



OPERAČNÍ PROGRAM
ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ



EVROPSKÁ UNIE
Fond soudržnosti

Pro vodu,
vzduch a přírodu



MĚSTO KOPŘIVNICE

**Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží
v Kopřivnici**

Analýza rizik

Lokalita 6 – Přední potok

(Zakázkové číslo: 4542 10 013)

Výtisk č. 1 / 7



Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.
září 2011

Základní údaje:

Smlouva o dílo č. 4/2010/OŽP

Zakázkové číslo zhotovitele: 4542 10 013

Název akce: Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 6 – Přední potok

**Objednatel: město Kopřivnice
Štefánikova 1163
742 21 Kopřivnice**

IČO: 00298077
DIČ: CZ00298077

Odpořvedný zástupce : Ing. Josef Jalůvka
starosta města

Kontaktní osoba : Ing. Hynek Rulíšek
vedoucí odboru životního prostředí

Telefonní spojení : +420 556 879 780
E-mail: ziv.prostredi@koprivnice.cz

Zhotovitel : Sdružení „Kopřivnice (II)“

(Sdružení firem Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., BIOANALYTIKA CZ, s.r.o. a Josef Kroutil)
Zastoupené vedoucím účastníkem sdružení Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.

**Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.
Píšťovy 820, 537 01 Chrudim III.**
zapsaná v obchodním rejstříku ve vložce C
č. 1036 Krajského soudu v Hradci Králové

IČO : 15053695
DIČ : CZ15053695

Bankovní spojení: ČSOB Chrudim
Číslo účtu: 272199033/0300

Zástupce ve věcech smluvních a technických: Mgr. Pavel Vančura
mobilní tel. : +420 602 460 994
e-mail : vancura@ekomonitor.cz

Odpořvedný řešitel: Ing. Josef Drahokoupil
mobilní tel. : +420 602 460 991
E-mail : drahokoupil@ekomonitor.cz



Koordinátor projektu:

Ing. Petr Kubizňák

mobilní tel. : +420 602 121 308

e-mail : kubiznak@ekomonitor.cz

Řešitelé:

Mgr. Vojtěch Dobiáš

Ing. Petr Kubizňák

Mgr. Lucie Potočárová

Mgr. Zuzana Trojanová

Ing. Dagmar Bartošová

Telefonní spojení společnosti :

+420 469 682 303-5

Faxové spojení společnosti :

+420 469 682 310

E-mail:

ekomonitor@ekomonitor.cz

Datum: 15. 9. 2011



.....
Ing. Josef Drahekoupil
odpovědný řešitel

**Vodní zdroje Ekomonitor
spol. s r.o.** ①

Pišťovy 820, 537 01 Chrudim III
tel.: 469 682 303-5 fax: 469 682 310
IČO: 150 53 695 DIČ: CZ15053695

.....
Mgr. Pavel Vančura
statutární zástupce

Město Kopřivnice

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 6 – Přední potok

Analýza rizik



Rozdělovník :

Výtisk č. 1 až 6:

město Kopřivnice

Výtisk č. 7:

Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.

Seznam příloh:	7
Úvod	9
1. Údaje o území	11
1.1. Všeobecné údaje	11
1.1.1. Geografické vymezení území	11
1.1.2. Stávající a plánované využití území	11
1.1.3. Základní charakterizace obydlivosti území	12
1.1.4. Majetkoprávní vztahy	12
1.2. Přírodní poměry zájmového území	13
1.2.1. Geomorfologické a klimatické poměry	13
1.2.2. Geologické poměry	14
1.2.3. Hydrogeologické poměry	15
1.2.4. Hydrologické poměry	16
1.2.5. Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě	16
2. Průzkumné práce	17
2.1. Dosavadní prozkoumanost území	17
2.1.1. Základní výsledky dřívějších průzkumných prací na lokalitě	17
2.1.2. Přehled zdrojů znečištění	18
2.1.3. Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů	19
2.1.4. Předběžný koncepční model znečištění	19
2.2. Aktuální průzkumné práce	20
2.2.1. Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací	20
2.2.1.1. Geofyzikální průzkum	21
2.2.1.2. Vrtné práce	22
2.2.1.3. Vzorkařské práce	23
2.2.1.4.1. Metodika a rozsah laboratorních analýz	26
2.2.1.5. Hydrodynamické expresní zkoušky	28
2.2.1.5.1. Základní údaje, cíle HDZ	28
2.2.1.5.2. Specifikace objektů pro HDZ	28
2.2.1.5.3. Technické podmínky realizace HDZ	28
2.2.1.5.4. Postup realizace HDZ	29
2.2.1.5.5. Kontrolní činnost	29
2.2.2. Výsledky průzkumných prací	29
2.2.2.1. Interpretace geofyzikálních měření	29
2.2.2.2. Provedené vrtné práce	30
2.2.2.3. Výsledky laboratorních analýz	33
2.2.2.4. Výsledky hydrodynamických zkoušek (čerpací a stoupací zkoušky)	41
2.2.2.5. Geodetické zaměření	41
2.2.3. Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění	42
2.2.4. Posouzení šíření znečištění	45
2.2.4.1. Šíření znečištění v nesaturované zóně	45
2.2.4.2. Šíření znečištění v saturované zóně	48
2.2.4.3. Šíření znečištění povrchovými vodami	52
2.2.4.4. Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace	52
2.2.5. Shrnutí šíření a vývoje znečištění	56
2.2.6. Omezení a nejistoty	57
3. Hodnocení rizika	58
3.1. Identifikace rizik	58
3.1.1. Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů	58
3.1.2. Základní charakteristika příjemců rizik	59
3.1.3. Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice (aktualizovaný koncepční model)	59
3.1.3.1. Výčet reálných expozičních scénářů	59
3.1.3.2. Výpočet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest	59
3.2. Hodnocení zdravotních rizik	60

3.2.1.	Hodnocení expozice.....	61
3.2.2.	Odhad zdravotních rizik.....	63
3.3.	Hodnocení ekologických rizik.....	67
3.4.	Shrnutí celkového rizika.....	67
3.5.	Omezení a nejistoty.....	67
4.	Doporučení nápravných opatření.....	69
4.1.	Doporučení cílových parametrů nápravných opatření.....	69
4.2.	Doporučení postupu nápravných opatření.....	69
5.	Závěr a doporučení.....	72
	Použitá literatura.....	75

Seznam příloh:

- Příloha č. 1: Situace zájmového území
- Příloha č. 2: Geologické poměry
- Příloha č. 3: Vodohospodářské poměry
- Příloha č. 4: Situace zájmové lokality na podkladě základní mapy 1 : 10 000
- Příloha č. 5: Majetkové poměry
- Příloha č. 6: Situace vrtných a průzkumných prací na podkladě leteckého snímku
- Příloha č. 7.1: Situace magnetometrických měření na podkladě leteckého snímku
- Příloha č. 7.2: Seismické hloubkové a rychlostní řezy
- Příloha č. 7.3: Výsledky odporové tomografie
- Příloha č. 8: Geologická dokumentace vrtných prací
- Příloha č. 9.1.1: Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin
- Příloha č. 9.1.2: Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin
- Příloha č. 9.1.3: Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin
- Příloha č. 9.2: Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemních vod
- Příloha č. 9.3: Odběr vzorků podzemních vod a terénní měření
- Příloha č. 9.4: Výsledky laboratorních analýz vzorků povrchových vod
- Příloha č. 9.5: Výsledky laboratorních stanovení třídy vyluhovatelnosti
- Příloha č. 9.6: Výsledky laboratorního stanovení ekotoxicity
- Příloha č. 9.7: Výsledky laboratorního stanovení sušiny a TOC
- Příloha č. 9.8: Výsledky laboratorního stanovení obsahu pesticidů
- Příloha č. 9.9: Odběr vzorku povrchové vody
- Příloha č. 9.10: Přehledná situace výsledků laboratorních analýz na podkladě leteckého snímku
- Příloha č. 10: Digitální model terénu na podkladě leteckého snímku
- Příloha č. 11: Situace proudového pole podzemní vody v kvartérním kolektoru
- Příloha č. 12: Model mocnosti navážky v metrech od terénu
- Příloha č. 13: Územní plán města Kopřivnice - výřez zájmové oblasti
- Příloha č. 14: Variantní řešení pro monitoring podzemních vod
- Příloha č. 15: Vyhodnocení hydrodynamických zkoušek na hydrogeologickém vrtu HG8-1
- Příloha č. 16: Evidenční list geologických prací
- Příloha č. 17: Toxikologické vlastnosti prioritních kontaminantů
- Příloha č. 18: Protokol o geodetickém zaměření objektů
- Příloha č. 19: Fotodokumentace
- Příloha č. 20: Doklady o odstranění odpadů vzniklých v rámci průzkumných prací
- Příloha č. 21: Certifikáty laboratorních analýz

Přehled použitých zkratk:

Σ	suma
CIU	těkavé chlorované alifatické uhlovodíky
TOL	těkavé organické látky
BTEX	monocyklické aromatické uhlovodíky nehalogenované - benzen, toluen, ethylbenzen a xyleny
Uhlovodíky C₁₀–C₄₀	uhlovodíky obsahující 10 až 40 uhlíkových atomů v molekule
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	polychlorované bifenyly
TOC	celkový organický uhlík
Cl⁻	chloridy
NO₂⁻	dusitany
NH₄⁺	amonné ionty
Fe, Fe²⁺, Fe³⁺	železo, železo dvojmocné, železo trojmocné
Mn²⁺	mangan dvojmocný
CHSK_{Mn}	chemická spotřeba kyslíku - manganistanová metoda
TK	těžké kovy
As	arsen
Cd	kadmium
Cr_{celk}	chrom celkový
Cr⁶⁺	chrom šestimocný
Cu	měď
Hg	rtuť
Ni	nikl
Pb	olovo
Zn	zinek
V	vanad
MP	metodický pokyn
HDZ	hydrodynamické zkoušky
ČZ	čerpací zkouška
SZ	stoupací zkouška
OEŠ	odbor ekologických škod
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
LV	list vlastnictví
U.S. EPA	agentura životního prostředí USA

Úvod

Nástin problematiky, předmět zakázky

Na základě smlouvy o dílo č. 4/2010/OŽP na zpracování projektu města Kopřivnice „Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici“ mezi objednatelem, městem Kopřivnice, a zhotovitelem, Sdružením „Kopřivnice (II)“ (Sdružení firem Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o., BIOANALYTIKA CZ, s.r.o. a Josef Kroutil, zastoupeném vedoucím účastníkem sdružení Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.), zpracoval jmenovaný zhotovitel předloženou analýzu rizik.

Metodika průzkumných prací vycházela z projektové dokumentace zpracované společností UNIGEO a.s., Ostrava ze srpna 2008. Předmětem průzkumných prací byl podrobný geologický průzkum lokality, zaměřený na určení rozsahu tělesa skládky a jeho složení a analýza rizik, jejíž součástí je posouzení vlivu deponovaných materiálů na životní prostředí a zdraví obyvatel.

Riziková analýza byla zpracována v souladu se Zadávací dokumentací, podmínkami Operačního programu Životní prostředí, Oblast podpory 4.2 – Odstraňování starých ekologických zátěží a v souladu se závazným stanoviskem, vydaným dne 17.9.2008 pod č.j.: 60402/ENV/08. Analýza rizik byla dále vypracována ve smyslu Metodického pokynu Ministerstva životního prostředí České republiky č. 12 ze září 2005 (Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území).

Předmětem díla, které bylo technicky definováno zpracovanými podklady a podrobněji vymezeno podmínkami v textové části zadávací dokumentace a výkazem výměr bylo:

- Zpracování prováděcí projektové dokumentace.
K prováděcí projektové dokumentaci bylo dne 6.8.2010 vydáno souhlasné stanovisko OEŠ MŽP pod č.j. 67574/ENV/10.
- Geofyzikální průzkum.
- Vrtné práce.
- Vzorkařské a terénní práce.
- Laboratorní analýzy.
- Geodetické práce.
- Zpracování analýzy rizik pro dané území.

Realizační tým zhotovitele, přehled subdodavatelů

Pro řešení zakázky v rozsahu byl zhotovitelem sestaven následující realizační tým:

Vodní zdroje Ekomonitor spol. spol. s r.o.

Odpovědný (statutární) zástupce:	Mgr. Pavel Vančura Ing. Miloš Čmelík Ing. Jiří Vala Ing. Josef Drahokoupil
Koordinátor projektu :	Ing. Petr Kubizňák

Město Kopřivnice

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 6 – Přední potok

Analýza rizika

Řešitelé: Mgr. Vojtěch Dobiáš
 Ing. Petr Kubizňák
 Ing. Dagmar Bartošová
 Mgr. Zuzana Trojanová
 Mgr. Lucie Potočárová

Nositel odborné způsobilosti projektovat, provádět a vyhodnocovat geologické práce v oborech hydrogeologie a geologické práce – sanace (odpovědný řešitel):
 Ing. Josef Drahekoupil

Vzorkovací a měřičské práce: kolektiv pracovníků pod vedením Bc. Jaromíra Hrachoviny – vedoucího vzorkovací skupiny

BIOANALYTIKA CZ, s.r.o.

Laboratorní analýzy:

Kolektiv pracovníků pod vedením Ing. Evy Novotné, vedoucí zkušební laboratoře a jednatelky společnosti

Josef Kroutil

Vrtné práce:

Kolektiv pracovníků pod vedením p. Josefa Kroutila, majitele firmy.

Na plnění předmětu zakázky se dále podílely i další pracovníci výše uvedených společností.

V rámci zpracování analýzy rizik byly zhotovitelem k subdodavatelským pracím využity subjekty uvedené v následující tabulce.

Tabulka č. 1: Přehled subdodavatelů

Pořadové číslo subdodavatele	Subdodavatel (obchodní firma nebo název/ obchodní firma nebo jméno a příjmení)	IČ (identifikační číslo)	Věcný podíl subdodavatele na plnění veřejné zakázky
1	GEONIKA, s.r.o.	48111767	Geofyzikální práce
2	Laboratoř M O R A V A s.r.o.	25399951	Akreditované laboratorní analýzy dle příslušných platných norem
3	Geodézie Krkonoše s.r.o.	49813081	Geodetické práce
4	GEOSTAR spol. s r.o.	13690337	Geologické práce a laboratorní analýzy dle příslušných platných norem

V rámci prováděných geologických prací byly provedené práce na předmětné lokalitě zaevidovány u České geologické služby – Geofondu ČR pod č. **2112/2010**.

Zájmová lokalita je na základě výsledků AR evidována v databázi SEKM, číslo zátěže **6939006**.

1. Údaje o území

1.1. Všeobecné údaje

1.1.1. Geografické vymezení území

Zájmová lokalita se nachází v extravilánu Mniší (které je místní částí města Kopřivnice), cca 0,5 km SZ od jeho středu. Plocha leží na odlesněném jižním svahu kopce Velová, cca 200 m SZ od kóty Kabuďův vrch (370 m n. m.). Dle archivních údajů a vyhodnocení historických leteckých snímků z doby před zahájením skládkování šlo původně o přírodní terénní depresi, kterou protékaly srážkové vody z vrchu Velová k řece Lubině. Zájmový prostor je tvořen svahem se sklonem k západu až jihozápadu. Nadmořská výška lokality dosahuje 325–360 m n. m.

Plocha bývalé skládky je cca 36 970 m².

Situace zájmového území je graficky znázorněna v **přílohách č. 1 a č. 4**. Fotodokumentace je součástí **přílohy č. 19**.

Správní zařazení zájmového území je uvedeno v tabulce č. 2:

Tabulka č. 2: Správní zařazení zájmového území

Kraj	Moravskoslezský
Okres	Nový Jičín
Obec s rozšířenou působností	Kopřivnice
Obec s pověřeným obecním úřadem	Kopřivnice

1.1.2. Stávající a plánované využití území

Územní plán Kopřivnice byl vydán Zastupitelstvem města Kopřivnice na jeho 21. zasedání, konaném dne 17. 9. 2009, usnesením č. 437, účinnosti nabyt 6. 10. 2009 (pod č. jedn.: 19/2009/SÚP&51852/2009/kvito).

Podle výše uvedeného územního plánu jsou pozemky zahrnující prostor bývalé skládky zařazeny do plochy NZ (neurbanizované – zemědělské), východní zalesněná část skládky u svahu nad řekou Lubinou do NL (neurbanizované – lesní). Změna funkčního využití předmětných pozemků se do budoucna nepředpokládá.

Výřez hlavního výkresu územního plánu je uveden v **příloze č. 13**.

Přehled stávajícího a plánovaného využití kontaminovaného území a přilehlého okolí

Zájmová lokalita se nachází minimálně 300 m od trvalé obytné zástavby. Lokalita není oplocena, je volně přístupná a v současné době je využívána jako kosená louka pro získávání píce. Žádná změna využití vlastní lokality se do budoucna neplánuje. Svah k řece Lubině tvořící čelo skládky je zalesněn a není hospodářsky využíván. Využití okolních pozemků nezasahujících do posuzované skládky je obdobné.

Ochrana přírody a krajiny

Nejbližším velkoplošným chráněným územím je CHKO Beskydy, jejíž hranice se nachází cca 6 km JJZ směrem od zájmové lokality. Nejbližšími maloplošně chráněnými územími jsou NPP Šipka (vápencové skalky s archeologickými nálezy ve Štramberku), PP Váňův kámen na úbočí Bílé hory a PP Travertinová kaskáda v Tiché.

Ve vzdálenosti cca 0,6 km jižně od zájmového prostoru prochází hranice přírodního parku Podbeskydí (rozloha 12 800 ha).

Na území Kopřivnice byly nařízením vlády č. 371/2009 Sb. zařazeny do seznamu Evropsky významných lokalit soustavy NATURA 2000 dvě lokality. Jedná se o lokalitu Červený kámen, která zahrnuje území vrchu „Pískovna“ a části lesních komplexů severního svahu Červeného kamene a dále o lokalitu Štramberk, která mimo jiné zahrnuje území Bílé hory.

Zájmová lokalita není součástí žádných prvků územního systému ekologické stability. Při západní hranici zájmové oblasti prochází lokální biokoridor.

Ochrana vodních zdrojů

Lokalita nezasahuje do ochranných pásem vodních zdrojů ani se v její blízkosti ochranná pásma vodních zdrojů nevyskytují.

1.1.3. Základní charakterizace obydlenosti území

Kopřivnice se nachází v Moravskoslezském kraji, okrese Nový Jičín. V Kopřivnici bylo k datu 1. 1. 2010 evidováno 22892 obyvatel, z čehož bylo 49,18 % mužů (11 259) a 50,82 % žen (11 633). Průměrný věk obyvatelstva je 38,6 let (muži 37,4 let, ženy 39,7 let).

Město Kopřivnici tvoří Kopřivnice a 3 místní části - Lubina, Mniší a Vlčovice, do správního obvodu města Kopřivnice jako obce s rozšířenou působností dále patří města Štramberk a Příbor a obce Kateřinice, Mošnov, Petřvald, Skotnice, Trnávka, Závašice a Ženkla.

Zájmové území se nachází cca 0,5 km SZ od středu Mniší. Nejbližší souvislá obytná zástavba se nachází cca 350 m jihovýchodním směrem od zájmové lokality (mimo směr proudění podzemních vod).

Lokalita je volně přístupná, je zde tedy možný volný pohyb osob, nicméně těleso skládky není v současnosti v terénu patrné, pohyb osob na vlastní ploše skládky lze označit pouze za nahodilý (náhodní návštěvníci).

1.1.4. Majetkoprávní vztahy

V následujících tabulkách č. 3 a č. 4 jsou uvedeny majetkoprávní vztahy pozemků v předmětném území. Katastrální mapa je uvedena v **příloze č. 5**. Všechny pozemky se nacházejí v katastrálním území 697664 Mniší.

Tabulka č. 3: Majetkoprávní vztahy

Parcelní číslo	Výměra (m ²)	Druh pozemku	LV	Vlastník	Adresa
139/1	19 369	Lesní pozemek	29	Ivana Šablaturová	Francouzská 1188/32, Kopřivnice, 742 21
139/2	27 206	Orná půda	29	Ivana Šablaturová	Francouzská 1188/32, Kopřivnice, 742 21
149/2	1 000	Lesní pozemek	29	Ivana Šablaturová	Francouzská 1188/32, Kopřivnice, 742 21
160/1	234 806	Trvalý travní porost	-	-	-

Tabulka č. 4: Tabulka parcel se souhlasy ve zjednodušené evidenci

Parcelní číslo	Výměra (m ²)	LV	Vlastník	Adresa
PK 146 součástí KN 160/1	49 419	421	Dagmar Bortlová	Dolní 509, Štramberk, 742 66
PK 149 součástí KN 160/1	15 710	421	Dagmar Bortlová	Dolní 509, Štramberk, 742 66
PK 150 součástí KN 160/1	978	421	Dagmar Bortlová	Dolní 509, Štramberk, 742 66
PK 152 součástí KN 160/1	878	99	Čestmír Černošek	Mniší 100, Kopřivnice, Mniší, 742 21
PK 153 součástí KN 160/1	4 273	99	Čestmír Černošek	Mniší 100, Kopřivnice, Mniší, 742 21
PK 154 součástí KN 160/1	3 176	99	Čestmír Černošek	Mniší 100, Kopřivnice, Mniší, 742 21

1. 2. Přírodní poměry zájmového území

1.2.1. Geomorfologické a klimatické poměry

Zájmová lokalita je podle Demka [1] součástí geomorfologického okrsku Libhošťská pahorkatina, která spadá do podcelku Příborská pahorkatina, celku Podbeskydská pahorkatina, která je součástí oblasti Západobeskydské podhůří v subprovincii Vnější Západní Karpaty a provincii Západní Karpaty. Regionálně spadá území do Alpsko-himalájského systému. Libhošťská pahorkatina se nachází ve střední části Příborské pahorkatiny. Jedná se o plochou pahorkatinu úpatního typu. Vyskytují se zde flyšové jílovce, jíly, pískovce slezského a žďánicko-podslezského příkrovu, dále pak vyvěliny těšínitů, miocenní sedimenty a glacialakustrinní sedimenty sálského zalednění. Oblast je charakteristická svým erozně denudačním reliéfem s výraznými suký na odolnějších horninách, periglaciálními tvary, říčními terasami a širokými údolními nivami. Typická je také nízká míra zalesnění v tomto geomorfologickém okrsku, mezi lesními porosty pak převažují smrkové kultury.

Podle Quitta [2] je zájmová lokalita součástí mírně teplé klimatické oblasti MT9. Průměrná červencová teplota dosahuje 17–18 °C, průměrná lednová teplota je –3 až –4 °C. Po období 140–160 dní v roce se průměrná denní teplota vyskytuje nad hodnotou 10 °C, 110–130 dní je teplota pod bodem mrazu. Sněhová pokrývka se v průměru drží na zemském povrchu po dobu 60–80 dní v roce. Úhrn srážek dosahuje hodnoty 650–750 mm/rok, přičemž většina srážek spadne ve vegetačním období (400–450 mm), v zimním období spadne v průměru 250–300 mm.

1.2.2. Geologické poměry

Zájmová oblast se z pohledu regionální geologie nachází ve flyšovém pásmu Vnějších Západních Karpat. Horniny flyšového pásma jsou tvořeny příkrovy slezské a podslezské jednotky, které jsou nasunuty na autochtonní výplň miocenní předhlubně a dále na varijské podloží, které je tvořeno horninami Českého masívu.

Varijské podloží je tvořeno hrušovickými vrstvami (namur A) svrchního karbonu v ostravském souvrství. Povrch těchto sedimentů (pískovce) se nalézá na úrovni cca 300 m n. m. Karbonské horniny jsou překryty horninami vněkarpatských příkrovů.

Vněkarpatské příkrovy jsou zastoupeny frýdeckými vrstvami stupně turon-maastricht (svrchní křída) spadající do podslezské jednotky a dále souvrstvím bašským (stupeň apt – alb spodní křída) a těšínsko-hradištským (chlebovické vrstvy; apt – alb spodní křída), které jsou součástí slezské jednotky.

