As / Ni	7	12	-	-
SOE_13	As / Ni	8	10	-	-
SOE_14	As / Ni	9	9	-	-
SOE_15	As / Ni	13	21	-	-
SOE_16	As / Ni	10	12	-	-
SOE_17	As / Ni	12	15	-	-
SOE_18	As / Ni / Difenylosulfon	13	13	-	1
SOE_19	As / Ni	11	13	-	-
SOE_20	As / Ni	7	14	-	-
SOE_21	As / Ni	11	12	-	-
SOE_22	As / Ni	8	13	-	-
SOE_23	As / Ni	7	13	-	-
SOE_24	As / Ni	8	9	-	-
SOE_25	As / Ni	8	13	-	-
SOE_26	As / Ni	6	13	-	-
SOE_27	As / Ni	5	13	-	-
SOE_28	As / Ni	5	14	-	-

Wnioski:

- Ryzyko nienowotworowe dla dorosłych jest determinowane głównie przez arsen i nikiel.
- Występuje wyraźny, wielopunktowy problem środowiskowy obejmujący niemal cały badany obszar.
- Najwyższy priorytet dalszej oceny powinny mieć punkty SOE_6 i SOE_15.

W tabeli 81 przedstawiono liczbę przekroczeń dopuszczalnego poziomu ryzyka nowotworowego (CR) dla osób dorosłych. Najczęściej identyfikowanymi substancjami odpowiedzialnymi za przekroczenia były arsen i chrom, które występowały w niemal wszystkich punktach badawczych. W wybranych lokalizacjach odnotowano również przekroczenia związane z obecnością DEHP, benzo(a)pirenu (BaP), heksachlorobenzenu (HCB), benzenu oraz 1,2-dibromoetanu. Najwyższe wartości ryzyka nowotworowego stwierdzono w punktach SOE_6, SOE_15, SOE_25 oraz SOE_18. Zdecydowaną większość przekroczeń przypisano arsenowi i chromowi. Na tle pozostałych lokalizacji punkt SOE_25 wyróżniał się największą różnorodnością substancji o działaniu rakotwórczym.

Tabela 81 Liczba przekroczeń wskaźnika CR – osoby dorosłe

Punkt	Zanieczyszczenia	Liczba przekroczeń wskaźnika CR						
		As	Cr	DEHP	BaP	HCB	Benzen	1,2-Dibromoetan
SOE_1	As / Cr / DEHP	14	14	8	-	-	-	-
SOE_2	As / Cr / DEHP / BaP	7	10	1	1	-	-	-
SOE_3	As / Cr / DEHP	15	15	1	-	-	-	-
SOE_4	As / Cr	11	12	-	-	-	-	-
SOE_5	As / Cr	10	11	-	-	-	-	-
SOE_6	As / Cr / BaP	21	21	-	1	-	-	-
SOE_7	As / Cr / DEHP / BaP	11	11	1	1	-	-	-
SOE_8	As / Cr / DEHP	10	10	4	-	-	-	-
SOE_9	As / Cr	11	11	-	-	-	-	-
SOE_10	As / Cr / BaP	15	16	-	1	-	-	-
SOE_11	As / Cr / HCB	9	10	-	-	4	-	-
SOE_12	As / Cr / BaP	9	12	-	1	-	-	-
SOE_13	As / Cr / HCB	12	12	-	-	1	-	-
SOE_14	As / Cr	9	9	-	-	-	-	-
SOE_15	As / Cr / DEHP	19	22	1	-	-	-	-
SOE_16	As / Cr / HCB	12	12	-	-	1	-	-
SOE_17	As / Cr / DEHP / HCB	15	15	1	-	2	-	-
SOE_18	As / Cr / DEHP / BaP	13	14	2	2	-	-	-
SOE_19	As / Cr / HCB	14	16	-	-	1	-	-
SOE_20	As / Cr / HCB	12	14	-	-	2	-	-
SOE_21	As / Cr / Benzen	12	12	-	-	-	1	-
SOE_22	As / Cr	10	13	-	-	-	-	-
SOE_23	As / Cr / Benzen	12	13	-	-	-	-	-
SOE_24	As / Cr / DEHP	9	11	4	-	-	-	-
SOE_25	As / Cr / DEHP / 1,2-Dibromoetan	16	16	6	-	-	-	5
SOE_26	As / Cr / DEHP	13	14	3	-	-	-	-
SOE_27	As / Cr	14	14	-	-	-	-	-
SOE_28	As / Cr / DEHP	14	16	1	-	-	-	-

Wnioski:

- Głównymi czynnikami ryzyka nowotworowego są arsen i chrom.
- Szczególnej uwagi wymaga SOE_25 z uwagi na współwystępowanie kilku związków rakotwórczych.
- Ryzyko ma charakter wieloskładnikowy, a nie jednosubstancyjny.

Charakterystyka ogólna wyników dla dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat

Najwyższy poziom ryzyka zdrowotnego stwierdzono dla najmłodszej grupy dzieci. Wynika to przede wszystkim z:

- niższej masy ciała,
- większej powierzchni skóry w stosunku do masy ciała,
- częstszego kontaktu skóry z podłożem,
- większej podatności rozwijającego się organizmu na działanie substancji toksycznych.

W tabeli 82 zaprezentowano wyniki oceny ryzyka nienowotworowego dla najbardziej wrażliwej grupy populacyjnej. Oprócz arsenu i niklu znaczący udział mają również bar, kobalt, difenylosulfon, fenol i DEHP. Liczba przekroczeń jest wyraźnie większa niż u dorosłych. Najbardziej obciążone punkty: SOE_6, SOE_15, SOE_10, SOE_18, SOE_28.

W tabeli 73 zaprezentowano wyniki oceny ryzyka nienowotworowego dla najbardziej wrażliwej grupy populacyjnej. Oprócz arsenu i niklu znaczący udział mają również bar, kobalt, difenylosulfon, fenol i DEHP. Liczba przekroczeń jest wyraźnie większa niż u dorosłych. Najbardziej obciążone punkty: SOE_6, SOE_15, SOE_10, SOE_18, SOE_28.

Wnioski:

- Jest to grupa o najwyższym ryzyku nienowotworowym.
- Oprócz arsenu i niklu istotnego znaczenia nabierają również bar i kobalt.
- W wielu punktach występuje jednoczesne oddziaływanie kilku zanieczyszczeń.

Tabela 82 Liczba przekroczeń HQ – dzieci 1–<3 lata

Punkt	Zanieczyszczenia	Liczba przekroczeń wskaźnika HQ						
		As	Ni	Ba	Co	Difenylosulfon	DEHP	Fenol
SOE_1	As / Ni / Ba	14	14	3	-	-	-	-
SOE_2	As / Ni / Ba / Co / DEHP	7	9	10	7	-	1	-
SOE_3	As / Ni / Ba	15	15	3	-	-	-	-
SOE_4	As / Ni / Ba / Co / Difenylosulfon	11	12	3	1	1	-	-
SOE_5	As / Ni / Ba / Co	10	11	5	2	-	-	-

SOE_6	As / Ni / Ba / Co	21	21	5	2	-	-	-
SOE_7	As / Ni / Ba / Co / Difenilosulfon	11	11	3	3	1	-	-
SOE_8	As / Ni / Ba	10	10	3	-	-	-	-
SOE_9	As / Ni / Ba / Co / Fenol	7	11	4	1	-	-	1
SOE_10	As / Ni / Ba / Co	15	16	7	5	-	-	-
SOE_11	As / Ni / Ba / Co / Difenilosulfon	9	10	3	2	2	-	-
SOE_12	As / Ni / Ba / Difenilosulfon	9	12	3	-	1	-	-
SOE_13	As / Ni / Ba / Difenilosulfon	12	12	1	-	6	-	-
SOE_14	As / Ni / Ba	9	9	3	-	-	-	-
SOE_15	As / Ni / Ba	19	22	1	-	-	-	-
SOE_16	As / Ni / Ba / Co	12	12	3	1	-	-	-
SOE_17	As / Ni / Fenol	15	15	-	-	-	-	1
SOE_18	As / Ni / Ba / Co / Difenilosulfon / DEHP	13	13	8	3	3	1	-
SOE_19	As / Ni / Ba / Difenilosulfon	14	14	4	-	4	-	-
SOE_20	As / Ni / Ba / Co / Fenol	12	14	4	2	-	-	2
SOE_21	As / Ni / Ba / Co / Difenilosulfon / Fenol	12	12	5	2	1	-	1
SOE_22	As / Ni / Ba / Co / Difenilosulfon	10	13	3	2	1	-	-
SOE_23	As / Ni / Ba / Difenilosulfon	12	13	3	-	1	-	-
SOE_24	As / Ni / Ba / DEHP	9	10	3	-	-	1	-
SOE_25	As / Ni / Ba / Difenilosulfon	16	14	3	-	5	-	-
SOE_26	As / Ni / Ba / Co	13	13	3	1	-	-	-
SOE_27	As / Ni / Ba / Fenol	14	14	3	-	-	-	1
SOE_28	As / Ni / Ba / Co / Difenilosulfon	14	16	2	2	4	-	-

W tabeli 83 zaprezentowano ryzyko nowotworowe oszacowane dla najmłodszych dzieci. Podobnie jak u dorosłych dominują arsen i chrom, jednak w tej grupie obserwuje się większą wrażliwość na dodatkowe substancje rakotwórcze, w tym DEHP, HCB, BaP, 1,2-dibromoetan i tetrachloroeten. Nie bez znaczenia jest tu również oddziaływanie endokrynne na tak młode organizmy. Najwyższe obciążenie stwierdzono w punktach: SOE_6, SOE_15, SOE_25, SOE_10, SOE_17, SOE_18.

Tabela 83 Liczba przekroczeń CR – dzieci 1–<3 lata

Punkt	Zanieczyszczenia	Liczba przekroczeń wskaźnika CR							
		As	Cr	DEHP	BaP	HCB	Benzen	1,2-Dibromoetan	Tetrachloroeten
SOE_1	As / Cr / DEHP	14	14	8	-	-	-	-	-

SOE_2	As / Cr / DEHP / BaP	7	10	1	1	-	-	-	-
SOE_3	As / Cr / DEHP	15	15	1	-	-	-	-	-
SOE_4	As / Cr	11	12	-	-	-	-	-	-
SOE_5	As / Cr	10	11	-	-	-	-	-	-
SOE_6	As / Cr / BaP	21	21	-	1	-	-	-	-
SOE_7	As / Cr / DEHP / BaP	11	11	1	1	-	-	-	-
SOE_8	As / Cr / DEHP	10	10	4	-	-	-	-	-
SOE_9	As / Cr	11	11	-	-	-	-	-	-
SOE_10	As / Cr / BaP / Tetrachloroeten	15	16	-	1	-	-	-	1
SOE_11	As / Cr / HCB	9	10	-	-	4	-	-	-
SOE_12	As / Cr / BaP	9	12	-	1	-	-	-	-
SOE_13	As / Cr / HCB	12	12	-	-	1	-	-	-
SOE_14	As / Cr	9	9	-	-	-	-	-	-
SOE_15	As / Cr / DEHP	19	22	1	-	-	-	-	-
SOE_16	As / Cr / HCB	12	12	-	-	1	-	-	-
SOE_17	As / Cr / DEHP / HCB	15	15	1	-	2	-	-	-
SOE_18	As / Cr / DEHP / BaP	13	14	2	2	-	-	-	-
SOE_19	As / Cr / HCB	14	16	-	-	1	-	-	-
SOE_20	As / Cr / HCB	12	14	-	-	2	-	-	-
SOE_21	As / Cr / Benzen	12	12	-	-	-	1	-	-
SOE_22	As / Cr	10	13	-	-	-	-	-	-
SOE_23	As / Cr / Benzen	12	13	-	-	-	1	-	-
SOE_24	As / Cr / DEHP	9	11	4	-	-	-	-	-
SOE_25	As / Cr / 1,2-Dibromoetan	16	16	6	-	-	-	5	-
SOE_26	As / Cr / DEHP	13	14	3	-	-	-	-	-
SOE_27	As / Cr	14	14	-	-	-	-	-	-
SOE_28	As / Cr / DEHP	14	16	1	-	-	-	-	-

Wnioski:

- Ryzyko nowotworowe jest najwyższe spośród wszystkich analizowanych grup.
- Największe znaczenie mają arsen i chrom.
- Szczególnie niekorzystny jest punkt SOE_25 ze względu na obecność kilku substancji rakotwórczych jednocześnie.

Punkty szczególnie istotne z uwagi na przekroczenia w warstwie do 1,0 m p.p.t.

Za szczególnie istotne należy uznać punkty, w których przekroczenia występowały już w warstwie powierzchniowej (lub do głębokości około 1,0 m p.p.t.), ponieważ strefa ta pozostaje najbardziej dostępna dla bezpośredniego kontaktu dzieci z glebą.

Interpretacja wyników

W grupie najmłodszych dzieci wartości RCR były wyraźnie wyższe niż w pozostałych grupach populacyjnych, co wskazuje na istotnie większą podatność tej grupy na skutki ekspozycji środowiskowej. Jednoczesna obecność przekroczeń dla kilku grup zanieczyszczeń może wskazywać na wieloskładnikowy charakter zanieczyszczenia środowiska gruntowego

Charakterystyka ogólna wyników dla dzieci w wieku od 3 do poniżej 6 lat

W tabeli 84 przedstawiono wyniki dla dzieci starszych. Układ przestrzenny przekroczeń jest podobny jak w grupie 1–<3 lata, jednak liczba przekroczeń dla części substancji jest nieco mniejsza. Najwyższe przekroczenia odnotowano w: SOE_6, SOE_15, SOE_10, SOE_18, SOE_28.

Wnioski:

- Ryzyko pozostaje wysokie, choć nieco niższe niż dla dzieci najmłodszych.
- Nadal dominują arsen i nikiel.
- Występuje wyraźny wpływ wieloskładnikowego zanieczyszczenia gruntu.

Tabela 84 Liczba przekroczeń HQ – dzieci 3–<6 lat

Punkt	Zanieczyszczenia	Liczba przekroczeń wskaźnika HQ						
		As	Ni	Ba	Co	Difenylosulfon	DEHP	Fenol
SOE_1	As / Ni / Ba	14	14	2	-	-	-	-
SOE_2	As / Ni / Ba / Co / DEHP	7	9	10	7	-	1	-
SOE_3	As / Ni / Ba	15	15	3	-	-	-	-
SOE_4	As / Ni / Ba / Co / Difenylosulfon	11	12	3	1	1	-	-
SOE_5	As / Ni / Ba / Co	10	11	3	1	-	-	-
SOE_6	As / Ni / Ba	21	21	3	-	-	-	-
SOE_7	As / Ni / Ba / Co	11	11	2	2	-	-	-
SOE_8	As / Ni / Ba	10	10	2	-	-	-	-
SOE_9	As / Ni / Ba / Co / Fenol	7	11	4	1	-	-	1
SOE_10	As / Ni / Ba / Co	15	16	6	3	-	-	-
SOE_11	As / Ni / Ba / Co / Difenylosulfon	9	10	3	2	2	-	-

SOE_12	As / Ni / Ba	9	12	3	-	-	-	-
SOE_13	As / Ni / Ba / Difenylsulfon	12	12	1	-	6	-	-
SOE_14	As / Ni / Ba	9	9	1	-	-	-	-
SOE_15	As / Ni	19	22	-	-	-	-	-
SOE_16	As / Ni / Ba	12	12	1	-	-	-	-
SOE_17	As / Ni / Fenol	15	15	-	-	-	-	1
SOE_18	As / Ni / Ba / Co / Difenylsulfon	13	13	5	2	1	-	-
SOE_19	As / Ni / Ba / Difenylsulfon	14	14	4	-	4	-	-
SOE_20	As / Ni / Ba / Co / Fenol	12	14	3	1	-	-	2
SOE_21	As / Ni / Ba / Co / Difenylsulfon / Fenol	12	12	4	1	1	-	1
SOE_22	As / Ni / Ba / Co / Difenylsulfon	10	13	3	2	1	-	-
SOE_23	As / Ni / Ba	12	13	3	-	-	-	-
SOE_24	As / Ni / Ba / DEHP	9	10	3	-	-	1	-
SOE_25	As / Ni / Ba / Difenylsulfon	16	14	3	-	3	-	-
SOE_26	As / Ni / Ba / Co	13	13	3	1	-	-	-
SOE_27	As / Ni / Ba / Fenol	14	14	3	-	-	-	1
SOE_28	As / Ni / Ba / Co / Difenylsulfon	14	16	2	1	3	-	-

W tabeli 85 przedstawiono ryzyko nowotworowe dla dzieci w wieku 3–<6 lat. Struktura przekroczeń jest niemal identyczna jak w grupie 1–<3 lata. Największy udział mają arsen i chrom. Najbardziej obciążone punkty: SOE_6, SOE_15, SOE_25, SOE_18.

Wnioski:

- Ryzyko nowotworowe pozostaje istotne.
- Dominują arsen i chrom.

- W niektórych lokalizacjach występują dodatkowo związki organiczne o właściwościach rakotwórczych.

Tabela 85 Liczba przekroczeń HQ – dzieci 3–<6 lat

Punkt	Zanieczyszczenia	Liczba przekroczeń wskaźnika CR						
		As	Cr	DEHP	BaP	HCB	Benzen	1,2-Dibromoetan
SOE_1	As / Cr / DEHP	14	14	8	-	-	-	-
SOE_2	As / Cr / DEHP / BaP	7	10	1	1	-	-	-
SOE_3	As / Cr / DEHP	15	15	1	-	-	-	-
SOE_4	As / Cr	11	12	-	-	-	-	-
SOE_5	As / Cr	10	11	-	-	-	-	-
SOE_6	As / Cr / BaP	21	21	-	1	-	-	-
SOE_7	As / Cr / DEHP / BaP	11	11	1	1	-	-	-
SOE_8	As / Cr / DEHP	10	10	4	-	-	-	-
SOE_9	As / Cr	11	11	-	-	-	-	-
SOE_10	As / Cr / BaP	15	16	-	1	-	-	-
SOE_11	As / Cr / HCB	9	10	-	-	4	-	-
SOE_12	As / Cr / BaP	9	12	-	1	-	-	-
SOE_13	As / Cr / HCB	12	12	-	-	1	-	-
SOE_14	As / Cr	9	9	-	-	-	-	-
SOE_15	As / Cr / DEHP	19	22	1	-	-	-	-
SOE_16	As / Cr / HCB	12	12	-	-	1	-	-
SOE_17	As / Cr / DEHP / HCB	15	15	1	-	2	-	-
SOE_18	As / Cr / DEHP / BaP	13	14	2	2	-	-	-
SOE_19	As / Cr / HCB	14	16	-	-	1	-	-
SOE_20	As / Cr / HCB	12	14	-	-	2	-	-
SOE_21	As / Cr / Benzen	12	12	-	-	-	1	-
SOE_22	As / Cr	10	13	-	-	-	-	-
SOE_23	As / Cr / Benzen	12	13	-	-	-	1	-
SOE_24	As / Cr / DEHP	9	11	4	-	-	-	-

SOE_25	As / Cr / 1,2-Dibromoetan	16	16	6	-	-	-	5
SOE_26	As / Cr / DEHP	13	14	3	-	-	-	-
SOE_27	As / Cr	14	14	-	-	-	-	-
SOE_28	As / Cr / DEHP	14	16	1	-	-	-	-

Wnioski:

- Ryzyko nowotworowe jest najwyższe spośród analizowanych grup.
- Największe znaczenie mają arsen i chrom.
- Szczególnie niekorzystny jest punkt SOE_25 ze względu na obecność kilku substancji rakotwórczych jednocześnie.

Interpretacja wyników

W tej grupie wiekowej nadal obserwowano podwyższone ryzyko związane przede wszystkim z metalami ciężkimi oraz wybranymi związkami organicznymi. Podobnie jak w innych grupach populacyjnych, część przekroczeń występowała zarówno w warstwach powierzchniowych, jak i na większych głębokościach, co sugeruje historyczny i wielowarstwowy charakter zanieczyszczenia.

Zbiornicze podsumowanie dla całej populacji

Ocena ryzyka dermalnego wykazała występowanie istotnych przekroczeń zarówno kryteriów nienowotworowych (HQ), jak i nowotworowych (CR) na znacznym obszarze badań. Głównymi substancjami odpowiadającymi za ryzyko są arsen, chrom i nikiel, natomiast lokalnie istotny udział mają również DEHP, benzo(a)piren, heksachlorobenzen, benzen, 1,2-dibromoetan, bar, kobalt, fenol i difenylosulfon. Wyniki wskazują na historyczny, wieloskładnikowy charakter zanieczyszczenia gruntów. Szczególne znaczenie mają lokalizacje SOE_6, SOE_15 i SOE_25, gdzie jednocześnie występują najwyższe przekroczenia ryzyka nienowotworowego i nowotworowego. W poniższej tabeli zestawiono porównanie grup populacyjnych (Tab. 86).

Tabela 86 Porównanie grup populacyjnych

Grupa	Ryzyko nienowotworowe	Ryzyko nowotworowe	Ocena ogólna
dzieci 1–<3 lata	najwyższe	najwyższe	Grupa najbardziej narażona
dzieci 3–<6 lat	wysokie	wysokie	Ryzyko nieco niższe niż u młodszych dzieci

dorośli	najniższe	istotne, ale niższe	Najmniejsza podatność populacyjna

Interpretacja ogólna i zależności przestrzenne

Analiza wyników wskazuje na wyraźne zróżnicowanie przestrzenne i głębokościowe zanieczyszczeń. W wielu przypadkach przekroczenia występowały:

- zarówno w warstwach powierzchniowych,
- jak i w głębszych partiach profilu gruntowego.

Może to świadczyć o:

- wieloletnim oddziaływaniu działalności przemysłowej,
- przemieszczaniu się zanieczyszczeń wraz z infiltrującymi wodami opadowymi,
- obecności historycznych nasypów lub warstw technologicznych,
- lokalnym przemieszczaniu warstw gruntu podczas wcześniejszych prac ziemnych.

Najczęściej identyfikowanymi problemami środowiskowymi były:

- Metale ciężkie: arsen, chrom, nikiel, bar.
- Związki organiczne: DEHP, wybrane chlorowane związki organiczne, lotne związki organiczne.

Wyniki wskazują, że ryzyko środowiskowe ma charakter wieloskładnikowy i nie ogranicza się wyłącznie do pojedynczych substancji.

Ograniczenia metodyczne i niepewności interpretacyjne

Integralnym elementem każdej sformalizowanej procedury Oceny Ryzyka Zdrowotnego (HHRA) jest identyfikacja i kwantyfikacja obszarów niepewności, które mogą wpływać na ostateczny kształt wniosków i rekomendacji. W przypadku analizowanego obszaru dawnych zakładów ZACHEM, kluczowe ograniczenia interpretacyjne wynikają z barier analitycznych na etapie badań laboratoryjnych oraz z niedoskonałości globalnych baz danych toksykologicznych.

Głównym źródłem niepewności w odniesieniu do oceny narażenia na metale ciężkie jest brak pełnej specjacji chemicznej w wykonanych oznaczeniach instrumentalnych. W przypadku arsenu analizie poddano całkowitą zawartość tego pierwiastka w badanych matrycach, podczas gdy parametry toksykologiczne wdrażane do modeli obliczeniowych odnoszą się bezpośrednio do arsenu nieorganicznego, który charakteryzuje się zdecydowanie wyższą toksycznością układową. A najwyższą toksycznością charakteryzuje się arsenowodór (AsH_3). Ze względu na techniczny brak możliwości

wyodrębnienia rzeczywistego udziału form nieorganicznych z ogólnej puli zidentyfikowanego arsenu, konieczne było zastosowanie podejścia skrajnie zachowawczego (tzw. scenariusza *worst-case*). Skutkuje to wygenerowaniem wskaźników ryzyka o charakterze wysoce konserwatywnym, co z dużym prawdopodobieństwem przeszacowuje rzeczywiste zagrożenie zdrowotne dla receptorów, gwarantując jednak niezbędny margines bezpieczeństwa w planowaniu działań naprawczych.

Analogiczne uwarunkowania metodyczne dotyczą interpretacji wyników dla chromu. Przeprowadzone badania środowiskowe określały stężenia chromu całkowitego, natomiast referencyjne wartości dawki bezpiecznej oraz współczynniki kancerogenności (CSF) stosowane w algorytmach US EPA są dedykowane stricte dla chromu sześciowartościowego [Cr(VI)] – formy wykazującej najwyższy potencjał toksyczny i udowodnione działanie rakotwórcze. Brak profilowania specyjnego wymusił aplikację najsurowszych kryteriów dla całej zidentyfikowanej masy pierwiastka, co w ujęciu systemowym prowadzi do celowego i metodycznie uzasadnionego zawyżenia estymowanego poziomu ryzyka zdrowotnego.

Istotnym ograniczeniem, rzutującym na holistyczny obraz zagrożeń, są również obiektywne braki w literaturze toksykologicznej. Szacowanie poziomu narażenia (szczególnie na drodze dermalnej) mogło zostać sfinalizowane wyłącznie dla tych ksenobiotyków, dla których właściwe agencje środowiskowe wyznaczyły i zwalidowały progi referencyjne, takie jak pochodne poziomu niepowodujące zmian (DNEL), dawki referencyjne (RfD) dla efektów nienowotworowych oraz współczynniki siły działania (CSF) dla efektów kancerogennych. W konsekwencji należy z całą mocą podkreślić, że brak wykazania przekroczeń wskaźników ryzyka (np. HQ lub CR) dla części zidentyfikowanych w matrycach substancji organicznych nie stanowi bezwzględnego dowodu na ich neutralność biologiczną. Może on wynikać z niedostatecznego rozpoznania ich mechanizmów toksykodynamicznych i braku odpowiednich parametrów referencyjnych w dostępnych bazach danych, co dodatkowo uzasadnia przyjęcie najwyższych standardów ostrożnościowych dla całej analizy.

Uniwersalne modelowe stężenia progowe dla przyjętych scenariuszy ekspozycji (droga dermalna)

W celu określenia stężeń odpowiadających akceptowalnemu poziomowi ryzyka zdrowotnego dla przyjętych scenariuszy ekspozycji przeprowadzono kalkulację modelowych stężeń granicznych w matrycy glebowej dla drogi dermalnej. Wartości te wyznaczono w drodze inżynierii odwrotnej modelu HHRA, ograniczając analizę wyłącznie do tych zanieczyszczeń, w przypadku których we wcześniejszych etapach oceny odnotowano przekroczenia przyjętych kryteriów bezpieczeństwa toksykologicznego w obrębie analizowanych grup populacyjnych. W ujęciu ilościowym wyznaczone wartości stanowią modelowe stężenia progowe odpowiadające poziomowi narażenia, dla którego Iloraz Zagrożenia dla

efektów nienowotworowych jest mniejszy bądź równy 1 ($HQ \leq 1$), a Całociągowe Ryzyko Nowotworowe (CR) nie przekracza wartości 1×10^{-6} .

Wartości zamieszczone w tabeli 87 zostały obliczone dla najbardziej rygorystycznych scenariuszy ekspozycji. Wartości te wynikają wyłącznie z parametrów toksykologicznych substancji oraz parametrów ekspozycji przyjętych dla człowieka i nie są zależne od rzeczywistych stężeń substancji w środowisku ani od rodzaju terenu, na którym substancja występuje. Z tego względu pozostają identyczne dla wszystkich lokalizacji, przy zachowaniu tych samych założeń metodycznych i scenariuszy narażenia.