Frýdecké vrstvy jsou zastoupeny šedými vápnitými jílovci a občasným výskytem pískovců a slepenců. Bašské souvrství tvoří převážně pískovce, silicity, vápence a jílovce, přičemž horninami těšínsko-hradištských vrstev jsou jílovce, pískovce, slepence a vápence.

Mezozoické horniny vycházejí místy na povrch ve formě výchozů, většinou však zůstávají překryty kvartérním pokryvem, který dosahuje proměnlivé mocnosti. Složení kvartérních sedimentů je pestré – vyskytují se zde sedimenty geneze eolické, fluviální, deluviální, glaci-fluviální až po lakustrinní. Mezi nejrozšířenější kvartérní sedimenty patří naváté sprašové hlíny svrchního pleistocénu, dále pak písky a štěrky, kterým dalo vznik sálské zalednění Českého masívu ve středním pleistocénu. Na úbočí svahů se vyskytují deluviální sedimenty, které jsou zastoupeny hlinito-kamenitými sedimenty. v oblastech vodních toků se vyskytují sedimenty fluviálně podmíněné, jsou to obzvláště hlína, písek a štěrk holocenního stáří.

Přirozený vrstevní sled sedimentů je místy narušen antropogenní aktivitou ve formě deponace navážek.

Vlastní skalní podloží je na lokalitě tvořeno frýdeckými, popř. bašskými vrstvami karpatského flyše (jílovce až prachovce). Kvartérní pokryv lokality (neovlivněný antropogenní činností) budují především holocenní deluviální hlíny, pod kterými jsou uloženy eluviální hlíny podložních hornin. Na lokalitě nebyly v minulosti prováděny žádné vrtné práce.

Upřesnění lokálních geologických poměrů zájmové lokality na základě výsledků provedených průzkumných prací

Geologický profil průzkumných nevystrojených sond a vystrojených hydrogeologických vrtů je v nejsvrchnějších partiích (max. do 0,5 m) tvořen humózní vrstvou a hlínou. V hydrogeologických vrtech je pod humózní vrstvou kvartérní jíl s vysokou plasticitou. Ve vrtu HG6-2 se navíc vyskytuje i rezavohnědý jílovitý písek. Pod těmito vrstvami byl zastižen křídový, mírně zvětralý jílovec.

V nevystrojených sondách S6-1 až S6-12 byla pod humózní vrstvou zastižena antropogenní navážka, která měla největší mocnost 13 m v nevystrojené sondě S6-1. Tato navážka je tvořena černými slévarenskými písky a odlitky. V ostatních nevystrojených sondách byla mocnost navážky max. 5 m, v nevystrojené sondě S6-11 byla 11 m. Pod navážkou byl povětšinou zastižen kvartérní jíl s vysokou plasticitou a pod ním křídový jílovec. V sondě S6-3 byl zastižen kvartérní slínovec v hloubce 3,8 m.

Geologické poměry v oblasti města Kopřivnice jsou znázorněny v **příloze č. 2**, průběh geologického řezu je znázorněn v **příloze č. 6**.

Geologická dokumentace včetně geologického řezu lokalitou jsou součástí **přílohy č. 8**.

1.2.3. Hydrogeologické poměry

Z hydrogeologického hlediska [3] spadá oblast Kopřivnice a jejího blízkého okolí do hydrogeologického rajonu 3213 – Flyš v mezípodí Odry.

Podzemní voda je v oblasti soustředěna především na kvartérní sedimenty a svrchní část přípoверхového rozpojení flyšoidních sedimentů. Převládá především mělký oběh podzemní vody s volnou hladinou. Propustnost kvartérních sedimentů je průlinová, propustnost podložních hornin je průlino-puklinová. v nivě řeky Lubiny se vyskytuje průlinový kolektor holocenních fluviálních sedimentů údolních niv. Jsou to písčité hlíny a štěrky s nízkou až střední hodnotou transmisivity ($2,2 \cdot 10^{-5}$ – $2,3 \cdot 10^{-4}$ m²/s). Kvartérní glacigenní sedimentace glacifluviálních písků, písčitých štěrků a písčitých tillů bazální morény vytváří lokální kolektory. Koeficient transmisivity se pro tyto kolektory pohybuje v řádu $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-4}$ m²/s. Sprašové hlíny, které jsou v nadloží, vykazují velmi nízké až nízké hodnoty transmisivity (s hodnotami $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-4}$ m²/s). Regionální izolátor (T $1 \cdot 10^{-6}$ – $1 \cdot 10^{-5}$ m²/s) v oblasti tvoří frýdecké vrstvy, které vyplňují centrální část a oblast okolo obce Mniší. Na jv. a jz. oblasti tvoří horské části převážně bašské souvrství a chlebovické vrstvy, které vykazují velmi nízké až nízké hodnoty transmisivity (s hodnotami $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-4}$ m²/s).

Chemický typ podzemních vod je Ca–Mg–HCO₃–SO₄ s celkovou mineralizací 0,3–1 g/l.

Předpokládáme, že na lokalitě není vyvinuto kvartérní zvodnění. Srážková voda infiltruje přes deluviální a eluviální sedimenty na nepropustné jílovce, po kterých stéká souhlasně se sklonem vrstev k ZJZ, s drenáží do toku Lubiny. Podél toku Lubiny se vytváří mělké zvodnění vázané na fluviální písčité štěrky.

Upřesnění lokálních hydrogeologických poměrů zájmové lokality na základě výsledků provedených průzkumných prací

V hydrogeologických vrtech HG6-1 a HG6-2 byla hladina podzemní vody zastižena v hloubce 2,9, resp. 3,5 m. V prvním případě byla hladina zastižena v křídovém, silně zvětralém jílovcu, ve druhém v kvartérním vysoce plastickém jílu. Hydrodynamické zkoušky byly prováděny na vrtu HG6-2 a výsledný koeficient filtrace byl $1,1 \cdot 10^{-5}$ m/s a transmisivita $6,9 \cdot 10^{-4}$ m²/s. Podle Jetela (1980) jsou okolní horniny dosti silně propustné. Depresní kužel (potenciální ovlivnění výšky hladiny) sahal do vzdálenosti 11,9 m.

Situace proudového pole je znázorněna v **příloze č. 11**.

1.2.4. Hydrologické poměry

Zájmové území je odvodňováno Lubinkou, číslo hydrologického pořadí 2-01-01-136/0, která tvoří drenážní bázi pro povrchové a podzemní vody. Velikost dílčího povodí je 6,396 km². Oblast spadá pod povodí 3. řádu Odry po Opavu a oblast povodí Odry. Lubinka se vlévá do řeky Lubiny cca 150 m SZ od zájmové lokality. Specifický odtok je podle mapy 1:500 000 Regiony povrchových vod v ČR (Vlček, 1971) v rozmezí 10–15 l/s/km. Oblast spadá do regionu III-A-4-d, který představuje region středně vodný, s velmi malou retenční schopností a vysokým koeficientem odtoku. Lokalita se podle Základní vodohospodářské mapy ČR 1:50 000, list 25-21 Nový Jičín nevyskytuje v blízkosti ochranných pásem vodních zdrojů.

Vodohospodářské poměry zobrazuje **příloha č. 3**.

1.2.5. Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě

Z výsledků chemických analýz prováděných v rámci předkládané analýzy rizik náleží podzemní vody, odebrané z objektů na lokalitě, k chemickému typu: Ca-Mg-HCO₃¹. Vodivost podzemních vod se pohybuje v rozmezí 608–83 μS/cm, hodnoty pH odpovídají neutrálním podmínkám. Hodnoty oxidačně-redukčního potenciálu podzemních vod odráží podmínky od silně redukčních (hodnota Eh: -287,2 mV) k oxidačním (hodnota Eh: 113,4 mV). Na lokalitě je ověřený výskyt naražené hladiny podzemní vody soustředěný v hloubce 1,5–5,5 m pod úrovní terénu. Směr proudění podzemní vody je k Z. Drenážní bázi je tok řeky Lubiny.

V nadloží skládkového materiálu se vyskytuje humózní vrstva, která zasahuje do hloubky prvních desítek centimetrů. Pod touto vrstvou se vyskytuje antropogenní navážka tvořená hnědou jílovitou hlínou (někdy smíchanou se zbytky stavebního odpadu), pod kterou je deponován skládkový materiál tvořený nejčastěji černým slévárenským pískem. Místy byl identifikován také komunální odpad s kusy igelitu dále pneumatiky, železo, sklo, hliníkové a šamotové formy a stavební odpad. Mocnost skládkového materiálu kolísá od 0,3 m do 13,5 m, přičemž vzrůstá směrem k Z, tedy k okraji srázu vedoucí k řece Lubině. Navážkový materiál je uložen v jílovitě zemině a podloží skládky tvoří plastický jíl. Tento materiál vykazuje vysokou sorpční kapacitu, která má vliv na imobilizaci především anorganických kontaminantů.

¹ ionty reprezentující chemický typ vody byly určeny na základě překročení 20 % ekvivalentu jejich koncentrace

2. Průzkumné práce

2.1. Dosavadní prozkoumanost území

2.1.1. Základní výsledky dřívějších průzkumných prací na lokalitě

Dle dostupných historických údajů nebyly na lokalitě do doby zpracování předložené analýzy rizik prováděny žádné průzkumné práce.

Předmětná lokalita byla v minulosti využívána jako skládka průmyslových, stavebních i komunálních odpadů, které postupně zaplnily terénní depresi (erozní rýhu, kterou v dešťovém období protékaly dočasné vodoteče) na odlesněném jižním svahu kopce Velová, směřující ke srázu nad korytem řeky Lubiny.

V současné době tvoří povrch bývalé skládky z větší části zemědělsky obdělávané pozemky – louky. Pouze na západním okraji zasahuje těleso bývalé skládky svým čelem do srázu, lemující koryto řeky Lubiny. Ze severovýchodní strany byla původně vymezená plocha skládky ohraničena místní komunikací Mniší – Vetřkovice. Na základě výsledků geofyzikálního průzkumu a modelu mocnosti navážky byla severovýchodní hranice skládky posunuta o cca 100 m jihozápadně od této komunikace. Západně až jihozápadně od tělesa skládky protéká řeka Lubina (cca 120 m od čela skládky pod prudkým svahem).

Morfologicky není těleso bývalé skládky, s výjimkou jejího čela, patrné. Ohraničení skládky na jejích delších stranách a severovýchodním čele není v terénu vůbec patrné. Na čele skládky, které je ukončeno prudkým srázem s převýšením cca 20–25 m, jsou na povrchu terénu zřetelné zbytky po ukládání odpadů. Tento prostor je pokryt lesním porostem. Byly zde nalezeny stavební odpady, slévárenské odpady, plasty, pneumatiky, kovové odpady a ojediněle i zbytky komunálních odpadů, které ovšem nemusí souviset s historickým skládkováním. Mocnost uložených odpadů nebyla z terénní rekognoskace jasně zřejmá, předpoklad výrazného zvýšení mocnosti skládky směrem k ústí deprese do strže byl průzkumnými pracemi jednoznačně prokázán.

Prostor bývalé skládky je odvodněn drenážním systémem ve směru SV–JZ, revizní šachtice drenážního systému, nacházející se cca 40 m severovýchodně od čela skládky, má hloubku přibližně 4 m od úrovně současného terénu, což v tomto místě koresponduje s mocností skládkového tělesa.

V 80. letech 20. století byl na danou skládku (mimo prostor čela skládky) proveden návoz cca 0,4 m ornice (obdobně jako u lokality 5), plocha skládky byla zapojena do zemědělsky obdělávané půdy. Prostor čela skládky ve srázu k řece Lubině v lesním terénu byl ponechán bez úpravy.

Podobně jako u lokality č. 5 (nacházející se cca 130 m SZ směrem) byl potvrzen předpoklad, že srážková voda infiltruje přes deluvia a eluvia a zastavuje se na nepropustných terciérních jílovcích frýdecké vrstvy, po nichž stéká ve směru sklonu terénu do údolní nivy Lubiny. V oblasti nivy řeky Lubiny jsou kolektorem podzemní vody fluvialní šterky. Směr proudění podzemní vody na lokalitě odpovídá směru spádu terénu, tedy k západu do nivy řeky Lubiny.

U předmětné lokality lze předpokládat obdobný vývoj skládkování jako u lokality č. 5., tzn., že šlo původně o terénní depresi, do které byly ukládány zejména v 70. a poč. 80. let 20. století průmyslové, stavební a zřejmě i komunální odpady. Dle pamětníků zde bylo ukončeno ukládání odpadů před rokem 1984, kdy byla lokalita zavezena ornici a předána k zemědělskému využití.

Aktualizovaná kubatura navážky z průzkumu v období 2010–2011 byla modelem mocnosti navážky stanovena na 99 000 m³.

Z výsledků geofyzikálních měření je plošný rozsah skládky mírně odlišný od původního předpokladu a je patrné, že původní údolí se rozkládalo ve směru Z–V. Plošný rozsah se od původního příliš nemění – původní rozloha 31 700 m² byla navýšena na 36 970 m². Hloubkový dosah skládkového materiálu, uváděný ve výsledcích z geofyzikálního měření, nebyl zcela v souladu s terénní rekognoskací a předpokládalo se, že strmost stěn směrem k původnímu dnu koryta byla výrazně vyšší. Tento předpoklad byl vrtnými pracemi potvrzen.

Na lokalitě byla dne 8.9.2010 odvrtna nevystrojená sonda do hloubky 13 metrů. Geologická dokumentace této sondy je součástí **přílohy č. 8**. Sondou **S6-1** se nepodařilo provrtat skládkový materiál až na podloží, jelikož při vrtání došlo ke zborcení stěn sondy jejímú zasypání v důsledku navrtání skládkového materiálu, respektive pneumatiky. Po navrtání pneumatiky se nepodařilo sondu propažit a došlo ke zborcení jejích stěn.

Sondou **S6-1** byl zastižen následující profil:

0,00–0,10 m	humózní vrstva, černohnědý humózní drn
0,10–0,90 m	jíl s vysokou plasticitou, hnědý, konzistence tuhá
0,90–8,80 m	navážka černá, tvořená škvárou, slévárenským pískem a stavebním odpadem
8,80–13,00 m	navážka, tvořená černým plastickým kalem

Sondu S6-1 se v následné etapě vrtných prací podařilo dokončit, přičemž dno skládkových materiálů bylo ověřeno na úrovni 13,40 m. Popis viz geologická dokumentace **příloha č. 8**.

2.1.2. Přehled zdrojů znečištění

Vznik ekologické zátěže na lokalitě 6 – Přední potok, pravděpodobně souvisí s ukládáním tuhých komunálních odpadů z Kopřivnice a činností podniku TATRA Kopřivnice. Jediným zdrojem kontaminace skládky je vlastní neodborné ukládání komunálních, stavebních a slévárenských odpadů. K největšímu ukládání odpadů na lokalitě 6 – Přední potok docházelo přibližně v 70. letech 20. století. Jedná se o písčité kaly s příměsí stavebního odpadu (cihly, beton, železo, keramika), komunálního odpadu (PVC fólie, gummy, textilie, sklo) a slévárenské formy.

2.1.3. Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů

Sestavení seznamu látek potencionálního zájmu vycházelo zejména z informací od pamětníků a správních orgánů uvedených v zadávací dokumentaci.

Hlavními kontaminanty, podle výsledků aktuálních průzkumných prací přesahující úroveň přirozeného pozadí na lokalitě, jsou zejména uhlovodíky C₁₀–C₄₀, polycyklické aromatické uhlovodíky, chlorované uhlovodíky, BTEX a některé těžké kovy.

V rámci průzkumných prací byly dále sledovány obsahy řady dalších látek (kyanidy, PCB) a prováděna terénní měření. Dále rozšířená stanovení v podzemních vodách sloužila k posouzení průběhu atenuačních procesů na lokalitě a na zjištění základních fyzikálně-chemických vlastností podzemních vod na lokalitě.

Fyzikálně-chemické charakteristiky látek potenciálního zájmu jsou uvedeny v příloze č. 17.

2.1.4. Předběžný koncepční model znečištění

V rámci zpracování analýzy rizik jsou zvažovány možné transportní cesty a expoziční scénáře, které připadají v úvahu při hodnocení rizika pro posuzovanou lokalitu. Následující tabulka obsahuje soupis všech uvažovaných expozičních cest, pro které byl uvažován rozsah prací v analýze rizik. Místem možného úniku kontaminantů je prostor bývalé skládky. Cílovým bodem průniku je řeka Lubina.

Tabulka č. 5: Předběžný koncepční model

Expoziční cesta č.	Ohnisko znečištění	Transportní cesta	Příjemce rizik	Poznámka
1	Bývalá skládka	Průsaky srážkové vody, výluhy ze skládky a jejich rozpouštění do srážkové vody → transport průsakovou vodou → povrchové vody	Řeka Lubina, vodní a lesní ekosystémy	Řeka Lubina se nachází cca 100 m od čela skládky
2	Bývalá skládka	Průsaky srážkové vody, výluhy ze skládky a jejich rozpouštění do srážkové vody → transport průsakovou vodou → fluvialní šterky Lubiny, infiltrace do toku	Řeka Lubina, vodní a lesní ekosystémy	Řeka Lubina se nachází cca 100 m od čela skládky
3	Bývalá skládka	Emise plynů a prachu (případně přímý kontakt s odpady na povrchu terénu) → splachy → vodní ekosystémy	Poškození vegetačního krytu, dále náhodní návštěvníci lokality a zvířata pohybující se v prostoru skládky - expozice ingescí, dermální a inhalační	Těleso skládky je volně přístupné

Předpokládanými migračními cestami byly zejména vymývání kontaminantů ze znečištěné nesaturované zóny (skládkového tělesa) srážkovými vodami přímo do řeky Lubiny, případně do fluvialních štěrků údolní nivy řeky Lubiny s následnou infiltrací do toku. Potenciálními příjemci rizik byly lesní a vodní ekosystémy, náhodní návštěvníci lokality, případně zemědělské plodiny (tráva) pěstované na lokalitě.

Základem předběžného koncepčního modelu byla tabulka č. 5 se soupisem všech uvažovaných expozičních cest, které byly uvažovány v rámci analýzy rizik.

2.2. Aktuální průzkumné práce

2.2.1. Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací

Cílem aktuálních průzkumných prací bylo zdokumentovat stávající úroveň kontaminace nesaturované a saturované zóny horninového prostředí na lokalitě a identifikovat transportní cesty, jimiž se kontaminace může z ohniska znečištění šířit do okolí.

Souhrnně byl průzkum zaměřen zejména na tyto polutanty:

V zemině

uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX CIU, těžké kovy (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn), kyanidy, PCB

V podzemní vodě

uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX CIU, těžké kovy (As, Cd, Cr, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), kyanidy, pesticidy.

V podzemních vodách byl u vybraných vzorků dále proveden „kompletní“ chemický rozbor pro stanovení základních parametrů pro posouzení míry atenuačních procesů a zjištění základních chemických ukazatelů kvality podzemních vod v rozsahu sírany, dusičnany, Fe (celkové, dvojmocné, trojmocné), Mn, Ca, Mg, K, Na, KNK_{4,5}, ZNK_{8,3}, fosforečnany, tvrdost, barva, zákal, hydrogenuhličitany, CO₂ volný, TOC, CHSK_{Mn}.

Při odběrech podzemních vod bylo před ukončením čerpání z každého objektu provedeno terénní měření ukazatelů pH, teploty, oxidačně-redukčního potenciálu (Eh), rozpuštěného O₂ a vodivosti.

Výběr sledovaných polutantů byl proveden na základě identifikace možných zdrojů kontaminace a zadávací dokumentace.

V rámci průzkumných prací byly provedeny následující práce a činnosti:

- Podrobná rešerše dostupných archivních materiálů a terénní rekognoskace (podklady od objednatele, Geofondu ČR apod.)
- Zpracování a schválení prováděcí projektové dokumentace
- Geofyzikální průzkum
- Vrtné práce
- Odběry vzorků zemin, podzemních a povrchových vod, odpadů

- Laboratorní analýzy odebraných vzorků
- Expresní hydrodynamické zkoušky
- Geodetické zaměření nových a stávajících HG objektů a profilů povrchové vody

Veškeré vzorkovací, měřičské a analytické práce byly provedeny podle vnitřních metodických pokynů zpracovatele, které vycházejí z obecně platných předpisů a norem, známých znalostí a zkušeností a běžně používaných postupů v ČR. Analytická stanovení byla provedena ve státem akreditované laboratoři Bioanalytika CZ, s.r.o., v Laboratoři Morava, s.r.o. a Geostar spol. s.r.o. (zrnitost), dle obecně platných předpisů, uvedených na protokolech laboratorních rozborů.

2.2.1.1. Geofyzikální průzkum

2.2.1.1.1. Metodika geofyzikálního průzkumu

V souladu s realizační dokumentací byl geofyzikální průzkum proveden firmou GEONIKA, s.r.o. v červenci a srpnu 2010. Komplex použitých geofyzikálních metod vycházel z požadavku zjistit zejména

- plošný rozsah skládky,
- určit mocnost a charakter skládkového materiálu v profilech P1 až P4.
- Na základě mapy totálního vektoru magnetického pole a vertikálního gradientu byl vymezen plošný rozsah skládky. Plošné vymezení skládky podle magnetometrie je vyznačeno v **příloze č. 7.1**
- Na profilech P175, P275 a P500 byla realizována metoda MRS (mělká refrakční seismika) a na profilech P175, P225, P275, P325, P375 a P500 metoda OT (odporová tomografie). Situace změřených profilů je součástí **přílohy č. 7.1**.

MAGNETOMETRIE (MG)

Magnetometrie citlivě reaguje na přítomnost magnetizovaných materiálů. V případě skládek má každý cizorodý materiál, který je naven na původní terén, odlišné magnetické vlastnosti než okolní horniny. Pomocí magnetometrie je tak jednoznačně zjištěn plošný rozsah skládky. Měřeno bylo protonovým magnetometrem OMNI PLUS kanadské firmy Scintrex s krokem 10 m na profilech vzdálených 50 m, ale měřeno bylo ve dvou kolmých směrech. V každém bodě byla změřena hodnota totálního magnetického pole T [nT] a vertikálního gradientu mezi dvěma sensory 1 m nad sebou.

Celkem bylo na lokalitě změřeno 249 bodů. Výsledky magnetometrie jsou prezentovány formou mapy totálního vektoru magnetického pole T v **příloze č. 7.1**.

MĚLKÁ REFRAKČNÍ SEISMIKA (MRS)

Úkolem mělké refrakční seismiky bylo sledovat reliéf podloží, rozložení seismických rychlostí v pokryvu a podloží a odlišit horniny na základě jejich pevnosti – v případě skládek je skládkový materiál charakterizován velmi nízkými seismickými rychlostmi.

Při měření MRS byla použita 24-kanálová aparatura TERRALOC Mk6 (Švédsko), seismická energie byla vzbuzována úderem kladiva. Byla použita modifikace vstříčných úderů s přístřelou, středovým úderem a úderem ve čtvrtinách roztažení, tj. na seismickém roztažení byla provedena registrace ze sedmi bodů. Seismický signál byl snímán geofony SM-4 vzdálenými vzájemně od sebe 4 m, maximální délka jednoho seismického roztažení činila 92 m. Na skládce bylo na profilech P175, P275 a P500 změřeno celkem 276 m.

Při interpretaci seismických refrakčních měření byla použita metoda T_0 pro gradientový model prostředí, neboť se na změřených hodochronách² projevovala sbíhavost jako důsledek postupného nárůstu rychlosti v podloží s hloubkou. Pro gradientový model prostředí s lineárním vertikálním gradientem rychlosti v podloží je výstupem interpretace v každém měřeném bodě hloubka seismického refrakčního rozhraní, seismická rychlost v pokryvu a seismická rychlost na povrchu interpretovaného rozhraní. V tzv. hloubce maximálního průniku seismického paprsku byla vypočtena v několika bodech rychlost šíření seismických vln v této hloubce. Tyto body dovolují sestavit rychlostní řez (Gürtler 1988).

Hloubkový a rychlostní seismický řez umožňuje získat základní přehled o mělké geologické stavbě. Materiál skládky a kvartérní sedimenty mají nízké seismické rychlosti (řádově stovky m/s), podložní horniny mají seismické rychlosti většinou v rozmezí 1 600 – 3 200 m/s. Seismické řezy jsou prezentovány v **příloze č. 7.2.** v měřítku 1 : 625 / 625.

ODPOROVÁ TOMOGRAFIE (OT)

Multielektrodové odporové uspořádání neboli odporová tomografie (OT) je moderní geoelektrická metoda, která kombinuje poloautomatickým způsobem elektrické sondování a profilování. Při terénním měření je položen speciální kabel a připojen k velkému počtu elektrod. Řídící jednotka se pak podle zvolené metody automaticky připojuje postupně k elektrodám a na vybraných párech elektrod měří el. napětí a proud. Tak proměří všechny možné páry a rozestupy zvolené metody a data uloží do paměti přístroje. V tomto případě bylo měřeno systémem Schlumberger, citlivým na subhorizontální struktury – skládka a kvartérní sedimenty. Pro měření byla použita aparatura ARES firmy GF Instruments (Česká republika, Brno). Na skládce bylo na profilech P175, P225, P275, P325, P375 a P500 změřeno celkem cca 540 m.

Měřená data byla převedena do počítače a zpracována softwarem RES2DINV (Geotomo Software, Malaysia). Pomocí tohoto programu se jednak provádí editace dat, jednak řeší inverzní úloha v 2D prostoru. Vzniká tak vertikální odporový řez (**přílohy č. 7.3 a 7.4**), který ukazuje rozložení měrných odporů pod povrchem. Uvedené geoelektrické řezy poskytují odporový obraz pod proměřenými profilemi, z něhož lze přibližně odvodit litologické složení hornin.

2.2.1.2. Vrtné práce

Za účelem vymezení rozsahu skládky a získání bližších informací o geologickém podloží skládky bylo vyhotoveno dvanáct průzkumných sond řady S6.

² křivka udávající závislost doby šíření seismické vlny určitého typu na vzdálenosti od epicentra

Pro získání údajů o úrovni podzemní vody a ověření míry kontaminace saturované zóny horninového prostředí byly dále vybudovány tři vystrojené hydrogeologické vrty HG6-1 až HG6-3 a odběr podzemní vody byl rovněž proveden z dočasně vystrojené sondy S6-1. Jednotlivé vrty byly situovány na základě výsledků geofyzikálního průzkumu a posouzení hydrogeologických podmínek na lokalitě, přičemž jednotlivé objekty byly situovány především v bezprostředním okolí ohniska a ve směru proudění podzemních vod.

Přehled veškerých vrtných prací je uveden v tabulce č. 6. Geologická dokumentace je součástí **přílohy č. 8** a Evidenční list geologických prací je uveden v **příloze č. 16**.

Tabulka č. 6: Přehled vrtných prací

Označení vrtu	Typ vrtu	Hloubka vrtu (m p.ú.t.)	Vrtný průměr (mm)	Výstroj vrtu (materiál/průměr mm)
HG6-1	hydrogeologický	3,5	196/156	PVC 110/2,2 mm
HG6-2	hydrogeologický	10	195/175	PVC 110/2,2 mm
HG6-3	hydrogeologický	10	196/156	PVC 110/2,2 mm
S6-1	nevystrojený	13	196/156	-
S6-2	nevystrojený	2	196	-
S6-3	nevystrojený	4	196	-
S6-4	nevystrojený	3	196	-
S6-5	nevystrojený	5	196/156	-
S6-6	nevystrojený	4	196	-
S6-7	nevystrojený	5	196	-
S6-8	nevystrojený	3	196	-
S6-9	nevystrojený	4	196	-
S6-10	nevystrojený	5	196	-
S6-11	nevystrojený	12	196/156	-
S6-12	nevystrojený	5	196	-

2.2.1.3. Vzorkařské práce

V rámci průzkumných prací byly odebrány vzorky zemin, podzemních a povrchových vod a vzorky ukládaných odpadů.

Veškeré vzorkařské práce byly prováděny v souladu s metodickým pokynem MŽP – Vzorkovací práce v sanační geologii (prosinec 2006).

2.2.1.3.1. Metodika a rozsah odběrů vzorků zemin

Pro účely identifikace plošného a hloubkového rozsahu znečištění tělesa a okolí skládky byly realizovány odběry vzorků zemin z předem vytyčených nevystrojených sond a vystrojených hydrogeologických vrtů.

Ze čtyř nevystrojených sond bylo odebráno po jednom vzorku zeminy (celkem 4 ks zemin), u zbylých osmi sond bylo odebráno po dvou vzorcích zeminy z vrstvy navážek a z podložní vrstvy (celkem 16 ks zemin). Odběry byly přizpůsobeny litologii a senzorickým vjemům, indikující znečištění. Vzorky zemin byly analyzovány na vybrané organické a anorganické parametry (viz následující kapitola). Pro tyto účely bylo z nevystrojených sond odebráno celkem 20 ks vzorků zemin.

U vybrané sondy (S6-10), která byla umístěna přímo v tělese skládky, byl navíc proveden odběr vzorků zemin na stanovení třídy vyluhovatelnosti (dle vyhl. 294/2005 Sb.) a TOC v sušině z důvodu možnosti posouzení uložení odpadů na skládku S – ostatní odpad. Z uvedené sondy bylo odebráno po 2 vzorcích zemin – první přímo z tělesa skládky, druhý z horizontu pod ním. Vzorek z podložního horizontu byl odebrán z důvodu posouzení vlivu znečištění, pocházejícího ze skládky, na navazující horninové prostředí. Celkem byly pro tyto účely odebrány 2 ks vzorků zemin.

Dále byl z tělesa skládky (ze sondy S6-9) odebrán 1 vzorek na stanovení testu ekotoxicity z důvodu posouzení nebezpečnosti uložených odpadů a jejich možného vlivu na rostliny, rostoucí na vrstvě zemin, které překrývají uložené odpady.

Z každého vystrojeného hydrogeologického vrtu bylo odebráno po 2 vzorcích zemin. Vzorky byly odebrány ze 2 horizontů. Celkem bylo z vystrojených vrtů pro tyto účely odebráno 6 ks vzorků zemin. Odběry byly přizpůsobeny litologii a senzorickým vjemům, indikujícím případné znečištění. Vzorky zemin byly analyzovány na vybrané organické a anorganické parametry (viz následující kapitola). Dále byly u vystrojených vrtů odebrány 3 vzorky zemin z horizontu kolektoru podzemní vody a nadložní vrstvy pro provedení zrnitostních rozborů pro orientační stanovení hydraulických parametrů zemin.

V rámci lokality bylo analyzováno celkem 26 vzorků zemin na chemické parametry (anorganické a organické). Z toho 26 vzorků zemin bylo analyzováno v rozsahu uhlovodíky C₁₀–C₄₀, těžké kovy (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn), 13 vzorků na stanovení obsahu PAU, kyanidů, BTEX a CIU.

U dalších 2 vzorků zemin byly provedeny analýzy na stanovení vyluhovatelnosti a TOC v sušině. U 1 vzorku zeminy byl proveden test ekotoxicity. U 3 vzorků zemin z vystrojených vrtů byla provedena granulometrická analýza.

Tabulka č. 7: Celkový rozsah vrtných prací a odběrů zemin

Aktivita	Množství
Nevystrojené sondy	základní síť – 12 ks (označení S6-1 až S6-12)
Hloubka sond / celková metráž	2–13 m / 65 bm
Počet vzorků zemin	20
Rozsah analýz	20 – Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , TK; 11 – PAU, CN ⁻ , BTEX, CIU; 2 – vyluhovatelnost II. tř., TOC, PCB; 1 – ekotoxicita
Vystrojené vrtů	3 ks (označení HG6-1 až HG6-3)
Hloubka vrtů / celková metráž	3,5–10 m / 23,5 bm
Počet vzorků zemin	6
Rozsah analýz	6 – Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , TK; 2 – CN ⁻ , PAU, BTEX, CIU; 3 – granulometrie

Vzorkovnice byly plněny zeminou tak, až byly zcela zaplněny. Manipulace se vzorkovnicemi byla omezena na minimální technologicky nezbytnou dobu mimo dosah vnějších zdrojů kontaminace. Vzorky zemin byly dobře uzavřeny a chráněny před účinky světla a tepla v chladicím boxu (2–5°C) a následně dopraveny do zpracovatelské laboratoře.

Odebrané vzorky byly opatřeny štítkem, na kterém byla napsána lokalita, označení vzorku a čas odběru. Do laboratoře byly vzorky předány s předávacím protokolem a s protokolem o odběru vzorků, ve kterém byl vyplněn název lokality, číslo zakázky, důvod odběru vzorků, označení vzorku, čas odběru, popis místa odběru, způsob odběru vzorků, popis odběrového objektu, průměr vzorkovaného objektu, hloubka objektu, hloubka odběru vzorků, měření na místě (geologický popis, pach, barva), konzervace vzorku při odběru, použité měřidlo, kdo odebral vzorek, způsob uložení vzorků a doprava, datum a osoba při předání do laboratoře.

2.2.1.3.2. Metodika a rozsah odběrů vzorků podzemních vod

Z každého vystrojeného vrtu (HG6-1 až HG6-3) a z jedné dočasně vystrojené sondy (S6-1) bylo odebráno po jednom vzorku podzemní vody pro stanovení obsahu vybraných organických a anorganických parametrů (viz následující kapitola). Celkem byly odebrány 4 ks vzorků podzemní vody na laboratorní analýzy.

Vzorky podzemní vody byly z vystrojených vrtů odebrány v dynamickém stavu (po odčerpání tří objemů vodního sloupce vrtu) s výjimkou dočasně vystrojené sondy, kde byl odběr proveden staticky pomocí odběrného vzorkovacího válce. Odběr vzorků podzemní vody z dynamické hladiny byl proveden pomocí ponorného čerpadla Gigant a ponorného in-line čerpadla Whale od firmy Eijkelkamp.

Doba čerpání podzemní vody pro zajištění dynamického stavu objektu před vlastním odběrem byla odvislá od objemu vody v monitorovaném objektu a od ustálení vodivosti, teploty a pH v čerpané podzemní vodě. Hloubka zapuštění čerpadla byla pro všechny ukazatel s výjimkou ropných uhlovodíků určena na úrovni cca 0,5 m nad dnem vzorkovaného objektu. V případě vzorkování parametru ropných uhlovodíků skupiny C₁₀–C₄₀ bylo čerpadlo vyzvednuto cca 0,5 m pod úroveň hladiny podzemní vody.

Tabulka č. 8: Celkový rozsah odběrů vzorků podzemních vod

Aktivita	Množství
Nevystrojené sondy	S6-1
Počet vzorků vod	1
Rozsah analýz	1 – Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , TK, PAU, CN ⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , Cl ⁻ , BTEX, CIU, pesticidy
Vystrojené vrty	3 ks (označení HG6-1 až HG6-3)
Počet vzorků vod	3
Rozsah analýz	3 – Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , TK; PAU, CN ⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , Cl ⁻ , BTEX, CIU; 2 – kompletní chemický rozbor; 1 – pesticidy

Zároveň s odběrem vzorků podzemní vody byla zaměřena hladina podzemní vody ve vrtech pro stanovení režimu podzemních vod a ověření směru proudění. Při vzorkování byly polními přístroji měřeny základní fyzikálně-chemické parametry podzemní vody (pH, teplota, měrná elektrická vodivost, oxidačně-redukční potenciál a rozpuštěný kyslík).

V rámci monitoringu byly odebrány 4 ks vzorků podzemních vod. Byly provedeny 4 rozborů v rozsahu: uhlovodíky C₁₀–C₄₀, těžké kovy (As, Cd, Cr_{celk}, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), PAU, kyanidy, amonné ionty, dusitany, chloridy, BTEX a CIU. U dvou vystrojených vrtů byl proveden kompletní chemický rozbor vody.

Vzorky podzemní vody byly odebírány do skleněných vzorkovnic s teflonovým těsněním a podřízeny požadavkům laboratoře. Manipulace se vzorkovnicemi byla omezena na minimální technologicky nezbytnou dobu mimo dosah vnějších zdrojů kontaminace. Vzorky vod byly dobře uzavřeny a chráněny před účinky světla a tepla v chladicím boxu (2–5°C) a následně dopraveny k analýze do laboratoře.

Odebrané vzorky byly opatřeny štítkem s popisem lokality, označením vzorku a času odběru. Do laboratoře byly vzorky předány s předávacím protokolem a s protokolem o odběru vzorků, ve kterém byl vyplněn název lokality, číslo zakázky, důvod odběru vzorků, označení vzorku, charakteristika objektu, hladina vody před čerpáním od o.b., hloubka objektu od o.b., výška odměrného bodu, průměr výstroje objektu, odčerpaný objem před odběrem, způsob odběru, volná fáze na hladině, hladina vody při odběru od o.b., čas odběru, doba čerpání, typ čerpadla, terénní měření (pach, barva, zákal, teplota, pH, konduktivita, kyslík, redox, aj.), konzervace, použité měřidlo, kdo odebral vzorek, způsob uložení vzorků a doprava, datum a osoba při předání do laboratoře.

Na základě takto provedených prací bylo možno zjistit současný stav kontaminace podzemní vody.

2.2.1.3.3. Metodika a rozsah odběrů vzorků povrchových vod

Pro zjištění míry kontaminace povrchových vod byl proveden odběr vzorku povrchové vody z řeky Lubiny v místě pod a nad skládkou (PV6-1 a PV6-2) a odběr z drenáže vyúsťující v JZ části skládky (PV6-3). Vzorky povrchových vod byly odebrány vzorkovačem (ručním odběrákem) těsně pod hladinou do skleněných vzorkovnic s teflonovým těsněním. Způsob odběru byl podřízen požadavkům laboratoře. Manipulace se vzorkovnicemi byla omezena na minimální technologicky nezbytnou dobu mimo dosah vnějších zdrojů kontaminace. Vzorky vod byly dobře uzavřeny a chráněny před účinky světla a tepla v chladicím boxu (2–5°C) a následně dopraveny k analýze do laboratoře.

2.2.1.4.1. Metodika a rozsah laboratorních analýz

Metodika prováděných laboratorních analýz je uvedena v tabulce č. 9.

Tabulka č. 9: Metodika laboratorních analýz

Matrice	Stanovení	Metoda
zemina	C ₁₀ –C ₄₀ v sušině	Plynová chromatografie
	As, Cd, Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn v suš.	Atomová absorpční spektrometrie
	Kyanidy v sušině	Spektrofotometrie
	PAU v sušině	HPLC s fluorescenční detekcí
	CIU, BTEX v sušině	Plynová chromatografie (head space)
	PCB v sušině	Plynová chromatografie s ECD detekcí
	TOC v sušině	Stanovení celkového organického uhlíku (TOC) metodou infračervené spektrometrie
	podle tab. 2.1. Vyhl.294/05 Sb.	
fenolový index	Spektrofotometrie	

Matrice	Stanovení	Metoda
	chloridy	Argentometrická titrace
	fluoridy	Iontově selektivní elektroda
	sířany	Titrace dusičnanem olovnatým
	As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Mo, Hg	Atomová absorpční spektrometrie
	rozpuštěné látky	Gravimetrie
	pH	Přímá potenciometrie
	Test ekotoxicity	Dle metodiky uvedené ve Vyhl. 294/05 Sb.
	Zrnitost	Dle příslušných norem
voda	C ₁₀ –C ₄₀	Plynová chromatografie
	As, Cd, Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Atomová absorpční spektrometrie
	Kyanidy, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻	Spektrofotometrie
	Cl ⁻	Argentometrická titrace
	PAU	HPLC s fluorescenční detekcí
	CIU, BTEX	Plynová chromatografie (head space)
	Pesticidy	GC, GC-MS, HPLC
	CHSK _{Mn}	Titračně (manganometrie)
	Fe ²⁺	Spektrofotometrie
	Fe ³⁺	Výpočtem z obsahu Fe celk. a Fe(II)
	Mn ²⁺	Spektrofotometrie
	chloridy	Titračně (argentometrie)
	amonné ionty	Spektrofotometrie
	dusitany	Spektrofotometrie
	dusičnany	Spektrofotometrie
	sířany	Titrace dusičnanem olovnatým
	fosforečnany	Spektrofotometrie
	konduktivita	Konduktometrie
	pH	Přímá potenciometrie

Rozsah laboratorní analýzy vzorků zemin

V rámci laboratorních zkoušek vzorků zemin bylo zpracováno:

- 26 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení uhlovodíků C₁₀ – C₄₀, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn v sušině
- 13 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení obsahu PAU, kyanidů, BTEX a CIU v sušině
- 2 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení vyluhovatelnosti (dle II. třídy), TOC v sušině a PCB v sušině
- 1 ks vzorku zeminy pro účely laboratorního zpracování za účelem provedení testu ekotoxicity

- 3 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem provedení granulometrických analýz

Rozsah laboratorní analýzy vzorků podzemních vod

V rámci laboratorních zkoušek vzorků podzemních vod bylo zpracováno:

- 4 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení uhlovodíků C₁₀–C₄₀, As, Cd, Cr_{celk}, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn
- 4 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení kyanidů, amonných iontů, dusitanů, chloridů, PAU, BTEX a CIU
- 2 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem provedení kompletního chemického rozboru a stanovení obsahu pesticidů

Rozsah laboratorní analýzy vzorků povrchových vod

V rámci laboratorních zkoušek vzorků povrchových vod bylo zpracováno:

- 3 ks vzorků povrchové vody k laboratornímu zpracování za účelem stanovení uhlovodíků C₁₀–C₄₀, těžkých kovů (As, Cd, Cr_{celk}., Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)

2.2.1.5. Hydrodynamické expresní zkoušky

2.2.1.5.1. Základní údaje, cíle HDZ

Na hydrogeologickém objektu HG6-2 byla z důvodu ověření filtračních parametrů horninového prostředí realizována hydrodynamická zkouška (dále HDZ). HDZ byla provedena formou ověřovací čerpací a stoupací zkoušky a formou neustáleného proudění s konstantní vydatností. Čerpaná voda byla vypouštěna po spádu terénu v dostatečné vzdálenosti, aby nedošlo k ovlivnění čerpací zkoušky (min 30 m), čerpaná voda byla přečištěna v mobilní sanační technologii. Výsledky hydrodynamických zkoušek jsou uvedeny v příloze č. 15.

2.2.1.5.2. Specifikace objektů pro HDZ

Hydrodynamická zkouška byla realizována na hydrogeologickém vrtu uvedeném v následující tabulce č. 10.

Tabulka č. 10: Hydrogeologický objekt pro realizaci hydrodynamických zkoušek

Označení vrtu	Hloubka vrtu (m p.ú.t.)	Výstroj vrtu (materiál/průměr v mm)	ČZ (hod)	SZ (hod)
HG6-2	10	PVC 110/2,2 mm	0,3	2

2.2.1.5.3. Technické podmínky realizace HDZ

Parametry hydrodynamické zkoušky jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- Fáze prací – po vystrojení
- Délka ČZ – 0,3 hod
- Čerpadlo – ponorné čerpadlo GIGANT, Q = 0,1 l/s

- Zapuštění čerpadla – 1,0 m od dna vrtu
- Odměrný bod – hrana výstroje
- Způsob čerpání – na plný výkon čerpadla
- Intervaly měření – dle formuláře pro neustálené proudění, sledované veličiny s a Q
- Pozorované objekty – okolní vrty
- Čerpaná voda byla vypouštěna po spádu terénu v dostatečné vzdálenosti, aby nedošlo k ovlivnění čerpací zkoušky a byla přečištěna v mobilní sanační technologii
- Stoupací zkouška – 2 hod
- Intervaly měření při stoupací zkoušce – dle formuláře pro neustálené proudění, sledované veličiny s

2.2.1.5.4. Postup realizace HDZ

Sled prací při realizaci HDZ je uveden v následujícím přehledu:

- zaměření hladin PV ve všech hydrogeologických objektech na lokalitě (ustálený stav)
- zapuštění čerpadla do vrtu (1,0 m nad úroveň dna vrtu), instalace mobilní sanační technologie na výtoku
- spuštění čerpadla – čerpáno konstantní vydatností na plný výkon čerpadla, zapisovány hladiny PV v čerpaném vrtu a sledovaných vrtech dle formuláře pro neustálené proudění, měřena vydatnost čerpání dle kalibrované nádoby
- po ukončení čerpání byla provedena stoupací zkouška, při níž byly měřeny hladiny PV v čerpaném vrtu a okolních sledovaných objektech dle formuláře pro neustálené proudění
- po ukončení SZ byla provedena demontáž čerpací techniky

2.2.1.5.5. Kontrolní činnost

Při realizaci HDZ bylo postupováno dle interních předpisů firmy. Práce byly odborně, cíleně a efektivně řízeny při dodržení veškerých dotčených v současnosti platných legislativních norem a předpisů a za použití postupů běžně používaných v ČR.

2.2.2. Výsledky průzkumných prací

2.2.2.1. Interpretace geofyzikálních měření

Komplex geofyzikálních metod vycházel z požadavku

- zjistit plošný rozsah skládky,
- v charakteristických profilech určit mocnost a charakter skládkového materiálu.

Na základě hodnot totálního vektoru magnetického pole a vertikálního gradientu byl vymezen plošný rozsah skládky. Plošné vymezení skládky podle magnetometrie je vyznačeno v **příloze č. 7.1**, kde je také vyznačen původně uvažovaný plošný rozsah skládky. Na západě

je skládka vymezena strží vedoucí k řece Lubině. Z důvodu příkroستی svahu zde nebylo možno měřit a západní okraj skládky je tak neukončený, předpokládáme však, že skládkový materiál byl vlivem gravitace rozvlečen až do údolí. Skládka má poněkud jiný tvar než bylo původně předpokládáno.

Skládka vyplňuje původní údolí směru Z-V v délce asi 320 m od hrany strže. Původně předpokládán odklon k severu v horní (východní) části skládky.

Ve spodní (západní) části skládky je skládka rozvlečena směrem k severu.

Na základě rozložení magnetických anomálií předpokládáme, že ve spodní (západní) a zároveň nejhlubší části skládky jsou přítomny větší železné předměty, včetně slévárenských odlitků. V horní (východní) části skládky a na okrajích je skládkový materiál tvořen zřejmě běžným stavebním odpadem – magnetické anomálie menších amplitud.

Mocnost skládkového materiálu byla zjišťována na profilech P175, P275 a P500 podle metody MRS (**příloha č. 7.2.**). Podle metody MRS dosahuje na profilu P175 mocnost skládkového materiálu + vrstvy kvartérních sedimentů až 13 m, o 100 m výše (směrem k východu) je na profilu P275 maximální mocnost skládky až 9 m. Mocnost skládky podle MRS na profilu P175 velmi dobře souhlasí s mocností skládky podle vrtu **S6-1**. Na profilu P500, který byl veden podélně se skládkou, mocnost skládky jen pozvolna klesá směrem do svahu. Z prudkého poklesu seismických rychlostí v nejhlubších částech údolí předpokládáme, že údolí je tektonicky predisponováno.

Podle měrných odporů (metoda OT – **přílohy č. 7.3 a 7.4**) je skládka ve změřených profilech charakterizována nižšími měrnými odpory 15–30 Ωm , což odpovídá spíše jílovitému materiálu, může to však být způsobeno také přítomností skládkové vody, která se vyznačuje velmi nízkými měrnými odpory. Pouze na profilu P175 jsou ve skládce vyšší měrné odpory 60–80 Ωm , což může být způsobeno přítomností větších kusů materiálu, např. panelů, betonu a slévárenských odlitků. Okolní horniny mají měrné odpory 60–100 Ωm , což může odpovídat křídovým pískovcům.