Tabela 87 Modelowe stężenia progowe zanieczyszczeń w gruncie odpowiadające akceptowalnemu poziomowi ryzyka zdrowotnego (droga dermalna)

Zanieczyszczenie	Ryzyko nienowotworowe: Dorośli [mg/kg]	Ryzyko nienowotworowe: Dzieci 1- <3 [mg/kg]	Ryzyko nienowotworowe: Dzieci 3- <6 [mg/kg]	Ryzyko nowotworowe: Dorośli [mg/kg]	Ryzyko nowotworowe: Dzieci 1- <3 [mg/kg]	Ryzyko nowotworowe: Dzieci 3- <6 [mg/kg]
Arsen (As)	1,03	0,07	0,10	$8,52 \times 10^{-7}$	$2,23 \times 10^{-8}$	$3,29 \times 10^{-8}$
Bar (Ba)	621,82	40,40	59,64	–	–	–
Kobalt (Co)	–	0,77	1,14	–	–	–
Chrom (Cr)	–	–	–	$2,57 \times 10^{-6}$	$1,67 \times 10^{-7}$	$2,46 \times 10^{-7}$
Nikiel (Ni)	1,27	0,08	–	–	–	–
1,2-Dibromoetan	–	–	–	$1,39 \times 10^{-5}$	$9,00 \times 10^{-7}$	$1,33 \times 10^{-6}$
Benzo(a)piren	–	–	–	$1,33 \times 10^{-6}$	$8,65 \times 10^{-9}$	$1,28 \times 10^{-8}$
Benzen	–	–	–	$7,70 \times 10^{-5}$	$5,00 \times 10^{-6}$	$7,38 \times 10^{-6}$
DEHP	–	0,06	0,08	$4,12 \times 10^{-4}$	$2,68 \times 10^{-5}$	$3,95 \times 10^{-5}$
Difenylosulfon	0,73	0,05	0,07	–	–	–
Fenol	–	0,02	0,02	–	–	–
Heksachlorobenzen	–	–	–	$1,95 \times 10^{-6}$	$1,27 \times 10^{-7}$	$1,87 \times 10^{-7}$
Tetrachloroeten	–	–	–	–	$1,07 \times 10^{-4}$	–

Wnioski końcowe

- I. Największe ryzyko zdrowotne związane z narażeniem dermalnym stwierdzono dla dzieci, szczególnie w grupie wiekowej 1–<3 lat.
- II. Najczęściej identyfikowanymi problemami środowiskowymi były arsen, chrom, nikiel oraz wybrane związki organiczne.
- III. W wielu punktach stwierdzono wieloskładnikowy charakter zanieczyszczenia, obejmujący zarówno metale ciężkie, jak i substancje organiczne.
- IV. Szczególnie istotne znaczenie mają punkty, w których przekroczenia występują już w warstwie powierzchniowej, ponieważ strefa ta pozostaje najbardziej dostępna dla bezpośredniego kontaktu ludzi z glebą.
- V. Punkty SOE_6, SOE_15 i SOE_25 wyróżniały się najbardziej niekorzystnym profilem ryzyka i mogą wymagać szczegółowej dalszej analizy środowiskowej.
- VI. Obecność przekroczeń zarówno w warstwach powierzchniowych, jak i głębszych wskazuje na historyczny oraz złożony charakter zanieczyszczenia środowiska gruntowego.
- VII. Wyniki dla arsenu i chromu należy interpretować ostrożnie z uwagi na brak specjacji chemicznej tych pierwiastków.
- VIII. Uzyskane wyniki wskazują na konieczność uwzględnienia szczególnej ochrony grup wrażliwych, zwłaszcza dzieci, w przypadku planowania przyszłego użytkowania analizowanych terenów.

2.4.2. Interpretacja wyników oceny narażenia pozażywnościowego na zanieczyszczenia obecne w glebach

Charakterystyka przeprowadzonej oceny

Przeprowadzona analiza obejmowała ocenę ryzyka zdrowotnego związanego z narażeniem pozażywnościowym (przypadkowym spożyciem gleby) dla próbek gleb pobranych w punktach SOE_1–SOE_28 na terenie dawnych zakładów ZACHEM. Ocenę wykonano oddzielnie dla trzech grup populacyjnych:

- osób dorosłych,
- dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat,
- dzieci w wieku od 3 lat do poniżej 6 lat.

Analiza została wykonana dla wszystkich dostępnych głębokości poboru próbek i obejmowała ocenę:

- ryzyka nienowotworowego (HQ – Hazard Quotient),
- ryzyka nowotworowego (CR – Cancer Risk),

- marginesu narażenia dla ołowiu (MOE – Margin of Exposure).

W przypadku HQ przyjęto, że:

- $HQ \leq 1$ oznacza brak istotnego ryzyka zdrowotnego,
- $HQ > 1$ wskazuje możliwość wystąpienia negatywnych skutków zdrowotnych.

W przypadku ryzyka nowotworowego (CR) zastosowano następującą interpretację:

- $CR \leq 1 \times 10^{-6}$ – ryzyko pomijalne,
- $1 \times 10^{-6} < CR \leq 1 \times 10^{-4}$ – ryzyko tolerowalne / warunkowo dopuszczalne,
- $CR > 1 \times 10^{-4}$ – ryzyko wysokie i nieakceptowalne.

Dla ołowiu zastosowano odrębne podejście oparte na wskaźniku MOE²⁵. Wartości:

- $MOE < 1$ wskazują na wysokie ryzyko zdrowotne,
- $MOE \approx 1$ odpowiadają poziomowi efektu krytycznego,
- MOE w zakresie 1–10 wskazują na potencjalne ryzyko zdrowotne, szczególnie istotne u dzieci,
- $MOE > 10$ oznaczają niższe ryzyko, choć nie są interpretowane jako całkowicie bezpieczne.

Ocena została wykonana przy zastosowaniu konserwatywnych założeń ekspozycyjnych, obejmujących codzienną ekspozycję oraz uśrednioną biodostępność substancji równą 0,5. Podejście to ma charakter ochronny i minimalizuje ryzyko niedoszacowania zagrożenia zdrowotnego.

Narażenie pozażywnościowe związane ze spożyciem gleby (ang. *non-dietary exposure, soil ingestion exposure*) stanowi istotny element oceny ryzyka środowiskowego, szczególnie w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych historyczną działalnością przemysłową. Droga ta obejmuje przypadkowe przyjmowanie niewielkich ilości gleby lub pyłu glebowego do organizmu, niezwiązane z celowym spożyciem żywności. W literaturze anglojęzycznej mechanizm ten określany jest również jako *hand-to-mouth exposure* lub *oral exploration behaviour*, zwłaszcza w odniesieniu do dzieci we wczesnym okresie rozwoju. W populacji osób dorosłych narażenie pozażywnościowe ma zazwyczaj charakter ograniczony i wynika głównie z kontaktu zawodowego, prac ogrodowych, rekreacyjnych lub przypadkowego kontaktu z zanieczyszczonym pyłem i glebą. Znacznie większe znaczenie droga ta ma jednak w przypadku dzieci, szczególnie najmłodszych grup wiekowych. Wynika to zarówno z fizjologicznej większej podatności organizmu dziecka na działanie substancji toksycznych, jak również z charakterystycznych zachowań

²⁵ World Health Organization (WHO). Environmental Health Criteria 239: Principles for Modelling Dose–Response for the Risk Assessment of Chemicals. World Health Organization. URL: [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/f4c30fb9-e912-4416-ac93-f635429156e3/content](https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/f4c30fb9-e912-4416-ac93-f635429156e3/content).

World Health Organization (WHO). Exposure to lead: a major public health concern. Preventing disease through healthy environments, 4th ed., 2025. URL: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240112384>

rozwojowych. Dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat poznają otoczenie przede wszystkim poprzez kontakt manualny i oralny. W tym okresie życia powszechne są zachowania polegające na wkładaniu rąk, przedmiotów oraz zabrudzonych elementów otoczenia do jamy ustnej. Istotne znaczenie ma również raczkowanie oraz częsty bezpośredni kontakt z podłożem, co zwiększa możliwość przenoszenia cząstek gleby i pyłu na dłonie, a następnie do przewodu pokarmowego. Mechanizm ten określany jest jako *hand-to-mouth behaviour* i uznawany jest za jeden z głównych czynników zwiększających ekspozycję dzieci na zanieczyszczenia środowiskowe obecne w glebie.

W przypadku dzieci starszych, w wieku od 3 do poniżej 6 lat, nadal istotną rolę odgrywa kontakt z glebą podczas aktywności rekreacyjnych, takich jak zabawa na placach zabaw, w piaskownikach czy bezpośrednio na powierzchni gruntu. Pomimo częściowego ograniczenia zachowań oralnych charakterystycznych dla najmłodszych dzieci, ekspozycja może nadal pozostawać znacząca ze względu na intensywną aktywność ruchową oraz częsty kontakt dłoni z podłożem. Dodatkowym czynnikiem mogącym istotnie zwiększać narażenie jest występowanie tzw. zespołu pika (*pica syndrome*, spaczone łaknienie), polegającego na spożywaniu substancji niejadalnych, w tym gleby, piasku lub pyłu. Zjawisko to obserwowane jest przede wszystkim u dzieci, jednak może występować również u osób dorosłych. W przypadku terenów zanieczyszczonych obecność takich zachowań może prowadzić do wielokrotnego zwiększenia dawki przyjmowanych zanieczyszczeń, w szczególności metali ciężkich i substancji o działaniu toksycznym lub kancerogennym. Z uwagi na powyższe mechanizmy droga pożywieniowa uznawana jest za jeden z kluczowych elementów oceny ryzyka zdrowotnego dla terenów zanieczyszczonych, szczególnie w odniesieniu do populacji dziecięcej i grup wrażliwych.

Charakterystyka ogólna wyników dla populacji osób dorosłych

W grupie osób dorosłych nie stwierdzono przekroczeń wskaźnika HQ dla analizowanych substancji chemicznych (tab. 88). Oznacza to, że w odniesieniu do efektów nienowotworowych droga pożywieniowa nie wskazuje na istotne ryzyko zdrowotne dla dorosłych użytkowników terenu. Jednocześnie w części punktów stwierdzono przekroczenia wartości ryzyka nowotworowego (CR), głównie w przypadku arsenu. Uzyskane wartości CR najczęściej mieściły się w zakresie ryzyka tolerowalnego lub alarmującego ($>10^{-4}$), co wskazuje na potencjalną konieczność przeprowadzenia dalszej analizy środowiskowej i zdrowotnej.

W przypadku ołowiu przekroczenie kryterium MOE stwierdzono jedynie lokalnie – w punkcie SOE_16. Oznacza to, że ekspozycja na ołów drogą pożywieniową u dorosłych ma charakter ograniczony przestrzennie i nie stanowi dominującego problemu w analizowanej grupie.

Tabela 88 Zestawienie punktów WTZ ZACHEM SOE, w których stwierdzono przekroczenia wskaźników ryzyka zdrowotnego dla osób dorosłych

Punkt SOE	Zanieczyszczenie	Rodzaj przekroczenia - wskaźnik	Charakterystyka*
SOE_1	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_2	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_4	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_5	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_7	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_9	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_10	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR; najbardziej niekorzystny punkt pod względem liczby przekroczeń
SOE_12	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_16	Pb	MOE	lokalne przekroczenie MOE
SOE_19	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_20	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_22	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_26	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_27	As	CR	lokalne przekroczenie CR
SOE_28	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR

* Legenda i interpretacja określić zastosowanych w kolumnie „Charakterystyka”

- Lokalne przekroczenie MOE – pojedyncze przekroczenie wartości wskaźnika MOE dla ołowiu, wskazujące na potencjalne ryzyko zdrowotne związane z narażeniem na Pb.
- Lokalne przekroczenie CR – pojedyncze przekroczenie wartości ryzyka nowotworowego (CR), najczęściej związane z obecnością arsenu lub chromu.
- Wielokrotne przekroczenia MoE – wielokrotne przekroczenia wskaźnika narażenia (MoE), wskazujące na podwyższone znaczenie danego zanieczyszczenia – ołowiu.
- Wielokrotne przekroczenia CR – wielokrotne przekroczenia wskaźnika ryzyka nowotworowego (CR), wskazujące na podwyższone znaczenie danego zanieczyszczenia – arsenu.
- Istotne przekroczenia dla Pb i As – jednoczesne występowanie przekroczeń związanych z ołowiem oraz arsenem, wskazujące na zwiększone znaczenie toksykologiczne analizowanego punktu.
- Najbardziej niekorzystny punkt pod względem liczby przekroczeń – punkt charakteryzujący się najwyższą sumaryczną liczbą przekroczeń danego pierwiastka spośród analizowanych lokalizacji.

Interpretacja przestrzenna i głębokościowa

W grupie osób dorosłych przekroczenia ryzyka nowotworowego występowały najczęściej dla próbek pobieranych z większych głębokościach, zwykle powyżej kilkunastu metrów poniżej poziomu terenu. Może to wskazywać na historyczne przemieszczanie się zanieczyszczeń wraz z wodami infiltrującymi lub obecność dawnych warstw technologicznych i stref migracji zanieczyszczeń związanych z funkcjonowaniem zakładów przemysłowych.

Szczególnie istotny jest punkt SOE_10, w którym stwierdzono największą liczbę przekroczeń CR (4 przekroczenia). Może to wskazywać na lokalne ognisko historycznego zanieczyszczenia lub na obszar o zwiększonej mobilności arsenu w profilu gruntowym. Lokalne występowanie przekroczenia MOE dla ołowiu w punkcie SOE_16 na stosunkowo płytkiej głębokości może sugerować obecność zanieczyszczenia wtórnego lub pozostałości po działalności powierzchniowej.

Charakterystyka ogólna wyników dla populacji dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat

Najwyższy poziom ryzyka zdrowotnego stwierdzono dla najmłodszej grupy dzieci. Wynika to przede wszystkim z:

- niższej masy ciała,
- wyższego współczynnika przypadkowego spożycia gleby,
- większej podatności rozwijającego się organizmu na działanie substancji toksycznych.

W tej grupie wiekowej odnotowano:

- liczne przekroczenia MOE dla ołowiu,
- przekroczenia wskaźnika ryzyka nowotworowego (CR) dla arsenu,
- lokalnie również przekroczenia związane z chromem.

Pomimo że formalne przekroczenia HQ praktycznie nie występowały, wyniki wskazują na istotne ryzyko toksykologiczne wynikające przede wszystkim z obecności metali ciężkich (tab. 89).

Szczególnie istotny jest punkt SOE_16, gdzie stwierdzono jednoczesne występowanie przekroczeń związanych z ołowiem ($MOE < 1$), arsenem oraz chromem ($CR > 1 \times 10^{-4}$) już na głębokości 0,5–1,0 m.

Tabela 89 Zestawienie punktów WTZ ZACHEM SOE, w których stwierdzono przekroczenia wskaźników ryzyka zdrowotnego dla dzieci w wieku od 1 roku do poniżej 3 lat

Punkt SOE	Zanieczyszczenie	Rodzaj przekroczenia – wskaźnik	Charakterystyka
SOE_1	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_2	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_3	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_4	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_5	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_6	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR; najbardziej niekorzystny punkt pod względem liczby przekroczeń As
SOE_7	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_8	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_9	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_10	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As; najbardziej niekorzystny punkt pod względem liczby przekroczeń Pb
SOE_11	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_12	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_13	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_14	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_15	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_16	Pb / As / Cr	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As; lokalne przekroczenie CR dla Cr
SOE_17	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_18	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_19	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_20	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_21	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_22	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_23	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR

SOE_24	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_25	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_26	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_27	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_28	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR

Interpretacja wyników

W grupie najmłodszych dzieci wartości MOE dla ołowiu były wyraźnie niższe niż u osób dorosłych, co wskazuje na istotnie większą podatność tej grupy populacyjnej na skutki ekspozycji. W punkcie SOE_16 dla próbki pobranej z głębokości 0,5–1,0 m wartość MOE była szczególnie niska (poniżej 1), co odpowiada poziomowi wysokiego ryzyka zdrowotnego. Jednoczesna obecność przekroczeń dla arsenu i chromu może wskazywać na wieloskładnikowy charakter zanieczyszczenia.

W wielu punktach przekroczenia występowały na głębokościach od około 0,3 m do kilku metrów poniżej poziomu terenu. Takie rozmieszczenie może sugerować:

- obecność historycznych nasypów technologicznych,
- migrację zanieczyszczeń wraz z wodami opadowymi,
- lokalne przemieszanie warstw gruntu w trakcie wcześniejszych prac ziemnych.

Jednocześnie część przekroczeń obserwowano również na większych głębokościach (kilkanaście–kilkadziesiąt metrów), co wskazuje na długotrwały charakter oddziaływania przemysłowego.

Charakterystyka ogólna wyników dla populacji dzieci w wieku od 3 do poniżej 6 lat

W grupie dzieci w wieku 3–<6 lat również stwierdzono liczne przekroczenia związane z arsenem oraz ołowiem, jednak ich skala była nieco mniejsza niż w grupie najmłodszych dzieci (tab. 90).

Wynika to głównie z:

- większej masy ciała,
- niższego poziomu dawki przypadającej na kilogram masy ciała,
- częściowo mniejszej wrażliwości organizmu niż u dzieci najmłodszych.

Mimo to wyniki nadal wskazują na podwyższone ryzyko zdrowotne dla dzieci przebywających na analizowanych terenach.

Tabela 90 Zestawienie punktów WTZ ZACHEM SOE, w których stwierdzono przekroczenia wskaźników ryzyka zdrowotnego dla dzieci w wieku od 3 do poniżej 6 lat

Punkt SOE	Zanieczyszczenie	Rodzaj przekroczenia – wskaźnik	Charakterystyka
SOE_1	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_2	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_3	Pb	MOE	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_4	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As; najbardziej niekorzystny punkt pod względem liczby przekroczeń Pb
SOE_5	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_6	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR; najbardziej niekorzystny punkt pod względem liczby przekroczeń As
SOE_7	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_8	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_9	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_10	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_11	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_12	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_13	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_14	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_15	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_16	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_17	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_18	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_19	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_20	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_21	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_22	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_23	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_24	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR

SOE_25	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_26	Pb / As	MOE / CR	istotne przekroczenia dla Pb i As
SOE_27	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR
SOE_28	As	CR	wielokrotne przekroczenia CR

Interpretacja wyników

W tej grupie wiekowej nadal obserwowano podwyższone ryzyko związane z arsenem i ołowiem, jednak liczba przekroczeń była niższa niż w grupie dzieci najmłodszych. Podobnie jak w innych grupach populacyjnych, część przekroczeń występowała na większych głębokościach, co sugeruje historyczny charakter zanieczyszczenia związany z wieloletnią działalnością przemysłową.

W punkcie SOE_16 utrzymywało się wysokie ryzyko związane z ołowiem i podwyższone ryzyko związane z ekspozycją na arsen, co wskazuje, że obszar ten może stanowić lokalną strefę szczególnego nagromadzenia zanieczyszczeń.

Interpretacja ogólna i zależności przestrzenne

Analiza wyników wskazuje na wyraźne zróżnicowanie przestrzenne i głębokościowe zanieczyszczeń. W wielu przypadkach przekroczenia występowały:

- zarówno w warstwach powierzchniowych,
- jak i w głębszych partiach profilu gruntowego.

Może to świadczyć o:

- wieloletnim oddziaływaniu działalności przemysłowej,
- przemieszczaniu się zanieczyszczeń wraz z infiltrującymi wodami opadowymi,
- historycznych przekształceniach terenu,
- obecności dawnych warstw technologicznych lub nasypowych.

Powierzchniowe występowanie przekroczeń może mieć szczególne znaczenie z punktu widzenia narażenia dzieci, ponieważ właśnie ta strefa gleby pozostaje najbardziej dostępna dla bezpośredniego kontaktu. Jednocześnie głębsze występowanie zanieczyszczeń może wskazywać na pionową migrację substancji lub na historyczne składowanie materiałów odpadowych.

Najczęściej identyfikowanymi problemami środowiskowymi były arsen oraz ołów, natomiast lokalnie istotne znaczenie miał również chrom.

Ograniczenia metodyczne i niepewności interpretacyjne

W analizach laboratoryjnych oznaczano arsen całkowity, natomiast wartości toksykologiczne stosowane do obliczeń (RfD oraz współczynnik CSF) odnoszą się do arsenu nieorganicznego, który wykazuje znacznie wyższą toksyczność. Ze względu na brak specjacji arsenu nie było możliwe określenie rzeczywistego udziału form nieorganicznych w całkowitej zawartości arsenu. Oznacza to, że uzyskane wyniki ryzyka mogą mieć charakter konserwatywny i potencjalnie przeszacowywać rzeczywiste zagrożenie zdrowotne.

Analogiczna sytuacja dotyczy chromu. Wyniki dotyczące arsenu oraz chromu należy interpretować ostrożnie. W badaniach oznaczano chrom całkowity, podczas gdy wartości referencyjne oraz współczynniki toksykologiczne odnoszą się do chromu sześciowartościowego Cr(VI), który jest formą najbardziej toksyczną i kancerogenną. Brak danych dotyczących specjacji chromu powoduje, że wyniki mogą zawyżać rzeczywisty poziom ryzyka zdrowotnego.

W związku z powyższym interpretacja wyników dla arsenu i chromu powinna uwzględniać niepewność wynikającą z braku wydzielenia poszczególnych form chemicznych tych pierwiastków

Uniwersalne modelowe stężenia progowe dla przyjętych scenariuszy ekspozycji (droga pokarmowa)

W celu określenia stężeń odpowiadających akceptowalnemu poziomowi ryzyka zdrowotnego dla przyjętych scenariuszy ekspozycji przeprowadzono kalkulację modelowych stężeń granicznych w matrycy glebowej dla drogi pokarmowej (Tabela 91). Wartości te wyznaczono dla zanieczyszczeń, dla których w analizowanych grupach populacyjnych odnotowano przekroczenia przyjętych kryteriów bezpieczeństwa, tj. wartości Margin of Exposure (MOE) poniżej 10 w przypadku ołowiu oraz wartości Cancer Risk (CR) przekraczających 10^{-6} dla arsenu i chromu. Obliczone stężenia odpowiadają poziomom, przy których wskaźniki ryzyka osiągają wartości graniczne uznawane za akceptowalne, a ich dotrzymanie powinno przyczyniać się do ograniczenia potencjalnego ryzyka zdrowotnego dla badanych populacji. Wartości te wynikają wyłącznie z parametrów toksykologicznych substancji oraz założeń modelowych i nie są zależne od lokalizacji analizowanego terenu ani od rzeczywistych stężeń zanieczyszczeń występujących w środowisku.

Tabela 91 Modelowe stężenia progowe zanieczyszczeń w gruncie odpowiadające akceptowalnemu poziomowi ryzyka zdrowotnego (droga pokarmowa)

Zanieczyszczenie	Modelowe stężenie progowe [mg/kg] – ryzyko nienowotworowe			Modelowe stężenie progowe [mg/kg] – ryzyko nowotworowe		
	dorośli	dzieci 1-<3	dzieci 3-<6	dorośli	dzieci 1-<3	dzieci 3-<6
As	-	-	-	0,125	0,008	0,012
Cr	-	-	-	-	0,933	-
Pb	398,01	25,08	37,02	-	-	-

Wnioski końcowe

- I. Największe ryzyko zdrowotne związane z narażeniem pozażywnościowym stwierdzono dla dzieci, szczególnie w grupie wieku 1–<3 lat.
- II. W grupie dorosłych nie odnotowano przekroczeń HQ, jednak lokalnie występowały przekroczenia ryzyka nowotworowego (CR), głównie dla arsenu.
- III. Ołów stanowił istotny problem przede wszystkim dla dzieci, co potwierdzają niskie wartości MOE.
- IV. Punkt SOE_16 wyróżniał się najbardziej niekorzystnym profilem ryzyka i może wymagać szczegółowej dalszej analizy środowiskowej.
- V. Przekroczenia występowały zarówno w warstwach powierzchniowych, jak i na większych głębokościach, co wskazuje na złożony i historyczny charakter zanieczyszczenia.
- VI. Wyniki dla arsenu i chromu należy interpretować ostrożnie z uwagi na brak specjacji chemicznej tych pierwiastków.
- VII. Uzyskane wyniki wskazują na konieczność uwzględnienia szczególnej ochrony grup wrażliwych, zwłaszcza dzieci.

2.4.3. Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego narażenia drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodach

Ryzyko nienowotworowe osób dorosłych

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń wykazano istotne nienowotworowe ryzyko zdrowotne ($HQ \geq 1$) w związku z narażeniem populacji osób dorosłych na następujące zanieczyszczenia zawarte w spożywanej wodzie: arsen, azotany, fluorki, glin, żelazo ogólne, fenol.

Wartości ilorazów zagrożenia (HQ) wskazujących na znamienne ryzyko zdrowotne wraz z określeniem stanowiska poboru zaprezentowano w Tabeli 92.

Tabela 92 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nienowotworowego osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko nienowotworowe (HQ)
Arsen	SP15	2,029
Azotany / NO ₃	SP 3	1,453
	SP 9	2,047
	SP 28	1,656
Fluorki	SP 15	1,708
Glin	SP 15	8,250
	SP 30	3,625
	SP 34	1,875

Żelazo ogólne / Fe	SP 23	2,846
	SP 35	3,300
Fenol	SP 15	5,500

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nienowotworowego osób dorosłych do poziomu akceptowalnego (Tab. 93).

Tabela 93 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nienowotworowym osób dorosłych narażonych drogą pokarmową

Związek	Stężenie akceptowalne (mg/L) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,068
Azotany / NO ₃	64,0
Fluorki	2,4
Glin	0,016
Żelazo ogólne / Fe	28,0
Fenol	20,0

Najwyższe całkowite ryzyko nienowotworowe (THQ) wynikające z łącznego narażenia osób dorosłych drogą pokarmową na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowisku SP 15, w którym całkowity iloraz zagrożenia było bardzo wysoki i sięgał THQ = 18,6. Wykazano też, że istotne zagrożenie zdrowia stanowić może spożywanie wody z takich stanowisk, jak: SP3, SP9, SP15, SP18, SP23, SP28, SP30, SP34 oraz SP35 (tab. 94).