2.2.2.2. Provedené vrtné práce

Nevystrojené sondy

Nevystrojené vrty (celkem 12 ks strojně vrtaných sond) byly v nezpevněných sedimentech zhotoveny vrtnou soupravou HVS-245 na pásovém podvozku, technologií rotačního jádrového vrtání, vrtným průměrem 196/156 mm.

Geologická dokumentace nevystrojených sond je uvedena v **příloze č. 8**.

Technický popis nevystrojených vrtů je uveden v následujícím přehledu:

Počet vrtů:	12
Označení vrtu:	S6-1, S6-2, S6-3, S6-4, S6-5, S6-7, S6-8, S6-9, S6-10, S6-11, S6-12
Lokalizace vrtu:	viz příloha č. 6
Technologie vrtání:	rotační jádrová
Hloubka vrtu:	viz tabulka č. 6 kap. 2.2.1.2.

	konečná hloubka vrtu byla určena hydrogeologem dle místních podmínek
Vrtné průměry:	0–13 m(kvartér + podloží) 196/156 mm
Pažení:	pracovní ocelové pažení dle soudržnosti profilu
Výplach:	ne
Likvidace:	záhozem

Vystrojené hydrogeologické vrtvy

Průzkumné hydrogeologické vrtvy řady **HG6** (3 ks) byly v nezpevněných sedimentech zhotoveny technologií rotačního jádrového vrtání vrtnými soupravami HVS-245 (HG6-1 a HG6-3) vrtným průměrem 196/156 mm a UGB-50 vrtným průměrem 195/175 mm a vystrojeny PVC 110/2,2 mm. Parametry nově vybudovaných vystrojených hydrogeologických vrtů jsou uvedeny v následujícím přehledu.

Geologická dokumentace hydrogeologických vrtů je uvedena v **příloze č. 8**.

HG6-1

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 479085,90 X:1126383,84 Z: 359,59/359,10

Lokalizace vrtu: viz **příloha č. 6**

Technologie vrtání: 0,0–3,5 m (kvartér + křída) rotační jádrová

Hloubka vrtu: 3,5 m

Vrtné průměry: 0,0–2,5 m ø 196 mm (HVS-245)

2,5–3,5 m ø 156 mm (HVS-245)

Výplach: bez výplachu

Výstroj: + 0,0–1,0 m PVC 110/2,2 mm plná

1,0–3,5 m PVC 110/2,2 mm perforovaná

perforace příčná šterbinová šířky 1,5 mm, 10 %

Zaplášťové úpravy: 0,0–0,8 m cementace

0,8–1,0 m pískový přechod

1,0–3,5 m obsyp 4/8 mm kačírek

Zhlaví vrtu: 0,0–0,49 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno

Hladina podzemní vody vztažená k terénu:

naražená 1,5 m ustálená 1,0 m

HG6-2

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 479262,13 X:1126420,15 Z: 349,76/349,21

Lokalizace vrtu: viz **příloha č. 6**

Technologie vrtání:	0,0–10,0 m (kvartér + křída) rotační jádrová
Hloubka vrtu:	10 m
Vrtné průměry:	0,0–3,5 m ø 195 mm (UGB-50) 3,5–10,0 m ø 175 mm (UGB-50)
Výplach:	bez výplachu
Výstroj:	+ 0,0–1,0 m PVC 110/2,2 mm plná 1,0–9,0 m PVC 110/2,2 mm perforovaná 9,0–10,0 m PVC 110/2,2 mm plná perforace příčná šterbinová šířky 1,5 mm, 10 %
Zaplášťové úpravy:	0,0–0,5 m cementace 0,5–1,0 m pískový přechod 1,0–10,0 m obsyp 4/8 mm kačírek
Zhlaví vrtu:	0,0–0,55 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno
Hladina podzemní vody vztažená k terénu:	naražená 3,5 m

HG6-3

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 479364,97 X: 1126521,80 Z: 339,34/338,80

Lokalizace vrtu: viz **příloha č. 6**

Technologie vrtání: 0,0–10,0 m (kvartér + křída) rotační jádrová

Hloubka vrtu: 10 m

Vrtné průměry: 0,0–8,7 m ø 196 mm (HVS-245)
8,7–10,0 m ø 156 mm (HVS-245)

Výplach: bez výplachu

Výstroj: + 0,0–7,5 m PVC 110/2,2 mm plná
7,5–10,0 m PVC 110/2,2 mm perforovaná
perforace příčná šterbinová šířky 1,5 mm, 10 %

Zaplášťové úpravy: 0,0–1,0 m cementace
1,0–5,8 m obsyp 4/8 mm kačírek
5,8–6,8 m cementace
6,8–10,0 m obsyp 4/8 mm kačírek

Zhlaví vrtu: 0,0–0,54 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno

Hladina podzemní vody vztažená k terénu:
naražená 5,5 m ustálená 4,0 m

2.2.2.3. Výsledky laboratorních analýz

2.2.2.3.1. Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin

Vzhledem k tomu, že hlavní sledované polutanty, uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, CIU, BTEX, kyanidy a TK, se dostávají do jednotlivých složek ŽP prakticky výhradně vlivem antropogenní činnosti a v jednotlivých složkách nejsou přirozeně výrazněji zastoupeny, jsou výsledky laboratorních analýz porovnávány s hodnotami přirozeného pozadí na lokalitě a s orientačními kritérii „A“, „B“ a „C“ Metodického pokynu MŽP z roku 1996. Hodnoty jsou porovnávány zejména s kritériem „A“, které obecně odpovídá přirozeným obsahům jednotlivých polutantů v životním prostředí a jeho překročení naznačuje možnost ovlivnění antropogenní činností. Dále byly výsledky výluhových zkoušek porovnávány s tabulkou č. 2.1 a výsledky ekotoxicky porovnány podle tab. 10.2 vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady.

Jako reprezentativní vzorek představující přirozené koncentrace na lokalitě byl vybrán hydrogeologický vrt HG6-2, jehož hodnoty dosahují nejnižších koncentrací na lokalitě. Vrt je lokalizován v oblasti proti směru proudění podzemní vody ze skládky a zároveň v blízkosti skládkového tělesa.

Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin jsou uvedeny v **příloze č. 9.1**. Přehlednou prezentaci prostorového rozmístění kontaminace zeminy a podzemní a povrchové vody podává **příloha č. 9.10**.

Pro účely statistického zhodnocení byl určen minimální počet 3 analýz, jejichž hodnoty jsou nad mezí detekce, v případě analýz pod mezí detekce byla uvažována poloviční hodnota detekčního limitu. Tímto krokem dojde k navýšení datového souboru o analýzy, jejichž hodnotu nelze uvažovat jako nulovou, nýbrž jako zanedbatelně nízkou. Statistické hodnocení bylo zpracováno u ukazatelů, které se podílí na plošném znečištění. Ze souboru dat byl vyjádřen aritmetický průměr, směrodatná odchylka, medián, 1. a 3. kvartil. Statistické výpočty jsou uvedeny v tabulkách u každého diskutovaného ukazatele.

Uhlovodíky C₁₀–C₄₀

Celkem bylo analyzováno 26 ks vzorků zemin na stanovení uhlovodíků C₁₀–C₄₀. Ve vrtu HG6-2 (3 m), který reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě, byly koncentrace těchto látek pod mezí detekce analytické metody (< 25 mg/kg).

Nejvyšší koncentrace uhlovodíků C₁₀–C₄₀ byla prokázána v nevystrojené sondě S6-3 (0,1–1,5 m) s hodnotou **23 056 mg/kg**. Koncentrace nad 1000 mg/kg byla identifikována v sondě S6-1 (11,5 m) s hodnotou **5 037 mg/kg**, v sondě S6-2 (0,3–0,6 m) s **4 760 mg/kg**, v sondě S6-7 (1,2 m) dosahovala koncentrace **1 626 mg/kg** a v sondě S6-12 (1 m) **1 109 mg/kg**. Další vyšší hodnota (**878 mg/kg**) se vyskytovala v zemině sondy S6-9 (1 m), v sondě S6-11 (5 m) **519 mg/kg**, v S6-6 (1,5 m) **341 mg/kg** a v sondě S6-8 (1,6 m) koncentrace **122 mg/kg**. Obsahy do 50 mg/kg se vyskytovaly v zeminách sond S6-4 (1,1 m), v S6-5 (4,2 m), s S6-11 (12 m) a v S6-12 (2,2 m). Ve vystrojených vrtech byla prokázána vyšší koncentrace v HG6-1 (3,5 m) s hodnotou **59 mg/kg** a v HG6-3 (2 m) s obsahem **53 mg/kg**. Koncentrace u zbylých vzorků zemin se pohybují pod mezí detekce laboratorní metody.

Laboratorní analýzy prokázaly mírné plošné znečištění uhlovodíky C₁₀–C₄₀ v zeminách posuzované lokality. Statistické zhodnocení datového souboru vyjadřuje tabulka č. 11.

Tabulka č. 11: Statistické ukazatele uhlovodíků C₁₀–C₄₀ v zeminách

	aritmetický průměr (mg/kg)	medián (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3. kvartil (mg/kg)
uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀	1465,54	47,00	4510,21	12,50	474,50

BTEX

Celkem bylo analyzováno 13 vzorků zemin na stanovení látek skupiny BTEX. Ve vrtu odpovídající přirozenému pozadí byly koncentrace BTEX pod mezí detekce laboratorní metody. V rámci analýz bylo kromě 2 sond S6-4 (1,1 m) a S6-5 (4,1 m), ve všech nevystrojených sondách prokázáno překročení orientačního kritéria A MP MŽP a ve dvou sondách došlo k překročení kritéria B. Jedná se o sondu S6-1 (11,5 m) s koncentrací **0,59 mg/kg** benzenu a sondu S6-11 (5 m) s koncentrací **0,66 mg/kg**. Ve vystrojených vrtech k překročení látek skupiny BTEX nedochází.

Tabulka č. 12: Statistické ukazatele látek skupiny BTEX v zeminách

	aritmetický průměr (mg/kg)	medián (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3. kvartil (mg/kg)
Benzen	0,14	0,01	0,22	0,01	0,16
Toluen	0,16	0,03	0,27	0,01	0,21
Ethylbenzen	0,10	0,05	0,14	0,01	0,15
Xylen	0,50	0,42	0,52	0,02	0,80

Největší překročení kritéria A se projevil v sondě S6-11 (5 m), kde Σ BTEX dosahuje hodnoty **3,75 mg/kg**, v sondě S6-1 (11,5 m) dosahuje **1,99 mg/kg** a v S6-3 (0,4–1,5 m) **1,55 mg/kg**. Koncentrace Σ BTEX nad 1 mg/kg byla identifikován v sondě S6-8 (1,6 m) s hodnotou **1,14 mg/kg**.

Rozložení hodnot koncentrací látek skupiny BTEX vyjadřuje tabulky č. 12 s vypočtenými statistickými parametry.

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

V rámci analýzy rizik bylo odebráno celkem 13 ks vzorků na stanovení obsahu PAU. Vzhledem k plošnému znečištění v zeminách, jsou v tabulce č. 13 uvedeny statistické ukazatele. Ve vrtu HG6-2, který reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě, byly některé složky PAU pod mezí detekce laboratorní metody, jiné nepřekračovaly kritérium A MP MŽP.

Tabulka č. 13: Statistické ukazatele PAU v zeminách

	aritmetický průměr (mg/kg)	medián (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3.kvartil (mg/kg)
Benzo/a/pyren	5,52	0,16	15,89	0,05	1,33
Benzo/b/fluoranthen	7,86	0,27	22,80	0,09	1,66
Benzo/ghi/perylen	2,82	0,32	7,62	0,05	0,98
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2,00	0,06	5,68	0,02	0,59
Benzo/k/fluoranthen	3,35	0,09	9,83	0,02	0,64
Chrysen	5,64	0,41	16,30	0,05	1,26
Pyren	22,21	0,72	68,72	0,09	2,40
Anthracen	9,23	0,24	29,18	0,04	0,77
Fenanthren	35,07	1,36	110,35	0,18	3,51
Fluoranthen	32,92	0,52	103,18	0,09	3,21
Naftalen	1,43	0,38	4,01	0,06	0,54
Fluoren	5,18	0,15	16,35	0,05	0,57
ΣPAU v sušině	109,54	4,39	337,51	0,55	12,87
ΣPAU dle vyhl. 294/2005	128,05	5,38	393,32	0,68	15,40

Největší míra kontaminace byla prokázána v sondě S6-11 (5 m), kde hodnoty koncentrací přesáhly orientační kritérium C MP MŽP téměř u všech složek PAU. Koncentrace benzo/a/pyrenu dosahují **58,1 mg/kg**, benzo/b/fluoranthenu **83,3 mg/kg**, indeno(1,2,3 cd)pyrenu **20,8 mg/kg**, benzo/k/fluoranthenu **35,9 mg/kg**, chrysenu **59,6 mg/kg**, pyrenu **250 mg/kg**, anthracenu **106 mg/kg**, fenanthrenu **401 mg/kg** a obsah fluoranthenu dosahuje **375 mg/kg**. Kritérium B překračuje benzo/ghi/perylen s koncentrací **28 mg/kg** a obsah naftalenu (**14,2 mg/kg**) překračuje pouze kritérium A. Hodnoty koncentrací PAU v této sondě přesahují přirozené pozadí nebo orientační kritérium A řádově tisícnásobně, nejintenzivněji u pyrenu, jehož navýšení vzhledem k přirozenému pozadí je téměř 21 000 násobné. ΣPAU v sušině dosáhla maximální hodnoty na lokalitě **1 228 mg/kg**, což překračuje orientační kritérium C a současně více než 15 000 násobně hodnotu přirozeného pozadí.

Překročení orientačního kritéria B bylo prokázáno v nevystrojené sondě S6-12 (1 m) u parametru benzo/a/pyrenu s koncentrací **3,84 mg/kg** a u benzo/b/fluoranthenu s koncentrací **5,02 mg/kg**. Ostatní PAU v této sondě přesahují orientační kritérium A a řádově deseti až stonásobně přirozené pozadí na lokalitě. ΣPAU v sušině byla v této sondě **34,66 mg/kg**.

Rovněž v nevystrojené sondě S6-7 (1,2 m) obsah benzo/a/pyrenu (**2,49 mg/kg**) nevyhovoval orientačnímu kritériu B MP MŽP. ΣPAU v sušině dosáhla **23,62 mg/kg**, což stejně jako většina složek PAU v této sondě, překračuje kritérium A.

Kromě sondy S6-5 (4,1 m) a vystrojených hydrogeologických vrtů, kde koncentrace složek PAU nepřesáhly hodnoty orientačního kritéria A, se u zbylých nevystrojených sond koncentrace PAU pohybují v úrovni kolem hodnot přirozeného pozadí nebo kolem hodnot kritéria A, čemuž odpovídají i hodnoty ΣPAU v sušině.

Chlorované uhlovodíky (CIU)

Na lokalitě bylo odebráno celkem 13 ks vzorků zemin na stanovení chlorovaných uhlovodíků, přičemž na lokalitě bylo laboratorními analýzami prokázáno pouze překročení orientačního kritéria A v sondách S6-1 (11,5 m) a v S6-2 (0,3–0,6 m) u 1,1,2-trichlorethenu (TCE) a 1,1,2,2-tetrachlorethenu (PCE), v sondě S6-9 (1 m) a S6-10 (3 m) u 1,1,2-trichlorethenu (TCE), v sondě S6-11 (5 m) u 1,1,2-trichlorethenu (TCE), 1,1,2,2-tetrachlorethenu (PCE) a u 1,2-cis-dichlorethenu, přičemž v poslední uvedené sondě bylo překročení kritéria A největší.

Tabulka č. 14: Statistické ukazatele vybraných CIU v zeminách

	aritmetický průměr (mg/kg)	medián (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3.kvartil (mg/kg)
1,1,2-trichlorethen(TCE)	0,08	0,02	0,17	0,01	0,11
1,1,2,2-tetrachlorethen (PCE)	0,10	0,01	0,28	0,01	0,13

Kyanidy (CN⁻)

V rámci posouzení rozsahu kontaminace bylo sledováno 13 ks vzorků zemin pro účely laboratorního stanovení obsahu kyanidů. Bylo prokázáno, že hodnoty koncentrací jsou kromě jednoho případu pod detekčním limitem laboratorní metody. Pouze v nevystrojené sondě S6-2 (0,3–0,6 m) byla naměřena koncentrace kyanidů **1,97 mg/kg**.

Těžké kovy (TK)

Na lokalitě bylo odebráno 26 vzorků zemin na stanovení obsahu těžkých kovů. Laboratorními analýzami bylo prokázáno, že v sondě S6-3 (0,4–1,5 m) došlo k překročení orientačního kritéria C u olova, jež dosahuje koncentrace **33 600 mg/kg**. Tato hodnota překračuje přirozené pozadí více než 6 700 krát. V ostatních nevystrojených i vystrojených sondách se koncentrace těžkých kovů pohybují kolem hodnot přirozeného pozadí, nebo orientačního kritéria A MP MŽP, přičemž toto kritérium je ve většině sond překročeno právě u kadmia.

Tabulka č. 15: Statistické ukazatele vybraných těžkých kovů v zeminách

	aritmetický průměr (mg/kg)	medián (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3.kvartil (mg/kg)
Kadmium	1,52	1,50	1,24	1,03	1,70
Chrom	44,04	19,35	55,32	2,45	44,88
Měď	31,62	18,75	28,83	15,05	40,78
Zinek	112,29	60,30	153,78	50,98	75,10

Výsledky stanovení třídy vyluhovatelnosti

Na stanovení tříd vyluhovatelnosti bylo odebráno po 2 vzorcích zemin ze sondy S6-10 z hloubek 3 a 4,7 m. Z laboratorních výsledků třídy vyluhovatelnosti vyplynulo, že

v hloubkové úrovni 4,7 m nevyhovují koncentrace rozpuštěných látek a DOC vyhlášce MŽP ČR č. 294/2005 Sb. pro zařazení odpadů do třídy II b. V témže vzorku nevyhovují koncentrace síranů, arsenu a niklu zařazení odpadů do třídy I.

Výsledky laboratorního stanovení třídy vyluhovatelnosti jsou uvedeny v **příloze č. 9.5.**

Výsledky testu ekotoxicity

Podle výsledku testu ekotoxicity, který byl prováděn na vzorku odpadu z nevystrojené sondy S6-9 (1 m) bylo zjištěno, že daný vzorek vyhovuje všem požadovaným parametrům dle vyhl. č. 294/2005 Sb.

Výsledky laboratorního stanovení testu ekotoxicity jsou uvedeny v **příloze č. 9.6.**

Výsledky stanovení sušiny celkové a TOC

Stanovení celkové sušiny a celkového organického uhlíku bylo prováděno z 2 vzorků zemin sondy S6-10 (3 m a 4,7 m). Obsah celkové sušiny v hloubce 3 m dosáhl **85,2 %** a v hloubce 4,7 m **88,5 %**. Obsah celkového organického uhlíku (TOC) v sušině byl v hloubce 4,7 m **0,26 %** a v hloubce 4,7 m **2,69 %**.

Výsledky stanovení celkové sušiny a obsahu TOC je uveden v **příloze č. 9.7.**

Porovnání výsledků s vyhl. č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu

S limitními hodnotami výše uvedené vyhlášky byly porovnávány výsledky všech laboratorních analýz, provedených v rámci odběrů vzorků zemin. Z hlediska **uhlovodíků C₁₀–C₄₀** koncentrace přesahující mezní hodnotu (300 mg/kg) byly prokázány v sondě S6-1 (11,5 m), S6-2 (0,3–0,6 m), S6-3 (0,4–1,5 m), v S6-7 (1,2 m), v S6-9 (1 m), v S6-11 (5 m) a v S6-12 (1 m). Konkrétní hodnoty koncentrací uhlovodíků C₁₀–C₄₀ jsou popsány výše v podkapitole uhlovodíky C₁₀–C₄₀.

U těžkých kovů nevyhovoval mezní hodnotě arsenu (**10 mg/kg**) vzorek zeminy v sondě S6-3 (2,5 m) s koncentrací **13 mg/kg**, v sondě S6-8 (1,6 m) s koncentrací **11 mg/kg**, ve vystrojeném vrtu HG6-1 (1,2 m) s koncentrací **13,2 mg/kg** a ve vrtu HG6-3 (1 m) s obsahem **23,1 mg/kg**. Koncentrace nad mezní hodnotou byly rovněž prokázány ve vrtu HG6-2 (3 m), který reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě, zde dosáhla koncentrace arsenu **26 mg/kg**. Mezní hodnotě kadmia (1 mg/kg) nevyhovují vzorky zemin ve všech nevystrojených sondách (kromě sondy S6-1). Zde se hodnoty koncentrací vyskytují v rozmezí od **6,6 mg/kg** (v sondě S6-3 v hloubce 0,4–1,5 m) do **1,1 mg/kg**. Mezní hodnota chromu (200 mg/kg) je mírně překročena v sondě S6-3 (0,1–1,5 m) s koncentrací **202 mg/kg**. V téže sondě je překročena mezní hodnota niklu (80 mg/kg) s koncentrací **141 mg/kg**. Mezní hodnotě olova (100 mg/kg) nevyhovuje koncentrace **33 600 mg/kg** prokázaná rovněž v sondě S6-3 (0,1–1,5 m), ale také v S6-2 (0,3–0,6 m) s hodnotou **246 mg/kg**. Ostatní těžké kovy vyhovují limitním požadavkům dle vyhl. č. 294/2005 Sb.

Mezní hodnota ΣPAU^3 je dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. 6 mg/kg, přičemž tato hodnota je překročena v šesti nevystrojených sondách. Nejintenzivněji v sondě S6-11 (5 m) kde ΣPAU dosahuje **1 432 mg/kg**, dále v S6-12 (1 m) s hodnotou **42,46 mg/kg**, v S6-7 (1,2 m) s **28,15 mg/kg**, v S6-9 (1 m) se sumou **11,15 mg/kg** a rovněž v S6-2 (0,3–0,6 m) a v S6-1 (11,5 m) kde se hodnoty ΣPAU pohybují mezi **8–9 mg/kg**.

Dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. je mezní hodnota ΣBTEX^4 0,4 mg/kg. Tato hodnota je překročena stejně jako v případě ΣPAU v sondě S6-11 (5 m) s hodnotou **3,75 mg/kg**, dále v sondě S6-1(11,5 m) s hodnotou **1,98 mg/kg**, v S6-8 (1,6 m) s hodnotou **1,14 mg/kg** a v S6-3 (0,4–1,5 m) s hodnotou **1,55 mg/kg**. V ostatních sondách se nadlimitními hodnoty ΣBTEX pohybují **od 0,47 mg/kg do 0,99 mg/kg**. Jedná se o sondy S6-2 (0,3–0,6 m), S6-9 (1 m), S6-10 (3 m) a S6-12 (1 m).

2.2.2.3.2. Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemních vod

Výsledky laboratorních analýz odebraných vzorků podzemních vod jsou porovnány jednak s limitními hodnotami pro pitnou vodu dle vyhl. č. 252/2004 Sb. (i přesto, že objekty nemají charakter zdrojů pitné vody) a dále s hodnotami sledovaných ukazatelů v hydrogeologickém vrtu HG6-2, který byl vybrán jako reprezentant přirozeného pozadí na lokalitě. Dále pak byly podzemní vody orientačně porovnány s kritérii A, B a C Metodického pokynu MŽP z roku 1996.

Výsledky laboratorních analýz kvality podzemních vod jsou uvedeny v tabulkách **v příloze č. 9.2**. Přehlednou prezentaci prostorového rozmístění kontaminace zeminy a podzemní a povrchové vody podává **příloha č. 9.10**.