Tabela 94 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	THQ
Woda podziemna - SP3	2,456
Woda podziemna - SP5	0,706
Woda podziemna - SP8	0,553
Woda podziemna - SP9	2,426
Woda podziemna - SP10	0,972
Woda podziemna - SP11	0,674
Woda podziemna - SP14	0,526
Woda podziemna - SP15	18,636

Woda podziemna - SP16	0,657
Woda podziemna - SP18	1,405
Woda podziemna - SP21	0,459
Woda podziemna - SP23	4,001
Woda podziemna - SP28	2,155
Woda podziemna - SP30	5,331
Woda podziemna - SP32	0,029
Woda podziemna - SP34	2,079
Woda podziemna - SP35	3,979
Woda podziemna - SP36	0,150

Ryzyko kancerogenne osób dorosłych

W wyniku przeprowadzonych badań wykazano istotne nowotworowe ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem populacji osób dorosłych na poniżej wymienione zanieczyszczenia zawarte w spożywanej wodzie (Tab. 95): arsen, chrom ogólny, benzo(a)piren, 1,2-dichloroetan, Trichloroeten, Ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, 1,2-Dibromoetan, Chlorek winylu

Tabela 95 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko kancerogenne
Arsen	SP3	$1,6 \times 10^{-3}$
	SP5	$5,4 \times 10^{-3}$
	SP9	$1,2 \times 10^{-3}$
	SP10	$1,7 \times 10^{-2}$
	SP15	$1,1 \times 10^{-1}$
	SP16	$2,2 \times 10^{-3}$
	SP18	$2,0 \times 10^{-2}$
	SP21	$1,3 \times 10^{-2}$
	SP28	$2,7 \times 10^{-3}$
	SP30	$7,5 \times 10^{-3}$

	SP32	$8,0 \times 10^{-4}$
	SP34	$3,0 \times 10^{-3}$
Chrom ogólny	SP14	$5,9 \times 10^{-5}$
	SP15	$5,9 \times 10^{-5}$
	SP28	$5,1 \times 10^{-5}$
Benzo(a)piren	SP3	$1,1 \times 10^{-6}$
	SP10	$1,1 \times 10^{-5}$
	SP11	$1,8 \times 10^{-6}$
	SP21	$2,3 \times 10^{-6}$
	SP32	$1,1 \times 10^{-6}$
	SP34	$1,1 \times 10^{-6}$
1,2-Dichloroetan	SP35	$3,0 \times 10^{-4}$
Trichloroeten	SP14	$1,2 \times 10^{-6}$
Ftalan di(2-etylo)heksylu	SP15	$3,0 \times 10^{-6}$
	SP16	$1,2 \times 10^{-5}$
	SP28	$7,0 \times 10^{-6}$
1,2-Dibromoetan	SP15	$4,0 \times 10^{-3}$
Chlorek winylu	SP10	5×10^{-6}
	SP35	$2,3 \times 10^{-5}$

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nowotworowego osób dorosłych do poziomu akceptowalnego (tab. 96).

Tabela 96 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym osób dorosłych narażonych drogą pokarmową

Związek	stężenie akceptowalne (µg/L) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,001
Chrom ogólny	0,148
Benzo(a)piren	0,020
1,2-Dichloroetan	0,440
Trichloroeten	0,769
Ftalan di(2-etylo)heksylu	2,857
1,2-Dibromoetan	0,020
Chlorek winylu	0,056

Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe oszacowane dla łącznego narażenia osób dorosłych drogą pokarmową na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowisku SP 15, którego całkowite ryzyko sięgało: $1,14 \times 10^{-1}$. Ryzyko alarmujące tj. $\geq 1 \times 10^{-3}$ odnotowano również na takich stanowiskach, jak: SP3, SP5, SP9, SP10, SP16, SP18, SP21, SP28, SP30, SP34 oraz SP35 (tab. 97).

Tabela 97 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	Całkowite ryzyko kancerogenne
Woda podziemna - SP3	$1,6 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP5	$5,3 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP8	$9,0 \times 10^{-7}$
Woda podziemna - SP9	$1,2 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP10	$1,7 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP11	$2,2 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP14	$6,07 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP15	$1,14 \times 10^{-1}$
Woda podziemna - SP16	$2,17 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP18	$2,00 \times 10^{-2}$

Woda podziemna - SP21	$1,28 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP23	$5,0 \times 10^{-7}$
Woda podziemna - SP28	$2,78 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP30	$7,5 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP32	$8,01 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP34	$2,96 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP35	$3,24 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP36	$1,1 \times 10^{-6}$

Ryzyko nienowotworowe dzieci w wieku od 3 do < 6 lat

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń wykazano istotne nienowotworowe ryzyko zdrowotne ($HQ \geq 1$) w związku z narażeniem populacji dzieci w wieku 3 do < 6 lat na następujące zanieczyszczenia zawarte w spożywanej wodzie: arsen, azotany, fluorki, glin, żelazo ogólne, fenol. Wielkość ryzyka nienowotworowego dzieci w wieku 3 do < 6 lat zaprezentowano w tabeli 98.

Tabela 98 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nienowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko nienowotworowe (HQ)
Arsen	SP15	4,36
Azotany / NO ₃	SP 3	3,12
	SP 9	4,40
	SP 28	3,56
Fluorki	SP 15	3,674
	SP30	1,25
Glin	SP 15	17,74
	SP 30	7,80
	SP 34	4,03
Żelazo ogólne / Fe	SP 23	6,12
	SP 35	7,09
Fenol	SP 15	11,83

Dla związków wykazujących znamienne ryzyko zdrowotne obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu ograniczenia ryzyka do poziomu akceptowalnego (tab. 99).

Tabela 99 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nienowotworowym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową

Związek	stężenie akceptowalne (mg/L) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,03
Azotany / NO ₃	29,77
Fluorki	1,12
Glin	0,01
Żelazo ogólne / Fe	13,02
Fenol	9,29

Najwyższe całkowite ryzyko nienowotworowe wynikające z łącznego narażenia dzieci w wieku 3 do < 6 lat drogą pokarmową na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowisku SP 15, w którym całkowite ryzyko THQ wynosiło 40,07. Wykazano też, że istotne zagrożenie zdrowia stanowić może spożywanie wody z takich stanowisk, jak: SP3, SP5, SP8, SP9, SP10, SP11, SP14, SP16, SP18, SP23, SP28, SP30, SP34 oraz SP35 (tab. 100).

Tabela 100 Całkowite ryzyko nienowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	THQ
Woda podziemna - SP3	5,28
Woda podziemna - SP5	1,52
Woda podziemna - SP8	1,19
Woda podziemna - SP9	5,22
Woda podziemna - SP10	2,07
Woda podziemna - SP11	1,45
Woda podziemna - SP14	1,13
Woda podziemna - SP15	40,07
Woda podziemna - SP16	1,41
Woda podziemna - SP18	3,02
Woda podziemna - SP21	0,99

Woda podziemna - SP23	8,60
Woda podziemna - SP28	4,86
Woda podziemna - SP30	11,46
Woda podziemna - SP32	0,06
Woda podziemna - SP34	4,47
Woda podziemna - SP35	8,56
Woda podziemna - SP36	0,32

Ryzyko kancerogenne dzieci w wieku od 3 do < 6 lat

W wyniku przeprowadzonych badań wykazano istotne nowotworowe ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem dzieci w wieku od 3 do < 6 lat na następujące zanieczyszczenia zawarte w spożywanej wodzie: arsen, chrom ogólny, benzen, Benzo(a)piren, 1,2-dichloroetan, Trichloroeten, Tertachloroeten, Ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, 1,2-Dibromoetan, Chlorek winylu. Wielkość oszacowanego ryzyka rakotwórczego zaprezentowano w tabeli 101.

Tabela 101 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko kancerogenne
Arsen	SP3	$3,4 \times 10^{-3}$
	SP5	$1,1 \times 10^{-2}$
	SP9	$2,6 \times 10^{-3}$
	SP10	$3,6 \times 10^{-2}$
	SP15	$2,4 \times 10^{-1}$
	SP16	$4,6 \times 10^{-3}$
	SP18	$4,3 \times 10^{-2}$
	SP21	$2,7 \times 10^{-2}$
	SP28	$5,8 \times 10^{-3}$
	SP30	$1,6 \times 10^{-2}$
	SP32	$1,7 \times 10^{-3}$
	SP34	$6,4 \times 10^{-3}$
Chrom ogólny	SP14	$1,2 \times 10^{-4}$
	SP15	$1,3 \times 10^{-4}$

	SP28	$1,1 \times 10^{-4}$
Benzen	SP8	$2,0 \times 10^{-6}$
	SP10	$1,9 \times 10^{-6}$
	SP35	$2,0 \times 10^{-6}$
	SP36	$1,7 \times 10^{-6}$
Benzo(a)piren	SP3	$2,4 \times 10^{-6}$
	SP10	$2,1 \times 10^{-5}$
	SP11	$3,8 \times 10^{-6}$
	SP18	$1,4 \times 10^{-6}$
	SP21	$4,8 \times 10^{-6}$
	SP34	$2,2 \times 10^{-6}$
1,2-Dichloroetan	SP35	$6,5 \times 10^{-4}$
Trichloroeten	SP10	$1,8 \times 10^{-6}$
	SP14	$2,7 \times 10^{-6}$
Tetrachloroeten	SP14	$1,2 \times 10^{-6}$
Ftalan di(2-etylo)heksylu	SP15	$6,0 \times 10^{-6}$
	SP16	$2,6 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,5 \times 10^{-5}$
1,2-Dibromoetan	SP15	$8,2 \times 10^{-3}$
Chlorek winylu	SP10	$1,1 \times 10^{-5}$
	SP35	$5,0 \times 10^{-5}$

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat do poziomu akceptowalnego (tab. 102).

Tabela 102 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą pokarmową

Związek	Stężenie akceptowalne (µg/L) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,001
Chrom ogólny	0,069
Benzen	1,240

Benzo(a)piren	0,009
1,2-Dichloroetan	0,204
Trichloroeten	0,358
Tetrachloroeten	9,300
Ftalan di(2-etylo)heksylu	1,329
1,2-Dibromoetan	0,009
Chlorek winylu	0,026

Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe wynikające z łącznego narażenia dzieci w wieku 3 do < 6 lat drogą pokarmową na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowisku SP 15, w którym całkowite ryzyko kancerogenne było bardzo wysokie i sięgało: $2,4 \times 10^{-1}$. Ryzyko alarmujące tj. $\geq 1 \times 10^{-3}$ odnotowano również na takich stanowiskach, jak: SP3, SP5, SP9, SP10, SP16, SP18, SP21, SP28, SP30, SP32 oraz SP34 (tab. 103).

Tabela 103 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do > 6 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	Całkowite ryzyko kancerogenne
Woda podziemna - SP3	$3,4 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP5	$1,1 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP8	$2,0 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP9	$2,6 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP10	$3,6 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP11	$5,0 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP14	$1,3 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP15	$2,4 \times 10^{-1}$
Woda podziemna - SP16	$4,7 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP18	$4,3 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP21	$2,7 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP23	$1,0 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP28	$5,9 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP30	$1,6 \times 10^{-2}$

Woda podziemna - SP32	$1,7 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP34	$6,2 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP35	$6,9 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP36	$2,0 \times 10^{-6}$

Ryzyko nienowotworowe dzieci w wieku od 1 do < 3 lat

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń wykazano istotne nienowotworowe ryzyko zdrowotne ($HQ \geq 1$) w związku z narażeniem populacji dzieci w wieku od 1 do < 3 lat na następujące zanieczyszczenia zawarte w spożywanej wodzie: amoniak, arsen, azotany, azotyny, fluorki, glin, mangan, wanad, żelazo ogólne, fenol. Wielkość ryzyka nienowotworowego dzieci w wieku 1 do < 3 lat zaprezentowano w tabeli 104. Najwyższe ryzyko zdrowotne związane jest z narażeniem na glin, fenol oraz żelazo.

Tabela 104 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nienowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko nienowotworowe (HQ)
Amoniak	SP 23	1,40
Arsen	SP15	6,44
	SP 18	1,17
Azotany / NO_3	SP 3	4,61
	SP 9	6,50
	SP 28	5,26
Azotyny / NO_2	SP 3	1,15
Fluorki	SP 15	5,42
	SP18	1,14
	SP30	1,85
	SP35	1,45
Glin	SP 15	26,19
	SP 30	11,51
	SP 34	5,95
Mangan	SP 18	1,45
Wanad	SP 15	1,24

	SP 30	1,66
Żelazo ogólne / Fe	SP 23	9,04
	SP 35	10,48
Fenol	SP 15	17,46

Dla związków wykazujących znamienne ryzyko zdrowotne obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu ograniczenia ryzyka do poziomu akceptowalnego (tab. 105).

Tabela 105 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nienowotworowym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową

Związek	stężenie akceptowalne (mg/L) powinno być mniejsze niż
Amoniak	85,68
Arsen	0,02
Azotany / NO ₃	20,16
Azotynu / NO ₂	1,26
Fluorki	0,76
Glin	0,01
Mangan	1,76
Wanad	0,11
Żelazo ogólne / Fe	8,82
Fenol	6,30

Najwyższe całkowite ryzyko nienowotworowe wynikające z łącznego narażenia dzieci w wieku 1 do < 3 lat drogą pokarmową na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowisku SP 15, w którym całkowite ryzyko THO wynosiło aż 59,15. Wysokie ryzyko oszacowano również na stanowiskach: SP30, SP 23 oraz SP 35. Istotne zagrożenie zdrowia stanowić może spożywanie przez najmłodszą grupę konsumentów wody ze wszystkich badanych stanowisk, za wyjątkiem: SP32 i SP 36 (tab. 106).

Tabela 106 Całkowite ryzyko nienowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	THQ
Woda podziemna - SP3	7,80
Woda podziemna - SP5	2,24
Woda podziemna - SP8	1,76
Woda podziemna - SP9	7,70
Woda podziemna - SP10	3,08
Woda podziemna - SP11	2,14
Woda podziemna - SP14	1,67
Woda podziemna - SP15	59,15
Woda podziemna - SP16	2,09
Woda podziemna - SP18	4,46
Woda podziemna - SP21	1,46
Woda podziemna - SP23	12,70
Woda podziemna - SP28	7,21
Woda podziemna - SP30	16,92
Woda podziemna - SP32	0,09
Woda podziemna - SP34	6,60
Woda podziemna - SP35	12,63
Woda podziemna - SP36	0,47

Ryzyko kancerogenne dzieci w wieku od 1 do < 3 lat

W wyniku przeprowadzonych badań wykazano istotne nowotworowe ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem dzieci w wieku 1 do < 3 lat na następujące zanieczyszczenia zawarte w spożywanej wodzie: arsen, chrom ogólny, benzen, Benzo(a)piren, 1,2-dichloroetan, Trichloroeten, Tertachloroeten, Ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, 1,2-Dibromoetan, Chlorek winylu.

Wyniki wskazujące na istotne ryzyko rakotwórcze zaprezentowano w tabeli 107. Największe ryzyko kancerogenne oszacowano w przypadku narażenia dzieci na arsen oraz 1,2-Dibromoetan.

Tabela 107 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko kancerogenne
Arsen	SP3	$5,1 \times 10^{-2}$
	SP5	$1,7 \times 10^{-2}$
	SP9	$3,8 \times 10^{-3}$
	SP10	$5,3 \times 10^{-2}$
	SP15	$3,5 \times 10^{-1}$
	SP16	$6,9 \times 10^{-3}$
	SP18	$6,3 \times 10^{-2}$
	SP21	$4,0 \times 10^{-2}$
	SP28	$8,6 \times 10^{-3}$
	SP30	$2,4 \times 10^{-2}$
	SP32	$2,5 \times 10^{-3}$
	SP34	$9,4 \times 10^{-3}$
Chrom ogólny	SP14	$1,8 \times 10^{-4}$
	SP15	$1,9 \times 10^{-4}$
	SP28	$1,6 \times 10^{-4}$
Benzen	SP8	$2,9 \times 10^{-6}$
	SP10	$2,7 \times 10^{-6}$
	SP30	$1,4 \times 10^{-6}$
	SP35	$3,0 \times 10^{-6}$
	SP 36	$2,5 \times 10^{-6}$
Benzo(a)piren	SP3	$3,5 \times 10^{-6}$
	SP10	$3,2 \times 10^{-5}$
	SP11	$5,5 \times 10^{-6}$
	SP18	$2,1 \times 10^{-6}$
	SP21	$7,1 \times 10^{-6}$
	SP23	$1,1 \times 10^{-6}$
	SP 32	$3,3 \times 10^{-6}$
	SP 34	$3,3 \times 10^{-6}$

1,2-Dichloroetan	SP35	$9,5 \times 10^{-4}$
Trichloroeten	SP10	$2,7 \times 10^{-6}$
	SP14	$3,9 \times 10^{-6}$
	SP 16	$1,4 \times 10^{-6}$
Tetrachloroeten	SP14	$1,7 \times 10^{-6}$
Ftalan di(2-etylo)heksylu	SP15	$8,9 \times 10^{-6}$
	SP16	$3,8 \times 10^{-5}$
	SP28	$2,2 \times 10^{-5}$
1,2-Dibromoetan	SP15	$1,2 \times 10^{-2}$
Chlorek winylu	SP10	$1,6 \times 10^{-5}$
	SP35	$7,4 \times 10^{-5}$

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat do poziomu akceptowalnego (tab. 108).

Tabela 108 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą pokarmową

Związek	stężenie akceptowalne (µg/L) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,00039
Chrom ogólny	0,047
Benzen	0,840
Benzo(a)piren	0,006
1,2-Dichloroetan	0,138
Trichloroeten	0,242
Tetrachloroeten	6,300
Ftalan di(2-etylo)heksylu	0,900
1,2-Dibromoetan	0,006
Chlorek winylu	0,018

Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe wynikające z łącznego narażenia dzieci w wieku 1 do < 3 lat drogą pokarmową na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowisku SP 15, w którym całkowite ryzyko kancerogenne było bardzo wysokie i sięgało: $3,6 \times 10^{-1}$. Ryzyko alarmujące tj. $\geq 1 \times 10^{-3}$ odnotowano również na takich stanowiskach, jak: SP3, SP5, SP9, SP10, SP16, SP18, SP21, SP28, SP30, SP32, SP34 oraz SP35 (tab. 109).

Tabela 109 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku 1 do > 3 lat narażonych drogą pokarmową na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	Całkowite ryzyko nowotworowe
Woda podziemna - SP3	$5,1 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP5	$1,7 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP8	$3,0 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP9	$3,8 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP10	$5,3 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP11	$6,9 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP14	$1,9 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP15	$3,6 \times 10^{-1}$
Woda podziemna - SP16	$6,9 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP18	$6,3 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP21	$4,1 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP23	$1,5 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP28	$8,8 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP30	$2,4 \times 10^{-2}$
Woda podziemna - SP32	$2,5 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP34	$9,4 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP35	$1,0 \times 10^{-3}$
Woda podziemna - SP36	$3,5 \times 10^{-6}$

2.4.4. Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego narażenia drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodach

Ryzyko nienowotworowe osób dorosłych

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń nie wykazano istotnego nienowotworowego ryzyka zdrowotnego w przypadku żadnego z rozpatrywanych związków chemicznych zarówno organicznych, jak i nieorganicznych. Najwyższe, aczkolwiek nieznamienne ryzyko oszacowano w związku z narażeniem osób dorosłych na benzo(a)piren, a największą wartość ilorazu zagrożenia ($HQ = 0,238$) stwierdzono w scenariuszu zakładającym kontakt dermalny z tym zanieczyszczeniem zawartym w wodzie ze stanowiska

SP 10. Drugi najwyższy wynik odnotowano w scenariuszu zakładającym dermalną ekspozycję osób dorosłych na fenol zawarty w wodzie ze stanowiska SP15 (HQ = 0,178).

Najwyższe całkowite ryzyko nienowotworowe (THQ) wynikające z łącznego narażenia osób dorosłych drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano w przypadku SP 10 i SP 15, w których całkowity iloraz zagrożenia wynosił, odpowiednio THQ = 0,241 oraz THQ = 0,189. We wszystkich pozostałych przypadkach całkowity iloraz zagrożenia był od jednego do kilku rzędów niższy (tab. 110).

Tabela 110 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) osób dorosłych narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	THQ
Woda podziemna - SP3	0,027
Woda podziemna - SP5	0,008
Woda podziemna - SP8	0,002
Woda podziemna - SP9	0,0003
Woda podziemna - SP10	0,241
Woda podziemna - SP11	0,043
Woda podziemna - SP14	0,002
Woda podziemna - SP15	0,189
Woda podziemna - SP16	0,002
Woda podziemna - SP18	0,017
Woda podziemna - SP21	0,055
Woda podziemna - SP23	0,009
Woda podziemna - SP28	0,012
Woda podziemna - SP30	0,009
Woda podziemna - SP32	0,025
Woda podziemna - SP34	0,025
Woda podziemna - SP35	0,002
Woda podziemna - SP36	0,011

Ryzyko kancerogenne osób dorosłych

W wyniku przeprowadzonych obliczeń wykazano istotne nowotworowe ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem dermalnym osób dorosłych na następujące zanieczyszczenia zawarte w badanej wodzie:

arsen, chrom ogólny, benzo(a)piren, ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP. Największe ryzyko kancerogenne oszacowano w przypadku narażenia dermalnego osób dorosłych na benzo(a)piren (SP10) oraz arsen (SP15) (tab. 111).

Tabela 111 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko kancerogenne
Arsen	SP3	$3,79 \times 10^{-6}$
	SP5	$1,27 \times 10^{-5}$
	SP9	$2,84 \times 10^{-6}$
	SP10	$3,98 \times 10^{-5}$
	SP15	$2,61 \times 10^{-4}$
	SP16	$5,12 \times 10^{-6}$
	SP18	$4,74 \times 10^{-5}$
	SP21	$3,03 \times 10^{-5}$
	SP28	$6,44 \times 10^{-6}$
	SP30	$1,78 \times 10^{-5}$
	SP32	$1,89 \times 10^{-6}$
	SP34	$7,01 \times 10^{-6}$
Chrom ogólny	SP14	$1,32 \times 10^{-5}$
	SP15	$1,33 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,14 \times 10^{-5}$
Benzo(a)piren	SP3	$3,15 \times 10^{-5}$
	SP5	$8,73 \times 10^{-6}$
	SP10	$2,86 \times 10^{-4}$
	SP11	$5,01 \times 10^{-5}$
	SP15	$8,58 \times 10^{-6}$
	SP18	$1,86 \times 10^{-5}$
	SP21	$6,44 \times 10^{-5}$
	SP23	$9,59 \times 10^{-6}$
	SP 28	$7,87 \times 10^{-6}$

	SP30	$8,03 \times 10^{-6}$
	SP32	$3,00 \times 10^{-5}$
	SP 34	$3,00 \times 10^{-5}$
	SP36	$8,01 \times 10^{-6}$
Ftalan di(2-etylo)heksylu	SP15	$5,67 \times 10^{-6}$
	SP16	$2,41 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,42 \times 10^{-5}$

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nowotworowego osób dorosłych do poziomu akceptowalnego (tab.112).

Tabela 112 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym osób dorosłych narażonych drogą dermalną

Związek	stężenie akceptowalne ($\mu\text{g/L}$) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,528
Chrom ogólny	0,658
Benzo(a)piren	0,0007
Ftalan di(2-etylo)heksylu	1,412

Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe wynikające z łącznego narażenia osób dorosłych drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk stwierdzono na stanowiskach SP 10 oraz SP15, w których całkowite ryzyko kancerogenne sięgało, odpowiednio: $3,26 \times 10^{-4}$ oraz $2,89 \times 10^{-4}$ (tab. 113).

Tabela 113 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego osób dorosłych narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

stanowisko	Całkowite ryzyko nowotworowe
Woda podziemna - SP3	$3,53 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP5	$2,14 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP8	$9,36 \times 10^{-8}$
Woda podziemna - SP9	$2,85 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP10	$3,26 \times 10^{-4}$

Woda podziemna - SP11	$5,01 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP14	$1,32 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP15	$2,89 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP16	$2,92 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP18	$6,60 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP21	$9,47 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP23	$9,60 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP28	$3,99 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP30	$2,59 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP32	$3,19 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP34	$3,71 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP35	$8,91 \times 10^{-7}$
Woda podziemna - SP36	$8,09 \times 10^{-6}$

Ryzyko nienowotworowe dzieci w wieku od 3 do < 6 lat

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń nie wykazano istotnego nienowotworowego ryzyka zdrowotnego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat w przypadku żadnego z rozpatrywanych związków chemicznych zarówno organicznych, jak i nieorganicznych. Najwyższe ryzyko nienowotworowe oszacowano w związku z narażeniem dzieci w wieku od 3 do < 6 lat na benzo(a)piren. Największą wartość ilorazu zagrożenia ($HQ = 0,538$) odnotowano w scenariuszu zakładającym kontakt dermalny z benzo(a)pirenem zawartym w wodzie ze stanowiska SP 10. Drugi najwyższy wynik stwierdzono w scenariuszu zakładającym dermalną ekspozycję dzieci w wieku od 3 do < 6 lat na fenol zawarty w wodzie ze stanowiska SP15 ($HQ = 0,402$).

Najwyższe całkowite ryzyko nienowotworowe (THQ) wynikające z łącznej ekspozycji dzieci w wieku od 3 do < 6 lat drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk oszacowano w przypadku SP 10 i SP 15, w których całkowity iloraz zagrożenia wynosił, odpowiednio $THQ = 0,543$ oraz $THQ = 0,426$. We wszystkich pozostałych przypadkach całkowity iloraz zagrożenia był od jednego do kilku rzędów niższy (tab. 114).

Tabela 114 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

stanowisko	Całkowite ryzyko nowotworowe
Woda podziemna - SP3	$3,53 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP5	$2,14 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP8	$9,36 \times 10^{-8}$
Woda podziemna - SP9	$2,85 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP10	$3,26 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP11	$5,01 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP14	$1,32 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP15	$2,89 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP16	$2,92 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP18	$6,60 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP21	$9,47 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP23	$9,60 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP28	$3,99 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP30	$2,59 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP32	$3,19 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP34	$3,71 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP35	$8,91 \times 10^{-7}$
Woda podziemna - SP36	$8,09 \times 10^{-6}$

Ryzyko kancerogenne dzieci w wieku od 3 do < 6 lat

W wyniku przeprowadzonych obliczeń wykazano istotne nowotworowe ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem dermalnym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat na następujące zanieczyszczenia zawarte w badanej wodzie: arsen, chrom ogólny, benzo(a)piren, ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, chlorek winylu

Największe ryzyko kancerogenne oszacowano w przypadku narażenia dermalnego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat na arsen (SP15 i SP18) oraz na benzo(a)piren (SP10) (tab. 115).

Tabela 115 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko kancerogenne
Arsen	SP3	$8,13 \times 10^{-6}$
	SP5	$2,72 \times 10^{-5}$
	SP9	$6,09 \times 10^{-6}$
	SP10	$8,53 \times 10^{-5}$
	SP15	$5,61 \times 10^{-4}$
	SP16	$1,10 \times 10^{-5}$
	SP18	$1,01 \times 10^{-4}$
	SP21	$6,50 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,38 \times 10^{-5}$
	SP30	$3,82 \times 10^{-5}$
	SP32	$4,06 \times 10^{-6}$
	SP34	$1,50 \times 10^{-5}$
Chrom ogólny	SP14	$2,83 \times 10^{-5}$
	SP15	$2,87 \times 10^{-5}$
	SP28	$2,44 \times 10^{-5}$
Benzo(a)piren	SP3	$3,55 \times 10^{-5}$
	SP5	$9,85 \times 10^{-6}$
	SP10	$3,23 \times 10^{-4}$
	SP11	$5,65 \times 10^{-5}$
	SP15	$9,70 \times 10^{-6}$
	SP18	$2,10 \times 10^{-5}$
	SP21	$7,27 \times 10^{-5}$
	SP23	$1,08 \times 10^{-5}$
	SP 28	$8,88 \times 10^{-6}$
	SP30	$9,04 \times 10^{-6}$
	SP32	$3,39 \times 10^{-5}$
	SP 34	$3,39 \times 10^{-5}$
	SP36	$9,04 \times 10^{-6}$

Ftalan di(2-etylo)heksylu	SP15	$6,40 \times 10^{-6}$
	SP16	$2,71 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,60 \times 10^{-5}$
Chlorek winylu	SP 35	$1,80 \times 10^{-6}$

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat do poziomu akceptowalnego (tab.116).

Tabela 116 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną

Związek	stężenie akceptowalne ($\mu\text{g/L}$) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,246
Chrom ogólny	0,307
Benzo(a)piren	0,00062
Ftalan di(2-etylo)heksylu	1,251
Chlorek winylu	0,724

Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe wynikające z łącznego narażenia dzieci w wieku od 3 do < 6 lat drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowiskach SP 15 oraz SP10, w których całkowite ryzyko kancerogenne sięgało, odpowiednio: $6,06 \times 10^{-4}$ oraz $4,09 \times 10^{-4}$, a także SP21 i SP18, odpowiednio: $1,38 \times 10^{-4}$ oraz $1,22 \times 10^{-4}$ (tab. 117).

Tabela 117 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 3 do < 6 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

stanowisko	Całkowite ryzyko nowotworowe
Woda podziemna - SP3	$4,37 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP5	$3,71 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP8	$2,11 \times 10^{-7}$
Woda podziemna - SP9	$6,11 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP10	$4,09 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP11	$5,66 \times 10^{-5}$

Woda podziemna - SP14	$2,84 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP15	$6,06 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP16	$3,82 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP18	$1,22 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP21	$1,38 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP23	$1,08 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP28	$6,31 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP30	$4,73 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP32	$3,89 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP34	$4,89 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP35	$2,01 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP36	$9,22 \times 10^{-6}$

Ryzyko nienowotworowe dzieci w wieku od 1 do < 3 lat

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń nie stwierdzono istotnego nienowotworowego ryzyka zdrowotnego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat w przypadku żadnego z rozpatrywanych związków chemicznych zarówno organicznych, jak i nieorganicznych. Najwyższe ryzyko nienowotworowe oszacowano w związku z narażeniem dzieci w wieku od 1 do < 3 lat na benzo(a)piren. Największą wartość ilorazu zagrożenia ($HQ = 0,596$) wykazano w scenariuszu zakładającym kontakt dermalny z benzo(a)pirenem zawartym w wodzie ze stanowiska SP 10. Drugi najwyższy wynik stwierdzono w scenariuszu zakładającym dermalną ekspozycję dzieci w wieku od 1 do < 3 lat na fenol zawarty w wodzie ze stanowiska SP15 ($HQ = 0,444$).

Najwyższe całkowite ryzyko nienowotworowe (THQ) wynikające z łącznej ekspozycji dzieci w wieku od 1 do < 3 lat drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk oszacowano w przypadku SP 10 i SP 15, w których całkowity iloraz zagrożenia wynosił, odpowiednio $THQ = 0,601$ oraz $THQ = 0,471$. Do stanowisk, w których stwierdzono najwyższe wartości ryzyka należały również SP21 oraz SP11 ($THQ = 0,136$ oraz $0,107$). We wszystkich pozostałych przypadkach całkowity iloraz zagrożenia był od jednego do kilku rzędów niższy (tab. 118).

Tabela 118 Wartości całkowitego ryzyka nienowotworowego (THQ) dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

Stanowisko	THQ
Woda podziemna - SP3	0,068
Woda podziemna - SP5	0,020
Woda podziemna - SP8	0,004
Woda podziemna - SP9	0,0008
Woda podziemna - SP10	0,601
Woda podziemna - SP11	0,107
Woda podziemna - SP14	0,004
Woda podziemna - SP15	0,471
Woda podziemna - SP16	0,004
Woda podziemna - SP18	0,042
Woda podziemna - SP21	0,136
Woda podziemna - SP23	0,023
Woda podziemna - SP28	0,031
Woda podziemna - SP30	0,023
Woda podziemna - SP32	0,063
Woda podziemna - SP34	0,063
Woda podziemna - SP35	0,006
Woda podziemna - SP36	0,029

Ryzyko kancerogenne dzieci w wieku od 1 do < 3 lat

W wyniku przeprowadzonych obliczeń wykazano istotne nowotworowe ryzyko zdrowotne w związku z narażeniem dermalnym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat na następujące zanieczyszczenia zawarte w badanej wodzie: arsen, chrom ogólny, benzo(a)piren, ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, chlorek winylu.

Największe ryzyko kancerogenne oszacowano w przypadku narażenia dermalnego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat na arsen (SP15 i SP18: $5,84 \times 10^{-4}$ i $1,06 \times 10^{-4}$), a także na benzo(a)piren (SP10; $3,57 \times 10^{-4}$) (tab. 119).

Tabela 119 Zestawienie wyników istotnego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie gruntowej

Związek	Stanowisko	Ryzyko kancerogenne
Arsen	SP3	$8,47 \times 10^{-6}$
	SP5	$2,84 \times 10^{-5}$
	SP9	$6,35 \times 10^{-6}$
	SP10	$8,89 \times 10^{-5}$
	SP15	$5,84 \times 10^{-4}$
	SP16	$1,14 \times 10^{-5}$
	SP18	$1,06 \times 10^{-4}$
	SP21	$6,77 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,44 \times 10^{-5}$
	SP30	$3,98 \times 10^{-5}$
	SP32	$4,23 \times 10^{-6}$
	SP34	$1,57 \times 10^{-5}$
Chrom ogólny	SP14	$2,95 \times 10^{-5}$
	SP15	$2,99 \times 10^{-5}$
	SP28	$2,54 \times 10^{-5}$
Benzo(a)piren	SP3	$3,93 \times 10^{-5}$
	SP5	$1,09 \times 10^{-5}$
	SP10	$3,57 \times 10^{-4}$
	SP11	$6,25 \times 10^{-5}$
	SP15	$1,07 \times 10^{-5}$
	SP18	$2,32 \times 10^{-5}$
	SP21	$8,04 \times 10^{-5}$
	SP23	$1,20 \times 10^{-5}$
	SP 28	$9,83 \times 10^{-6}$
	SP30	$1,00 \times 10^{-5}$
	SP32	$3,75 \times 10^{-5}$
	SP 34	$3,75 \times 10^{-5}$
	SP36	$1,00 \times 10^{-5}$

Ftalan di(2-etylo)heksylu	SP15	$7,08 \times 10^{-6}$
	SP16	$3,01 \times 10^{-5}$
	SP28	$1,77 \times 10^{-5}$
Chlorek winylu	SP 35	$1,99 \times 10^{-6}$

Dla powyższych związków obliczono stężenia jakie powinny zostać osiągnięte w celu zmniejszenia ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat do poziomu akceptowalnego (tab. 120).

Tabela 120 Stężenia związków chemicznych w wodzie, których osiągnięcie będzie wiązało się z akceptowalnym ryzykiem nowotworowym dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną

Związek	stężenie akceptowalne ($\mu\text{g/L}$) powinno być mniejsze niż
Arsen	0,236
Chrom ogólny	0,295
Benzo(a)piren	0,00056
Ftalan di(2-etylo)heksylu	1,130
Chlorek winylu	0,6540

Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe wynikające z łącznego narażenia dzieci w wieku od 1 do < 3 lat drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk wykazano na stanowiskach SP 15 oraz SP10, w których całkowite ryzyko kancerogenne sięgało, odpowiednio: $6,32 \times 10^{-4}$ oraz $4,47 \times 10^{-4}$, także SP21 i SP18, odpowiednio: $1,48 \times 10^{-4}$ oraz $1,29 \times 10^{-4}$ (Tab. 121).

Tabela 121 Wartości całkowitego ryzyka nowotworowego dzieci w wieku od 1 do < 3 lat narażonych drogą dermalną na zanieczyszczenia zawarte w wodzie podziemnej

stanowisko	Całkowite ryzyko nowotworowe
Woda podziemna - SP3	$4,78 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP5	$3,93 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP8	$2,34 \times 10^{-7}$
Woda podziemna - SP9	$6,37 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP10	$4,47 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP11	$6,26 \times 10^{-5}$

Woda podziemna - SP14	$2,96 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP15	$6,32 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP16	$4,15 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP18	$1,29 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP21	$1,48 \times 10^{-4}$
Woda podziemna - SP23	$1,20 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP28	$6,74 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP30	$4,99 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP32	$4,17 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP34	$5,32 \times 10^{-5}$
Woda podziemna - SP35	$2,23 \times 10^{-6}$
Woda podziemna - SP36	$1,02 \times 10^{-5}$

Ocena ryzyka zdrowotnego przeprowadzona na podstawie wyników stężenia zanieczyszczeń zawartych w wodach pobranych ze składowiska SOE wykazała, że:

1. Narażenie drogą pokarmową pochodzącą ze składowiska SOE skutkować może:

- istotnym ryzykiem nienowotworowym w wyniku narażenia na takie związki, jak: arsen, azotany, fluorki, glin, żelazo ogólne oraz fenol zarówno wśród osób dorosłych, jak i dzieci w wieku od 3 do < 6 lat. Natomiast w populacji dzieci młodszych w wieku od 1 do < 3 lat dodatkowo istotne ryzyko zdrowotne wynika z narażenia na amoniak, azotyny, mangan oraz wanad.
- Całkowite nienowotworowe ryzyko zdrowotne wynikające z narażenia na mieszaninę wszystkich analizowanych zanieczyszczeń zawartych w badanej wodzie w przypadku większości rozpatrywanych stanowisk stanowiło znamienne zagrożenie zdrowia, szczególnie dla populacji dzieci.
- Największe nienowotworowe zagrożenie zdrowia stanowić może spożywanie wody pochodzącej z wody podziemnej SP15.
- Wysokie ryzyko kancerogenne stwierdzono w scenariuszach zakładających narażenie dorosłych i dzieci drogą pokarmową na takie zanieczyszczenia, jak: arsen, chrom ogólny, benzo(a)piren, 1,2-dichloroetan, trichloroeten, ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, 1,2-dibromoetan i chlorek winylu, a w przypadku obu grup wiekowych dzieci dodatkowo istotne ryzyko kancerogenne może wynikać z narażenia na benzen oraz tertachloroeten.

- W przypadku wody pochodzącej niemal z każdego stanowiska stwierdzono istotne ryzyko nowotworowe dorosłych wynikające z łącznego narażenia drogą pokarmową na wszystkie badane związki. Natomiast w obu grupach wiekowych dzieci znamienne ryzyko nowotworowe dotyczyło wody pochodzącej ze wszystkich badanych wód podziemnych.
 - Spożywanie wody z niektórych stanowisk skutkować może alarmującym ryzykiem zdrowotnym tj. wyższym niż 1×10^{-3} . Największe ryzyko rakotwórcze oszacowano dla wody pochodzącej z wody podziemnej SP 15.
2. Narażenie drogą dermalną w scenariuszach zakładających kontakt powierzchni ciała z badaną wodą pochodzącą ze składowiska SOE może nieść za sobą następujące konsekwencje:
- narażenie drogą dermalną zarówno dorosłych, jak i dzieci na zanieczyszczenia wykazane w badanej wodzie ze składowiska SOE nie skutkuje istotnym ryzykiem nienowotworowym w przypadku wszystkich badanych zanieczyszczeń zarówno organicznych, jak i nieorganicznych. Najwyższe wartości ilorazów zagrożenia (HQ) wykazywano w przypadku kontaktu powierzchni ciała z wodą podziemną pochodzącą ze stanowisk SP15 oraz SP10.
 - Również całkowite nienowotworowe ryzyko zdrowotne wynikające z ekspozycji dorosłych i dzieci na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk nie stanowiło znamienego zagrożenia zdrowia.
 - Wysokie ryzyko kancerogenne stwierdzono w scenariuszach zakładających narażenie dorosłych i dzieci drogą dermalną na takie zanieczyszczenia, jak: arsen, chrom ogólny, benzo(a)piren oraz ftalan di(2-etylo)heksylu / DEHP, a w przypadku obu grup wiekowych dzieci dodatkowo w przypadku narażenia na chlorek winylu.
 - Największe ryzyko kancerogenne oszacowano w przypadku narażenia dermalnego populacji na benzo(a)piren (woda podziemna SP10) oraz na arsen (woda podziemna SP15).
 - Kontakt dermalny z wodą poziomą pochodzącą z niemal każdego stanowiska skutkować może podwyższonym ryzykiem zdrowotnym (wyższym niż 1×10^{-6}).
 - Najwyższe całkowite ryzyko nowotworowe wynikające z łącznego narażenia populacji drogą dermalną na wszystkie związki zawarte w wodzie pochodzącej z poszczególnych stanowisk stwierdzono w wodzie podziemnej SP 10 oraz SP15, a w przypadku dzieci także w wodzie podziemnej SP18 i SP21.

Na podstawie powyższych wyników należy stwierdzić, że zanieczyszczenia zawarte w badanej wodzie pochodzącej ze składowiska SOE stanowią istotny czynnik ryzyka zdrowotnego zarówno rakotwórczego, jak i nierakotwórczego dla osób dorosłych oraz dzieci.

Charakterystyka zanieczyszczeń

Na potrzeby niniejszego opracowania przygotowano syntetyczne zestawienie narządów i układów krytycznych dla analizowanych zanieczyszczeń na podstawie danych zawartych w systemie *Integrated Risk Information System* (IRIS), prowadzonym przez *United States Environmental Protection Agency* (US EPA). Zestawienie opracowano w oparciu o informacje dotyczące tzw. critical effects oraz narządów i układów docelowych (target organs/systems), które stanowią podstawę do wyznaczania wartości referencyjnych dla narażenia przewlekłego, takich jak dawki referencyjne (RfD) oraz stężenia referencyjne (RfC). Dla każdej substancji przedstawiono najważniejsze skutki zdrowotne związane z narażeniem nienowotworowym oraz nowotworowym, ze szczególnym uwzględnieniem układów i narządów uznanych przez US EPA za najbardziej wrażliwe na działanie danego zanieczyszczenia. Podstawowym źródłem informacji były dokumenty „*Toxicological Review*” oraz „*IRIS Summary*” opracowywane w ramach programu IRIS, zawierające szczegółową ocenę toksykologiczną substancji oraz identyfikację efektów krytycznych wykorzystywanych w procesie oceny ryzyka zdrowotnego.

Analizowane substancje pogrupowano na dwie zasadnicze kategorie: metale ciężkie oraz związki organiczne. Dla każdej grupy przedstawiono syntetyczną charakterystykę działania toksycznego, obejmującą główne narządy i układy docelowe oraz najistotniejsze skutki zdrowotne wynikające z długotrwałego narażenia. W końcowej części opracowania zamieszczono tabelaryczne podsumowanie wpływu wszystkich analizowanych zanieczyszczeń na poszczególne układy i narządy organizmu.

W celu pogłębionej interpretacji zidentyfikowanych zagrożeń dla zdrowia publicznego, przygotowano kompleksową charakterystykę toksykologiczną obecnych w matrycach zanieczyszczeń. Oparto ją na danych amerykańskiej bazy referencyjnej *Integrated Risk Information System* (IRIS), koncentrując się na efektach krytycznych oraz docelowych układach i narządach. Podejście to pozwala na zrozumienie wieloukładowego, degeneracyjnego wpływu ksenobiotyków na organizm ludzki w perspektywie populacyjnej. Zestawienie dominujących punktów uchwytu dla poszczególnych substancji zaprezentowano w tabeli 122.

Wśród zidentyfikowanych metali ciężkich zagrożenie dla rozwoju populacji, a w szczególności dzieci, stanowi ołów. Według wytycznych IRIS jest to substancja całkowicie pozbawiona progu bezpieczeństwa, uderzająca przede wszystkim w ośrodkowy układ nerwowy i krwiotwórczy. Przewlekła ekspozycja prowadzi do nieodwracalnych zaburzeń neurorozwojowych, trwałego obniżenia ilorazu inteligencji (IQ) oraz patologii behawioralnych, przy czym indukuje również nefrotoksyczność i niedokrwistość. Dowody na rakotwórczość ołowiu ustępują tu ciężkości jego nienowotworowego wpływu na rozwój najmłodszych. Z kolei arsen nieorganiczny stanowi pierwiastek o wybitnie układowym charakterze, silnie ingerującym w układ sercowo-naczyniowy oraz endokrynną, co skutkuje indukcją choroby niedokrwiennej serca, neuropatii obwodowych i cukrzycy typu 2. Ponadto jest to udowodniony

kancerogen odpowiadający za nowotwory płuc, skóry i pęcherza moczowego. Podobny, skrajnie niszczycielski profil wykazuje chrom sześciowartościowy, którego obecność inicjuje uszkodzenia błony śluzowej i hiperplazję nabłonka jelita cienkiego, a długotrwała ekspozycja prowadzi do nowotworów układu pokarmowego i oddechowego. W profilu klinicznym pozostałych metali uwidacznia się silnie szkodliwy wpływ niklu na drogi oddechowe (działanie rakotwórcze wobec płuc i zatok), degeneracyjny wpływ baru na układ sercowo-naczyniowy (zaburzenia rytmu serca) i nerki oraz kardiomiopatie, zmiany zapalne płuc i przerost tarczycy wywoływane obecnością rakotwórczego kobaltu.

Tabela 122 Synteza porównawcza układów krytycznych według IRIS

Dominujący układ/narząd	Zanieczyszczenie
Układ nerwowy	ołów, fenol, tetrachloroeten
Układ sercowo-naczyniowy	arsen, bar, kobalt
Układ krwiotwórczy	ołów, chrom(VI), kobalt, benzen
Układ oddechowy	chrom(VI), nikiel, benzo(a)piren, kobalt
Układ rozrodczy i rozwój płodu	chrom(VI), DEHP, kobalt, 1,2-dibromoetan
Przewód pokarmowy	chrom(VI), arsen, benzo(a)piren
Wątroba	chrom(VI), DEHP, tetrachloroeten, heksachlorobenzen
Nerki	ołów, bar, fenol, tetrachloroeten, 1,2-dibromoetan

W grupie zanieczyszczeń organicznych, bezpośrednim zagrożeniem dla płodności i układu endokrynnego jest ftalan bis(2-etyloheksylu) (DEHP). Jego głównym punktem uchwytu jest rozwijający się płód oraz męski układ rozrodczy, w obrębie, którego wywołuje obniżenie płodności i zaburzenia rozwoju jąder, jednocześnie stymulując nowotwory wątroby na drodze aktywacji receptorów PPAR α . Podobne oddziaływanie hepatotoksyczne, z dodatkową indukcją porfirii i immunotoksyczności, przejawia heksachlorobenzen (HCB). Głębokie obciążenie zdrowia publicznego stanowi obecność wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, takich jak benzo(a)piren, który potęguje stres oksydacyjny i zaburzenia rozwojowe organizmu, a w perspektywie długoterminowej wywołuje raka płuc, skóry i przewodu pokarmowego.

Z kolei narażenie na rozpuszczalniki chlorowcoorganiczne, na czele z tetrachloroetenem, skutkuje zaawansowaną depresją ośrodkowego układu nerwowego, uszkodzeniami nerek i wątroby oraz ryzykiem rozwoju chłoniaków i raka pęcherza moczowego. W analogiczne układy (w tym rozrodczy)

uderza 1,2-dibromoetan, będący także agresywnym kancerogenem wywołującym nowotwory wątroby, płuc i żołądka. Z punktu widzenia onkologii klinicznej najpoważniejszym zagrożeniem jest potwierdzony kancerogen bezprogowy – benzen. Działa on destrukcyjnie na szpik kostny oraz układ krwiotwórczy, początkowo wywołując supresję szpiku, trombocytopenię i leukopenię, co w prostej linii prowadzi do ostrej białaczki szpikowej (AML) i zespołów mielodysplastycznych. Listę zamykają fenol i difenylosulfon, które pomimo braku klasyfikacji jako jednoznaczne kancerogeny, powodują ciężkie efekty układowe o charakterze nienowotworowym, objawiające się głęboką neurotoksycznością, nefrotoksycznością i postępującymi zmianami histopatologicznymi w wątrobie.

2.4.5. Podsumowanie wyników obliczeniowego szacowania ryzyka zdrowotnego dla terenu WTZ SOE

Kompleksowa, wielotorowa Ocena Ryzyka Zdrowotnego przeprowadzona dla obszaru dawnych zakładów ZACHEM bezspornie dowodzi, że teren składowiska stanowi wysoce aktywne, wieloskładnikowe ognisko zagrożenia toksykologicznego. Wyniki modelowania deterministycznego, obejmującego trzy niezależne ścieżki ekspozycji (pokarmową, dermalną oraz pozażywnościową), wykluczają możliwość bezpiecznego użytkowania tego obszaru w jego obecnym stanie, ujawniając istotne przekroczenia dopuszczalnych wskaźników zarówno dla efektów nienowotworowych (HQ/THQ), jak i całościowego ryzyka nowotworowego (CR).

Populacja krytyczna i behawioralne wektory narażenia ze strony wód podziemnych (Droga pokarmowa)

We wszystkich analizowanych scenariuszach ekspozycji grupą najwyższego, krytycznego ryzyka są dzieci, ze szczególnym uwzględnieniem przedziału wiekowego od 1 do poniżej 3 lat. Wynika to z synergii czynników fizjologicznych (niższa masa ciała, wysoki stosunek powierzchni skóry do masy, intensywny rozwój narządów) oraz behawioralnych. Mechanizm eksploracji oralnej (*hand-to-mouth behaviour*) i częsty kontakt z podłożem sprawiają, że dzieci stają się głównym, bezbronnym receptorem toksyn uwalniających się z płytko zalegających zanieczyszczeń, co wymusza rygorystyczne dostosowanie wszelkich docelowych celów remediacyjnych do parametrów tej właśnie grupy.

Narażenie wynikające z potencjalnego spożycia wód podziemnych generuje najbardziej wskaźniki ryzyka w całym modelu HHRA. Obszarem o wysokim profilu toksykologicznym jest stanowisko SP15, gdzie całkowite ryzyko nienowotworowe (THQ) dla dzieci najmłodszych sięga wartości 59,15, a prawdopodobieństwo rozwoju nowotworu (CR) wynosi $3,6 \times 10^{-1}$ (ponad 3 na 10 osób). Stanowi to wartość wyższą od progu akceptowalnego (10^{-6}). Głównymi czynnikami napędzającymi tę ścieżkę są stężenia arsenu, chromu, a także agresywnych ksenobiotyków organicznych, takich jak 1,2-

dibromoetan, benzen, tetrachloroeten czy chlorek winylu. Woda z obszaru SOE uległa znaczącej degradacji, stając się nośnikiem letalnych ładunków chemicznych.

Intoksykacja poprzez matrycę glebową (Droga dermalna i pożywieniowa)

Kontakt dermalny (nawet o charakterze rekreacyjnym) stwarza bezpośrednie ryzyko przenikania do krwiobiegu substancji o udowodnionym działaniu rakotwórczym i układowym. Za główne wektory zagrożenia dermalnego odpowiadają arsen, chrom oraz nikiel, przy silnym, lokalnym wsparciu substancji organicznych (DEHP, benzo(a)piren). Z kolei przypadkowe spożycie gleby (droga pożywieniowa) ujawnia krytyczny problem związany z historyczną depozycją ołowiu (Pb). Analiza Marginesu Narażenia (MOE) wykazuje w takich punktach jak SOE_16 wartości poniżej jedności, co oznacza bezpośrednie zagrożenie neurotoksyczne (nieodwracalne obniżenie IQ i zaburzenia neurorozwojowe u dzieci). Rozmieszczenie przekroczeń zarówno w płytkich strefach (do 0,5 m p.p.t.), jak i na znacznych głębokościach dowodzi zjawiska aktywnej, pionowej migracji i wypłukiwania historycznych zrzutów technologicznych.

Wieloukładowa synergia (profil toksykologiczny)

Badane środowisko składowiska charakteryzuje się obecnością różnorodnych ksenobiotyków, które mogą negatywnie oddziaływać na organizmy żywe:

- Układ nerwowy i rozwój: Ołów, fenol i rozpuszczalniki chlorowcowane powodują nieodwracalne uszkodzenia OUN, ze szczególnym naciskiem na rozwijające się mózgi dzieci.
- Onkologia i genotoksyczność: Benzen uderza bezpośrednio w szpik kostny, inicjując białaczki, podczas gdy arsen, chrom(VI) i benzo(a)piren odpowiedzialne są za nowotwory narządów wewnętrznych, skóry i płuc.
- Układ endokrynnny i rozrodczy: Ksenoestrogeny, takie jak DEHP, w połączeniu z 1,2-dibromoetanem, zaburzają osie hormonalne, prowadząc do uszkodzeń narządów rozrodczych, dysfunkcji płodności i patologii w rozwoju płodowym.

Podsumowanie

Zastosowany model zawiera celowo przyjęty margines konserwatyzmu, szczególnie widoczny w założeniu, że cała zawartość arsenu i chromu występuje odpowiednio w najbardziej toksycznych formach: nieorganicznej oraz sześciowartościowej. Podejście takie, zgodne z zasadą ostrożności i zaleceniami stosowanymi w metodyce US EPA, minimalizuje ryzyko niedoszacowania potencjalnych zagrożeń zdrowotnych. W tabeli 123 przedstawiono najbardziej restrykcyjne, spośród wszystkich analizowanych ścieżek ekspozycji oraz grup receptorów, modelowe stężenia progowe odpowiadające akceptowalnemu poziomowi ryzyka dla narażenia dermalnego i pokarmowego.

Tabela 123 Zintegrowane zestawienie najbardziej restrykcyjnych modelowych stężeń progowych odpowiadających akceptowalnemu poziomowi ryzyka dla narażenia dermalnego, pożywieniowego i pokarmowego

Matryca	Zanieczyszczenie	Najbardziej restrykcyjne stężenie docelowe	Jednostka	Ścieżka i wskaźnik determinujący cel	Populacja krytyczna
GLEBA	Arsen (As)	$2,23 \times 10^{-8}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Benzo(a)piren (BaP)	$8,65 \times 10^{-9}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Heksachlorobenzen (HCB)	$1,27 \times 10^{-7}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Chrom (Cr)	$1,67 \times 10^{-7}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	1,2-Dibromoetan	$9,00 \times 10^{-7}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Benzen	$5,00 \times 10^{-6}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	DEHP	$2,68 \times 10^{-5}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Tetrachloroeten (PCE)	$1,07 \times 10^{-4}$	mg/kg	Dermalna (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Fenol	0,02	mg/kg	Dermalna (HQ)	Dzieci 1–<6 lat
	Difenylosulfon	0,05	mg/kg	Dermalna (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Nikiel (Ni)	0,08	mg/kg	Dermalna (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Kobalt (Co)	0,77	mg/kg	Dermalna (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Ołów (Pb)	25,08	mg/kg	Pożywieniowa (MOE)	Dzieci 1–<3 lat
	Bar (Ba)	40,40	mg/kg	Dermalna (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
WODA (podziemna)	Arsen (As)	0,00039	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Benzo(a)piren (BaP)	0,006	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	1,2-Dibromoetan	0,006	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Chlorek winylu (VC)	0,018	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Chrom ogólny (Cr)	0,047	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	1,2-Dichloroetan	0,138	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat

	Trichloroeten (TCE)	0,242	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Benzen	0,840	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	DEHP	0,900	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Tetrachloroeten (PCE)	6,30	µg/L	Pokarmowa (CR)	Dzieci 1–<3 lat
	Glin (Al)	10,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<6 lat
	Wanad (V)	110,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Fluorki (F)	760,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Azotyny (NO ₂)	1 260,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Mangan (Mn)	1 760,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Fenol	6 300,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Żelazo ogólne (Fe)	8 820,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Azotany (NO ₃)	20 160,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat
	Amoniak	85 680,0	µg/L	Pokarmowa (HQ)	Dzieci 1–<3 lat

Rygorystyczny dyktat populacji wrażliwej ujawnia swoje największe wyzwanie w zderzeniu z ryzykiem nowotworowym (CR) generowanym przez bezprogowe kancerogeny, takie jak arsen, benzo(a)piren, chrom czy heksachlorobenzen. W ich przypadku ścieżka narażenia dermalnego narzuca wymóg osiągnięcia stężeń rzędu dziesiątych części mikrograma na kilogram (ppb), a dla arsenu czy benzo(a)pirenu wręcz części na bilion (ppt), osiągając wartości na poziomie 10⁻⁸ mg/kg. Poziomy te znajdują się głęboko poniżej granicy oznaczalności (LOQ) najbardziej czułych współczesnych aparatów analitycznych i nierzadko wręcz poniżej naturalnego tła geochemicznego charakterystycznego dla

środowisk niezurbanizowanych. Jest to konsekwencja przyjętych parametrów toksykologicznych oraz założonego poziomu akceptowalnego ryzyka nowotworowego.