Uhlovodíky C₁₀–C₄₀

V rámci hodnocení kvality podzemních vod na lokalitě byly analyzovány podzemní vody v parametrech uhlovodíky C₁₀–C₄₀ celkem ze 4 objektů. Kromě dočasně vystrojené sondy S6-1, byly koncentrace uhlovodíků pod mezí detekce laboratorní metody (<0,05 mg/l). V sondě S6-1 dosahovaly koncentrace **8,38 mg/l**. Nicméně obsah uhlovodíků v této sondě reprezentuje spíše srážkovou vodu kontaminovanou průchodem skládkovým tělesem než obsah kontaminace v podzemních vodách.

BTEX

U látek skupiny BTEX nebyly v saturované zóně prokázány zvýšené obsahy. Koncentrace BTEX u všech vzorků podzemních vod jsou pod mezí detekce laboratorního stanovení.

³ ΣPAU jsou u zemin definovány dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. jako suma následujících látek: anthracen, benzo/a/anthracen, benzo/b/pyren, benzo/b/fluoranthen, benzo/ghi/perylene, benzo/k/fluoranthen, fluoranthen, fenantren, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen a pyren.

⁴ ΣBTEX jsou u zemin definovány dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. jako suma látek: benzen, toluen, etylbenzen a xylen.

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

Ve všech vzorcích podzemních vod, které byly odebrány v prosinci 2010 a lednu 2011, většina složek PAU přesahuje orientační kritéria MP MŽP. Ve vrtu HG6-1 bylo laboratorními analýzami prokázáno překročení kritéria C u benzo/a/pyrenu s koncentrací **0,206 µg/l**, k překročení kritéria B dochází u benzo/ghi/perylenu s koncentrací **0,147 µg/l**, u indeno(1,2,3-cd)pyrenu s **0,121 µg/l**, u benzo/k/fluoranthenu s **0,101 µg/l** a u chrysenu s koncentrací **0,168 µg/l**. Tyto hodnoty překračují přirozené pozadí přibližně 6–7 násobně.

Tabulka č. 16: Statistické ukazatele PAU v podzemních vodách

	aritmetický průměr (µg/l)	medián (µg/l)	směrodatná odchylka (µg/l)	1. kvartil (µg/l)	3. kvartil (µg/l)
Benzo/a/pyren	0,08	0,05	0,08	0,02	0,10
Benzo/b/fluoranthen	0,09	0,04	0,09	0,03	0,10
Benzo/ghi/perylen	0,08	0,08	0,06	0,02	0,14
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,04	0,02	0,05	0,01	0,07
Benzo/k/fluoranthen	0,03	0,01	0,04	0,01	0,04
Benzo/a/anthracen	0,05	0,03	0,06	0,02	0,09
Chrysen	0,08	0,07	0,06	0,03	0,12
Anthracen	0,04	0,05	0,04	0,03	0,07
Fenanthren	0,15	0,09	0,12	0,06	0,18
Fluoranthen	0,25	0,13	0,25	0,10	0,28
Naftalen					
ΣPAU	1,01	0,68	0,86	0,36	1,33
ΣPAU dle 252/2004 Sb.	0,24	0,14	0,22	0,08	0,30

Rovněž v dočasně vystrojené sondě S6-1 byly ve statickém vzorku identifikovány hodnoty vyšší než kritérium B a současně 3–6 krát vyšší než přirozené pozadí. Jedná se o benzo/ghi/perylen s koncentrací **0,139 µg/l** a chrysen s koncentrací **0,102 µg/l**. Ostatní složky PAU se v podzemních vodách pohybují v úrovni orientačního kritéria A.

Těžké kovy

Z hlediska těžkých kovů prokázaly laboratorní analýzy podzemních vod zvýšení koncentrací u arsenu a niklu ve vystrojeném vrtu HG6-1. Koncentrace arsenu dosahovala **0,02 mg/l** a překročila tak orientační kritérium A, a koncentrace niklu byla **0,3 mg/l**, což je vyšší než kritérium C. Znečištění niklem v podzemních vodách patrně souvisí s přítomností železného odpadu, což je podrobněji diskutováno v kapitole 2.2.4.4.

Chlorované uhlovodíky (CIU)

Obsahy CIU byly ve všech sledovaných objektech pod mezí detekce laboratorní metody.

Kyanidy (CN⁻)

Na lokalitě nebylo prokázáno znečištění podzemních vod kyanidy. Koncentrace kyanidů se ve všech vzorcích podzemních vod pohybovala pod mezí detekce laboratorní metody.

Amonné ionty

Orientační kritérium C je překročeno u amonných iontů ve vystrojeném vrtu HG6-3 s hodnotou **2,99 mg/l**. Ve statickém vzorku dočasně vystrojené sondy S6-1 koncentrace **1,23 mg/l** překračuje kritérium B MP MŽP. Ve zbylých objektech se hodnoty pohybují v úrovni přirozených hodnot na lokalitě, nebo v úrovni orientačního kritéria A.

Porovnání výsledků s limitními hodnotami pro pitnou vodu dle vyhl. č. 252/2004 Sb.

S limitními hodnotami pro pitnou vodu dle vyhl. č. 252/2004 Sb. byly porovnávány výsledky všech laboratorních analýz provedených v rámci odběrů vzorků podzemních vod. Ve vrtu HG6-1 s koncentrací **0,02 mg/l** arsenu bylo prokázáno překročení limitní hodnoty 0,01 mg/l. Ve stejném vrtu koncentrace **4,1 mg/l** manganu překračuje téměř 80 násobně limitní hodnotu 0,05 mg/l. Koncentrace manganu **1 mg/l** rovněž nevyhovuje ve vrtu HG6-3. Koncentrace **0,3 mg/l** niklu překračuje ve vrtu HG6-1 limitní hodnotu (0,02 mg/l). Doporučená hodnota vápníku je 40–80 mg/l, této hodnotě nevyhovuje koncentrace **98,2 mg/l** a **89,2 mg/l** ve vrtu HG6-1 a ve vrtu HG6-3. Analýzami byla prokázána vysoká koncentrace celkového železa, která ve vrtu HG6-1 dosahuje **467 mg/l** a ve vrtu HG6-3 hodnotu **10,3 mg/l**, což nevyhovuje limitnímu požadavku 0,2 mg/l.

Limitní hodnota benzo/a/pyrenu je stanovena na 0,01 µg/l. Této hodnotě nevyhovují koncentrace ve všech sledovaných objektech, rovněž také ve vrtu HG6-2, který reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě. K největšímu překročení dochází ve vrtu HG6-1, kde je limitní hodnota benzo/a/pyrenu překročena 20 násobně.

Dle vyhl. č. 252/2004 Sb. dosahuje Σ PAU limitní hodnoty 0,1 µg/l, která je ve vrtu HG6-1 s koncentrací **0,61 µg/l** a v dočasně vystrojené sondě S6-1 s koncentrací **0,196 µg/l**.

Limitní hodnotě amonných iontů (0,5 mg/l) v pitné vodě nevyhovují naměřené koncentrace ve vrtu HG6-3 s hodnotou **2,99 mg/l** a v dočasně vystrojené sondě S6-1 s hodnotou **1,23 mg/l**.

Dle vyhl. č. 252/2004 Sb. je limit pro obsah TOC 5 mg/l. Tomuto limitu nevyhovuje hodnota **19,8 mg/l** ve vrtu HG6-1 a **28,4 mg/l** ve vrtu HG6-3.

Nicméně voda z výše uvedených objektů není používána k pitným účelům.

Pesticidy

V rámci laboratorních analýz bylo 6. 1. 2011 provedeno stanovení obsahu pesticidů v podzemní vodě z vystrojeného vrtu HG6-1 a z dočasně vystrojené sondy S6-1. Z výsledků vyplynulo, že ve většině případů se koncentrace pohybují pod mezí detekce laboratorní metody a u žádného z parametrů nedochází k překročení orientačních kritérií MP MŽP. Z těchto výsledků vyplývá, že významnější množství pesticidů nebylo ve skládce ukládáno.

Výsledky laboratorního stanovení obsahu pesticidů jsou uvedeny v **příloze č. 9.8**.

2.2.2.3.3. Výsledky laboratorních analýz vzorků povrchové vody

Výsledky laboratorních analýz vzorků povrchové vody byly porovnány s limitními hodnotami norem environmentální kvality (průměrnými hodnotami, NEK-RP) dle Nařízení vlády č. 23/2011 Sb., kterým se mění Nařízení vlády 61/2003 Sb. ve znění Nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

V rámci průzkumu dne 16. 12. 2010 byly odebrány vzorky z řeky Lubiny nad a pod skládkou (jedná se o vzorky PV6-1 a PV6-2), a z drenáže vyvěrající přímo ve skládkovém tělese (PV6-3). V rámci laboratorních analýz povrchových vod byly zjišťovány koncentrace uhlovodíků C₁₀-C₄₀ a těžkých kovů. Všechny naměřené koncentrace byly pod mezí detekce přístroje, až na koncentraci arsenu, která byla **0,005 mg/l** v PV6-1 a **0,009 mg/l** v PV6-2 a v PV6-3. Nicméně tyto hodnoty splňují stanovené normy dle NV č. 23/2011 Sb.

Výsledky laboratorních analýz kvality povrchových vod jsou uvedeny v **příloze č. 9.4**.

2.2.2.4 Výsledky hydrodynamických zkoušek (čerpací a stoupací zkoušky)

Hydrodynamické zkoušky na vrtu HG6-2 byly vyhodnoceny Jacobovou semilogaritmickou metodou přímkou. Tabelární a grafické vyhodnocení hydrodynamických zkoušek je součástí **přílohy č. 15**.

Tabulka č. 17: Výsledné hodnoty filtračních parametrů saturované zóny v okolí vrtu HG6-2

	HDZ: HG6-2		
	ČZ	SZ	průměr
k (m/s) prům	1,7.10 ⁻⁵	1,9.10 ⁻⁴	1,1.10⁻⁵
T (m ² /s) prům	1,1.10 ⁻⁴	1,3.10 ⁻³	6,9.10⁻⁴
v _{krit.} (m ² /s) prům	7,1.10 ⁻⁴	2,4.10 ⁻³	1,5.10⁻³
R (m)	18,3	5,5	11,9

Výsledné vypočtené filtrační parametry saturované zóny horninového prostředí pro vrt HG6-2 jsou uvedeny v tabulce č. 18. Podle výsledného koeficientu filtrace 1,1.10⁻⁴ m/s jsou podle Jetela (1980) okolní horniny dosti silně propustné. Hladiny podzemní vody ve sledovaných vrtech nebyly při čerpací zkoušce ovlivněny. Depresní kužel (potenciální ovlivnění výšky hladiny) dosahuje maximálně do vzdálenosti 11,9 m.

2.2.2.5. Geodetické zaměření

Dne 10. 1. 2010 bylo provedeno geodetické zaměření vystrojených hydrogeologických vrtů a nevystrojených sond na lokalitě č. 6 – Přední potok v souřadnicovém systému S-JTSK a výškovém systému Bpv. Zaměření bylo provedeno převážně metodou GNSS měřením v reálném čase (RTK) aparaturou GPS Leica RX 900 CSC s využitím služby RTK permanentní stanice Frýdek-Místek sítě CZEPOS. V místech, kde nemohly být objekty zaměřeny přímo metodou GNSS, byla uvedenou metodou nejprve vytvořena síť bodů PPBP, ze které byly objekty následně zaměřeny trigonometricky, a to totální stanicí Leica TCR 1101. Podrobné body byly vypočteny dávkově v programu GEUS 14.0.22.

Zpráva o geodetickém zaměření je uvedena v **příloze č. 18**.

2.2.3. Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění

Plošný a prostorový rozsah znečištění

Na základě výsledků průzkumných prací realizovaných v rámci předkládané analýzy rizik (2010–2011) byl vytvořen model mocnosti skládky. Jeho tvorba byla realizována interpolací (metoda simple kriging) mocností skládkového materiálu z jednotlivých objektů průzkumu v roce 2010 (nevystrojené sondy S6-1 až S6-12 a hydrogeologické vrty HG6-1, HG6-2 a HG6-3). Model mocnosti skládky je znázorněn v **příloze č. 12** a geologická dokumentace z průzkumu v období 2010 včetně geologického řezu lokalitou je součástí **přílohy č. 8**.

Z výsledků modelu navážky vyplývá, že plošný rozsah skládky je cca 36 970 m². Obvod modelové skládky činí 895 m.

Tabulka č. 18 popisuje distribuci hloubkového dosahu v poměru k ploše skládkového tělesa. Z celkového počtu 15 objektů se hodnoty mocnosti navážky pohybovaly v rozmezí 0–13,4 m. Mocnost přitom byla uvažována jako vertikální vzdálenost od terénu k bázi skládkového materiálu. Aritmetický průměr tohoto souboru činí 3,6 m, přičemž směrodatná odchylka dosahuje hodnoty 3,9 m. Medián pro datový celek je 2,0 m a hodnota 3. kvartilu je 4,5 m.

Tabulka č. 18: Hloubkový dosah skládkových materiálů v poměru k plošnému rozsahu

Hloubkový dosah navážky	Plocha absolutní	Plocha relativní
m	m²	%
0–1	10 222	27.6
1–2	11 401	30.8
2–3	5 080	13.7
3–4	2 887	7.8
4–5	1 747	4.7
5–6	1 104	3.0
6–7	876	2.4
7–8	766	2.1
8–9	640	1.7
9–10	553	1.5
10–11	511	1.4
11–12	483	1.3
12–13	441	1.2
13–14	261	0.7
Suma	36 972	100

Skládka Přední potok je výrazně oválného tvaru (délka 370 m, šířka 140 m), který je protažený ve směru VSV–ZJZ, resp. Z–V. Tvar skládky vychází z průběhu původního údolí, které bylo v průběhu 80. let kompletně zaplněno skládkovým materiálem. Nejvyšší mocnosti

navážky (až přes 13 m) se vyskytují v blízkosti terénní hrany na západě lokality. Rozdíl nivity horní a spodní hrany srázu činí přes 20 m, místy i 25 m (viz. **příloha č. 10**).

Celá oblast se nachází v nadmořských výškách 313–358 m n. m., přičemž terén se svažuje k Z–ZJZ.

Objem skládkového tělesa na základě modelového řešení dosahuje kubatury 99 000 m³. Hladina podzemní vody se ve 3 hydrogeologických objektech vyskytovala v prosinci 2010 a lednu 2011 na úrovních 0,3–6,5 m pod úrovní terénu. Saturovaná a nesaturovaná zóna na ploše navážky je tvořena převážně slévarenskými písky a stavebním odpadem jílovito-hlinitého charakteru. Kubatura nesaturované zóny je aproximována na 83 000 m³. Saturovaná zóna byla plošně určena jako 6 m mocná (tato úroveň byla stanovena uměle), při dané ploše skládky tedy uvažujeme kubaturu zvodnělé zóny na úrovni 220 000 m³. Přitom kubatura samotné navážky v saturované zóně činí 16 000 m³.

Míra a rozmístění znečištění

Tato kapitola shrnuje majoritní kontaminanty na lokalitě č. 6 – Přední potok, a to z hlediska jejich prostorového rozsahu a koncentrace. Výsledky průzkumu jsou srovnány s platnou legislativou a hydrogeologickým vrtem HG6-2, který v analýzách představuje přirozené pozadí. Laboratorní výsledky z průzkumu jsou uvedeny v **příloze č. 9**.

Znečištění v zemině bylo průzkumnými pracemi v roce 2010 ověřeno v ukazatelích ropných uhlovodíků skupiny C₁₀–C₄₀, vybraných zástupců těžkých kovů (olovo), BTEX a polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU). Z důvodů omezených vstupů koncentrací jednotlivých kontaminantů nebyly konstruovány jejich prostorové kontaminační rozsahy v podzemní vodě.

Ropné uhlovodíky C₁₀–C₄₀

Kontaminace ropnými uhlovodíky byla ověřena především v jižní části skládky Přední potok. Tuto část reprezentují nevystrojené sondy S6-3, S6-1 a S6-2, z nichž byly v rámci průzkumu v roce 2010 odebrány vzorky zeminy z úrovní 0,4–1,5 m, 11,5 m a 0,3–0,6 m ve stejném pořadí. Koncentrace přitom dosáhly ve vzorku ze sondy S6-3 hodnoty 23 056 mg/kg C₁₀–C₄₀, v případě sondy S6-1 5 037 mg/kg a S6-2 4 760 mg/kg ropných uhlovodíků. Hodnoty nad limit vyhlášky 294/2005 Sb., která stanoví maximální koncentraci 300 mg/kg, jsou dále objekty S6-7, S6-12, S6-9, S6-11 a S6-6 v koncentracemi 1 626 mg/kg, 1 109 mg/kg, 878 mg/kg, 519 mg/kg a 341 mg/kg C₁₀–C₄₀ ve stejném pořadí. Jmenované vzorky přitom pocházejí z úrovní 1–5 m pod úrovní terénu.

Ačkoliv je závislost prostorového a koncentračního výskytu značně nevýrazná, ropné uhlovodíky v zemině lze obecně očekávat obzvláště ve střední části skládky. Přitom se nemusí jednat o objekty s velkou mocností skládkového materiálu – důkazem jsou sondy S6-3 a S6-2, které zasáhly navážku o mocnosti 1,5 m, resp. 0,6 m.

Dynamické vzorky podzemní vody z hydrogeologických objektů HG6-1, HG6-2 a HG6-3 ze 16. 12. 2010 (HG6-2) a 6. 1. 2011 (HG6-1, HG6-3) neprokázaly koncentrace ropných uhlovodíků nad limitem detekce laboratorní metody. Statický vzorek podzemní vody z dočasně vystrojené sondy S6-1 ze dne 6. 1. 2011 však potvrdil přítomnost ropných uhlovodíků v podzemní vodě skládky, a to na úrovni 8,4 mg/l C₁₀–C₄₀.

Vzhledem k absenci legislativní vyhlášky pro ropné uhlovodíky v podzemních vodách ukazatele C₁₀–C₄₀ byly výsledky porovnány pouze s vybraným objektem (HG6-2), představujícím přirozené pozadí. Zde byla koncentrace ropných uhlovodíků, podobně jako v případě analýzy zeminy, pod mezí detekce, tj. <0,05 mg/l pro podzemní vodu a <25 mg/kg v sušině.

Polycyklické aromatické uhlovodíky

Rozsah znečištění polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU) je prostorově podobně neurčitý, jako v případě ropných uhlovodíků. V zeminách je kontaminace zřejmá z analýz nevystrojené sondy S6-11, kde byla v horizontu 5 m stanovena koncentrace 1 432 mg/kg Σ PAU⁵. Tato sonda se nachází v západní části skládky, v oblasti nejvyšších mocností navážky. Dále byla prokázána kontaminace ve střední části zájmové oblasti v sondě S6-12 – zde byla prokázána koncentrace Σ PAU na úrovni 42,5 mg/kg v úrovni 1,0 m p.ú.t. Také ve vzorku z nevystrojené sondy S6-7 ve východní části skládky byla stanovena koncentrace 28,1 mg/kg Σ PAU. Výše zmíněné vzorky zeminy výrazně překračují limit vyhlášky 294/2005 SB., která stanoví maximální koncentraci Σ PAU v sušině odpadů na úrovni 6 mg/kg. Objekty, jejichž vzorky zeminy rovněž překračují tuto vyhlášku, jsou sondy S6-9 (11,1 mg/kg v etáži 1 m), S6-2 (8,8 mg/kg v etáži 0,3–0,6 m) a S6-3 (8,2 mg/kg v etáži 0,4–1,5 m). Obecně lze očekávat vyšší koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků v západní části skládky.

Téměř všechny vzorky zeminy převyšují hodnotu z hydrogeologického vrtu HG6-2 (0,1–0,3 mg/kg Σ PAU), jehož matrice byla určena jako přirozené pozadí.

V podzemní vodě jsou hodnoty PAU mírně zvýšené u všech sledovaných objektů. Sumární koncentrace Σ PAU⁶ ve vodách podle vyhlášky 252/2004 Sb. překračují limit 0,1 µg/l 2 vzorky podzemní vody. Nejvyšší koncentrace byly v průzkumu 2010–2011 zaznamenány v hydrogeologickém vrtu HG6-1 (0,6 µg/l Σ PAU), přičemž tento vrt se nevyskytuje v navážce a je situován před skládkou tak, aby reprezentoval hodnoty přirozeného pozadí spolu s vrtem HG6-2. Koncentrace 0,2 µg/l byla rovněž detekována ve statickém vzorku podzemní vody z dočasně vystrojené sondy S6-1. Koncentrace Σ PAU v hydrogeologickém objektu HG6-3, který je situován cca 26 m od sondy S6-1, byl v dynamickém vzorku stanoven na úrovni 0,06 µg/l.

Těžké kovy

Rozsah kontaminace těžkými kovy se na lokalitě projevila pouze ojediněle a bodově. V případě zeminy byla detekována koncentrace olova v jižní části skládky Přední potok, a to u nevystrojené sondy S6-3, kde byla v úrovni 0,4–1,5 m pod terénem stanovena hodnota 33 600 mg/kg sušiny. V podzemní vodě pak byla v hydrogeologickém vrtu HG6-1 stanovena koncentrace niklu na úrovni 0,3 mg/l. Tento monitorovací objekt je přitom situován mimo

⁵ Σ PAU jsou u zemin definovány dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. jako suma následujících látek: anthracen, benzo/a/anthracen, benzo/a/pyren, benzo/b/fluoranthen, benzo/ghi/perylene, benzo/k/fluoranthen, fluoranthen, fenantren, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen, pyren

⁶ Σ PAU jsou u podzemní vody definovány dle vyhlášky č. 252/2004 Sb. jako suma následujících látek: benzo/b/fluoranthen, benzo/ghi/perylene, benzo/k/fluoranthen, a indeno(1,2,3-cd)pyren

skládkový materiál a proudové pole podzemní vody vypovídá o směru proudění podzemní vody směrem k JZ. Více k této problematice viz kapitola 2.2.4.4. a 2.2.5.

BTEX

Kontaminace látkami BTEX je s nejvyššími hodnotami koncentrována do oblastí maximálních mocností skládky a zde je reprezentována objekty S6-11 se sumární koncentrací 3,75 mg/kg BTEX a S6-1 s koncentrací 1,99 mg/kg. Dále následují vzorky zeminy z objektů S6-3, S6-8, S6-9, S6-10, S6-12 a S6-2 s koncentracemi na úrovni 1,55 mg/kg, 1,14 mg/kg, 0,99 mg/kg, 0,84 mg/kg, 0,78 mg/kg a 0,47 mg/kg ve shodném pořadí. Všechny zmíněné objekty jsou situovány v západní části skládky Přední potok. Vyhláška č. 294/2005 Sb. stanoví limit pro Σ BTEX v sušině odpadů na úrovni 0,4 mg/kg.

2.2.4. Posouzení šíření znečištění

2.2.4.1. Šíření znečištění v nesaturované zóně

Migrace polutantů v nesaturované zóně probíhá především gravitačně-vertikálním směrem, vlivem infiltrace srážkových vod a samotnou gravitací. Rychlost migrace znečištění v nesaturované zóně závisí zejména na těchto ukazatelích:

- typ kontaminantu
- míra zpevnění povrchu (zástavba, zatravnění, asfalt, beton, atd.)
- homogenita zeminy (propustnost)
- sorpční vlastnosti zeminy

Pohyb polutantů je zpomalován zejména polohami jílovitých sedimentů, které fungují jako hydraulická bariéra. Při průchodu kontaminantů horninovým prostředím dochází k jejich rozptýlení a částečné sorpci na horninové prostředí. Množství sorbovaného kontaminantu závisí na povaze látky a obsahu organického uhlíku v pevné fázi horninového prostředí, který je schopný kontaminant vázat. Kontaminant se dále může šířit prostřednictvím preferenčních cest proudění, jako jsou produktovou, síťová vedení, základy budov a jiné. Těkávké složky se šíří vytékáním do půdního vzduchu a dále do atmosféry. Nesaturovaná zóna v zájmové lokalitě č.6 - Přední potok je v současné době nezastvěná a zatravněná.

V hydrogeologických vrtech HG6-1 a HG6-2 byla hladina podzemní vody zastižena v hloubce 2,9, respektive 3,5 m. Hydrodynamické zkoušky byly prováděny na vrtu HG6-2 a výsledný koeficient filtrace byl $1,1 \cdot 10^{-5}$ m/s a transmisivita $6,9 \cdot 10^{-4}$ m²/s.

Objem nesaturované zóny je 83 000 m³, při ploše skládky 36 970 m². Pro výpočty byly použity 3. kvartily koncentrací daných polutantů.

Při adsorpci dochází k zachycení kontaminantu na povrchu organické hmoty v pevné fázi kolektoru, jehož množství je vyjadřováno jako váhová frakce organického uhlíku f_{oc} . Ta byla stanovena na základě laboratorních rozborů vzorků zemín ve formě TOC (total organic carbon).

Pro výpočet sorpčních charakteristik zemín bylo nutné vypočítat lineární adsorpční izotermu K_d [l/g] dle vztahu

$$K_d = K_{oc} * f_{oc}$$

kde K_{oc} je distribuční koeficient organický uhlík-voda. Zadané hodnoty K_{oc} , f_{oc} a vypočítané K_d jsou uvedeny v následující tabulce. Pro kadmium a měď je hodnota K_d dána. Jako zástupce spektra látek ropného původu byl použit methylyklohexan, který představuje běžnou komponentu směsi ropných látek.

Hodnota ukazatele TOC je převzata z analýz vzorků zemin z nevystrojených sond S6-10 (3 m), S6-10 (4,7 m) a jeho průměrná hodnota je 13,5 g/kg.

Tabulka č. 19: Hodnoty K_{oc} , f_{oc} a K_d

Kontaminant	K_{oc} [l/kg]*	f_{oc}	K_d [l/kg]
methylyklohexan	234	0,0135	3,14
kadmium	-	0,0135	30*
měď	-	0,0135	98*
benzo/a/pyren	$5,87 \cdot 10^5$	0,0135	$7,92 \cdot 10^3$
benzo/b/fluoranthen	$5,99 \cdot 10^5$	0,0135	$8,09 \cdot 10^3$
benzo/ghi/perylen	$1,95 \cdot 10^6$	0,0135	$2,63 \cdot 10^4$
indeno(1,2,3-cd)pyren	$1,95 \cdot 10^6$	0,0135	$2,63 \cdot 10^4$
benzo/k/fluoranthen	$5,87 \cdot 10^5$	0,0135	$7,92 \cdot 10^3$
chrysen	$1,81 \cdot 10^5$	0,0135	$2,44 \cdot 10^3$
pyren	$5,43 \cdot 10^4$	0,0135	$7,33 \cdot 10^2$
anthracen	$1,64 \cdot 10^4$	0,0135	$2,21 \cdot 10^2$
fenanthren	$1,67 \cdot 10^4$	0,0135	$2,25 \cdot 10^2$
naftalen	$1,54 \cdot 10^3$	0,0135	20,8
fluoranthen	$5,55 \cdot 10^4$	0,0135	$7,49 \cdot 10^2$

Zdroj: THE RISK ASSESSMENT INFORMATION SYSTEM *US EPA

Obecně platí, čím je K_d vyšší, tím je kontaminant méně mobilní a více se sorbuje na horninové prostředí.

Hlavním transportním mechanismem je v kvartérních sedimentech uvažován výluh srážkovou vodou. Tok polutantu můžeme vyjádřit vztahem

$$J = Q \cdot C$$

kde: J je tok polutantu v mg/s
 Q je průtok infiltrátu srážkové vody (l/s)
 C je 3. kvartil koncentrace polutantu ve vodě (mg/l)

Výpočet průtoku srážkové vody Q vychází z průměrného ročního úhrnu srážek v oblasti, který je 700 mm, množství infiltrace (cca 10 %) a plochy s výskytem znečištění nesaturované zóny.

Další výpočet je založen na úvaze, že infiltrující voda získává koncentraci polutantu odpovídající rovnovážné koncentraci podle vztahu

$$C_{aq} = \frac{C_{suš}}{K_d}$$

kde: C_{aq} je koncentrace polutantu ve výluhu (mg/l)
 $C_{suš}$ je 3. kvartil koncentrace polutantu v zemině (mg/kg)

Tabulka č. 20.1 : Bilance v nesaturované zóně horninového prostředí

	$C_{10-C_{40}}$	kadmium	měď [?]
Organický uhlík	0,0135	0,0135	0,0135
Koc (dm ³ /kg)	234	-	-
Kd (dm ³ /kg)	3,14	30	98
$C_{suš}$ (mg/kg)	474,5	1,7	40,77
C_{aq} (mg/dm ³)	150	0,06	0,42
Objem kontaminované horniny (m ³)	83 000	83 000	83 000
Hmotnost kontaminantu v nesaturované zóně (t)	82,7	0,3	7,1

Výše uvedenými výpočty byla stanovena bilance kontaminantů uvedených v tabulce č. 20.1. V nesaturované zóně je přítomno 82,7 t uhlovlíků skupiny $C_{10-C_{40}}$, 0,3 t kadmia a cca 7,1 t mědi.

Tabulka č. 20.2.: Bilance v nesaturované zóně horninového prostředí – PAU

	b/a/p	b/b/f	b/ghi/p	i(1,2,3-cd)p	b/k/f	chrysen
Organický uhlík	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135
Koc (dm ³ /kg)	$5,87 \cdot 10^5$	$5,99 \cdot 10^5$	$1,95 \cdot 10^6$	$1,95 \cdot 10^6$	$5,87 \cdot 10^5$	$1,81 \cdot 10^5$
Kd (dm ³ /kg)	7,92.103	8,09.103	$2,63 \cdot 10^4$	$2,63 \cdot 10^4$	$7,92 \cdot 10^3$	$2,44 \cdot 10^3$
$C_{suš}$ (mg/kg)	1,33	1,66	0,98	0,58	0,64	1,26
C_{aq} (mg/dm ³)	$1,68 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$3,72 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-5}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$
Objem kontaminované horniny (m ³)	83 000	83 000	83 000	83 000	83 000	83 000
Hmotnost kontaminantu v nesaturované zóně (kg)	232	289	171	101	112	220

* b/a/p-benzo/a/pyren; b/b/f-benzo/b/fluoranthren; i(1,2,3-cd)p-indeno(1,2,3-cd)pyren; b/k/f-benzo/k/fluoranthren; ch-chrysen; f-fenanthren;

Tabulka č.20.3.: Bilance v nesaturované zóně horninového prostředí – PAU

	pyren	anthracen	fenanthren	naftalen	fluoranthren
Organický uhlík	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135
Koc (dm ³ /kg)	$5,43 \cdot 10^4$	$1,64 \cdot 10^4$	$1,67 \cdot 10^4$	$1,54 \cdot 10^3$	$5,55 \cdot 10^4$
Kd (dm ³ /kg)	$7,33 \cdot 10^2$	$2,21 \cdot 10^2$	$2,25 \cdot 10^2$	20,8	$7,49 \cdot 10^2$
$C_{suš}$ (mg/kg)	2,4	0,77	3,5	0,52	3,2
C_{aq} (mg/m ³)	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$2,5 \cdot 10^{-2}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$
Objem kontaminované horniny (m ³)	83 000	83 000	83 000	83 000	83 000
Hmotnost kontaminantu v nesaturované zóně (kg)	418	134	610	91	558

Výše uvedenými výpočty byla stanovena bilance kontaminantů uvedených v tabulce č. 20.2 a 20.3. V nenasurované zóně se nachází 2,93 t polycyklických aromatických uhlovodíků. Největší objem v nenasurované zóně zaujímá fenanthrenu (610 kg), fluoranthen (558 kg) a pyren (418 kg).

2.2.4.2. Šíření znečištění v saturované zóně

Proudění podzemní vodou je nejvýznamnějším transportním mechanismem šíření polutantu směrem od zdroje znečištění. Vzhledem k tomu, že všechny póry horniny jsou v saturované zóně zaplněny, polutant může existovat buď ve formě fáze, volně se pohybující, rozpuštěný ve vodě nebo sorbovaný na povrchu pevné fáze kolektoru.

Na lokalitě je saturovaná zóna tvořená kvartérním jílovitým pískem se šterkem, místy se vyskytuje křídové podloží tvořené zvětralým jílovcem. Mocnost zvodně saturované zóny byla uměle určena na 6 m. Zvodeň má mírně napjatou hladinu, která se na lokalitě ustálila na úrovni cca 0,3–6,5 m pod terénem. Koeficient filtrace na lokalitě je na základě vyhodnocení hydrodynamických zkoušek $1,1 \cdot 10^{-4}$.

Tím získáváme objem saturované zóny $220\,000\text{ m}^3$, při ploše $36\,970\text{ m}^2$. Kubatura skládkové zeminy je v saturované zóně $16\,000\text{ m}^3$.

Jako nejvýznamnější kontaminanty byly určeny polycyklické aromatické uhlovodíky a uhlovodíky C_{10} – C_{40} , jejichž zvýšená koncentrace byla zjištěna ve statickém vzorku S6-1.

Hlavním migračním parametrem ve zvodnělé zóně horninového prostředí je advekce. Advekci lze charakterizovat jako transport částic způsobený prouděním podzemní vody na základě nenulového hydraulického gradientu. Rychlost proudění podzemní vody v (m/s) vypočteme dle Darcyho zákona jako

$$v = k \cdot I$$

kde: k je koeficient filtrace (m/s)
 I je hydraulický gradient.

Hydraulický gradient získáme dle vztahu

$$I = \frac{dh}{dl}$$

kde: dh představuje rozdíl hydraulických výšek mezi dvěma body
 dl je jejich vzdálenost.

Střední lineární (skutečná) rychlost proudění v_s (m/s) se vypočte dle rovnice

$$v_s = \frac{k \cdot I}{n_e}$$

kde: n_e je efektivní pórovitost.

Při proudění kontaminantu v podzemní vodě dochází k adsorpci, tedy zachycení kontaminantu na povrchu pevné fáze kolektoru. Adsorbovaný kontaminant je zpomalen v porovnání s rychlostí advekce. Toto zpomalení je vyjádřeno koeficientem retardace R , vypočteného dle vztahu

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{n} \right) \cdot K_d$$

kde: ρ_b je měrná hmotnost pevné fáze (kg/dm³)
 K_d je distribuční koeficient
 n je pórovitost.

Rychlost šíření kontaminantů se dále vypočte dle rovnice

$$v = \frac{v_s}{R}$$

Advekční tok kontaminantu je pak

$$J = v \cdot n \cdot C$$

kde: C představuje 3. kvartil koncentrace kontaminantu v podzemní vodě.

Koeficient filtrace, zjištěný na základě hydrodynamických zkoušek (viz kapitola 2.2.2.4.), v průměru dosahuje hodnoty $1,1 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Rychlost proudění podzemní vody v , při průměrném hydraulickém gradientu 0,07 vychází rychlost proudění podzemní vody na $3,3 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Střední lineární (skutečná) rychlost proudění v_s při efektivní pórovitosti n_e 10 % vychází na $3,3 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Zpomalení proudění kontaminantu v podzemní vodě v důsledku adsorpce na povrchu pevné fáze kolektoru, je vyjádřené koeficientem retardace R , jehož vypočtené hodnoty jsou v tabulce č. 22.

Tabulka č.21.1: Rychlost šíření a advekční tok kontaminantu

	C ₁₀ -C ₄₀	b/a/p*	b/b/f	b/ghi/p	i(1,2,3-cd)p	b/k/f
v (m/s)	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$7,9 \cdot 10^{-10}$	$7,8 \cdot 10^{-10}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$	$7,9 \cdot 10^{-10}$
J (mg/m ² /rok)	$1,98 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-7}$

* b/a/p-benzo/a/pyren; b/b/f-benzo/b/fluoranthen; i(1,2,3-cd)p-indeno(1,2,3-cd)pyren; b/k/f-benzo/k/fluoranthen

Tabulka č. 21.2: Rychlost šíření a advekční tok kontaminantu

	chrysen	pyren	anthracen	fen**	fluor
v (m/s)	$2,6 \cdot 10^{-9}$	$8,6 \cdot 10^{-9}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$8,4 \cdot 10^{-9}$
J (mg/m ² /rok)	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$7,2 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$

** fen-fenanthren; fluor-fluoranthen

Z kontaminantů, které jsou uvedené v tabulce 21.1. a 21.2. se budou nejrychleji šířit uhlovodíky C₁₀-C₄₀, a to rychlostí $1,9 \cdot 10^{-6}$ m/s, jejich advekční tok je $1,98 \cdot 10^2$ mg/m²/rok. Z polycyklických aromatických uhlovodíků se budou nejrychleji šířit anthracen a fenanthren, a to rychlostí $2,8 \cdot 10^{-8}$ m/s.

Bilance znečištění v saturované zóně horninového prostředí

Pro účely kvantifikace bilance znečištění v saturované zóně vycházíme z koncepce lineární sorpční rovnováhy mezi kontaminovanou podzemní vodou a pevnou matricí. Množství kontaminantu rozpuštěného v podzemní vodě je úměrné množství kontaminantu sorbovaného horninou. Vzájemný poměr je vyjádřen lineárním distribučním koeficientem půdního rozdělení K_d , který je podílem koncentrace kontaminantu v hornině c_a a koncentrace kontaminantu ve vodě c_i .

$$K_d = c_a / c_i$$

Vzhledem k tomu, že vlastní měření koeficientu K_d je pro těkavé látky problematické, vypočítává se z koeficientu sorpce na organický uhlík a f_{oc} .

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

Výpočet lze rozdělit do 3 částí:

hmotnost volné fáze (není bilancována)

hmotnost kontaminantu rozpuštěného v podzemní vodě M_i ,

hmotnost kontaminantu sorbovaného horninou M_a .

Hmotnost kontaminantu rozpuštěného v podzemní vodě M_i :

$$M_i = C_i \cdot V_a \cdot P,$$

kde: C_i 3. kvartil koncentrace kontaminantu v podzemní vodě
 V_a objem saturované zóny zasažené kontaminací
 P porosita

Hmotnost kontaminantu sorbovaného horninou M_a :

$$M_a = C_a \cdot V_a \cdot p_a,$$

$$C_a = K_d \cdot C_i,$$

kde C_a 3. kvartil koncentrace kontaminantu v hornině
 C_i 3. kvartil koncentrace kontaminantu v podzemní vodě
 V_a objem saturované zóny zasažené kontaminací
 p_a měrná hmotnost zeminy

Tabulka č. 22.1: Bilance v saturované zóně horninového prostředí

	$C_{10}-C_{40}$	b/a/p	b/b/f	b/ghi/p	i(1,2,3-cd)p	b/k/f
Organický uhlík %	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135
K_{oc} (dm ³ /kg)	234	5,87.10 ⁵	5,99.10 ⁵	1,95.10 ⁶	1,95.10 ⁶	5,87.10 ⁵
K_d (dm ³ /kg)	3,14	7,92.10 ³	8,1.10 ³	2,6.10 ⁴	2,6.10 ⁴	7,9.10 ³
Koncentrace polutantu ve vodě (µg/l)	8,38.10 ³	0,12	0,14	0,08	0,07	0,06

	C ₁₀ -C ₄₀	b/a/p	b/b/f	b/ghi/p	i(1,2,3-cd)p	b/k/f
Koncentrace polutantu ve vodě (mg/dm ³)	8,38	1,2.10 ⁻⁴	1,4.10 ⁻⁴	8.10 ⁻⁵	7.10 ⁻⁵	6.10 ⁻⁵
Ca (mg/kg)	26,4	9,5.10 ⁻¹	1,13	2,1	1,8	4,7.10 ⁻¹
Objem zasažené saturované zóny (m ³)	220 000	220 000	220 000	220 000	220 000	220 000
Objem zasažené zeminy (m ³)	16 000	16 000	16 000	16 000	16 000	16 000
Měrná hmotnost zeminy (kg/dm ³)	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Celková pórovitost	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Efektivní pórovitost	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Retardační faktor	17,6	41604	42455	138207	138207	41604
Hmotnost kontaminantu ve vodě (g)	737	11	12	7	6	5
Hmotnost kontaminantu sorb. horninou (kg)	887	32	38	71	61	16
Hmotnost kontaminantu celkem (kg)	887	32	38	71	61	16

* b/a/p-benzo/a/pyren; b/b/f-benzo/b/fluoranthen; i(1,2,3-cd)p-indeno(1,2,3-cd)pyren; b/k/f-benzo/k/fluoranthen

Tabulka č.22.2: *Bilance v saturované zóně horninového prostředí*

	chrysen	pyren	anthracen	fenanthren	fluor*
Organický uhlík %	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135
Koc (dm ³ /kg)	1,81.10 ⁵	5,43.10 ⁴	1,64.10 ⁴	1,67.10 ⁴	5,55.10 ⁴
Kd (dm ³ /kg)	2,4.10 ³	7,3.10 ²	2,2.10 ²	2,2.10 ²	7,5.10 ²
Koncentrace polutantu ve vodě (μg/l)	0,1	0,3	0,02	0,2	0,4
Koncentrace polutantu ve vodě (mg/dm ³)	1.10 ⁻⁴	3.10 ⁻⁴	2.10 ⁻⁵	2.10 ⁻⁴	4.10 ⁻⁴
Ca (mg/kg)	2,44.10 ⁻¹	2,2.10 ⁻¹	4,4.10 ⁻³	4,5.10 ⁻²	3.10 ⁻¹
Objem zasažené saturované zóny (m ³)	220 000	220 000	220 000	220 000	220 000
Objem zasažené zeminy (m ³)	16 000	16 000	16 000	16 000	16 000
Měrná hmotnost zeminy (kg/dm ³)	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
Celková pórovitost	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Efektivní pórovitost	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Retardační faktor	12829	3849	1163	1184	3934
Hmotnost kontaminantu ve vodě (g)	9	26	1,8	18	4
Hmotnost kontaminantu sorb. horninou (kg)	8,2	7,4	0,15	1,5	10
Hmotnost kontaminantu celkem (kg)	8,2	7,4	0,15	1,5	10

*fluor-fluoranthen

Výše uvedenými výpočty byla stanovena bilance kontaminantů v saturované zóně horninového prostředí. V saturované zóně lokality č. 6 je 887 kg uhlovodíků C₁₀-C₄₀. Největší objem z polycyklických aromatických uhlovodíků zabírá benzo/ghi/perylen (71 kg),

indeno(1,2,3-cd)pyren (61 kg) a benzo/b/fluoranthen (38kg). Celkový objem polycyklických aromatických uhlovodíků, které jsou uvedené v tabulce 22.1. a 22.2. je 245 kg.

2.2.4.3. Šíření znečištění povrchovými vodami

Řeka Lubina, která se nachází cca 50–100 metrů od bývalé skládky, je také její drenážní bází. V rámci laboratorních analýz byly stanoveny obsahy uhlovodíků C₁₀–C₄₀ a těžkých kovů v řece. S výjimkou As byly koncentrace všech sledovaných ukazatelů pod mezí detekce laboratorních analýz v obou profilech i drenáži. Průzkum v období 2010–2011 šíření kontaminace do povrchové vody za současného stavu lokality nepředpokládá.

2.2.4.4. Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace

K přirozenému poklesu anorganických a organických kontaminantů dochází v horninovém prostředí zejména ředěním mechanismem advekce a disperze, mnoho z kontaminantů má navíc tendenci sorbovat se na organickou hmotu nebo jiné pevné částice. Tyto procesy vedou k poklesu koncentrací, nicméně ne k jejich odstranění z prostředí. Některé polutanty navíc za vhodných podmínek velmi ochotně podléhají vlastní biodegradaci, čímž dochází k jejich postupnému odstranění z jednotlivých složek životního prostředí. Všechny přirozené procesy, které vedou k poklesu kontaminantu, lze shrnout pod pojem atenuace.

Přirozená atenuace je v principu spolupůsobení celé řady procesů. Na šíření, rozptyl a koncentrování kontaminantu mají vliv jak fyzikálně-chemické parametry prostředí, tak rovněž termodynamické charakteristiky daného kontaminantu a v neposlední řadě vliv biosféry.

Hodnocení procesů přirozené atenuace bylo vyhotoveno podle Metodického pokynu MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území, dle přílohy 6 – základní pravidla pro hodnocení přirozené atenuace.

Výchozími podklady pro posouzení atenuačních procesů jsou data z průzkumných prací předkládané v rámci analýzy rizik. S ohledem na možné transportní cesty kontaminantů k potenciálním příjemcům rizik, jsou atenuační procesy hodnoceny pro nesaturovanou i saturovanou zónu. Na základě ověřené kontaminace na lokalitě je atenuace diskutována pro uhlovodíky C₁₀–C₄₀, vybrané těžké kovy (olovo, nikl) a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU).

Těžké kovy

Z výsledků laboratorních analýz je patrné, že na lokalitě byla bodově v zeminách prokázána vysoká kontaminace **olovem** v koncentraci **33 600 mg/kg** a v podzemní vodě kontaminace **niklem** v koncentraci **0,3 mg/l**. Tyto hodnoty, jež překračují orientační kritérium C MP MŽP, byly identifikovány pouze v jediném vzorku, tudíž se v tomto případě nejedná o plošnou kontaminaci. Nicméně při takto vysokých koncentracích a za nepříznivých fyzikálně-chemických podmínek mohou představovat ohrožení zemin a podzemních vod.

V případě **olova** se předpokládá, že díky jeho vysoké sorpční kapacitě zůstane sorbováno v jílovité zemině. Pro olovo je navíc typická malá pohyblivost v zeminách, což je způsobeno tím, že soli olova jsou většinou málo rozpustné, a olovo je dobře poutáno jílovými minerály,

hydroxidy Fe a Al i humusovými látkami. Sorpce olova humusem je pevnější než jílovými minerály. Zemina tímto kontaminující kov zadržuje a zásadně tím snižuje jeho nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. Nicméně nebezpečí hrozí v případě, pokud by došlo ke změně okolních geochemických podmínek, např. snížení pH a změna redox potenciálu. To následně může vést k nárazovému uvolnění kovu do transportního média. Transport těžkých kovů obecně ovlivňuje zejména pH prostředí, náboj kovu, přítomnost komplexotvorných látek a srážecích činidel. Vysoký celkový obsah kovu v zemině ještě nemusí znamenat akutní nebezpečí tehdy, je-li tato zemina v kontaktu s podzemní vodou, jejíž pH je neutrální a schopnost kovů rozpouštět tak může být nízká. V okamžiku, kdy se ovšem pH podzemní vody sníží, začnou se přítomné kovy relativně rychle rozpouštět.

Nikl je za normální teploty vůči působení vzduchu i vody poměrně stálý, je rovněž odolný vůči působení alkálií. Proto se používá především k povrchové ochraně jiných kovů a k výrobě zařízení pro práci s alkalickými hydroxidy (louhy). Nikl se váže na částice obsahující železo a mangan, které se často vyskytují v půdě a sedimentech. V přírodní vodě při pH 5–9 je dominantní formou výskytu stálá forma Ni^{II} . V tomto rozmezí pH se nikl může sorbovat na oxidy železa a manganu, nebo tvořit komplexní sloučeniny s anorganickými ligandy. Výskyt niklu na lokalitě pravděpodobně souvisí s přítomností železného odpadu. Vysoké množství železa (především trojmocného) je patrné jak v podzemní vodě (**443 mg/l Fe^{III}**), tak v povrchové drenáži PV6-3, která je viditelně okrově zbarvená vysráženými oxohydroxidy železa ($FeOH_3$).