Równie surowe restrykcje dotyczą matrycy wodnej. Przeliczenie docelowych stężeń wód podziemnych na mikrogramy na litr ($\mu\text{g/L}$) obnaża fakt, że limity dla kancerogenów – takich jak $0,00039 \mu\text{g/L}$ dla arsenu czy $0,018 \mu\text{g/L}$ dla chlorku winylu – są nieporównywalnie bardziej rygorystyczne niż najostrejsze krajowe normy dla wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Wartości te odzwierciedlają wyłącznie wynik obliczeń wykonanych zgodnie z przyjętą metodyką oceny ryzyka i stanowią modelowe stężenia odpowiadające granicy akceptowalnego ryzyka zdrowotnego.

2.4.6. Wnioski końcowe z Oceny Ryzyka Zdrowotnego dla obszaru WTZ ZACHEM SOE

Przeprowadzona kompleksowa Ocena Ryzyka Zdrowotnego, integrująca zaawansowaną analitykę instrumentalną (GC-MS, HS-GC-MS) z deterministycznym modelowaniem matematycznym opartym na algorytmach US EPA oraz bazach toksykologicznych IRIS i ECHA CHEM, pozwala na sformułowanie wniosków dotyczących bezpieczeństwa zdrowotnego badanego obszaru.

Z perspektywy toksykologii środowiskowej i inżynierii ochrony zdrowia publicznego, zdiagnozowany stan matrycy gruntowo-wodnej na terenie dawnych zakładów ZACHEM stwarza, wielowymiarowe zagrożenie dla potencjalnych receptorów.

Odrzucenie paradygmatu statycznego składowiska na rzecz aktywnego reaktora chemicznego

Składowisko SOE jest aktywnie emitującym źródłem zanieczyszczeń. Zidentyfikowano w nim istotne ładunki lotnych związków organicznych (LZO, izaalkanów, terpenów), które pełnią funkcję napędową dla całej dynamiki układu. Zjawisko intruzji oparów powoduje, że wysoce reaktywne gazy – takie jak benzen czy 1,2,3-trichloropropan – pod rosnącym ciśnieniem penetrują strefę aeracji i uwalniają się bezpośrednio do atmosfery. Równolegle ujawniono występowanie zjawiska współrozpuszczalności. W procesie tym obecne w matrycy ksenoestrogeny (przede wszystkim ftalany, np. DEHP) oraz rozpuszczalniki działają jako syntetyczne emulgatory, zwiększając mobilność hydrofobowych związków takich jak węglowodory aromatycznych i kancerogenne aminy, torując im drogę do głębokich warstw wodonośnych.

Populacja najmłodszych dzieci jako istotny czynnik determinujący cele naprawcze

Z punktu widzenia zdrowia publicznego najpoważniejszym wnioskiem z przeprowadzonego modelowania jest zidentyfikowanie dzieci w wieku od 1 do poniżej 3 lat jako bezwzględnej populacji krytycznej. To właśnie w tej grupie odnotowano najwyższe, wskaźniki ryzyka we wszystkich rozpatrywanych scenariuszach ekspozycji: pokarmowej, dermalnej oraz pozażywieniowej. Wynika to z synergii uwarunkowań fizjologicznych, w tym nade wszystko intensywnie rozwijających się narządów i

wysokiego stosunku powierzchni skóry do masy ciała oraz uwarunkowań behawioralnych, takich jak intensywna eksploracja oralna (mechanizm *hand-to-mouth behaviour*). Przekroczenia Marginesu Narażenia (MOE < 1) dla ołowiu, oznaczają, że ewentualny kontakt najmłodszych z tym środowiskiem grozi nieodwracalnymi deficytami neurorozwojowymi i trwałym obniżeniem ilorazu inteligencji (IQ). Ochrona tej właśnie populacji powinna narzucać rygor dla całego procesu remediacji, wykluczając stosowanie uśrednionych norm przemysłowych.

Wysokie poziomy ryzyka nowotworowego i układowego w matrycach środowiskowych

Ocena ilościowa wykazała wielokrotne, a w niektórych ogniskach wręcz letalne, przekroczenia dopuszczalnych wskaźników bezpieczeństwa. W odniesieniu do drogi pokarmowej, skażenie wód podziemnych osiągnęło poziom czwartej klasy toksyczności w biotestach. Na stanowisku krytycznym (SP15) Całkowity Iloraz Zagrożeń nienowotworowego (THQ) dla dzieci wyniósł 59,15, podczas gdy Całociowe Ryzyko Nowotworowe (CR) osiągnęło bezprecedensową wartość $3,6 \times 10^{-1}$, co statystycznie oznacza prawdopodobieństwo rozwoju nowotworu u ponad 3 na 10 narażonych osób. Są to wartości dziesiątki tysięcy razy wyższe od poziomu uznawanego na świecie za pomijalny i bezpieczny (10^{-6}).

Równie niekorzystnie prezentuje się matryca glebowa, która całkowicie utraciła swoje właściwości izolacyjne. Stwierdzono w niej liczne przekroczenia wywołane obecnością arsenu, chromu, niklu oraz mieszaniny związków organicznych. Rozkład przestrzenny tych przekroczeń dowodzi, że strefy uderzeniowe znajdują się nie tylko w głębokich warstwach, ale również bezpośrednio w strefie przypowierzchniowej (do 0,5 m p.p.t.), co czyni ekspozycję natychmiastową.

Synergia toksykologiczna

Środowisko Składowiska SOE generuje reakcje chemiczne, prowadzące do zjawiska synergii degeneracyjnej. Osoby przebywające w strefie oddziaływania poddawane są równoczesnej ekspozycji ksenobiotyków na wszystkie kluczowe układy organizmu. Wymiar onkologiczny i genotoksyczny napędzany jest przez benzen niszczący szpik kostny i indukujący białaczki, podczas gdy arsen, chrom(VI), benzydyna oraz WWA inicjują nowotwory płuc, skóry, pęcherza moczowego i przewodu pokarmowego. Układ rozrodczy i endokrynną ulega destrukcji wskutek obecności ksenoestrogenów (DEHP) oraz 1,2-dibromoetanu, które obniżają płodność i generują ryzyko ciężkich patologii płodowych. Z kolei układ nerwowy i krwiotwórczy atakowane są przez ołów, fenol oraz tetrachloroeten, wywołujące głęboką neurotoksyczność, potęgowaną przez obecną w matrycy wodnej anilinę, która grozi wywołaniem methemoglobinemii.

Ograniczenia modelu a Zasada Ostrożności

Należy stanowczo podkreślić, że przedstawiona, charakterystyka ryzyka wciąż opiera się na założeniach scenariusza najgorszego przypadku (ang. *worst-case scenario*), uwarunkowanego ograniczeniami laboratoryjnymi. Brak pełnej specjacji chemicznej arsenu i chromu wymusił traktowanie całej ich zidentyfikowanej puli jako najbardziej toksycznych form nieorganicznych i sześciowartościowych. Ponadto, wdrożona analityka nie mogła objąć w bilansie ryzyka tych ksenobiotyków, dla których brakuje jeszcze wskaźników referencyjnych w światowych bazach toksykologicznych. Oznacza to, że faktyczne, sumaryczne oddziaływanie na zdrowie populacyjne może być jeszcze bardziej złożone, co nakazuje bezwzględne stosowanie Zasady Przeworności²⁶ (ang. *Precautionary Principle*) w każdym aspekcie planowania.

Niedoszacowanie ryzyka związanego z substancjami endokrynnie czynnymi (EDC)

Standardowe, deterministyczne modele matematyczne wykorzystywane w klasycznej Ocenie Ryzyka Zdrowotnego opierają się na progowym, liniowym charakterze toksyczności. Zidentyfikowana na terenie składowiska WTZ SOE znaczna obecność substancji endokrynnie czynnych (EDC), takich jak m.in. zidentyfikowane ftalany (DEHP), obnaża poważne ograniczenia tego podejścia. Związki z grupy EDC wywołują negatywne efekty biologiczne już przy skrajnie niskich stężeniach, a ich działanie często charakteryzuje się nieliniową zależnością dawka-odpowiedź. Istnieje zatem wysokie prawdopodobieństwo, że wyliczone algorytmicznie ryzyko matematyczne znacząco nie doszacowuje faktycznego, głębokiego i transpokoleniowego wpływu tych ksenobiotyków na układ hormonalny i rozrodczy receptorów, co stanowi kolejny argument za radykalizacją wymogów naprawczych.

Rozważenie uzupełnienia raportu o ocenę narażenia inhalacyjnego

Wyniki przeprowadzonych badań, będących przedmiotem niniejszego Raportu ujawniły obecność lotnych związków organicznych (LZO) w fazie nadpowierzchniowej badanych próbek. Prowadzi to do konkluzji o istnieniu zjawiska intruzji oparów i potencjalnie narażenia drogą wziewną. Aspekt ten został zidentyfikowany dopiero w toku trwających analiz i z tego względu nie stanowił przedmiotu pierwotnego szacowania HHRA. Niemniej, ujawnione dane środowiskowe sugerują konieczność uzupełnienia niniejszego raportu o kompleksową ocenę ryzyka dla układu oddechowego (ścieżka inhalacyjna). Należy przy tym podkreślić, że rzetelna i miarodajna ocena inhalacyjna będzie możliwa do zrealizowania

²⁶ Zgodnie z art. 191 ust. 2 Traktatu o funkcjonowaniu Unii Europejskiej, zasada przeworności stanowi jeden z filarów polityki ochrony środowiska UE. W polskim porządku prawnym zasada ta została wyrażona w art. 6 ust. 2 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz.U. z 2025 r. poz. 647), zgodnie z którym podmiot podejmujący działalność, której negatywne oddziaływanie na środowisko nie jest w pełni rozpoznane, jest obowiązany, kierując się przewornością, podjąć wszelkie możliwe środki zapobiegawcze.

wyłącznie po uprzednim zaprojektowaniu i wykonaniu dedykowanych badań fazy gazowej (powietrza porowego) w wytypowanych punktach obszaru badawczego.

Ostateczna konkluzja strategiczna

Złożony profil zanieczyszczeń na terenie WTZ ZACHEM Zielona sugeruje, że opieranie się wyłącznie na pasywnych metodach kontroli może okazać się niewystarczające. Obszar ten w obecnym stanie wydaje się stwarzać zauważalne wyzwania dla zdrowia w przypadku regularnego użytkowania.

Wobec zidentyfikowanych czynników środowiskowych, do czasu opracowania i wdrożenia odpowiednich działań naprawczych, rozważenie kroków zapobiegawczych wydaje się dobrą praktyką. Sugeruje się możliwość czasowego ograniczenia dostępu do najbardziej wrażliwych stref dla osób nieupoważnionych, co mogłoby stanowić racjonalny środek prewencyjny chroniący przed nieświadomym kontaktem z badaną matrycą.

XVI. Dyskusja wyników

Uzyskane wyniki badań składowisk SOE i SP są zgodne z aktualną wiedzą dotyczącą obiektów antropogenicznych i składowisk odpadów. Składowiska są obiektami silnie niejednorodnymi, a ich ocena wymaga łączenia rozpoznania geotechnicznego, środowiskowego oraz warunków środowiska gruntowo-wodnego (Koda i in., 2021). W przypadku SOE i SP potwierdzono taką niejednorodność przede wszystkim w obrębie warstw odpadowych i nasypowych, natomiast grunty naturalne zalegające poniżej składowisk wykazywały bardziej uporządkowaną budowę.

Dla SOE miąższość odpadów wynosi od około 3 do 12 m p.p.t., natomiast dla SP od około 5 do 12 m p.p.t. Zróżnicowanie to można wiązać z historycznym, nierównomiernym sposobem deponowania odpadów. Materiały odpadowe w składowiskach charakteryzują się dużą zmiennością właściwości mechanicznych, zależną m.in. od składu, stopnia rozkładu i historii zagęszczenia (Bajda i in., 2025).

Istotne znaczenie dla interpretacji wyników miały sondowania CPTu. Badania CPTu są przydatne do oceny parametrów mechanicznych odpadów oraz identyfikacji stref o zróżnicowanej nośności i zagęszczeniu, jednak powinny być interpretowane łącznie z innymi metodami rozpoznania (Bajda i in., 2025). W niniejszej ocenie wyniki CPTu zestawiono z wierceniami, badaniami laboratoryjnymi i geofizyką. Dla SOE i SP uzyskano szerokie zakresy wartości oporu stożka oraz stopnia zagęszczenia, co potwierdza zmienny charakter warstw antropogenicznych. Jednocześnie głębsze partie profilu wykazywały korzystniejsze właściwości geotechniczne.

Zastosowanie kilku metod rozpoznania należy uznać za właściwe, ponieważ kompleksowe dokumentowanie warunków podłoża na terenach składowisk i obszarach zdegradowanych powinno

obejmować łączenie różnych metod badawczych, w tym badań geofizycznych, wierceń, pomiarów geodezyjnych i badań laboratoryjnych (Koda i in., 2020). W przypadku SOE i SP takie podejście pozwoliło ograniczyć niepewność interpretacji przestrzennej, szczególnie pomiędzy punktami wierceń i sondowań CPTu.

Wyniki badań geofizycznych potwierdziły obraz uzyskany z rozpoznania punktowego. W przypadku SOE zidentyfikowano lokalne strefy obniżonej oporności, interpretowane jako obszary podwyższonej wilgotności i potencjalnej filtracji. W przypadku SP geofizyka potwierdziła ciągłość głównych warstw podłoża i brak rozległych stref osłabienia. Metody geofizyczne stanowią istotny element rozpoznania składowisk i terenów zanieczyszczonych, ponieważ umożliwiają ocenę przestrzenną warunków podłoża pomiędzy punktami rozpoznania bezpośredniego (Koda i in., 2020).

Wyniki badań filtracyjnych wskazują na istotne różnice pomiędzy SOE i SP. W przypadku SOE występuje wyraźny kontrast pomiędzy bardzo niską przepuszczalnością gruntów spoistych, a znacznie większą przepuszczalnością warstw odpadowych. Oznacza to możliwość lokalnego przepływu w bardziej przepuszczalnych partiach odpadów, przy jednoczesnym ograniczeniu migracji pionowej przez grunty spoiste. W przypadku SP popioły wykazują bardziej wyrównane właściwości filtracyjne, jednak również nie stanowią skutecznej bariery izolacyjnej. Kontrola migracji odcieków i ochrona środowiska gruntowo-wodnego należą do podstawowych zagadnień oceny oddziaływania składowisk na środowisko (Vaverková, 2019; Siddiqua i in., 2022).

Wyniki badania znacznikowego w rejonie SOE wskazują, że przepływ wód podziemnych odbywa się głównie w kierunku północno-wschodnim, w stronę piezometru PG21, co należy uwzględnić przy interpretacji potencjalnych dróg migracji zanieczyszczeń.

Wyniki analiz stateczności wskazują, że oba składowiska spełniają wymagania bezpieczeństwa, jednak poziom zapasu stateczności jest różny. Dla SOE uzyskano wyraźnie większe wartości współczynników stateczności, natomiast dla SP wartości były niższe i lokalnie zbliżone do wartości granicznej. Ocena stateczności składowisk odpadów powinna być oparta na parametrach materiału odpadowego i podłoża, wynikających z rozpoznania geotechnicznego, a następnie wykorzystywanych w analizach stateczności (Koda i in., 2020). Wyniki SOE i SP potwierdzają tę zależność, ponieważ lokalne różnice w budowie warstw, geometrii skarp i właściwościach materiałów odpadowych przełożyły się na zróżnicowanie wartości współczynników stateczności.

W kontekście środowiskowym wyniki badań wskazują, że nie stwierdzono przesłanek świadczących o utracie stateczności składowisk, jednak lokalne zróżnicowanie warunków filtracyjnych i geotechnicznych uzasadnia dalszy monitoring. Dotyczy to szczególnie stref o podwyższonej wilgotności, zwiększonej przepuszczalności oraz przekrojów SP, w których zapas stateczności jest najmniejszy. Składowiska mogą

oddziaływać na środowisko przez długi czas po zakończeniu eksploatacji, zwłaszcza poprzez migrację odcieków, oddziaływanie na środowisko gruntowo-wodne oraz zmiany zachodzące w korpusie składowiska (Vaverková, 2019; Siddiqua i in., 2022).

Przeprowadzony program badań należy uznać za kompletny pod względem zakresu rozpoznania geotechnicznego, geofizycznego i statecznościowego obu składowisk. Zakres prac obejmował badania terenowe, laboratoryjne oraz obliczeniowe, co umożliwiło wieloaspektową ocenę warunków geotechnicznych i bezpieczeństwa eksploatacyjnego składowisk SOE i SP. W ramach prac wykonano wiercenia geotechniczne, sondowania CPTu, badania geofizyczne, badania laboratoryjne gruntów i odpadów oraz analizy stateczności skarp. Tak szeroki zakres badań pozwolił na wzajemną weryfikację wyników uzyskanych różnymi metodami.

Zastosowana metodyka badań była adekwatna do charakteru analizowanych obiektów. Połączenie wierceń geotechnicznych, sondowań CPTu i badań geofizycznych umożliwiło rozpoznanie zarówno lokalnych warunków gruntowych, jak i przestrzennego przebiegu warstw geologicznych. Szczególnie istotne było wykorzystanie metod geofizycznych, które pozwoliły na interpolację pomiędzy punktami rozpoznania bez konieczności wykonywania bardzo dużej liczby dodatkowych otworów.

Liczba punktów badawczych oraz ich rozmieszczenie należy uznać za odpowiednie w stosunku do wielkości i geometrii analizowanych obiektów. Punkty badawcze rozmieszczono zarówno w obrębie koron składowisk, u podstawy skarp, jak i w częściach centralnych. Dzięki temu możliwe było rozpoznanie stref o potencjalnie największej zmienności parametrów geotechnicznych oraz ocena wpływu geometrii obiektów na ich stateczność.

Uzyskane wyniki należy również uznać za reprezentatywne dla analizowanych składowisk. Rozpoznanie objęło wszystkie podstawowe elementy budowy geologicznej obiektów, a wyniki poszczególnych metod badawczych wykazywały wzajemną zgodność. Interpretacje wyników CPTu, badań geofizycznych, badań laboratoryjnych oraz analiz stateczności prowadzą do spójnych wniosków dotyczących budowy podłoża, właściwości odpadów oraz poziomu bezpieczeństwa geotechnicznego.

Przeprowadzone badania wykazały, że zarówno SOE, jak i SP są obiektami o złożonej budowie antropogenicznej, jednak nie stwierdzono występowania rozległych stref słabonośnych ani warunków mogących świadczyć o utracie stateczności skarp. W przypadku SOE stwierdzono większy zapas bezpieczeństwa statecznościowego oraz korzystny wpływ ciągłej warstwy gruntów spoistych. W przypadku SP potwierdzono zachowanie stateczności obiektu, jednak lokalnie współczynniki bezpieczeństwa są bliższe wartości granicznej, co uzasadnia dalszy monitoring wybranych przekrojów.

Badanie wskaźnikowe wykonane w rejonie SOE potwierdziło kierunek przepływu wód podziemnych w stronę piezometru PG21, tj. w kierunku północno-wschodnim. Po 7 dniach od aplikacji rodaminy WT najwyższe stężenie wskaźnika stwierdzono w piezometrze PG21, a po 14 dniach wskaźnik nadal był w nim obecny. Wyniki te uwzględniono przy ocenie potencjalnych kierunków migracji wód i zanieczyszczeń w rejonie składowiska SOE.

Na podstawie wykonanych badań można stwierdzić, że zastosowany program rozpoznania był wystarczający do osiągnięcia celu opracowania, a uzyskane wyniki stanowią wiarygodną podstawę do oceny stanu geotechnicznego obu składowisk oraz do formułowania dalszych zaleceń eksploatacyjnych i monitoringowych.

Podsumowując, wyniki badań SOE i SP są zgodne z aktualnym stanem wiedzy dotyczącym składowisk odpadów. Potwierdzono typowe cechy takich obiektów: niejednorodną budowę wewnętrzną, zmienność parametrów geotechnicznych, lokalne zróżnicowanie filtracji oraz konieczność łączenia metod terenowych, laboratoryjnych, geofizycznych i obliczeniowych. Nie stwierdzono wyników wskazujących na występowanie nietypowych procesów geotechnicznych odbiegających od mechanizmów opisywanych w literaturze.

Kompleksowa analiza wyników badań chemicznych odpadów, testów wymywania oraz warunków hydrogeologicznych wskazuje, że składowisko SOE stanowi złożone i silnie niejednorodne źródło historycznych zanieczyszczeń przemysłowych. Skład chemiczny odpadów odzwierciedla historię funkcjonowania stawu sedimentacyjnego, do którego kierowano odpady po produkcji epichlorohydryny, obejmujące gips, szlamy solankowe, osady poreakcyjne oraz ścieki zawierające związki chlorowane i aromatyczne. W wielu profilach stwierdzono obecność związków charakterystycznych dla tej działalności, takich jak AOX, anilina, chlorobenzeny, chlorofenole, chlorowane rozpuszczalniki, difenylosulfon, PCB, WWA, ftalany oraz węglowodory ropopochodne. Obraz ten jest zgodny z charakterem historycznych odpadów pochodzących z przemysłu chlorochemicznego i organicznego, opisywanym w literaturze dotyczącej terenów poprzemysłowych (Christensen i in., 2001).

Uzyskane wyniki badań odpadów ze składowiska SOE wskazują, że wysokie stężenia całkowite zanieczyszczeń nie są tożsame z rzeczywistym zagrożeniem dla środowiska. Analiza chemiczna określa jedynie ilość substancji zgromadzonej w odpadzie, natomiast o potencjale oddziaływania decyduje przede wszystkim ich mobilność, wymywalność oraz biodostępność (Kosson i in., 2002; van der Sloot i in., 1996). Wyniki testów wymywania wykazały wyraźne zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi grupami związków. Większość metali ciężkich charakteryzowała się niewielką wymywalnością, co należy wiązać z alkalicznym odczynem odpadów, stosunkowo wysoką pojemnością buforową (ANC) oraz

sorpcją na składnikach mineralnych (Wahlström i in., 2009; Alloway, 2013). Z kolei znacznie większy potencjał migracji wykazały chlorki, siarczany, anilina, część związków AOX, chlorobenzeny oraz wybrane chlorowane rozpuszczalniki. W profilach o podwyższonych stężeniach DOC należy dodatkowo uwzględnić możliwość zwiększonego transportu części hydrofobowych związków organicznych poprzez kompleksowanie z rozpuszczoną materią organiczną.

Istotnym wnioskiem jest również bardzo duża heterogeniczność przestrzenna masy odpadowej zdeponowanej na składowisku SOE. Największy potencjał uwalniania związków organicznych stwierdzono w rejonie profili SK_S7, SK_S8, SK_S12 oraz SK_S13, gdzie odnotowano najwyższe wartości AOX, aniliny, chlorobenzenów oraz chlorofenoli. Oznacza to, że składowisko nie stanowi jednorodnego źródła emisji, lecz zawiera lokalne strefy („hot spots”) wymagające priorytetowego traktowania podczas planowania działań remediacyjnych. Z kolei obecność PCB, WWA, ftalanów i olejów mineralnych wskazuje na występowanie trwałych zanieczyszczeń organicznych, jednak ich niewielka wymywalność sugeruje ograniczoną mobilność i dominację procesów sorpcji w obrębie masy odpadowej, co jest zgodne z właściwościami tych grup związków opisanymi w literaturze (Mackay i in., 2006).

Ocena warunków hydrogeologicznych w obrębie składowiska SOE wskazuje, że mimo występowania gruntów spoistych pod składowiskiem, podłoże nie spełnia wymagań naturalnej bariery geologicznej określonych dla składowisk odpadów niebezpiecznych oraz składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne. Oznacza to, że warstwa ta może jedynie spowalniać transport zanieczyszczeń, nie zapewniając pełnej izolacji hydraulicznej. W takich warunkach najbardziej mobilne związki mogą migrować do środowiska gruntowo-wodnego na drodze adwekcji i dyfuzji (Freeze i Cherry, 1979; Fetter i in., 2018), natomiast w gruntach spoistych istotnego znaczenia nabiera również dyfuzja zwrotna (back diffusion). Mechanizm ten może prowadzić do magazynowania zanieczyszczeń w porach gruntów spoistych, a następnie do ich stopniowego uwalniania przez wiele lat po ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń ze składowiska, powodując utrzymywanie się wtórnego źródła zanieczyszczeń nawet po ograniczeniu infiltracji lub usunięciu źródła pierwotnego (Chapman i Parker, 2005; Parker i in., 2008).

Uzyskane wyniki wskazują, że z punktu widzenia ochrony środowiska najbardziej racjonalnym kierunkiem działań naprawczych nie jest pełne wydobycie odpadów, lecz przede wszystkim ograniczenie procesu ich wymywania oraz przerwanie dróg migracji zanieczyszczeń. Kluczowe znaczenie powinno mieć ograniczenie infiltracji wód opadowych poprzez wykonanie szczelnego przykrycia rekultywacyjnego o odpowiednio niskiej przepuszczalności, co pozwoli zmniejszyć ilość powstających odcieków oraz ograniczyć dalsze uwalnianie najbardziej mobilnych związków. W przypadku historycznych składowisk przemysłowych ograniczenie infiltracji uznawane jest za jedną z najbardziej efektywnych metod ograniczania emisji zanieczyszczeń ze źródła (Chetri i Reddy, 2021).