Uhlovodíky C_{10} – C_{40}

Na lokalitě byla prokázána plošná kontaminace uhlovodíky C_{10} – C_{40} v zeminách, ve vodách se zvýšené koncentrace objevily pouze v jediném vzorku z provizorně vystrojené sondy, která však reprezentuje spíše skládkovou zavěšenou zvedeň. Maximální koncentrace v zeminách dosahovala hodnot **23 056 mg/kg**. Nasycené n-alkany jsou v rámci přirozených atenuačních procesů nejnáze odbouratelné sloučeniny, nicméně byla demonstrována degradace n-alkanů i s řetězci delšími než C_{44} . Nejnáze podléhají degradaci alkaný v rozpětí od C_{10} do C_{26} . Hlavní mechanismus degradace n-alkanů spočívá v oxidaci, odpovídající oxidaci alkoholů, aldehydů nebo funkčních skupin mastných kyselin.

Polyaromatické uhlovodíky (PAU)

Aromatické sloučeniny jsou v porovnání s n-alkany více rezistentní vůči biodegradaci, některé nízkomolekulární aromáty jako třeba naftalen, mohou být oxidovány postupně. Důvodem odolnosti PAU vůči biodegradaci, je jejich malá rozpustnost ve vodě. Jejich koncentrace bývají nejvyšší u zdroje znečištění a při uvolnění do půdy jsou adsorbovány na pevné částice. V saturované zóně se u těchto složek nepředpokládá intenzivní pohyb ve směru proudění podzemní vody.

Na lokalitě bylo prokázáno plošné znečištění PAU jak v zeminách, tak v podzemních vodách. Maximální koncentrace v zeminách překračující orientační kritérium C, byly prokázány ve vzorku, kde $\sum PAU$ v sušině dosáhla hodnot **1 228 mg/kg**. V podzemních vodách se $\sum PAU$ pohybovala mírně nad kritériem A. Zvýšené koncentrace PAU v podzemních vodách byly prokázány ve všech sledovaných objektech, rovněž ve vrtu, který

reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě. Největší znečištění se vyskytlo ve vrtu HG6-1, který je umístěný za východním okrajem skládky. V tomto případě se pravděpodobně nejedná o přirozeně zvýšené koncentrace PAU ve vodách.

Aerobní a anaerobní transformace uhlovodíků

V procesu přirozené atenuace uhlovodíkových kontaminantů se uplatňují jak procesy aerobní, tak anaerobní. Principem aerobního procesu je oxidace kontaminantu kyslíkem prostřednictvím enzymů katalyzujících konkrétní oxidační krok přes alkohol, aldehyd a kyselinu, která se následně zapojuje do buněčného cyklu mikroorganismů. Anaerobní rozklad je principiálně podobný aerobnímu s tím rozdílem, že jako akceptor elektronu figurují látky typu dusičnany, železité a manganitité ionty a sírany. Mezi důležité geochemické indikátory, které jsou při posuzování atenuačních procesů sledovány, patří hodnoty oxidačně-redukčního potenciálu (Eh), koncentrace elektronových akceptorů, hodnota pH a teplota. Hodnoty geochemických indikátorů naměřených v podzemní vodě jsou vyjádřené v tabulce č. 23.

Eh – oxidačně-redukční potenciál

V podzemních vodách, které jsou znečištěné organickými látkami, se jako přímý indikátor probíhajících degradačních procesů uplatňuje hodnota oxidačně-redukčního (redox) potenciálu Eh, který odráží přítomnost oxidačního nebo redukčního prostředí. Přímým důkazem o probíhajících degradačních procesech v saturované zóně, je pokles koncentrací elektronových akceptorů, což se projevuje snížením redox potenciálu. Jeho záporná hodnota značící přítomnost redukčního prostředí, byla naměřena v podzemní vodě ve vrtu HG6-1, ve kterém bylo prokázáno největší znečištění PAU. V dalších dvou vystrojených vrtech, kde bylo identifikován nevýznamné znečištění PAU, bylo naměřeno prostředí oxidační, přičemž ve vrtu HG6-3 se jedná pouze o slabě oxidační prostředí.

Elektronové akceptory

Při oxidaci organických látek dochází ke snížení koncentrace elektronových akceptorů. Jako první přijímá elektrony kyslík, jehož pokles pod 0,5 mg/l indikuje anaerobní podmínky. Dusičnany figurují jako akceptory elektronů při absenci kyslíku. V případě postupného vyčerpávání dusičnanů se začínají uplatňovat sírany, které již značí prostředí anaerobní. Dvojmocné železo (Fe^{II}) je indikátorem redukce trojmocného železa (Fe^{III}) během degradace organických sloučenin při absenci O_2 a NO_3^- . Dvojmocná forma manganu (Mn^{II}) je podobně jako v případě železa, indikátorem redukce oxidační formy Mn^{IV} . Metan (CH_4) dokazuje degradaci organických sloučenin metanogenezí. Koncentrace kyslíku byla v podzemní vodě nad hodnotou 0,5 mg/l, přičemž nejvyšší hodnota **11,47 mg/l** byla naměřena ve vrtu HG6-2, který má vysokou hodnotu redox. Nízká koncentrace rozpuštěného kyslíku (**do 0,8 mg/l**) byla zaznamenána ve zbylých vrtech.

Tab. č. 23: Geochemické parametry vzorků podzemních vod

označení vzorku	HG6-1	HG6-2	HG6-3
pH	7,64	7,41	6,93
redox potenciál (mV)	- 287,2	113,4	9,89
rozp. O ₂ (mg/l)	0,76	11,47	0,45
dusičnany (mg/l)	<5		<5
sírany (mg/l)	<10		<10
železo celk. (mg/l)	467		10,7
Fe (III) (mg/l)	443		1,1
Fe (II) (mg/l)	23,5		9,6
vodivost: (μS/cm)	697	819	785
teplota: (°C)	7,9	7,5	11,6

pH a teplota

Tyto parametry patří mezi doplňkové indikátory přirozené atenuace. Hodnota pH má význam především při posuzování přirozené atenuace u anorganických látek (např. těžkých kovů), kde přímo ovlivňuje jejich mobilitu v prostředí. Hodnota pH se v podzemních vodách vyskytuje kolem neutrálních hodnot, což vzhledem k mobilitě těžkých kovů (jak olova, tak niklu) naznačuje jejich stálost v prostředí a tendenci nemigrovat.

S teplotou obecně vzrůstá rychlost biodegradčních procesů organických látek.

Posouzení stavu probíhajících atenuačních procesů

Z hlediska těžkých kovů byla v zeminách zjištěna kontaminace olovem bodového rozsahu. Vzhledem k tomu, že koncentrace olova není v podzemních vodách zvýšená, předpokládá se, že za současného stavu zůstává nasorbován v jílovité zemině. V podzemní vodě (ve vrtu HG6-1) bylo prokázáno znečištění niklem. Hodnoty pH se v podzemní vodě pohybují kolem neutrálních hodnot a v těchto podmínkách je dominantní formou výskytu stálá forma Ni^{II}, která se sorbuje na oxidy železa a manganu. Právě železa a manganu bylo v této sondě prokázáno velké množství (**467 mg/l** celk. železa a **4,1 mg/l** manganu). Výskyt niklu na lokalitě tedy pravděpodobně souvisí s přítomností železného odpadu. Vysoké množství uvolněného železa v podobě vysrážených oxohydroxidů (FeOH₃) je viditelně patrné v povrchové drenáži PV6-3. Vysoká koncentrace Fe^{III} v podzemní vodě (**443 mg/l**) rovněž dokládá oxidační prostředí ve vrtu HG6-1.

Uhlovodíky C₁₀–C₄₀ zůstávají nasorbovány v zemině, v podzemní vodě byla mírně zvýšená hodnota identifikována pouze ve statickém vzorku dočasně vystrojené sondy. Vzhledem k propustnosti skládky se předpokládá, že dochází k oxidaci uhlovodíků kyslíkem dotovaným z atmosféry.

V případě PAU, kdy byla kontaminace prokázána jak v zemině, tak v podzemní vodě, je pravděpodobné, že dochází naopak k migraci složek do saturované zóny. Vzorek podzemní

vody, ve kterém bylo identifikováno největší znečištění podzemní vody se, ale nachází nad skládkou proti proudu podzemní vody. Protože se nejedná o hodnoty přirozeného pozadí je nutno diskutovat zdroj kontaminace. Nicméně, v tomto vrtu geochemické údaje napovídají, že zde probíhají biodegradační procesy, které se projevují záporným redox potenciálem (-287 mV) a dochází zde k vyčerpání jak kyslíku ($0,76 \text{ mg/l}$), tak i dusičnanů ($<5 \text{ mg/l}$) a síranů ($<10 \text{ mg/l}$). Vzhledem k velkému množství železa se začíná jako oxidant uplatňovat Fe^{III} , který, v případě že bude oxidace organických kontaminantů dále pokračovat, se bude pravděpodobně snižovat na úkor redukované formy Fe^{II} .

2.2.5. Shrnutí šíření a vývoje znečištění

Šíření kontaminace bylo průzkumnými pracemi ověřeno a potvrzeno. Směr proudění podzemní vody přes zájmové území, jak je znázorněno v situaci proudového pole kvartérní zvodně v **příloze č. 11**, je k Z–ZJZ, kde je lokalita drénována řekou Lubinou. Samotná existence proudového pole napovídá, že k transportu rozpuštěných látek bude docházet.

Výsledky laboratorních analýz vzorků byly porovnávány s hodnotou přirozeného pozadí na lokalitě, s orientačními kritérii MP MŽP, ale také s vyhláškou č. 294/2005 Sb. Mezi největší kontaminanty v zeminách patří uhlovodíky $\text{C}_{10}\text{--}\text{C}_{40}$, PAU, BTEX a těžké kovy (arsen, kadmium, chrom a nikl). Pro aktivní transport kontaminace, který nebyl průzkumem v období 2010–2011 ověřen, připadají v úvahu ropné uhlovodíky skupiny $\text{C}_{10}\text{--}\text{C}_{40}$ a BTEX vzhledem k jejich relativně vyšší rozpustnosti ve vodě, resp. nízké míře sorpce na organický uhlík.

Původně určený objekt pro reprezentaci přirozeného pozadí na lokalitě, hydrogeologický vrt HG6-1 vykazuje zvýšené hodnoty kontaminace v podzemní vodě, přičemž samotný objekt není v navázce umístěn a leží proti směru proudění podzemní vody na lokalitě. Tato skutečnost ukazuje na existenci jiného zdroje kontaminace než předmětná skládka Přední potok. Pravděpodobná je existence takového zdroje v podobě menší skládky, resp. malé zavežené terénní deprese směrem na SSV–SV ke komunikaci spojující obec Mniší s obcí Lubina. Tato komunikace se nachází cca 50–60 m od objektu HG6-1 a předpokladem je, že se jmenovaný zdroj nachází v prostoru mezi vrtem a komunikací.

Analýzy vzorků podzemní vody byly porovnávány s přirozeným pozadím, které je reprezentováno vzorkem z hydrogeologického vrtu HG6-2. Ve staticky odebraném vzorku podzemní vody z dočasně vystrojené sondy S6-1 dosahovala koncentrace uhlovodíků $\text{C}_{10}\text{--}\text{C}_{40}$ $8,35 \text{ mg/l}$. Z těžkých kovů je v podzemní vodě zvýšený obsah arsenu ($0,02 \text{ mg/l}$) a niklu ($0,3 \text{ mg/l}$). Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemní vody byly také porovnávány s vyhláškou č.252/2004 Sb. pro pitnou vodu. Z těchto ukazatelů nevyhovují limitním hodnotám koncentrace niklu, benzo/a/pyrenu a celkové ΣPAU , která je překročena v hydrogeologickém vrtu HG6-1 a dočasně vystrojené sondě S6-1. Vzhledem k míře postupu kontaminační fronty v saturované zóně je však mobilita PAU v desetínách až setínách metrů za rok. Těžké kovy jsou velice málo mobilní, jelikož jsou sorbované na pevné matici.

V povrchové vodě nebylo prokázáno znečištění, tudíž se šíření kontaminace ze skládky nepředpokládá.

2.2.6. Omezení a nejistoty

Vymezení rozsahu kontaminace v nesaturované zóně je zatíženo nepřesností z důvodu omezených možností realizace průzkumných sond a jejich počtu. Průzkumné sondy byly provedeny v místech, kde nemohlo dojít ke střetu s inženýrskými a technologickými sítěmi.

Kvantifikace kontaminace podzemních vod pro hodnocení kvality a vývoje kontaminace podzemních vod byla v případě nově vybudovaných objektů k dispozici pouze z jednorázového monitoringu a z malého počtu monitorovacích objektů.

Vlastní vstupní data jsou standardně zatížena chybou. Jsou to jednak chyby při odběru vlivem např. klimatických podmínek, a dále standardní chyba analytického stanovení, která je uvedena v certifikátu laboratorních analýz.

Jednoznačně také nebyl prokázán původ kontaminace v podzemní vodě v objektu HG6-1 nacházejícím se proti směru proudění podzemních vod od skládky. Tato kontaminace může naznačovat existenci případného menšího lokálního ohniska kontaminace v prostoru nad posuzovanou lokalitou.

3. Hodnocení rizika

Hodnocení rizika vychází z principů uvedených v Metodickém pokynu MŽP č. 12 pro analýzu rizik kontaminovaných území. Postup hodnocení zdravotního rizika předpokládá nejdříve identifikaci rizik spočívající v určení a zdůvodnění prioritních polutantů, v bližší identifikaci příjemců rizik a reálných expozičních scénářů. Následně je pro jednotlivé expoziční scénáře hodnocena nebezpečnost polutantů na zdraví obyvatel a životní prostředí. **V případě, že jsou překročeny limitní hodnoty legislativních norem, zejména zjištění závažného ohrožení znečištění povrchových nebo podzemních vod, vyžaduje již tato skutečnost nutnost nápravných opatření.** Při hodnocení rizik bylo rovněž přihlédnuto k metodikám U.S. EPA.

3.1. Identifikace rizik

Před vlastní kvantifikací reálných rizik je nezbytné upřesnit scénáře expozice potenciálně ohrožených příjemců. Tyto informace, které jsou předmětem identifikace rizik, vycházejí z údajů o charakteru, rozsahu kontaminace a z vyhodnocení mechanismů migrace kontaminantů v dané lokalitě tak, jak jsou uvedeny v předcházejících kapitolách.

3.1.1. Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů

Z výsledků provedených průzkumných prací byly vytipovány a dále při hodnocení rizik uvažovány následující prioritní kontaminanty:

- zemina uhlovodíky C₁₀–C₄₀, těžké kovy, PAU, chlorované uhlovodíky (CIU), zejména trichlorethen (TCE)
- podzemní voda PAU

Podle výsledků laboratorních analýz jsou na lokalitě zvýšené výskyty benzenu, toluenu, ethylbenzenu a xylenu (BTEX) v zemině. Pro výpočet dermálního kontaktu ale tyto kontaminanty nebyly uvažované, jelikož podle U.S. EPA nejsou tyto kontaminanty při dermálním kontaktu nebezpečné a nejsou pro ně stanovené hodnoty RfD-ad (bezpečná referenční denní dávka) nebo SF-ad (faktor strmosti).

Toxikologické vlastnosti jsou uvedeny v **příloze č. 17**.

S limitními hodnotami pro pitnou vodu dle vyhl. č. 252/2004 Sb. byly porovnávány výsledky všech laboratorních analýz provedených v rámci odběrů vzorků podzemních vod. Ve vrtu HG6-1 s koncentrací **0,02 mg/l** arsenu bylo prokázáno překročení limitní hodnoty 0,01 mg/l. Koncentrace **0,3 mg/l** niklu překračuje ve vrtu HG6-1 limitní hodnotu (0,02 mg/l).

Limitní hodnota benzo/a/pyrenu je stanovena na 0,01 µg/l. Této hodnotě nevyhovují koncentrace ve všech sledovaných objektech, rovněž také ve vrtu HG6-2, který reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě. K největšímu překročení dochází ve vrtu HG6-1, kde je limitní hodnota benzo/a/pyrenu překročena 20-tinásobně. Dle vyhl. č. 252/2004 Sb. dosahuje ΣPAU

limitní hodnoty 0,1 µg/l, která je ve vrtu HG6-1 s koncentrací **0,61 µg/l** a v dočasně vystrojené sondě S6-1 s koncentrací **0,196 µg/l**.

Voda na této lokalitě však není využívána jako pitná, tudíž není překročení legislativních limitů pro pitnou vodu považováno za rizikové pro obyvatelstvo.

3.1.2. Základní charakteristika příjemců rizik

Plocha bývalé skládky je v současné době zatravněná a neobydlená. Je zde možný volný pohyb osob (náhodní návštěvníci lokality).

3.1.3. Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice (aktualizovaný koncepční model)

Tabulka č.24: Aktualizovaný koncepční model

Expoziční cesta č.	Ohnisko znečištění	Transportní cesta	Příjemce rizik	Poznámka
3	Bývalá skládka	Emise plynů a prachu (případně přímý kontakt s odpady na povrchu terénu) → splachy → vodní ekosystémy	Poškození vegetačního krytu, dále náhodní návštěvníci lokality a zvířata pohybující se v prostoru skládky - expozice ingescí, dermální	Těleso skládky je volně přístupné

V aktualizovaném koncepčním modelu je jako hlavní ohnisko znečištění v zájmovém území uvažována bývalá skládka. Jako příjemce rizik je uvažováno obyvatelstvo volně se pohybující v jejím prostoru. V předběžném koncepčním modelu byly uvažovány scénáře transportu kontaminantů podzemní vodou nebo splachy do vody povrchové. Laboratorní analýzy ale šíření znečištění do povrchové vody neprokázaly, a proto nejsou tyto scénáře dále uvažovány.

3.1.3.1 Výčet reálných expozičních scénářů

Následující tabulka přináší přehled reálných expozičních scénářů.

Tabulka č.25: Výčet reálných expozičních scénářů

Typ expozice	Expoziční médium	Využití území	Příklad expozičního scénáře
dermální	zemina	rekreační	dermální kontakt se zeminou při rekreačním využití území
dermální	voda	rekreační	dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území

Pro hodnocení rizika jsou uvažovány expoziční scénáře, sumarizované v tabulce.

3.1.3.2 Výpočet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest

Výčet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest je uveden v následující **tabulce č. 26**. Do tabulky byly zadány 3. kvartily koncentrací vybraných PAU, těžkých kovů,

a chlorovaných uhlovodíků (TCE) na lokalitě. Pro výpočet rizika u uhlovodíků C₁₀–C₄₀ byl použit 3. kvartil koncentrací, který byl rovnoměrně rozdělen mezi aromatické a alifatické uhlovodíky.

Tabulka č.26: Výčet expozičních koncentrací

Typ expozice	Kontaminant	Koncentrace	Objekt
A.1 Dermální kontakt se zemínou dermální kontakt se zemínou při rekreačním využití území	uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀	474,5 mg/kg	Pro výpočty byly použity 3. kvartily koncentrací
	kadmium	1,7 mg/kg	
	benzo/a/pyren	1,33 mg/kg	
	benzo/b/fluoranthen	1,66 mg/kg	
	fluoranthen	3,2 mg/kg	
	chrysen	1,26 mg/kg	
	fluoren	0,57 mg/kg	
	pyren	2,39 mg/kg	
	naftalen	0,52 mg/kg	
TCE	0,048		
A.2 Dermální kontakt s vodou dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území	benzo/a/pyren	0,112 µg/l	
	benzo/b/fluoranthen	0,137 µg/l	
	fluoranthen	0,395 µg/l	
	chrysen	0,098 µg/l	
	pyren	0,287 µg/l	
	naftalen	0,025 µg/l	
	indeno(1,2,3-cd)pyren	0,068 µg/l	
	benzo/a/pyren	0,206 µg/l	
	benzo/b/fluoranthen	0,241 µg/l	
	fluoranthen	0,101 µg/l	
	chrysen	0,168 µg/l	
	pyren	0,489 µg/l	
	naftalen	0,039 µg/l	
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,121 µg/l		

3.2. Hodnocení zdravotních rizik

Metodika hodnocení zdravotních rizik zahrnuje pět základních kroků:

- Určení vztahu dávka – odezva
- Hodnocení expozice
- Charakterizace rizika
- Řízení rizika
- Komunikace rizika

Postup hodnocení zdravotního rizika především předpokládá první tři výše uvedené kroky, tj. z vyhodnocení vztahu dávka-účinek, z vyhodnocení expozice a z charakterizace rizika.

V případě chemických látek, pro něž je charakteristický jiný než karcinogenní účinek, se předpokládá, že existuje řada fyziologických, adaptačních a opravných procesů, které pomáhají organismu se úspěšně vyrovnat s expozicí toxickým látkám. Účinky se tedy začnou projevovat až po vyčerpání těchto mechanismů, proto se zde předpokládá existence prahové dávky a mluvíme o látkách s prahovým účinkem. Charakterizujícím parametrem pro prahové účinky je referenční dávka (RfD). RfD je odhad každodenní expozice lidské populace, včetně citlivých populačních skupin, která velmi pravděpodobně nepředstavuje žádné riziko nepříznivých účinků, ani když trvá po celý život jedince. Vyjadřuje se jako hmotnost vstřebaná jednotkou tělesné hmotnosti za jednotku času (mg/kg/den). Stanovuje se samostatně pro dermální kontakt (RfD_{ad}), orální cestu (RfD_o) a inhalační cestu (RfD_i). V některých případech se pro inhalační expoziční scénáře používá místo RfD tzv. referenční koncentrace RfC (mg/m³).

U karcinogenních látek se vychází z faktu, že pouze několik změn na molekulární úrovni může způsobit nekontrolovatelné množení jediné buňky, které může vést až ke vzniku karcinomu. Charakterizujícím parametrem pro bezprahové účinky, kdy se stoupající dávkou stoupá pravděpodobnost nepříznivého účinku, je faktor směrnice (SF) vztahu dávka – odpověď (riziko) v oblasti nízkých dávek. Stanovuje se samostatně pro dermální kontakt (SF_{ad}), orální cestu (SF_o) a inhalační cestu (SF_i). Faktor směrnice je směrnici přímky vycházející z nulové dávky (a nulového rizika) a je vyjádřen v 1/mg/kg/den.

3.2.1. Hodnocení expozice

Expozice je styk chemického, fyzikálního nebo biologického činitele povrchem organismu. Kvantitativně se vyjadřuje jako koncentrace dané látky v prostředí, která se stýká s organismem, integrovaná za celou délku trvání kontaktu s organismem. Jedná se tedy o maximální množství dané látky, které cílový organismus může různými způsoby přijmout – orálně, inhalačně, dermálně. Expoziční cesta je dráha od zdroje k cílovému organismu – recipientu.

Hodnocení expozice obsahuje vyhledávání a vyhodnocení zdroje, cesty, velikosti, četnosti a trvání dané populace. Cílem vyhodnocení expozice je odhadnout expoziční dávky pro jednotlivce a pro populaci.

K vyhodnocení odhadu či kvantitativnímu vyjádření expozice používáme tzv. expoziční scénář. Expoziční scénář je vyjádřením souboru faktů, předpokladů a závěrů o tom, jak k expozici dochází. Výsledkem je tzv. příjem I, tj. vnější dávka v mg vztahovaná na den trvání expozice a na kg tělesné hmotnosti člověka (mg/kg/den).

V případě bezprahových účinků se úroveň expozice přepočítává na celkovou předpokládanou délku života exponované osoby, tj. stanoví se průměrná celoživotní denní expozice (LADD). Pro celoživotní průměrnou denní expozici platí, že LADD = I.