W celu ograniczenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń poza obszar składowiska należy również rozważyć wykonanie obwodowej pionowej bariery przeciwfiltracyjnej w postaci przesłony (np. bentonitowo-cementowej), zakotwionej w warstwie gruntów słaboprzepuszczalnych. Rozwiązanie takie pozwala skutecznie ograniczyć poziomy przepływ wód podziemnych przez masę odpadową, zmniejszając transport najbardziej mobilnych związków do otaczającego środowiska (Koda, 2012). Skuteczność bariery może zostać dodatkowo zwiększona poprzez zastosowanie systemu drenażu przechwytyjącego, umożliwiającego kontrolowany odbiór wód infiltracyjnych i odcieków oraz ich oczyszczanie przed odprowadzeniem do środowiska (Brandl, 2021). Rozwiązania typu „source control” i „hydraulic containment” są obecnie uznawane za jedne z najskuteczniejszych metod ograniczania oddziaływania historycznych składowisk odpadów (Vaverková i in., 2026).

Kompleksowa ocena wyników badań chemizmu odpadów, testów wymywania oraz warunków hydrogeologicznych wskazuje, że składowisko popiołów (SP) stanowi źródło zanieczyszczeń o wyraźnie odmiennym charakterze niż składowisko SOE. W przypadku SP dominują zanieczyszczenia typowe dla odpadów paleniskowych i szlamów mineralnych, przede wszystkim bar, składniki rozpuszczalne, alkaliczność eluatu oraz lokalnie pierwiastki anionowe, takie jak selen. Taki obraz jest zgodny z charakterystyką popiołów i żużli, w których pierwiastki śladowe są związane z fazą mineralną, szkliwem glinokrzemianowym, tlenkami, siarczanami i węglanami, a ich mobilność zależy głównie od pH, składu mineralnego i warunków ługowania. Wyniki dla SP potwierdzają, że podwyższone zawartości całkowite metali, zwłaszcza baru, nie muszą przekładać się na wysoką wymywalność, co jest zgodne z podejściem wskazującym, że ocena ryzyka środowiskowego odpadów powinna opierać się na właściwościach wymywania, a nie wyłącznie na zawartości całkowitej poszczególnych substancji.

Wysokie stężenia całkowite baru w odpadach w wielu profilach składowiska SP nie znalazły odzwierciedlenia w wysokich stężeniach baru w eluatach, co wskazuje na jego związanie w trudno rozpuszczalnych formach mineralnych, prawdopodobnie siarczanowych lub glinokrzemianowych. Podobnie większość metali ciężkich wykazała ograniczone przechodzenie do fazy wodnej, co można wiązać z alkalicznym odczynem odpadów, procesami sorpcji, współstrącania oraz wytrącania trudno rozpuszczalnych faz mineralnych.

Rzeczywisty potencjał migracji ze składowiska SP należy zatem wiązać przede wszystkim ze składnikami dobrze rozpuszczalnymi i słabo sorbowanymi, takimi jak chlorki, siarczany, TDS oraz lokalnie selen. Warto zwrócić uwagę, że zgodnie z literaturą (Lopes i in., 2017), mobilność i wymywanie selenu są ściśle uzależnione od jego formy chemicznej oraz warunków fizykochemicznych panujących w środowisku gruntowym. W glebach alkalicznych i dobrze natlenionych selen występuje przede wszystkim w postaci selenianów (Se(VI)), które stanowią jego najbardziej mobilną formę. Wymywanie selenu nasila się w

obecności innych anionów, takich jak fosforany i siarczany, które pochodzą np. z nawozów mineralnych lub gipsu. Fosforany konkurują o miejsca sorpcyjne z seleninami, a siarczany z selenianami, co wypiera selen do roztworu wodnego i zwiększa jego mobilność. Ponadto, utwory piaszczyste mają zazwyczaj niższą zawartość selenu, ale jednocześnie mniejszą zdolność do jego zatrzymywania w porównaniu do gleb organicznych czy wapiennych. Ryzyko wymywania rośnie w glebach o niskiej zawartości wodorotlenków żelaza i glinu, gliny oraz materii organicznej, które stanowią naturalne bariery zatrzymujące ten pierwiastek.

W warunkach kwaśnych i obojętnych selen (jako Se^{4+}) wiąże się silnie z tlenkami żelaza i glinu, tworząc trwałe kompleksy, co znacząco ogranicza jego wymywanie.

Chlorki mogą zachowywać się w środowisku gruntowo-wodnym względnie konserwatywnie, dlatego są dobrym wskaźnikiem migracji odcieków. Siarczany mogą podlegać reakcjom mineralnym, zwłaszcza w obecności wapnia i baru, jednak przy stałej infiltracji również mogą stanowić istotny ładunek jonowy migrujący z masy odpadowej. Takie podejście jest zgodne z hydrogeochemiczną interpretacją transportu zanieczyszczeń, zgodnie z którą mobilność składników zależy od ich specjacji, rozpuszczalności, sorpcji oraz składu wód porowych.

Związki organiczne w odpadach SP mają znaczenie drugorzędne w porównaniu ze składowiskiem SOE. W większości profili nie stwierdzono istotnego wymywania chlorowanych rozpuszczalników, chlorobenzenów, chlorofenoli, PCB, ftalanów, WWA ani związków nitrowych. Obecność AOX, difenylosulfonu, aniliny, 2-fenylofenolu czy pojedynczych lotnych związków organicznych ma charakter lokalny i śladowy. Wyjątkiem pozostaje profil SK_P3, w którym odnotowano większą liczbę lotnych związków organicznych, oraz profil SK_P10, w którym wysoka wartość DOC może zwiększać potencjał transportu części związków organicznych w formie związanej z rozpuszczoną materią organiczną. Mechanizm zwiększonego transportu hydrofobowych zanieczyszczeń przez DOC jest dobrze opisany w literaturze, jednak w SP nie stwierdzono, aby proces ten prowadził do wymywania związków chlorochemicznych na poziomie porównywalnym z SOE.

Warunki hydrogeologiczne zwiększają znaczenie oceny migracji, ponieważ bezpośrednio pod masą odpadów SP występują utwory piaszczyste o podwyższonej przepuszczalności, które mogą ułatwiać infiltrację wód opadowych i transport składników rozpuszczonych. Dopiero poniżej tej strefy zalegają grunty spoiste, które mogą ograniczać szybkość migracji przez mniejszą przepuszczalność, sorpcję, wymianę jonową i dyfuzję do matrycy gruntowej. Warstw spoistych nie należy jednak utożsamiać z naturalną barierą geologiczną, jeżeli nie tworzą ciągłej, bezpośredniej izolacji podłoża składowiska i nie spełniają wymagań dotyczących miąższości oraz współczynnika filtracji. W takim układzie grunty spoiste

mogą opóźniać migrację, ale nie eliminują ryzyka przenikania zanieczyszczeń do środowiska gruntowo-wodnego.

Z punktu widzenia działań naprawczych podstawowym kierunkiem dla SP powinno być ograniczenie infiltracji wód opadowych przez wykonanie skutecznego przykrycia rekultywacyjnego. Literatura dotycząca systemów przykryć składowisk wskazuje, że ich podstawową funkcją jest ograniczenie dopływu wód opadowych do masy odpadowej, a tym samym zmniejszenie ilości powstających odcieków i ładunku wymywanych zanieczyszczeń.

Pionowa przesłona przeciwfiltacyjna w przypadku SP powinna być traktowana jako rozwiązanie uzupełniające, a nie bezwzględnie podstawowe. Jej wykonanie byłoby uzasadnione w przypadku jednoznacznego potwierdzenia migracji zanieczyszczeń poza granice składowiska, zwłaszcza selenu, chlorków, siarczanów lub podwyższonego TDS w kierunku przepływu wód podziemnych. Przesłony bentonitowo-cementowe i inne bariery pionowe są stosowane do ograniczania poziomego transportu zanieczyszczeń, jednak ich zasadność powinna wynikać z potwierdzonego układu przepływu, rozpoznania warstwy zakotwienia oraz bilansu korzyści względem kosztów.

Istotnym elementem zarządzania składowiskiem powinien być system drenażu przechwytyjącego odcieki. Jego celem powinno być ograniczenie niekontrolowanego odpływu wód infiltracyjnych, umożliwienie kontroli jakości wód oraz ewentualne skierowanie ich do oczyszczania. Drenaż powinien być projektowany łącznie z przykryciem rekultywacyjnym, aby ograniczać ilość wód kontaktujących się z odpadami.

Monitoring powinien obejmować zarówno wskaźniki typowe dla odpadów popiołowych, jak i substancje odzwierciedlające historyczne oddziaływanie kompleksu Zachem. W wodach podziemnych należy kontrolować przede wszystkim pH, przewodność elektrolityczną, TDS, chlorki, siarczany, selen, molibden, antymon, bar, arsen oraz wybrane wskaźniki organiczne: AOX, anilinę, fenol, 2-fenylofenol, difenylosulfon i wybrane VOC. Monitoring powinien obejmować punkty na dopływie, w obrębie składowiska i na odpływie hydrogeologicznym, z uwzględnieniem płytkiej strefy piasków oraz głębszych poziomów wodonośnych.

W porównaniu ze składowiskiem SOE, składowisko SP wykazuje niższy potencjał wymywania niebezpiecznych związków organicznych. W SOE główny problem stanowią mobilne i trwałe zanieczyszczenia organiczne związane z produkcją epichlorohydryny i działalnością chlorochemiczną, natomiast w SP dominują składniki mineralne, sole oraz lokalnie mobilne pierwiastki anionowe. Oznacza to, że działania naprawcze dla SOE powinny mieć wyższy priorytet i wymagać bardziej kompleksowej izolacji, kontroli odcieków oraz rozważenia pionowych barier przeciwfiltacyjnych (Cao i in., 2021; Wang

i Zhang, 2025). W przypadku SP podstawowym kierunkiem powinno być ograniczenie infiltracji, odprowadzanie odcieku i stały monitoring.

Bazując na doświadczeniach rekultywacji składowisk odpadów popiołowych opisywanych w literaturze (Theisen, 2019), wariant rekultywacji składowiska SP mógłby opierać się na wykonaniu wielowarstwowego systemu przykrycia, którego podstawowym celem jest ograniczenie infiltracji wód opadowych do wnętrza składowiska, zmniejszenie wymywania zanieczyszczeń, ograniczenie pylenia oraz stworzenie warunków do trwałego rozwoju roślinności. Współczesne rozwiązania stosowane przy zamykaniu składowisk odpadów paleniskowych obejmują przede wszystkim klasyczne systemy przykrycia, składające się z warstwy uszczelniającej (mineralnej i/lub geosyntetycznej), warstwy drenażowej, warstwy ochronnej oraz warstwy rekultywacyjnej umożliwiającej rozwój roślinności. Rozwiązanie takie skutecznie ogranicza infiltrację opadów, stabilizuje powierzchnię składowiska oraz redukuje erozję wodną i wietrzną. Coraz częściej stosowaną alternatywę stanowią inżynierskie systemy glebowe (Engineered Soil Cover Systems – ESCS), wykorzystujące lokalne grunty modyfikowane dodatkami organicznymi i biologicznymi, takimi jak włókna drzewne z recyklingu, substancje humusowe, mikroorganizmy czy grzyby mikoryzowe. Pozwala to ograniczyć konieczność pozyskiwania dużych ilości żyznej gleby z zewnątrz oraz przyspiesza rozwój pokrywy roślinnej i odbudowę funkcji biologicznych podłoża. Rzadziej stosowane są systemy syntetyczne, oparte na geomembranach zintegrowanych ze sztuczną roślinnością, które skracają czas realizacji inwestycji i eliminują potrzebę wykonania grubej warstwy glebowej, jednak ich zastosowanie budzi wątpliwości związane z trwałością materiałów, zwiększonym spływem powierzchniowym oraz możliwością uwalniania mikroplastiku do środowiska. Niezależnie od przyjętego rozwiązania, skuteczność rekultywacji zależy od kompleksowej oceny właściwości podłoża, właściwego doboru rodzimych gatunków roślin odpornych na lokalne warunki siedliskowe, zastosowania odpowiednich metod zabezpieczenia przeciwozyjnego oraz prowadzenia długoterminowego monitoringu stanu pokrywy roślinnej i szczelności systemu przykrycia. W przypadku składowiska SP na terenie Zachemu najbardziej racjonalnym rozwiązaniem wydaje się zastosowanie klasycznego wielowarstwowego systemu przykrycia lub jego nowoczesnej odmiany wykorzystującej inżynierskie podłoża glebowe, co pozwoliłoby znacząco ograniczyć infiltrację wód opadowych i migrację zanieczyszczeń do środowiska gruntowo-wodnego przy jednoczesnym zapewnieniu trwałej stabilizacji biologicznej obiektu.

Na podstawie uzyskanych wyników badań można stwierdzić, że odpady ze składowiska SP charakteryzują się przede wszystkim mineralnym charakterem, ograniczoną wymywalnością większości metali ciężkich oraz niewielką zawartością mobilnych związków organicznych, co stanowi korzystną przesłankę do wstępnej oceny ich potencjału surowcowego. Jednocześnie obecność podwyższonych zawartości składników rozpuszczalnych, lokalnie zwiększonej wymywalności selenu, podwyższonych

wartości TOC, LOI, AOX oraz olejów mineralnych wskazuje, że obecny zakres badań nie pozwala na jednoznaczną ocenę możliwości wykorzystania tych odpadów jako surowca alternatywnego. Decyzja taka wymaga przeprowadzenia szczegółowych badań właściwości technologicznych materiału zgodnie z wymaganiami konkretnej instalacji współpalania lub cementowni. W przypadku potwierdzenia zgodności parametrów chemicznych i technologicznych z kryteriami odbiorców przemysłowych odzysk materiałowy części odpadów mógłby stanowić rozwiązanie korzystniejsze, prowadząc do zmniejszenia masy odpadów wymagających izolacji oraz ograniczenia potencjalnego źródła emisji zanieczyszczeń do środowiska gruntowo-wodnego. Z uwagi na zróżnicowanie właściwości odpadów pomiędzy poszczególnymi profilami badawczymi, możliwość taka powinna być jednak poprzedzona kompleksową oceną ich jednorodności oraz wykonaniem badań typu „treatability study” i analiz technologicznych prowadzonych we współpracy z potencjalnym odbiorcą materiału.

W literaturze światowej coraz częściej wskazuje się, że alternatywą dla klasycznej rekultywacji historycznych składowisk popiołów jest odzysk materiałowy zdeponowanego popiołu (ash harvesting), stanowiący element gospodarki o obiegu zamkniętym (EPRI, 2022). Podejście to zyskuje na znaczeniu w związku z ograniczaniem produkcji energii z węgla i malejącą dostępnością świeżego popiołu lotnego wykorzystywanego jako dodatek do betonu. W licznych opracowaniach podkreśla się, że odpowiednio przetworzone popioły historyczne mogą stanowić pełnowartościowy surowiec dla przemysłu materiałów budowlanych, jednocześnie ograniczając powierzchnię składowisk oraz długoterminowe ryzyko środowiskowe.

Według EPRI (2022) proces odzysku powinien rozpoczynać się od szczegółowego rozpoznania zasobów składowiska. Obejmuje ono wykonanie odwiertów badawczych, pobór reprezentatywnych próbek oraz opracowanie trójwymiarowego modelu złoża na podstawie danych archiwalnych i badań terenowych. Takie podejście umożliwia identyfikację stref o zróżnicowanym składzie chemicznym i właściwościach technologicznych, a także wydzielenie warstw zawierających domieszki gipsu, żużla lub innych materiałów obcych.

Kolejnym etapem jest wydobycie oraz wstępne przygotowanie materiału. Literatura wskazuje, że proces ten obejmuje mechaniczne wydobycie popiołu, usunięcie zanieczyszczeń mechanicznych, przesiewanie oraz w przypadku popiołów zdeponowanych metodą hydrauliczną, suszenie materiału przed jego dalszym wykorzystaniem. Celem tych działań jest uzyskanie jednorodnego surowca o odpowiednim uziarnieniu i wilgotności.

W przypadku popiołów charakteryzujących się wysoką zawartością niespalonego węgla (wysoką stratą przy prażeniu - LOI), zaleca się zastosowanie procesów termicznego uszlachetniania (beneficiation). Jednym z najlepiej udokumentowanych rozwiązań jest technologia STAR® (Staged Turbulent Air

Reactor), umożliwiającą kontrolowane dopalenie pozostałości węgla i obniżenie wartości LOI z poziomu przekraczającego 10% do wartości poniżej 1%. Jednocześnie proces ten poprawia uziarnienie materiału oraz eliminuje aglomeraty, zwiększając jego przydatność jako dodatku mineralnego do cementu.

Istotnym elementem procesu odzysku jest również bieżąca kontrola jakości materiału. W praktyce przemysłowej wykorzystuje się szybkie metody analityczne obejmujące fluorescencję rentgenowską (XRF) do oznaczania składu pierwiastkowego, analizatory LECO do oznaczania zawartości węgla i siarki oraz analizę dyfrakcji laserowej do oceny rozkładu wielkości cząstek. Pozwala to na ciągłą kontrolę jakości odzyskiwanego popiołu oraz zapewnienie powtarzalności parametrów materiałowych.

Badania przedstawione w literaturze wykazują, że popioły odzyskane ze składowisk, po odpowiednim uzdatnieniu, mogą skutecznie zastępować 10-30% cementu portlandzkiego w mieszankach betonowych. Jednocześnie poprawiają trwałość betonu poprzez ograniczenie reakcji alkaliczno-krzemionkowej (ASR) oraz zmniejszenie skurczu przy wysychaniu. Chociaż wytrzymałość wczesna może być nieco niższa niż w przypadku betonów referencyjnych, po około 90 dniach dojrzewania właściwości mechaniczne stają się porównywalne z betonami wykonanymi z wykorzystaniem świeżego popiołu lotnego. Odzysk popiołów ze składowisk może stanowić efektywne rozwiązanie łączące rekultywację terenów zdegradowanych z odzyskiem surowców dla budownictwa. Zastosowanie tego podejścia wymaga jednak szczegółowej charakterystyki chemicznej, mineralogicznej i technologicznej materiału oraz potwierdzenia spełnienia wymagań jakościowych obowiązujących dla dodatków do cementu i betonu.

Przykładem nowoczesnego podejścia do zagospodarowania historycznych składowisk popiołów są wyniki przedstawione przez Ghafoori i in. (2024). Autorzy wykazali, że popiół odzyskany ze składowisk (harvested fly ash, HFA), po odpowiednim przygotowaniu technologicznym, może stanowić pełnowartościowy dodatek mineralny do materiałów cementowych. Mieszanki betonowe zawierające zarówno tradycyjny, jak i odzyskany popiół lotny charakteryzowały się lepszą trwałością niż beton referencyjny wykonany wyłącznie z cementu portlandzkiego. Zaobserwowano zwiększoną odporność na agresję siarczanową, ograniczenie penetracji jonów chlorkowych oraz skuteczne zahamowanie reakcji alkaliczno-krzemionkowej (ASR). Chociaż tradycyjny popiół lotny osiągał najlepsze parametry użytkowe, odzyskany popiół zapewniał porównywalne właściwości w dłuższym okresie dojrzewania. Po 90 dniach wytrzymałość na ścisnienie mieszanek zawierających 15% odzyskanego popiołu przewyższała wytrzymałość betonu referencyjnego, natomiast skurcz przy wysychaniu uległ zmniejszeniu o około 10-13,7%.

Ghafoori i in. (2024) podkreślają, że warunkiem efektywnego wykorzystania popiołów historycznych jest odpowiednie przygotowanie materiału. Proces ten obejmuje suszenie, mielenie oraz frakcjonowanie

popiołu w celu uzyskania odpowiedniego uziarnienia i reaktywności, a w przypadku materiałów o wysokiej stracie prażenia (LOI) również usunięcie niespalonego węgla metodami separacji elektrostatycznej, flotacji lub obróbki termicznej. Równie istotnym elementem jest szczegółowe rozpoznanie przestrzennej zmienności składowiska poprzez reprezentatywne próbkowanie i statystyczną ocenę jakości materiału, co pozwala uwzględnić niejednorodność wynikającą z wieloletnich zmian technologii spalania i sposobu deponowania popiołów.

Jednocześnie autorzy podkreślają, że kwalifikacja materiału do wykorzystania w przemyśle cementowym wymaga kompleksowej oceny środowiskowej i technologicznej, obejmującej zarówno skład chemiczny, zawartość substancji potencjalnie niebezpiecznych oraz wymywalność zanieczyszczeń, jak i właściwości fizyczne oraz parametry użytkowe zgodne z wymaganiami obowiązujących norm.

Z punktu widzenia zarządzania środowiskiem najbardziej racjonalne wydaje się opracowanie jednego zintegrowanego programu remediacji dla przedmiotowego kompleksu składowisk Zachemu, w którym zakres działań byłby zróżnicowany, obejmując intensywne działania izolacyjne i remediacyjne dla SOE oraz działania ukierunkowane głównie na ograniczenie infiltracji, monitoring i ewentualny odzysk materiałowy dla SP.

Przeprowadzone badania wskazują, że jakość wód podziemnych w rejonie WTZ SOE jest kształtowana przez długotrwałe, nakładające się oddziaływanie kilku historycznych ognisk zanieczyszczeń związanych z działalnością dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem”. Największe znaczenie środowiskowe ma jednocześnie występowanie substancji chloroorganicznych, reprezentowanych przez AOX, chlorobenzeny i chlorofenol, związków aromatycznych i fenolowych, w tym benzenu i pozostałych BTX, fenoli, 2-fenylfenolu oraz aniliny, wysokiego ładunku rozpuszczonej materii organicznej, wyrażonego przez OWO, silnej mineralizacji wód, ujawniającej się wysokimi stężeniami chlorków, sodu i siarczanów oraz bardzo wysoką przewodnością elektrolityczną właściwą. Wyniki wskazują na utrzymywanie się aktywnych lub okresowo aktywizowanych wtórnych źródeł emisji, obejmujących asy odpadów, zanieczyszczone grunty, strefę aeracji oraz prawdopodobnie słaboprzepuszczalne przewarstwienia, w których zanieczyszczenia mogły zostać zakumulowane w wyniku sorpcji i dyfuzji matrycowej. Obecność trwałych i toksycznych związków w głębszych częściach systemu wodonośnego zwiększa ryzyko ich dalszej migracji poza granice obszaru źródłowego, w szczególności w kierunku północnym i północno-wschodnim, zgodnym z rozpoznany przepływem wód podziemnych.

Najbardziej wyraźne powiązanie pomiędzy charakterem historycznej działalności a składem wód podziemnych występuje w rejonie Stawu Sedymentacyjnego Epichlorohydryny. W jego otoczeniu koncentrują się podwyższone stężenia AOX i chlorobenzenów, którym towarzyszą podwyższone wartości OWO oraz lokalnie wysokie stężenia innych związków organicznych.

W rejonie składowiska przy ul. Lisiej w piezometrze SP15 stwierdzono wysokie wartości indeksu fenolowego oraz bardzo wysokie stężenie 2-fenylofenolu, co wskazuje, że obiekt pozostaje aktywnym wtórnym źródłem substancji fenolowych. Jest to zgodne z informacjami o deponowaniach siarczynu sodu silnie zanieczyszczonego fenolem oraz smół z produkcji TDA i TDI.

Występowanie aniliny w wodzie podziemnej wskazuje na związek z historycznymi miejscami składowania odpadów anilinowych. W warunkach współwystępowania wielu związków organicznych może ponadto dochodzić do konkurencji o miejsca sorpcyjne, przez co większa część aniliny pozostaje w fazie wodnej. Mechanizm ten jest szczególnie istotny w rejonie SOE, gdzie anilina występuje w mieszaninie z AOX, chlorobenzenami, chlorofenolami i innymi zanieczyszczeniami organicznymi.

Wpływ składowiska Popiołów zaznacza się przede wszystkim w parametrach nieorganicznych, zwłaszcza siarczanach i ogólnej mineralizacji wód. Odpady paleniskowe mogą stanowić źródło siarczanów, rozpuszczalnych soli oraz potencjalnie metali i metaloidów.

Jednym z najważniejszych wyników badań jest stwierdzenie w piezometrze PR3, na głębokościach 46 i 73 m, wysokich stężeń AOX wynoszących odpowiednio 0,44 i 0,48 mg/L, jak również obecność związków takich jak chlorki (5100-5600 mg/L), sól (2660-2690 mg/L), siarczany (630-950 mg/L), PEW (13 240-13 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Zanieczyszczenie stwierdzone w PR3 ma szczególne znaczenie dla projektu poprawy stanu środowiska, ponieważ wskazuje, że ewentualne działania ograniczone do powierzchni terenu i płytkiej warstwy wodonośnej mogą nie zapewnić wystarczającej ochrony głębszych zasobów wód podziemnych. W rejonie PR3 konieczne jest odrębne rozpoznanie przestrzenne i pionowe, także poza obecną granicą WTZ.

Przestrzenny rozkład analizowanych parametrów wody podziemnej wskazuje, że w obrębie badanego obszaru zachodzą procesy samooczyszczania, obejmujące rozcieńczanie, dyspersję, sorpcję, biodegradację i przemiany redoks. Świadczy o tym stopniowy spadek stężeń części zanieczyszczeń w kierunku przepływu.

Uzyskane wyniki potwierdzają, że WTZ SOE stanowi złożony system wieloogniskowego zanieczyszczenia wód podziemnych, w którym nadal występują czynne wtórne źródła emisji. Składowisko SOE jest podstawowym źródłem zanieczyszczeń chloroorganicznych, a składowisko popiołów oddziałuje przede wszystkim przez składniki mineralne.

Najważniejszą implikacją z oceny jakości wód podziemnych dla projektu poprawy stanu środowiska jest konieczność odejścia od jednolitego rozwiązania dla całego obszaru. Remediacja powinna mieć charakter przestrzennie zróżnicowany, etapowy i adaptacyjny. W pierwszej kolejności należy ograniczyć emisję z najaktywniejszych źródeł i kontrolować migrację chmur zanieczyszczeń.

Bez kontroli źródeł aktywne oczyszczanie plamy może prowadzić jedynie do czasowego obniżenia stężeń, po którym nastąpi ich ponowny wzrost wskutek dalszego wymywania odpadów, desorpcji lub dyfuzji zwrotnej (Chapman i Parker, 2005).

Należy wykonać wielopoziomowe profile stężeń, szczególnie w rejonie SOE, PR3 oraz na osi migracji w kierunku północnym i północno-wschodnim.

Przedstawione wyniki badań, rozpatrywane łącznie z omówionymi w kolejnym rozdziale rozwiązaniami remediacyjnymi, będą stanowić podstawę do planowania kolejnych etapów działań ukierunkowanych na poprawę stanu środowiska. Zestawienie rozpoznanych ognisk zanieczyszczeń, zasięgu ich oddziaływania oraz charakteru występujących substancji z analizą dostępnych metod remediacji umożliwi opracowanie i porównanie wariantów dalszego postępowania. Będzie to kluczowe dla doboru rozwiązań najlepiej dostosowanych do warunków analizowanego obszaru WTZ SOE.

Skład chemiczny wód powierzchniowych wskazuje, że badany zbiornik pozostaje pod wpływem historycznej działalności przemysłowej, jednak obecny obraz zanieczyszczenia różni się od rozpoznanego w wodach podziemnych. W wodzie dominują przede wszystkim składniki dobrze rozpuszczalne i mobilne, natomiast związki hydrofobowe oraz silnie sorbujące się do fazy stałej występują głównie w osadach dennych

Podwyższona mineralizacja wód powierzchniowych wskazuje, że zbiornik pozostaje pod wpływem dopływu wód o antropogenicznie zmienionym składzie chemicznym. Szczególnie istotne jest podobieństwo sygnatury hydrochemicznej do wód podziemnych, co może świadczyć o hydraulicznym powiązaniu obu systemów.

Obecność związków z grupy BTX potwierdza, że do wód powierzchniowych nadal dociera mobilna frakcja historycznych zanieczyszczeń organicznych.

Odmienny charakter wykazują wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. Ze względu na wysoką hydrofobowość i silną sorpcję do materii organicznej ich głównym rezerwuarem pozostają osady dennie, podczas gdy ich zawartość w wodzie ma zwykle charakter.

Na szczególną uwagę zasługuje obecność AOX. Parametr ten świadczy o utrzymywaniu się w środowisku wodnym związków halogenoorganicznych, jednak ze względu na swój sumaryczny charakter nie pozwala na identyfikację substancji odpowiedzialnych za obserwowane wartości.

Istotnym wynikiem badań wód powierzchniowych jest brak wykrycia większości związków charakterystycznych dla historycznej działalności chemicznej.

Niemniej jednak, o ile wody powierzchniowe odzwierciedlają aktualny transport najbardziej mobilnych składników, o tyle osady stanowią rezerwuár substancji trwałych, które mogą być ponownie uruchamiane wskutek zmian warunków środowiskowych.

Z punktu widzenia projektu poprawy stanu środowiska uzyskane wyniki wskazują, że trwała poprawa jakości wód powierzchniowych będzie możliwa jedynie po ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń ze źródeł historycznych oraz zanieczyszczonych wód podziemnych. Takie podejście pozwoli na ograniczenie strumienia masy zanieczyszczeń dopływających do zbiornika, co zgodnie ze współczesnymi zasadami zarządzania terenami zanieczyszczonymi stanowi podstawowy warunek osiągnięcia trwałej poprawy stanu zasobów wodnych (ITRC, 2017).

W odniesieniu do obszaru dawnego Zakładów Chemicznych „Zachem” skład chemiczny badanych osadów wskazuje, że ich zanieczyszczenie jest przede wszystkim konsekwencją wieloletniego oddziaływania historycznej działalności przemysłowej, przy czym obecny obraz chemiczny stanowi efekt długotrwałej akumulacji trwałych zanieczyszczeń oraz ich późniejszych przemian zachodzących w środowisku wodnym. Zbiornik, z którego pobrano próbki, położony jest poza bezpośrednim obszarem WTZ SOE, jednak pozostaje pod wpływem historycznie zanieczyszczonego otoczenia przemysłowego, co znajduje odzwierciedlenie zarówno w składzie osadów, jak i w badanych wodach powierzchniowych.

Najbardziej charakterystycznym wskaźnikiem oddziaływania przemysłu chemicznego jest obecność adsorbowalnych związków chloroorganicznych (AOX), których zawartość wynosiła od 24 do 84 mg/kg s.m. AOX stanowi wskaźnik sumaryczny obejmujący liczne trwałe halogenoorganiczne produkty działalności przemysłowej, szczególnie charakterystyczne dla zakładów chlorochemicznych. W przypadku Zachemu ich obecność można wiązać z wieloletnią produkcją epichlorohydryny, chlorowanych rozpuszczalników oraz innych związków chloropochodnych, a także z infiltracją historycznych odcieków przemysłowych.

Podwyższone zawartości arsenu, miedzi i rtęci, kwalifikujące lokalnie osady do II klasy czystości geochemicznej, również należy wiązać z działalnością przemysłową prowadzoną na terenie Zachemu. Chociaż stężenia metali nie wskazują na silne skażenie geochemiczne, ich obecność odzwierciedla historyczny dopływ ścieków przemysłowych oraz zawiesin transportowanych do zbiornika. Jednocześnie dominująca część oznaczonych metali odpowiada I klasie jakości, co wskazuje, że metale nie stanowią obecnie głównego czynnika decydującego o jakości osadów.

Przestrzenne zróżnicowanie wyników pomiędzy próbkami pobranymi z jednego zbiornika świadczy o heterogenicznym charakterze sedymentacji. Najwyższe stężenia większości metali, AOX i WWA wystąpiły w próbce OS.ZBIORNIK 2_3_268, natomiast próbka OS.ZBIORNIK 3_3_268 charakteryzowała się najwyższą zawartością frakcji ropopochodnej C12-C35. Na tej podstawie można przypuszczać, że

zanieczyszczenia akumulowały się lokalnie w miejscach sprzyjających sedymentacji drobnoziarnistego materiału bogatego w materię organiczną, stanowiącego efektywny sorbent zarówno metali, jak i hydrofobowych związków organicznych.

Na uwagę zasługuje również zgodność pomiędzy wynikami analiz osadów i wód powierzchniowych. W wodach stwierdzono obecność podwyższonych stężeń chlorków, sodu, siarczanów, AOX oraz niewielkich ilości BTX i WWA, natomiast w osadach dominują związki trwałe, wykazujące wysokie powinowactwo do fazy stałej. Można zatem wnioskować, że zbiornik nie stanowi obecnie miejsca intensywnego dopływu świeżych zanieczyszczeń chlorochemicznych, lecz pełni funkcję długoterminowego magazynu historycznych zanieczyszczeń, które ulegały stopniowej akumulacji w wyniku sedymentacji zawieszin oraz sorpcji na materii organicznej i frakcji ilastej.

Obecność AOX, WWA, węglowodorów ropopochodnych oraz lokalnie podwyższonych zawartości metali świadczy o wieloletnim dopływie zanieczyszczeń przemysłowych i ich trwałej akumulacji w osadach dennych. Uwagę zwracają także podwyższone zawartości molibdenu (Mo) w osadach. Najwyższą zawartość Mo stwierdzono w próbce 2, w której odnotowano również maksymalne spośród analizowanych próbek zawartości As, Ba, Cr, Zn, Cd, Co i Cu, wskazujące na lokalne wzbogacenie osadów w pierwiastki śladowe.

Przy interpretacji uzyskanych wyników badań osadów należy uwzględnić obecność składowiska odpadów paleniskowych zlokalizowanego w sąsiedztwie punktów poboru osadów dennych. Odpady paleniskowe, mogą stanowić źródło Mo oraz innych pierwiastków śladowych. W warunkach utleniających molibden występuje głównie jako Mo(VI), przede wszystkim w postaci anionu molibdenianowego (MoO_4^{2-}). Jego mobilność jest silnie uzależniona od pH i właściwości fazy stałej, przy czym w warunkach alkalicznych, charakterystycznych dla odpadów paleniskowych, jest on szczególnie podatny na wymywanie (Jankowski i in., 2006; Izquierdo i Querol, 2012).

Potencjalna droga migracji może obejmować ługowanie Mo z odpadów przez infiltrujące wody opadowe, jego transport z wodami odciekowymi, powierzchniowymi lub podziemnymi, a następnie akumulację w osadach dennych. Retencja Mo w osadach jest kontrolowana m.in. przez sorpcję na tlenkach i wodorotlenkach Fe i Mn, zawartość materii organicznej oraz warunki oksydacyjno-redukcyjne.

Stwierdzone zawartości Mo, zwłaszcza maksimum wynoszące 79,11 mg/kg s.m. w próbce 2, w połączeniu z niewielką odległością od składowiska odpadów paleniskowych uzasadniają uwzględnienie tego obiektu jako jednego z potencjalnych antropogenicznych źródeł Mo w osadach. Interpretację tę wspiera współwystępowanie w próbce 2 najwyższych zawartości pozostałych analizowanych pierwiastków, w tym As. Potwierdzenie jednoznacznego związku źródło-droga migracji-odbiornik wymagałoby jednak charakterystyki geochemicznej zdeponowanych odpadów na składowisku odpadów

paleniskowych i ich odcieków oraz oceny hydrogeologicznego połączenia składowiska z miejscem akumulacji badanych osadów.

Badany obszar wykazuje cechy dojrzałego terenu przemysłowego po dawnych zakładach „Zachem”, którego płytkie warstwy zasadniczo spełniają normy jakościowe, ale wykazują punktowe anomalie chemiczne (m.in. lokalnie przekroczone stężenia ołowiu i PCB 118). W warstwie podpowierzchniowej do 0,25 m p.p.t. powszechnie występują związki z grupy AOX (z wartością maksymalną do 380 mg/kg s.m.), których jednoznaczną ocenę utrudnia jednak brak bezpośrednich regulacji prawnych. Głównym problemem środowiskowym jest wielopoziomowa, grawitacyjna migracja zanieczyszczeń organicznych w głąb ziemi, stanowiąca zagrożenie dla jakości wód podziemnych. Najpoważniejsze ryzyko stwarzają mobilne związki chloroorganiczne, które w najwyższych stężeniach kumulują się w najgłębszych strefach profilu, sięgając 20 metrów poniżej poziomu terenu, osiągając maksimum stężenia wynoszące 140 mg/kg s.m. Taka kumulacja silnie skoncentrowanej chloroorganiki w głębokim podłożu dowodzi jej niezwykle wysokiej mobilności pionowej i wskazuje na bardzo duże ryzyko grawitacyjnego przemieszczania się zanieczyszczeń do wód podziemnych. Natomiast zaobserwowane w profilu związki takie jak 2-fenylfenol i difenylosulfon charakteryzują się zwiększonymi stężeniami w strefie do 3 m p.p.t., gdzie osiągają maksymalne stężenia, a z głębokością ich obecność gwałtownie maleje, z kolei anilina koncentruje się znacznie niżej, na poziomie od 3 do 20 m p.p.p.t.

Przeprowadzone badania powietrza gruntowego wykazują dużą niejednorodność przestrzenną, gdzie zidentyfikowano lokalne ogniska historycznych skażeń ropopochodnych i chlorowanych. W okolicach Stawu Epichlorohydryny zarejestrowano ekstremalne stężenia rakotwórczego benzeny (377-krotne przekroczenie norm WHO) i trichloroetenu (TCE) (13-krotne przekroczenie norm WHO) co stanowi to zagrożenie zdrowotne. Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego (głównie toluenem i tetrachloroetenem) ma charakter nieregularny i wyłącznie wtórny, wynikający prawdopodobnie z uwalniania się substancji z podłoża. Proces ten napędza zjawisko „pompowania barometrycznego”, gdzie uwalnianie gazów jest najsilniejsze przy spadku ciśnienia, braku wiatru i wyższej temperaturze. Zmiana warunków meteorologicznych na sprzyjające dyspersji mas powietrza natychmiast rozprasza zanieczyszczenia. Wyniki ze wszystkich środowisk spólnie dowodzą, że teren ten nie jest poddawany ciągłej, aktywnej emisji przemysłowej, a skokowe pogorszenia jakości powietrza są krótkotrwałe. Mimo to, ze względu na znaczne nagromadzenie toksycznych związków organicznych w gruncie, obszar ten bezwzględnie wymaga wdrożenia monitoringu i kompleksowej oceny ryzyka inhalacyjnego.

XVII. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie przeprowadzonej kompleksowej oceny stanu środowiska można stwierdzić, że obszar WTZ SOE stanowi wieloogniskowy, historycznie zdegradowany teren przemysłowy, na którym współwystępują źródła zanieczyszczeń o odmiennym charakterze chemicznym, właściwościach migracyjnych oraz potencjale oddziaływania na poszczególne komponenty środowiska. Przeprowadzone badania wskazują, że pomimo zakończenia działalności przemysłowej, procesy uwalniania zanieczyszczeń do środowiska nadal zachodzą, jednak ich intensywność, mechanizmy transportu oraz znaczenie środowiskowe są zróżnicowane przestrzennie i zależą od charakteru historycznego źródła zanieczyszczeń.

Wyniki badań odpadów, gruntów, wód podziemnych, wód powierzchniowych, osadów, powietrza, jak również analiza przyrodnicza i toksykologiczna i ocena ryzyka zdrowotnego, tworzą spójny obraz funkcjonowania badanego systemu środowiskowego. Składowisko SOE pozostaje głównym źródłem mobilnych związków chloroorganicznych, AOX, chlorobenzenów, chlorowanych rozpuszczalników oraz aniliny, natomiast składowisko popiołów oddziałuje przede wszystkim poprzez zwiększoną mineralizację środowiska gruntowo-wodnego, uwalnianie chlorków, siarczanów, selenu oraz innych składników nieorganicznych. Badania wykazały, że część trwałych zanieczyszczeń hydrofobowych pozostaje związana z matrycą odpadową, gruntami lub osadami dennymi, które pełnią rolę długoterminowego wtórnego źródła emisji, aktywowanego wskutek zmian warunków hydrogeochemicznych, infiltracji lub procesów dyfuzji zwrotnej. Na tej podstawie stwierdzono, że zagrożenie środowiskowe nie wynika wyłącznie z aktualnego wymywania zanieczyszczeń z odpadów, lecz również z wieloletniego uwalniania substancji wcześniej zakumulowanych w środowisku.

Na uwagę zasługuje rozpoznanie warunków hydrogeologicznych w obrębie składowisk SOE i SP, które wskazuje, że występujące pod składowiskami warstwy gruntów spoistych nie stanowią skutecznej naturalnej bariery geologicznej w rozumieniu przepisów dotyczących składowisk odpadów. Wyniki badań filtracyjnych, znacznikowych oraz analiz transportu wskazują na możliwość dalszej migracji najbardziej mobilnych związków zgodnie z kierunkiem przepływu wód podziemnych, przy jednoczesnym występowaniu procesów sorpcji, dyspersji, biodegradacji oraz dyfuzji zwrotnej. Szczególne znaczenie ma stwierdzenie obecności zanieczyszczeń również w głębszych poziomach wodonośnych, zwłaszcza w rejonie piezometru PR3, co wskazuje, że obecna chmura zanieczyszczeń obejmuje również głębsze poziomy hydrogeologiczne.

Kompleksowa ocena stanu środowiska potwierdziła również, że w wielu profilach stwierdzono przemieszczanie mobilnych związków chloroorganicznych do głębokości kilkunastu metrów, podczas

gdy część związków wykazuje wyraźną strefowość występowania wynikającą z ich właściwości fizykochemicznych i procesów sorpcji.

Badania jakości powietrza wykazały natomiast, że obecnie nie występuje ciągła emisja przemysłowa, jednak lokalnie obserwowane są epizodyczne emisje lotnych związków organicznych związane z uwalnianiem substancji z gruntu i odpadów. Zjawisko to ma istotne znaczenie z punktu widzenia bezpieczeństwa prac remediacyjnych oraz oceny ryzyka zdrowotnego, zwłaszcza w rejonach o najwyższych stężeniach benzenu i chlorowanych rozpuszczalników. Wyniki wskazują na konieczność prowadzenia monitoringu powietrza gruntowego podczas realizacji robót ziemnych oraz uwzględnienia ryzyka inhalacyjnego w dalszych etapach projektu poprawy stanu środowiska.

Z punktu widzenia przygotowania projektu planu poprawy stanu środowiska najistotniejszym wnioskiem jest konieczność odejścia od jednolitego modelu remediacji całego obszaru. Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazują, że poszczególne historyczne źródła zanieczyszczeń wymagają odmiennych strategii postępowania. Priorytetem powinno być ograniczenie emisji ze składowiska SOE poprzez zmniejszenie infiltracji wód opadowych, izolację źródła, przechwytywanie odcieków oraz rozważenie wykonania pionowych barier przeciwfiltacyjnych. W przypadku składowiska SP zasadnicze znaczenie powinno mieć wykonanie skutecznego systemu przykrycia rekultywacyjnego, ograniczenie infiltracji oraz prowadzenie monitoringu hydrogeochemicznego z możliwością wdrożenia dodatkowych zabezpieczeń hydraulicznych w przypadku potwierdzenia migracji zanieczyszczeń poza granice obiektu. Uzyskane wyniki wskazują na zasadność rozważenia odzysku materiałowego części odpadów popiołowych po wcześniejszym wykonaniu szczegółowych badań technologicznych i środowiskowych.

Podsumowując, przeprowadzony program badań należy ocenić jako kompletny w odniesieniu do wymagań określonych w ustawie o wielkoobszarowych terenach zdegradowanych. Zakres prac objął wszystkie wymagane komponenty środowiska, tj. badania właściwości odpadów, zanieczyszczenia powierzchni ziemi, wód podziemnych i powierzchniowych, powietrza oraz szereg badań uzupełniających obejmujących rozpoznanie geotechniczne, hydrogeologiczne, geofizyczne, toksykologiczne i przyrodnicze, testy wymywania, badania znacznikowe, jak również analizy stateczności.

Zastosowaną metodykę należy uznać za adekwatną do stopnia złożoności badanego obiektu. Wykorzystanie komplementarnych metod terenowych, laboratoryjnych i analitycznych umożliwiło ocenę zarówno źródeł zanieczyszczeń, jak i ich potencjalnej mobilności oraz mechanizmów transportu. Szczególnie istotnym elementem było równoczesne zastosowanie badań zawartości całkowitej oraz testów wymywania odpadów, ponieważ pozwoliło odróżnić substancje stanowiące potencjalne zagrożenie środowiskowe od związków trwale związanych z matrycą odpadową. Istotnym

uzupełnieniem były badania geofizyczne, które znacząco ograniczyły niepewność interpretacji przestrzennej.

Rozmieszczenie punktów badawczych należy uznać za właściwe i reprezentatywne dla wykonania kompleksowej oceny stanu środowiska. Sieć punktów umożliwiła identyfikację głównych ognisk zanieczyszczeń, określenie ich charakteru oraz rozpoznanie potencjalnych kierunków migracji. Należy jednak podkreślić, że ze względu na wyjątkowo dużą heterogeniczność historycznych odpadów przemysłowych oraz wieloogniskowy charakter zanieczyszczenia, obecna siatka badawcza odpowiada celowi diagnostycznemu kompleksowej oceny stanu środowiska, natomiast nie stanowi jeszcze wystarczającej podstawy do projektowania szczegółowych działań wykonawczych.

Wykonana kompleksowa ocena stanu środowiska spełnia cele określone w ustawie o WTZ i stanowi wiarygodną podstawę do opracowania projektu planu poprawy stanu środowiska. Wyniki badań pozwoliły na identyfikację głównych źródeł zanieczyszczeń, ocenę ich mobilności, rozpoznanie mechanizmów migracji oraz wskazanie komponentów środowiska wymagających działań naprawczych. Jednocześnie wykazano, że dalsze etapy prac powinny koncentrować się nie na rozszerzaniu rozpoznania całego obszaru, lecz na szczegółowym doprecyzowaniu wybranych stref o najwyższym ryzyku środowiskowym, które będą przedmiotem projektowania konkretnych rozwiązań remediacyjnych. Takie podejście pozwoli na racjonalne wykorzystanie zgromadzonych danych, ograniczenie niepewności projektowej oraz dobór działań dostosowanych do rzeczywistych warunków środowiskowych i mechanizmów funkcjonowania poszczególnych historycznych ognisk zanieczyszczeń w obrębie WTZ SOE.

XVIII. Bibliografia

- Adeel, Z., Roy, S. B., Dzombak, D. A., & Luthy, R. G. (1995). Sorption and transport of individual PCB congeners in the subsurface: modeling and experimental studies (No. CONF-9507173). American Society of Civil Engineers, New York, NY (United States).
- Alloway, B. J. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils (pp. 11–50). Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Springer. Dordrecht, Netherlands.
- Andrzejewski W. Sprawozdanie końcowe z nadzoru geologicznego nad pracami rekultywacyjnymi ex-situ na terenie Składowiska Odpadów przy ul. Zielonej na terenie Z. Ch. ZACHEM. Działka: 9/35. Geoprogram, 2009.
- Andrzejewski W. Raport sozologiczny dotyczący zasięgu i ilości siarczynu pofenolowego w podłożu nieczynnego składowiska odpadów przy ul. Zielonej w granicach Z.Ch. ZACHEM S.A. wraz z przeglądem metod rekultywacji. Geoprogram, 2014.

- Arienzo, M., Christen, E. W., Quayle, W., & Kumar, A. (2009). A review of the fate of potassium in the soil–plant system after land application of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 164(2-3), 415-422.
- Asplund, G., Grimvall, A. (1991). Organohalogenes in nature, more widespread than previously assumed. *Environmental Science and Technology*, 25, 1346–1350.
- Asplund, G., Grimvall, A., Jonsson, S. (1994). Determination of total and leachable amounts of organohalogenes in soil. *Chemosphere*, 28, 1467–1475.
- Australian Government (2022). 2-Phenylphenol and salts. Evaluation statement. Department of Health.
- Bajda, M., Lech, M., Markowska-Lech, K., Osiński, P., & Koda, E. (2025). Mechanical strength of waste materials: A cone penetration testing-based geotechnical assessment for the reclamation of landfills. *Materials*, 18(9), 2130. <https://doi.org/10.3390/ma18092130>
- Baveye, P., Vandevivere, P., Hoyle, B. L., De Lozada, D. S. (1998). Bioclogging in porous media: A review of mechanisms and engineered applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(2), s. 123-222.
- Baveye, P., Vandevivere, P., Hoyle, B. L., DeLeo, P. C., Sanchez de Lozada, D. (1998). Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(2), 123-191
- Bazy danych geologicznych udostępnione na stronach: <https://geolog.pgi.gov.pl/> oraz <https://baza.pgi.gov.pl/geoportal/uslugi/gis>
- Baza danych GIS Mapy Hydrogeologicznej Polski – Pierwszy Poziom Wodonośny. Występowanie i Hydrodynamika w skali 1:50 000 arkusz 319 Bydgoszcz Wschód wraz z objaśnieniami. Państwowy Instytut Geologiczny - Państwowy Instytut Badawczy, 2006.
- Bojakowska, I., & Sokołowska, G. (1998). Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. *Przegląd Geologiczny*, 46(1), 49-54.
- Boroń, M. (2010). Zmiany jakości wód podziemnych w trakcie rekultywacji terenu pól irygowanych w Bydgoszczy. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań, 2010.
- Brandl, H. (2021). Vertical barriers for municipal and hazardous waste containment. In *Developments in Geotechnical Engineering: from Harvard to New Delhi 1936-1994* (pp. 301-334). CRC Press.
- Burrough, P. A., & McDonnell, R. A. (1998). *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press.
- Buss, S. R., Herbert, A. W., Morgan, P., Thornton, S. F., & Smith, J. W. N. (2004). A review of ammonium attenuation in soil and groundwater. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 37(4), 347-359.

- Chapelle, F. H. (2022). Dissolved organic carbon in groundwater systems. The Groundwater Project: Guelph, ON, Canada.
- Chapman, S. W., & Parker, B. L. (2005). Plume persistence due to aquitard back diffusion following dense nonaqueous phase liquid source removal or isolation. *Water Resources Research*, 41(12).
- Chen, H. Y., Tian, Y. X., Cai, Y. X., Liu, Q. Y., Ma, J., Wei, Y., & Yang, A. F. (2023). A 50-year systemic review of bioavailability application in Soil environmental criteria and risk assessment. *Environmental Pollution*, 335, 122272.
- Chetri, J. K., & Reddy, K. R. (2021). Advancements in municipal solid waste landfill cover system: A review. *Journal of the Indian Institute of Science*, 101(4), 557-588.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., ... & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Cline, P. V., & Viste, D. R. (1985). Migration and degradation patterns of volatile organic compounds. *Waste management & research*, 3(4), 351-360.
- Czaplicka, M. (2004). Sources and transformations of chlorophenols in the natural environment. *Science of the Total Environment*, 322(1-3), 21-39.
- Czop M., Pietrucin D. Kompleksowa ocena stanu zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego na terenie dawnych Zakładów Chemicznych ZACHEM w Bydgoszczy wraz z określeniem wykazu działań koniecznych do skutecznej remediacji. Akademia Górniczo-Hutnicza. Kraków, 2016.
- Dane udostępnione przez Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska: Geoserwis GDOŚ: <https://geoserwis.gdos.gov.pl/mapy/?usedesktop=true>
- Dane udostępnione przez Informatyczny System Osłony Kraju (ISOK): <https://isok.gov.pl/index.html>
- de Sousa, D. N. R., Mozeto, A. A., Carneiro, R. L., & Fadini, P. S. (2014). Electrical conductivity and emerging contaminant as markers of surface freshwater contamination by wastewater. *Science of the total environment*, 484, 19-26.
- Dodatek nr 1 do dokumentacji określającej warunki hydrogeologiczne w rejonie Zakładów Chemicznych w Bydgoszczy (podsumowanie wyników badań w lokalnym monitoringu jakości wody w latach 1999-2003). Przedsiębiorstwo Hydrogeologiczne Sp. z o.o, 2004.
- Dokumentacja geologiczna z wykonania 15 otworów obserwacyjnych (piezometrów) w celu założenia monitoringu środowiska gruntowo – wodnego w ramach działań pilotażowych projektu GreenerSitesCE394 polegającego na badaniu wpływu zanieczyszczeń gruntu i wód podziemnych dawnych Zakładów Chemicznych „ZACHEM” na tereny sąsiadujące. ARCADIS, 2018.

- Dokumentacja określająca warunki hydrogeologiczne w rejonie Zakładów Chemicznych w Bydgoszczy, Instytut Ochrony Środowiska Oddział Gdański. Zakład Kształtowania Środowiska Obszarów Nadmorskich, 1999.
- Dokumentacja hydrogeologiczna określająca warunki hydrogeologiczne i stopień zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego, działki nr: 7/357, 7/324, 7/339, 7/338, 7/311, 7/341, 7/292, 7/303, 7/328, 7/354, 7/349, 7/350, 7/343, 7/249, 7/334 na terenie ZACHEM S>A> przyległym do Bydgoskiego Parku Przemysłowo-Technologicznego w Bydgoszczy. GEOTEKO Projekty i Konsultacje Geotechniczne Sp z o.o. Warszawa, 2013.
- Dokumentacja geologiczna z robót wykonanych na potrzeby odwiercenia studni przechwytyjących, iniekcyjnych i piezometrów obserwacyjnych w rejonie dawnych Zakładów Chemicznych „Zachem” w Bydgoszczy. Hydrogeotechnika Sp. z o.o. Kielce, 2020.
- Dokumentacja geologiczna dotycząca wykonania 4 otworów badawczych sieci obserwacyjno-badawczej wód podziemnych Państwowego Instytutu Geologicznego – Państwowego Instytutu Geologicznego w miejscowości Bydgoszcz. PIG-PIB. Warszawa, 2018.
- Dokumentacja hydrogeologiczna migracji skażeń w rejonie Zakładów Chemicznych „Organika – Zachem” w Bydgoszczy. Przedsiębiorstwo Geologiczne w Warszawie, Zakład w Gdańsku (maszynopis). Gdańsk, 1989.
- Dokumentacja określająca warunki hydrogeologiczne w rejonie składowisk przy ul. Zielonej na terenie Zakładów Chemicznych ZACHEM w Bydgoszczy. Przedsiębiorstwo Hydrogeologiczne Sp. z o.o., Gdańsk, 2001.
- Dokumentacja geologiczna z wykonania 15 otworów obserwacyjnych (piezometrów) w celu założenia monitoringu środowiska gruntowo – wodnego w ramach działań pilotażowych projektu GreenerSites CE394 polegającego na badaniu wpływu zanieczyszczeń gruntu i wód podziemnych dawnych Zakładów Chemicznych „ZACHEM” na tereny sąsiadujące, ARCADIS Sp. z o.o., 2018.
- Eklund, B. (2024), Climatic Effects on Vapor Flow and Behavior in the Vadose Zone. *Groundwater Monit R*, 44: 80-91. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12682>
- Escrig, A., Amato, F., Pandolfi, M., Monfort, E., Querol, X., Celades, I., Sanf  lix, V., Alastuey, A., & Orza, J. A. G. (2011). Simple estimates of vehicle-induced resuspension rates. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2855–2859. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.042>
- European Food Safety Authority (EFSA). (2008). Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance 2-phenylphenol. EFSA Scientific Report, 217, 1-67.
- Fan, Y. (2022). Natural attenuation processes of chlorinated hydrocarbons in groundwater. *Journal of Hazardous Materials*.
- Fetter, C. W., Boving, T., & Kreamer, D. (2018). *Contaminant Hydrogeology Third Edition*.

- Ficek, A., & Czupioł, J. (2013). PCB–szkodliwe ksenobiotyki w środowisku. LAB Laboratoria, Aparatura, Badania, 18(5), 28-31.
- Forde, O. N., Cahill, A. G., & Beckie, R. D. (2019). Barometric-pumping controls fugitive gas emissions from a vadose zone natural gas release. Scientific Reports, 9, Artykuł 14080. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50426-3>
- Fratini, C., Anselmi, S., & Renzi, M. (2025). Dredge sediment as an opportunity: A comprehensive and updated review of beneficial uses in marine, river, and lagoon eco-systems. Environments, 12(6), 200. <https://doi.org/10.3390/environments12060200>
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). Groundwater. Prentice Hall.
- Ghaleb, S., Yammine, P., El-Nakat, H., Tannous, T., Obeid, P. J., & Chmayssem, A. (2025). Analysis of benzene, toluene, and xylene contaminants in the groundwater of Tripoli, Lebanon. Asian Journal of Water, Environment and Pollution, 23(1), 42.
- Guan, J., Li, C., Wang, M., Wu, H., Shang, J., Yang, Z., Zhou, Y., & Ma, J. (2025). Evaluation of seasonal factors and rainfall on temporal variation of molecular composition of two distinct hydrocarbon soil vapor plumes. Environmental Pollution, 376, Artykuł 126377. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126377>
- Gunnarsdóttir, R. (2024). Ongoing legacy contamination from a military radar station in Iceland: A case study. Science of the Total Environment, 910, 168289.
- Harper, C., Roney, N., Fay, M., Chou, C. H., Carlson-Lynch, H., Klotzbach, J. M., ... & Citra, M. J. (2016). Toxicological Profile for Dinitrotoluenes. U.S. Department of Health And Human Services. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Henry, C. (2018). Particle resuspension from complex surfaces: current knowledge and limitations. arXiv: Fluid Dynamics.
- Henry, C., Minier, J.-P., & Brambilla, S. (2023). Particle resuspension: Challenges and perspectives for future models. Physics Reports, 1007, 1–98. <https://doi.org/10.1016/j.physrep.2022.12.005>
- Hu, B., Freihaut, J.D., Bahnfleth, W.P., Gomes, C.A., Brandolyn, & Thran (2006). LITERATUR REVIEW AND PARAMETRIC STUDY : INDOOR PARTICLE RESUSPENSION BY HUMAN ACTIVITY.
- Informator PSH. Główne Zbiorniki Wód Podziemnych w Polsce. Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy. Warszawa, 2017.
- Igbinsosa, E. O., Odjadjare, E. E., Chigor, V. N., Igbinsosa, I. H., Emoghene, A. O., Ekhaise, F. O., ... & Idemudia, O. G. (2013). Toxicological profile of chlorophenols and their derivatives in the environment: the public health perspective. The Scientific World Journal, 2013(1), 460215.
- Interreg Central Europe: ReSites. (2016). Analiza aktualnych uwarunkowań terenów przemysłowych w bydgosko-toruńskim Miejskim Obszarze Funkcjonalnym: Zakłady Chemiczne „Zachem” w Bydgoszczy, Nasycalnia podkładów kolejowych w Solcu Kujawskim

- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). (2017). Remediation Management of Complex Sites (RMCS-1). Washington, DC.
- Isaaks, E. H., & Srivastava, R. M. (1989). *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press.
- Izquierdo, M., & Querol, X. (2012). Leaching behaviour of elements from coal combustion fly ash: An overview. *International Journal of Coal Geology*, 94, 54-66.
- Jankowski, J., Ward, C. R., French, D., & Groves, S. (2006). Mobility of trace elements from selected Australian fly ashes and its potential impact on aquatic ecosystems. *Fuel*, 85(2), 243-256.
- Johnson, K. H. (2016). Groundwater contaminant plume maps and volumes, 100-K and 100-N areas, Hanford Site, Washington (No. 2016-1161). US Geological Survey.
- Kawakami, T., Isama, K., Nakashima, H., Tsuchiya, T., & Matsuoka, A. (2010). Analysis of primary aromatic amines originated from azo dyes in commercial textile products in Japan. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 45(10), 1281-1295.
- Khan, A. H. A., Kiyani, A., Santiago-Herrera, M., Ibáñez, J., Yousaf, S., Iqbal, M., Martel-Martín, S., & Barros, R. (2023). Sustainability of phytoremediation: Post-harvest stratagems and economic opportunities for the produced metals contaminated biomass. *Journal of Environmental Management*, 326, 116700. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116700>
- Kim, J.-H., Kim, J., Bae, M. S., & Lee, S. (2025). Assessment of vapor intrusion risks in chlorinated solvent-contaminated subsurface environments: Implications for environmental quality standards in urban areas. *Indoor Air*, 2025, Artykuł 8867246. <https://doi.org/10.1155/ina/8867246>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.
- Koda, E. (2012). Influence of vertical barrier surrounding old sanitary landfill on eliminating transport of pollutants on the basis of numerical modeling and monitoring results. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21(4), 929-935.
- Koda, E., Kiersnowska, A., Kawalec, J., & Osiński, P. (2020). Landfill slope stability improvement incorporating reinforcements in reclamation process applying observational method. *Applied Sciences*, 10(5), 1572. <https://doi.org/10.3390/app10051572>
- Koda, E., Osiński, P., Podlasek, A., & Vaverková, M. D. (2020). Geoenvironmental investigation methods used for landfills and contaminated sites management. In K. R. Reddy, A. K. Agnihotri, Y. Yukselen-Aksoy, B. K. Dubey, & A. Bansal (Eds.), *Sustainable environmental geotechnics (Lecture Notes in Civil Engineering, Vol. 89, pp. 55-67)*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-51350-4_8
- Koda, E., Podlasek, A., Osiński, P., Markiewicz, A., & Vaverková, M. D. (2021). Geotechnical and environmental aspects of landfill reclamation: A case study of an old municipal solid waste landfill

- in Poland. Japanese Geotechnical Society Special Publication, 9(4), 94-98.
<https://doi.org/10.3208/jgssp.v09.cpeg027>
- Kosson, D. S., & Byrne, S. V. (1995). Interactions of aniline with soil and groundwater at an industrial spill site. *Environmental Health Perspectives*, 103(Suppl 5), 71.
- Kosson, D. S., van der Sloot, H. A., Sanchez, F., & Garrabrants, A. C. (2002). An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials. *Environmental Engineering Science*, 19(3), 159-204.
- Kwilosz, T. (2021). Analiza zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego na wybranym obszarze aglomeracji miejskiej. *Nafta-Gaz*, 77(10), 673–682. <https://doi.org/10.18668/NG.2021.10.05>
- Letzel, S., Göen, T., Bader, M., Angerer, J., & Kraus, T. (2003). Exposure to nitroaromatic explosives and health effects during disposal of military waste. *Occupational and environmental medicine*, 60(7), 483-488.
- Levy, G. J., & Torrento, J. R. (1995). Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil science*, 160(5), 352-358.
- Li, J., & Heap, A. D. (2014). A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists. *Geoscience Australia, Record 2014/05*.
- Li, Y. L., He, W., Liu, W. X., Kong, X. Z., Yang, B., Yang, C., & Xu, F. L. (2015). Influences of binding to dissolved organic matter on hydrophobic organic compounds in a multi-contaminant system: Coefficients, mechanisms and ecological risks. *Environmental Pollution*, 206, 461-468.
- Ling, C., & Zhang, Q. (2017). Evaluation of surface water and groundwater contamination in a MSW landfill area using hydrochemical analysis and electrical resistivity tomography: a case study in Sichuan province, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(4), 140.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20-31.
- Macioszczyk T. Czas przesączania pionowego wody jako wskaźnik ekranowania warstw wodonośnych. *Przegląd Geologiczny*, vol. 47, nr 8. Państwowy Instytut Geo-logiczny Państwowy Instytut Badawczy. Warszawa 1999.
- Mackay, D., Shiu, W. Y., & Lee, S. C. (2006). *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. CRC Press.
- Mapa Hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000 arkusz 319 Bydgoszcz Wschód wraz z objaśnieniami. Państwowy Instytut Geologiczny, 2000
- Massmann, J., & Farrier, D. F. (1992). Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone. *Water Resources Research*, 28(3), 777–791. <https://doi.org/10.1029/91WR02766>

- Meng, J., Xiao, G., Qi, M., Han, X., Gou, Q., Hao, X., & Ge, J. (2024). Comparing roles of multiple contamination indicators in tracing groundwater pollution nearby a typical municipal solid waste (MSW) landfill. *Heliyon*, 10(16).
- Michalski, R., & Głowala, K. (2004). Cyjanki w środowisku-występowanie, metody oznaczania oraz regulacje prawne. *Ekologia i Technika*, 12, 207-213.
- Murtaza, G., Ahmed, Z., Valipour, M., Ali, I., Usman, M., Iqbal, R., Zulfiqar, U., Rizwan, M., Mahmood, S., Ullah, A., Arslan, M., Rehman, M. H. U., Ditta, A., & Tariq, A. (2024). Recent trends and economic significance of modified/functionalized biochars for remediation of environmental pollutants. *Scientific Reports*, 14, 217. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50623-1>
- Nalladiyil, A., & Sivakumar Babu, G. L. (2024). Dumpsite remediation through landfill mining and rehabilitation: A circular economy perspective. *Journal of the Indian Institute of Science*, 104(2), 489–518. <https://doi.org/10.1007/s41745-024-00456-1>
- Neal, E., Mahato, L. K., Hall, B., Thomas, R. J., Walker, M. D., Vincent, J. C., ... Reid, J. P. (2026). High optical and temporal resolution investigations into the morphological factors that influence particle resuspension. *Aerosol Science and Technology*, 60(7), 746–765. <https://doi.org/10.1080/02786826.2025.2599930>
- Nilson, R. H., Peterson, E. W., Lie, K. H., Burkhard, N. R., & Hearst, J. R. (1991). Atmospheric pumping: A mechanism causing vertical transport of contaminated gases through fractured permeable media. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 96(B13), 21933–21948. <https://doi.org/10.1029/91JB01836>
- Otitoju, O. B., Alfred, M. O., Ogunlaja, O. O., Olorunnisola, C. G., Olukanni, O. D., Ogunlaja, A., ... & Unuabonah, E. I. (2023). Pollution and risk assessment of phenolic compounds in drinking water sources from South-Western Nigeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(31), 76798-76817.
- Pazdro Z. *Hydrogeologia Ogólna*. Wydawnictwa Geologiczne. Warszawa 1990.
- PN-EN ISO 17892 4:2017-01 Rozpoznanie i badania geotechniczne - Badania laboratoryjne gruntów - Część 4: Badanie uziarnienia gruntów.
- PN-ISO 5667-11:2017-10. Jakość wody - Pobieranie próbek – Część 11: Wytyczne dotyczące pobierania próbek wód podziemnych.
- PN-EN ISO 5667-1:2022-07. Jakość wody – Pobieranie próbek – Część 1: Wytyczne opracowywania programów pobierania próbek i technik pobierania.
- Panno, S. V., Hackley, K. C., Hwang, H. H., Greenberg, S. E., Krapac, I. G., Landsberger, S., & O'Kelly, D. J. (2006). Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water. *Groundwater*, 44(2), 176-187.

- Pereira, L., Mondal, P. K., & Alves, M. (2015). Aromatic amines sources, environmental impact and remediation. In *Pollutants in buildings, water and living organisms* (pp. 297-346). Cham: Springer International Publishing.
- Parker, B. L., Chapman, S. W., & Guilbeault, M. A. (2008). Plume persistence caused by back diffusion from thin clay layers in a sand aquifer following TCE source-zone hydraulic isolation. *Journal of contaminant hydrology*, 102(1-2), 86-104.
- Peña, A., Rodríguez-Liébana, J. A., & Delgado-Moreno, L. (2022). An overview of recent research on the role of dissolved organic matter on the environmental fate of pesticides in soils. *Pesticides in Soils: Occurrence, Fate, Control and Remediation*, 35-79.
- Pierri, D., Czop, M. (2020). Iron index as an organic matter decay intensity indicator in a shallow groundwater system highly contaminated with phenol (case study in northern Poland). *Environmental Earth Sciences*, 79, 287.
- Pivnenko, K., Eriksen, M. K., Martín-Fernández, J. A., Eriksson, E., & Astrup, T. F. (2016). Recycling of plastic waste: Presence of phthalates in plastics from households and industry. *Waste Management*, 54, 44-52.
- Raport końcowy z przeprowadzonych prac i badań środowiskowych. W ramach Projektu „Remediacja terenów zanieczyszczonych w rejonie dawnych Zakładów Chemicznych „ZACHEM” S.A. w Bydgoszczy w celu likwidacji zagrożeń zdrowotnych i środowiskowych, w tym dla obszaru Natura 2000 Dolina Dolnej Wisły oraz Morza Bałtyckiego”, SEGI-AT Sp. z o.o. Warszawa, 2020.
- Raport roczny z obserwacji i kontroli wód podziemnych (monitoringu lokalnego) w rejonie b. Zakładów Chemicznych w Bydgoszczy w roku 2013”, Przedsiębiorstwo Hydrogeologiczne Sp. z o.o., 2013.
- Reed, P. M., Ellsworth, T. R., & Minsker, B. S. (2004). Spatial interpolation methods for nonstationary plume data. *Groundwater*, 42(2), 190-202.
- Regan, S., Hynds, P., & Flynn, R. (2017). An overview of dissolved organic carbon in groundwater and implications for drinking water safety. *Hydrogeology Journal*, 25(4), 959-967.
- Richling A., Solon J., Macias A., Balon J., Borzyszkowski J., Kistowski M., (red.). (2021). *Regionalna geografia fizyczna Polski*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań
- Rolston, D. E., & Altevogt, A. S. (2003). Review of recent insights on physical behavior of gases in porous media: Theoretical and experimental investigations on density driven gas flow.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (Dz.U. 2013 poz. 523).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2016 r. w sprawie dokumentacji hydrogeologicznej i dokumentacji geologiczno-inżynierskiej (Dz.U. 2016 poz. 2033)

- Rozporządzenie Rady Ministra z dnia 10 września 2019 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz. U. 2019, poz. 1839)
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2019, poz. 2148)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016, poz. 1395)
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 13 lipca 2021 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2021, poz. 1576)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz.U. 2024, poz. 1657)
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 25 października 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2021, poz. 1475)
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 15 października 2012 r. w sprawie państwowego systemu odniesień przestrzennych (Dz. U. 2024, poz. 342)
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz.U. 2015 poz. 1277)
- Shalom, O., Lev, O., Caspi, M. J., & Gvirtzman, H. (2026). Long-term VOC transport in a thick heterogeneous vadose zone and perched aquifers: Jerusalem Mountains industrial site. *Water*, 18(6), 702. <https://doi.org/10.3390/w18060702>
- Shelor, C. P. (2024). Comprehensive review of combustion ion chromatography for the analysis of total organic halogens. *Journal of Separation Science*.
- Sibson, R. (1981). A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation. In: V. Barnett (Ed.), *Interpreting Multivariate Data*. John Wiley & Sons, Chichester, 21–36.
- Siddiqua, A., Hahladakis, J. N., & Al-Attiya, W. A. K. A. (2022). An overview of the environmental pollution and health effects associated with waste landfilling and open dumping. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 58514-58536. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21578-z>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2017). Molybdenum in natural waters: A review of occurrence, distributions and controls. *Applied Geochemistry*, 84, 387-432
- Sprawozdanie z pracy ujęcia „barierowego” Zakładów Chemicznych ZACHEM S.A., Przedsiębiorstwo Hydrogeologiczne Sp. z o.o., 2008.

- Statom, R. A., McCRAY, J. E., & Thyne, G. D. (2006). Conceptual model for landfill hydrologic transport developed using chloride tracer data and dual-domain modeling. *Environmental & Engineering Geoscience*, 12(1), 67-78.
- Stefaniak, M., Stanek, K., Stanek, A., Adamczyk, P., Wójtowicz, P. (2025). Monitoring osadów dennych rzek i jezior w 2025 roku. Raport: Stan zanieczyszczenia osadów dennych rzek i jezior w 2025 roku. Eurofins OBIKS Polska Sp. z o.o., Katowice.
- Suszek-Łopatka, B. (2014). Wpływ temperatury i wilgotności gleby na ekotoksykologiczne oddziaływanie fenantrenu. Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy w Puławach. Praca doktorska, Puławy.
- Szczegółowa Mapa Geologiczna Polski w skali 1:50 000 arkusz 319 Bydgoszcz Wschód wraz z objaśnieniami. Państwowy Instytut Geologiczny, 1990.
- Tchounwou, P. B., Newsome, C., Glass, K., Centeno, J. A., Leszczynski, J., Bryant, J., ... & Brower, M. (2003). Environmental toxicology and health effects associated with dinitrotoluene exposure. *Reviews on environmental health*, 18(3), 203-229.
- Teferi, M. A. (2022). Analysis of Organic Halogens by Combustion Ion Chromatography in Sediments and Aquatic Vegetation. Linköping University.
- Turczynowicz, L. (2017). Spatio-temporal indoor human exposures in homes affected by chemical-contaminated soil and groundwater [Rozprawa doktorska, University of Adelaide]. <https://doi.org/10.4225/55/5a090199b9453>
- U.S. Environmental Protection Agency. (U.S. EPA). (2014). Determining groundwater exposure point concentrations (OSWER Directive 9283.1-42). Office of Solid Waste and Emergency Response.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2025). Risk Evaluation for Diethylhexyl Phthalate (DEHP).
- Unnithan, A., Bekele, D. N., Chadalavada, S., & Naidu, R. (2021). Insights into vapour intrusion phenomena: Current outlook and preferential pathway scenario. *Science of the Total Environment*, 796, Artykuł 148885. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148885>
- Vaajasaari, K. (2005). Leaching and ecotoxicity tests as methods for classification and assessment of environmental hazard of solid wastes. Tampere University of Technology.
- Van der Sloot, H. A., Comans, R. N. J., & Hjelmar, O. (1996). Similarities in the leaching behaviour of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. *Science of the Total Environment*, 178(1-3), 111-126.
- Vaverková, M. D. (2019). Landfill impacts on the environment—Review. *Geosciences*, 9(10), 431. <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431>

- Vaverková, M. D., Koda, E., Podlasek, A., & Winkler, J. (2026). Reclamation of closed municipal solid waste landfills from the perspective of environmental risk and post-closure management: An international review. *Journal of Environmental Management*, 403, 129213.
- Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., & Kaartinen, T. (2009). Acid neutralization capacity of waste-specification of requirement stated in landfill regulations. Nordic Council of Ministers.
- Watson, D. F. (1992). *Contouring: A Guide to the Analysis and Display of Spatial Data*. Pergamon Press.
- Venkatesan, G., & Swaminathan, G. (2009). Review of chloride and sulphate attenuation in ground water nearby solid-waste landfill sites. *Journal of environmental engineering and landscape management*, 17(1), 1-7.
- Witczak, W., Kania, J., Kmiecik, E. (2013). Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Wu, J., Wang, Y., Gong, X., et al. (2023). Total organic halogen (TOX) analysis in waters. *Environmental Pollutants and Bioavailability*.
- Wu, J., Wang, Y., Gong, X., He, M., Wang, X., Zhao, R., Hao, Z., Liu, J. (2023). Total organic halogen (TOX) analysis in waters: A short review. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 35(1), 2203350.
- Wu, Y., Guo, Q., Zhang, Z., Meng, C., Sun, R., Hu, S., ... & Sun, C. (2024). Exploring the Potential of TNT and Aniline Coexistence to Enhance Their Transports in Saturated Chinese Loess. *Applied Sciences*, 14(15), 6548.
- Xie, Y. W., Chen, L. J., Liu, R., & Tian, J. P. (2018). AOX contamination in Hangzhou Bay, China: levels, distribution and point sources. *Environmental Pollution*, 235, 462-469.
- Yang, J., Li, J., Tan, X., et al. (2024). Insights into adsorbable organic halogen analysis. *Science of the Total Environment*.
- Yankovych, H., Vaclavikova, M., Melnyk, I. (2023). Adsorbable Organic Halogens Treatment Technologies. *Sustainability*.
- Zachara, A., & Juszcak, L. (2016). Zanieczyszczenie żywności wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi-wymagania prawne i monitoring. *Żywność Nauka Technologia Jakość*, 23(3).
- Zakari, S., Liu, H., & Zhou, H. (2019). Transport velocities of aniline and nitrobenzene in sandy sediment. *Journal of Soils and Sediments*, 19(5), 2570-2579.
- Zhang, T., Li, X., Min, X., Fang, T., Zhang, Z., Yang, L., & Liu, P. (2012). Acute toxicity of chlorobenzenes in *Tetrahymena*: Estimated by microcalorimetry and mechanism. *Environmental toxicology and pharmacology*, 33(3), 377-385.

XIX. Streszczenie w języku niespecjalistycznym

Kompleksowa ocena stanu środowiska przedstawia aktualne wyniki szczegółowych badań środowiska przeprowadzonych na terenie WTZ Zachem SOE, zlokalizowanym na obszarze dawnych Zakładów Chemicznych Zachem w Bydgoszczy. Celem opracowania było rozpoznanie skali historycznych zanieczyszczeń, określenie ich wpływu na środowisko oraz ocena ryzyka dla zdrowia ludzi i ekosystemów. Kompleksowa ocena została sporządzona zgodnie z wymaganiami ustawy z dnia 16 czerwca 2023 r. o wielkoobszarowych terenach zdegradowanych (Dz.U. 2023 r. poz. 1719), w szczególności art. 6 ust. 1–2. Prace objęły badania odpadów, powierzchni ziemi, wód podziemnych i powierzchniowych, osadów dennych, powietrza oraz ocenę występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a także analizę warunków geologicznych, hydrogeologicznych i przyrodniczych. Dzięki połączeniu wyników przeprowadzanych badań możliwe było uzyskanie pogłębionego obrazu stanu środowiska na badanym obszarze.

Badany teren zajmuje około 115 hektarów. W przeszłości na terenie ZCh Zachem prowadzono działalność związaną z produkcją różnorodnych wyrobów chemicznych, w tym epichlorohydryny, barwników, tworzyw sztucznych oraz półproduktów chemicznych. Przez wiele lat na terenie WTZ Zachem SOE funkcjonowały składowiska odpadów przemysłowych, które są głównym źródłem zanieczyszczeń: składowisko SOE, będące dawnym stawem sedymentacyjnym związanym z produkcją epichlorohydryny oraz składowisko popiołów pochodzących z elektrociepłowni.

Przeprowadzone badania wykazały, że odpady zgromadzone na składowiskach zawierają substancje niebezpieczne charakterystyczne dla przemysłu chemicznego. Zidentyfikowano grupę związków organicznych pochodzących z dawnych procesów technologicznych. Występują przede wszystkim w postaci lokalnych ognisk o wysokich stężeniach, które są pozostałością po sposobie deponowania odpadów w różnych okresach funkcjonowania zakładu.

W ramach prac pobrano i poddano analizie liczne próbki gruntu i wód z piezometrów rozmieszczonych na całym terenie. Wyniki wykazały obecność zanieczyszczeń charakterystycznych dla przemysłu chemicznego. Badania potwierdziły, że część zanieczyszczeń przemieszcza się wraz z wodami podziemnymi. Oznacza to, że historyczne składowiska nadal pozostają aktywne i mogą potencjalnie wpływać na stan środowiska.

Analizie poddano także osady dennie oraz wody powierzchniowe występujące na terenie objętym badaniami. W osadach stwierdzono obecność metali oraz wybranych związków organicznych pochodzenia przemysłowego.

W ramach oceny wykonano również badania jakości powietrza atmosferycznego i powietrza gruntowego. W powietrzu atmosferycznym nie stwierdzono emisji pyłów ani metali, natomiast w powietrzu gruntowym stwierdzono występowanie wybranych lotnych związków organicznych.

Kompleksowa ocena stanu środowiska zawiera także ocenę ryzyka zdrowotnego. Wykazała, że największe zagrożenie mogłoby występować w przypadku długotrwałego użytkowania terenu przez dzieci. Autorzy podkreślają jednak, że obecnie teren ma charakter przemysłowy i nie jest wykorzystywany do celów mieszkaniowych. Mimo to konieczne jest utrzymanie kontroli nad sposobem użytkowania obszaru oraz uwzględnianie istniejących zanieczyszczeń przy planowaniu przyszłych inwestycji.

Badania geotechniczne wykazały, że oba składowiska są obecnie stabilne pod względem konstrukcyjnym i nie istnieje ryzyko ich osunięcia lub nagłej utraty stateczności. Jednocześnie stwierdzono, że warstwy gruntów występujące pod odpadami nie tworzą całkowicie szczelnej bariery ochronnej. W niektórych miejscach zidentyfikowano strefy o podwyższonej przepuszczalności, które mogą stanowić drogi przemieszczania się zanieczyszczeń.

Przeprowadzona inwentaryzacja przyrodnicza wykazała, że mimo przekształcenia środowiska teren jest miejscem występowania licznych gatunków roślin i zwierząt. Nie stwierdzono jednak szczególnie cennych siedlisk przyrodniczych ani form ochrony przyrody bezpośrednio na obszarze WTZ Zachem SOE. Obecność roślinności i zwierząt świadczy jednak o częściowej naturalnej regeneracji terenów poprzemysłowych. Jednocześnie autorzy kompleksowej oceny stanu środowiska podkreślają, że zanieczyszczenia środowiska mogą wpływać na funkcjonowanie lokalnych ekosystemów, dlatego działania naprawcze powinny uwzględniać również aspekty przyrodnicze.

Autorzy kompleksowej oceny stanu środowiska wskazują, że obecny stan środowiska wymaga podjęcia działań naprawczych. Wśród rekomendowanych rozwiązań wymieniono zabezpieczenie odpadów, ograniczenie ich kontaktu z wodami oraz wykonanie dodatkowych barier ograniczających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń.

Podsumowując, kompleksowa ocena stanu środowiska potwierdza, że teren WTZ Zachem SOE pozostaje obszarem obciążonym skutkami wieloletniej działalności przemysłu chemicznego. Największym problemem są historyczne odpady przemysłowe oraz związane z nimi zanieczyszczenia różnych elementów środowiska. Mimo że obecnie nie stwierdzono zagrożenia czy utraty stabilności składowisk, istnieje realne ryzyko dalszego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku. Z tego względu teren wymaga dalszego nadzoru, prowadzenia monitoringu oraz stopniowego wdrażania działań naprawczych, których celem będzie ograniczenie oddziaływania zanieczyszczeń.