Uvažované expoziční scénáře pro jednotlivé cesty příjmu škodlivin

A.1 DERMÁLNÍ KONTAKT SE ZEMINOU

$$\text{ADD/LADD} = \text{CS} \times \text{CF} \times \text{SA} \times \text{AF} \times \text{ABSd} \times \text{EF} \times \text{ED} / (\text{BW} \times \text{AT})$$

ADD/LADD	průměrná denní/celoživotní denní absorbovaná dávka (mg/kg/den)
CD	koncentrace kontaminantu v zemině (mg/kg)
CF	konverzní faktor pro přepočítání kg a mg (10^{-6} kg/mg)
SA	exponovaný povrch kůže (cm^2/den eventuálně $\text{cm}^2/\text{případ}$)
AF	adherenční faktor specifický podle typu zeminy a exponované části těla (mg/cm^2)
ABS _d	dermální absorpční faktor (0 až 1, bezrozměrný)
EF	frekvence expozice (den/rok eventuálně případ/rok)
ED	trvání expozice (rok)
BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den) pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní/rok pro karcinogenní: 70 let x 365 dní/rok alternativně (EPA, 2004) jsou používány dvě následující rovnice, které nicméně odpovídají rovnici výše uvedené a liší se pouze doplněním parametru EV (případ/den). V původní rovnici byl uvažován jeden případ denně.

$$\text{DAD} = \text{DA}_{\text{ev}} \times \text{SA} \times \text{EV} \times \text{EF} \times \text{ED} / (\text{BW} \times \text{AT})$$

Kde: $\text{DA}_{\text{ev}} = \text{CS} \times \text{CF} \times \text{AF} \times \text{ABS}_d$

DAD	dermálně absorbovaná dávka (mg/kg/den)
DA _{ev}	dávka absorbovaná v daném případě ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{případ}$)
EV	frekvence případů (případ/den)

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Osoby rekreačně využívající území

CF	konverzní faktor pro přepočítání kg a mg: 10^{-6} kg/mg
SA	$5700 \text{ cm}^2/\text{den}$
AF	$0,05 \text{ mg}/\text{cm}$ EPA (2004)
ABS _d	0,01 pro organické látky (EPA, 1992B)
EF	75 dní/rok
ED	předpoklad běžné expozice 9 let
BW	průměrná váha 70 kg

A.2 DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU

$$\text{ADD} / \text{LADD} = \text{CW} \times \text{SA} \times \text{Kp} \times \text{ET} \times \text{EF} \times \text{ED} \times \text{CF} / (\text{BW} \times \text{AT})$$

ADD/LADD	průměrná denní /celoživotní denní absorbovaná dávka (mg/kg/den)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l)
SA	povrch kůže (cm^2)
Kp	koeficient permeability průniku kůží (cm/hod)
ET	doba expozice (hod/den)
EF	frekvence expozice (den/rok)
ED	trvání expozice (rok)
CF	konverzní faktor ($0,001 \text{ l}/\text{cm}^3$)

BW	váha těla (kg)
AT	doba průměrování (den)
	pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní/rok
	pro karcinogenní: 70 let x 365 dní/rok

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Osoby rekreačně využívající území

SA	5700 cm ² /den
ET	1 hod/ den
EF	frekvence expozice: 75 dní/rok
ED	9 rok

3.2.2. Odhad zdravotních rizik

K hodnocení rizika chemických škodlivin, které nemají karcinogenní účinek (resp., u nichž lze předpokládat účinek nejen karcinogenní, ale i systémový), se podle metody „Health risk assessment“ používá tzv. kvocient nebezpečnosti (*Hazard Quotient – HQ*), který umožňuje srovnání dávky chemické látky s *RfD*.

Charakterizace rizika představuje sumarizaci závěrů hodnocení rizika. Kvantifikací rizika pro nekarcinogenní účinky je kvocient nebezpečnosti *HQ*.

$$HQ = E / RfD, HQ \text{ resp. } HQ = ADD \text{ (resp. EED)} / RfD$$

E průměrná denní absorbovaná dávka ADD nebo průměrná celoživotní denní absorbovaná dávka LADD resp. chronický denní příjem CDI (mg/kg/den)

EED Estimated Exposure Dose, stanovená expoziční dávka = změřená nebo vypočtená dávka, které je populace (jedinec) exponována ze všech zdrojů a všemi cestami

RfD referenční dávka (mg/kg/den)

Nebezpečnost konkrétní expozice je signalizována hodnotami $HQ > 1$.

Pro výpočet nadměrného celoživotního karcinogenního rizika *ELCR* (Excess Lifetime Cancer Risk) – bezrozměrný ukazatel odpovídající pravděpodobnosti vzniku rakoviny při celoživotní expozici pro látky kategorie C lze obecně použít rovnici:

$$ELCR = CDI \times SF$$

CDI chronický denní příjem resp. průměrná denní dávka LADD vztažená na celoživotní expozici v délce 70 let (mg/kg/den)

SF faktor směrnice (mg/kg/den)

Kvantifikace rizika karcinogenních účinků vyjadřující celoživotní vzestup pravděpodobnosti počtu nádorových onemocnění nad všeobecný průměr v populaci se vyjadřuje vztahem:

$$ELCR = 1 - \exp^{-CDI \times SF}$$

Výpočty pro jednotlivé typy expozice jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Tabulka č.27: Základní tabulkové toxikologické parametry pro prioritní kontaminanty

Kontaminant	SF _o [1/(mg/kg/d)]	SF _{ad} [1/(mg/kg/d)]	SF _i [1/(mg/kg/d)]	RfD _o [mg/kg/d]	RfD _{ad} [mg/kg/d]	RfD _i [mg/kg/d]
uhlovodíky-alifáty	-	-	-	0,06	0,048	0,0571
uhlovodíky-aromáty	-	-	-	0,2	0,16	0,14
arsen	-	-	-	3.10 ⁻⁴	-	-
nikl	-	-	-	5.10 ⁻²	-	-
benzo/a/pyren	7,3	23,5	3,1	-	-	-
benzo/b/fluoranthen	7,3.10 ⁻¹	2,4	3,1.10 ⁻¹	-	-	-
benzo/k/fluoranthen	7,3.10 ⁻²	-	-	-	-	-
fluoranthen	-	-	-	4,0.10 ⁻²	1,2.10 ⁻²	4,0.10 ⁻²
indeno (1,2,3-cd)pyren	7,3.10 ⁻¹	-	-	-	-	-
chrysen	7,3.10 ⁻³	2,4.10 ⁻²	3,1.10 ⁻³	-	-	-
TCE	4,0.10 ⁻¹	2,67	-	3.10 ⁻⁴	4,5.10 ⁻⁵	1,14.10 ⁻²

Zdroj: US EPA, Integrated Risk Information System, Health Effects Assessment Summary Tables (2010)

A.1 Dermální kontakt se zemínou

Tabulka č.28 : Dermální kontakt se zemínou

Dermální kontakt se zemínou při rekreačním využití území		Kontaminant:	C ₁₀ -C ₄₀ aromátv	C ₁₀ -C ₄₀ alifátv	b/a/p*	b/b/f	flu
CS	konc. v suš. zeminy	(mg/kg)	237,25	237,25	1,33	1,66	3,2
CF	konverzní faktor	(kg/mg)	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁶	1.10 ⁻⁶
SA	plocha povrchu těla	(cm ² /den)	5700	5700	5700	5700	5700
AF	faktor adherence kůže	(mg/cm ²)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
ABS	absorpční faktor	bezrozm.	0,01	0,01	0,13	0,13	0,13
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	75	75	75	75	75
ED	trvání expozice	(roky)	9	9	9	9	9
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70	70	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	365	365	365	365	365
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	1,8.10 ⁻⁵	1,8.10 ⁻⁵	1,3.10 ⁻⁶	1,6.10 ⁻⁶	3,1.10 ⁻⁶
RfD-ad	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	0,16	0,48	-	-	1,2.10 ⁻²
SF-ad	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	-	-	23,5	2,4	-
HQ	index nebezpečnosti		1,1.10⁻³	3,7.10⁻⁴	-	-	2,6.10⁻⁴
ELCR	riziko pro karcinogeny		-	-	3,1.10⁻⁵	3,9.10⁻⁶	-

*b/a/p-benzo/a/pyren;b/b/f-benzo/b/fluoranthen;flu-fluoranthen

Tabulka č. 29: Dermální kontakt se zemínou

Dermální kontakt se zemínou při rekreačním využití území		Kontaminant:	chrysen	pyren	fluoren	naftalen	TCE
CS	konc. v suš. zeminy	(mg/kg)	1,26	2,39	0,57	0,52	0,048
CF	konverzní faktor	(kg/mg)	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$
SA	plocha povrchu těla	(cm ² /den)	5700	5700	5700	5700	5700
AF	faktor adherence kůže	(mg/cm ²)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
ABS	absorpční faktor	bezrozm.	0,13	0,13	0,13	0,13	0,01
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	75	75	75	75	75
ED	trvání expozice	(roky)	9	9	9	9	9
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70	70	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	365	365	365	365	365
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$4,1 \cdot 10^{-7}$	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$5,1 \cdot 10^{-7}$	$6,3 \cdot 10^{-10}$
RfD-ad	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	-	$5,4 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$
SF-ad	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	$2,4 \cdot 10^{-2}$	-	-	-	-
HQ	index nebezpečnosti		-	$7,6 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
ELCR	riziko pro karcinogeny		$2,9 \cdot 10^{-8}$	-	-	-	-

Zhodnocení výpočtů:

Výpočet rizika dermálního kontaktu byl proveden pro pohyb osob při rekreačním využití území, po 75 dní v roce. Pro výpočet byl použit 3. kvartil koncentrace vybraných PAU, TCE a uhlovodíků C₁₀–C₄₀ v zemině. 3. kvartil koncentrace uhlovodíků C₁₀–C₄₀ byl rovnoměrně rozdělen mezi aromatické a alifatické uhlovodíky. Z výsledků vyplynulo riziko pravděpodobnosti vzniku rakoviny u jednoho člověka z 100 000, při hodnocení lokálních vlivů. Podle MP MŽP je toto riziko kvantifikováno pro řádově 10 až 100 ohrožených osob. Toto riziko je patrné u benzo/a/pyrenu. U benzo/b/fluoranthenu je riziko nižší, obvykle pro 100 a více ohrožených osob, při hodnocení regionálních vlivů. Vzhledem k současnému stavu lokality a počtu lidí, kteří se zde pohybují, je vypočtené riziko pouze hypotetické. Index nebezpečnosti HQ u uhlovodíků, fluoranthenu, pyrenu, fluorenu, naftalenu a TCE není větší než 1, tudíž zde nehroží žádné riziko.

A.2 Dermální kontakt s vodou

Tabulka č. 30: Dermální kontakt s vodou

Dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území		Kontaminant:	benzo/a/pyren	benzo/b/fluoranth en	fluoranth en
CW	konc. škodliviny ve vodě	(mg/l)	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$1,37 \cdot 10^{-4}$	$3,95 \cdot 10^{-4}$
SA	povrch kůže	cm ²	904	904	904
Kp	koef. permeability průniku kůží	cm/hod	0,7	0,7	0,7

Dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území		Kontaminant:	benzo/a/pyren	benzo/b/fluoranthen	fluoranthen
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	75	75	75
ET	doba expozice	hod/den	1	1	1
ED	trvání expozice	(roky)	9	9	9
CF	konverzní faktor	l/cm ³	0,001	0,001	0,001
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	3285	3285	3285
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	$2,1 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$
RfD-abs	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	-	-	$1,2 \cdot 10^{-2}$
SF-abs	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	23,5	2,4	-
HQ	index nebezpečnosti		-	-	$8,7 \cdot 10^{-8}$
ELCR	riziko pro karcinogeny		$2,2 \cdot 10^{-7}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$	-

Tabulka č. 31: Dermální kontakt s vodou

Dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území		Kontaminant:	chrysen	pyren	naftalen
CW	konc. škodliviny ve vodě	(mg/l)	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$2,87 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-4}$
SA	povrch kůže	cm ²	904	904	904
Kp	koef. permeability průniku kůží	cm/hod	0,7	0,7	0,7
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	75	75	75
ET	doba expozice	hod/den	1	1	1
ED	trvání expozice	(roky)	9	9	9
CF	konverzní faktor	l/cm ³	0,001	0,001	0,001
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	3285	3285	3285
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	$1,8 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$
RfD-abs	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	-	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$
SF-abs	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	$2,4 \cdot 10^{-2}$	-	-
HQ	index nebezpečnosti		-	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$
ELCR	riziko pro karcinogeny		$4,3 \cdot 10^{-9}$	-	-

Určení míry rizika při dermálním kontaktu s vodou bylo provedeno pro osoby volně se pohybující na lokalitě. Pro výpočet byly použity 3. kvartily koncentrací vybraných PAU v zájmové lokalitě. Vypočtené hodnoty ELCR u benzo/a/pyrenu, benzo/b/fluoranthenu a chryseny nesignalizují žádné riziko. Index nebezpečnosti HQ u fluoranthenu, pyrenu a naftalenu je menší než 1, což také neznačí žádné riziko.

3.3. Hodnocení ekologických rizik

Postup hodnocení rizika pro ekosystémy je analogický s postupem hodnocení rizik zdravotních.

Při hodnocení nebezpečnosti a rizik se zároveň používají testy toxicity. Ty se zaměřují na biochemické a fyziologické odpovědi organismu k environmentálnímu znečištění. Testy ekotoxicity byly prováděny na vzorku ze sondy S6-9 (1 m). Tento vzorek vyhovuje požadavkům ve všech zjišťovaných parametrech.

Jelikož nedochází k šíření kontaminace do povrchové vody, nejsou ohroženy ekosystémy v ní a v jejím okolí žijící.

Za současného stavu nebyl na lokalitě ani v jejím bezprostředním okolí zjištěn vliv skládkovaných materiálů na ekosystémy nacházející se v prostoru vlastního skládkového tělesa ani na ekosystémy vázané na blízkou vodoteč (řeka Lubina), ekologická rizika tedy nejsou vzhledem k výsledkům průzkumných prací dále posuzována.

3.4. Shrnutí celkového rizika

V rámci hodnocení rizika bylo kvantifikováno riziko dermálního kontaktu s vodou a zemínou a náhodná ingesce vody z vrtu pro osoby volně se pohybující se v areálu bývalé skládky.

Z výpočtů uvedených v předchozích kapitolách je zřejmé, že zde při současném stavu lokality a množství pohybujících se osob nehrozí riziko při dermálním kontaktu s vodou.

Z výsledků výpočtů rizik pro dermální kontakt se zemínou vyplynulo riziko pravděpodobnosti vzniku rakoviny u jednoho člověka z 100 000, při hodnocení lokálních vlivů. Podle MP MŽP je toto riziko kvantifikováno pro řádově 10 až 100 ohrožených osob. Toto riziko je patrné u benzo/a/pyrenu. U benzo/b/fluoranthenu je riziko nižší, obvykle pro 100 a více ohrožených osob, při hodnocení regionálních vlivů. Vzhledem k současnému stavu lokality a počtu lidí, kteří se zde pohybují, je vypočtené riziko pouze hypotetické.

Také ekologická rizika byla za současného stavu lokality prakticky vyloučena.

3.5. Omezení a nejistoty

Pro výpočty hodnocení rizik byly použity maximální zjištěné hodnoty koncentrací z provedených průzkumných prací.

Výpočty expozice a rizika byly provedeny podle standardního postupu. Nicméně použité „proměnné“, které zahrnují všechny důležité faktory určující expozici, resp. z ní vyplývající riziko, jsou vždy zatíženy určitou mírou nejistoty. Tuto míru je obtížné, někdy i nemožné kvantifikovat.

Hodnoty RfD_o jsou převzaty z oficiálních databází U.S. EPA. Pokud sama U.S. EPA hodnotí jejich spolehlivost (confidence) – a to pouze pro případ RfD_o – pak spolehlivost experimentálních studií na zvířatech použitých pro výpočet ohodnocuje jako „nízkou“ nebo

„střední“, spolehlivost použitých databází jako „střední“ a finální RfD₀ také jako „střední“ (U.S. EPA – IRIS 1987 – 1999).

Výpočet rizika dle U.S. EPA předpokládá, že průměrná denní dávka = průměrná denní potencionální dávka je zároveň dávkou absorbovanou. Čili, že dojde ke vstřebání 100 % požití dávky. I když vstřebávání uvažovaných kontaminantů je relativně velmi vysoké a dosahuje 80 i více %, těžko lze – i teoreticky – předpokládat v praxi 100 % vstřebatelnosti při běžném příjmu pitné vody s potravou. Přesto jde o „standardní předpoklad“ v rámci použitého postupu health risk assessment.

4. Doporučení nápravných opatření

Tato kapitola shrnuje výsledky analýzy rizika pro řešenou lokalitu a formuluje doporučení pro další postup prací. Provedenými průzkumnými pracemi a analýzou rizika v zájmovém území nebyla prokázána kontaminace nesaturované ani saturované zóny horninového prostředí v takové míře, která by znamenala nutnost provedení nápravných opatření při současném stavu využití posuzované lokality.

4.1. Doporučení cílových parametrů nápravných opatření

Cílové parametry pro realizaci nápravných opatření nejsou analýzou rizika navrženy. Doporučená varianta postupu nápravných opatření v kapitole 4.2 (varianty 1 – ověřovací monitoring) znamená prakticky pouze zásadní snížení nejistot plynoucích ze skutečnosti, že u všech monitorovacích objektů jsou data o kontaminaci podzemní a povrchové vody k dispozici pouze z jednorázového monitoringu.

Doporučená varianta nepředpokládá vymístění skládkových materiálů, a proto nejsou navrženy cílové limity pro obsahy kontaminantů v zeminách.

Cílové sanační limity pro podzemní vodu nejsou doporučeny vzhledem ke skutečnosti, že analýza rizika neuvažuje s variantou sanace podzemní vody.

4.2. Doporučení postupu nápravných opatření

Kapitola diskutuje 2 varianty dalšího postupu nápravných opatření.

VARIANTA 0 – Neprovádění žádných prací na dané lokalitě

S ohledem na výsledky průzkumných prací, závěry analýzy rizik a zanedbatelných zdravotních a ekologických rizik, lze na hodnocené lokalitě uvažovat i o tzv. nulové variantě – tedy neprovádění žádných dalších prací.

Důvodem pro nedoporučení této varianty je zejména poloha lokality, která leží ve svažitém terénu v blízkosti řeky Lubiny, která je drenážní bází, přičemž odtok srážkových vod procházejících tělesem skládky je směrem k řece a v zavěšené skládkové zvodni byly identifikovány relativně vysoké obsahy ropných látek. Dále v objektu HG6-1, který byl na základě výsledků geofyzikálního průzkumu a modelu mocnosti navážky původně umístěn jako objekt reprezentující přirozené pozadí, byl nalezen výrazně zvýšený obsah Ni a PAU a zároveň extrémně vysoký obsah železa, což v případě potvrzení opakovaným monitoringem může znamenat přítomnost dalšího ohniska kontaminace proti směru proudění podzemních vod od posuzované lokality, přestože vzhledem k výsledkům ostatních dosavadních průzkumných prací na posuzované lokalitě a terénní rekognoskaci je jeho existence nepravděpodobná. Také výsledky odběru vzorků povrchových vod z drenáže pod skládkou jsou k dispozici pouze z jednorázového monitoringu a v případě průniku kontaminace do drenážního potrubí by to představovalo přímou preferenční cestu šíření kontaminace mimo prostor skládky k drenážní bází. Všechny výše uvedené skutečnosti by tedy bylo vhodné ověřit nebo vyvrátit opakovaným monitoringem.

Tuto variantu, přestože ji v zásadě považujeme za možnou, z výše uvedených důvodů nedoporučujeme.

VARIANTA 1 - Ověřovací monitoring

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě nebudou prováděny sanační práce, ale pouze ověřovací monitoring kvality podzemních a povrchových vod. Tato varianta by představovala zásadní snížení nejistot způsobených absencí dat o kontaminaci podzemní a povrchové vody v delší časové řadě. Monitoring je navržen pro ukazatele, u kterých byly zjištěny výrazněji zvýšené hodnoty nad přirozené pozadí v zeminách nebo podzemních vodách a ve vodách tělese skládky. Situace monitorovacích objektů znázorňuje **příloha č. 14**.

Popis nápravných opatření:

- Monitoring kvality podzemní a povrchové vody v rozsahu Uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, TK (Ni, As, Pb) předpokládaná četnost 2x ročně po dobu dvou let, celkem 6 objektů v jednom cyklu (3x stávající vrty řady HG6, 2x povrchová voda v řece Lubině v profilech PV6-1 a PV6-2 a voda z drenáže v profilu PV6-3).

Tabulka č. 34: Návrh monitoringu podzemních a povrchových vod

Monitorovaný objekt	Rozsah analýz	Četnost
HG6-1	Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , PAU, Ni, As, Pb	2x ročně po dobu 2 let, celkem 4x
HG6-2	Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , PAU, Ni, As, Pb	2x ročně po dobu 2 let, celkem 4x
HG6-3	Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , PAU, Ni, As, Pb	2x ročně po dobu 2 let, celkem 4x
PV6-1	Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , PAU, Ni, As, Pb	2x ročně po dobu 2 let, celkem 4x
PV6-2	Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , PAU, Ni, As, Pb	2x ročně po dobu 2 let, celkem 4x
PV6-3	Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , PAU, Ni, As, Pb	2x ročně po dobu 2 let, celkem 4x

Výhody varianty 1 – Ověřovací monitoring

- Umožní získat delší souvislou časovou řadu výsledků laboratorních analýz sledovaných kontaminantů v podzemních a povrchových vodách a snížit tak míru nejistot.
- Ověří pravděpodobnost existence případného dalšího ohniska kontaminace nad posuzovanou lokalitu.

Nevýhody varianty 1 – Ověřovací monitoring

- Při srovnání s nulovou variantou představuje nutnost vynaložení dalších nákladů.

Odhad nákladů na realizaci varianty

Náklady na realizaci této varianty lze odhadnout na cca **60–80 tis. Kč bez DPH**. Tento odhad zahrnuje odběry a laboratorní analýzy vzorků v rozsahu výše uvedených ukazatelů

při četnosti 2x ročně po dobu 2 let a zpracování závěrečné hodnotící zprávy s návrhem dalšího postupu.

Tuto variantu na základě všech nám dosud známých údajů o posuzované lokalitě doporučujeme jako optimální řešení.

5. Závěr a doporučení

Lokalita Přední potok v Kopřivnici je starou ekologickou zátěží, která se nachází v extravilánu Mniší Na skládku byl v 70. letech 20. století vyvážen stavební odpad spolu s dalšími, převážně průmyslovými a komunálními odpady. Rozloha skládky je 36 970 m² a její obvod činí 895 m. Hloubkový dosah navážky dosahuje až 6 m, celková kubatura odpadů byla stanovena na 99 000 m³. V současné době je lokalita vedena jako rekreační plocha přírodního charakteru.

Práce provedené v rámci předkládané analýzy rizik měly za úkol zjistit míru kontaminace dané skládky, míru šíření a míru ohrožení, kterou tato lokalita představuje pro okolí. Součástí průzkumu v období 2010–2011 byly geofyzikální práce, vrtné práce, vzorkařské a terénní práce, laboratorní analýzy, geodetické práce a dále práce na zpracování analýzy rizik.

Pro účely vymezení plošného a hloubkového rozsahu skládky kalů byly realizovány geofyzikální práce, které spočívaly v kombinaci magnetometrie, seismického profilování a odporové tomografie. Vrtné práce zahrnují vybudování 3 hydrogeologických vrtů řady HG6 a bylo realizováno celkem 12 nevystrojených sond řady S6. Celková metráž vrtných prací dosáhla 88,5 m. Po dokončení vrtných prací následovalo geodetické zaměření hydrogeologických objektů a umístění nevystrojených sond.

V průběhu vrtných prací a následně po nich bylo odebráno a laboratorně analyzováno celkem 26 vzorků zeminy, 3 dynamické vzorky podzemní vody, 1 statický vzorek podzemní vody a 3 vzorky vody povrchové.

Z laboratorních výsledků analýzy zeminy byla potvrzena kontaminace těžkými kovy a dále v ukazatelích polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU).

V případě PAU mezi nejvýznamnější zástupce patří benzo/a/pyren, benzo/b/fluoranthen, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo/k/fluoranthen a pyren. V sumárním hodnocení Σ PAU byla stanovena maximální hodnota 1228 mg/kg sušiny, aritmetický průměr činí 109,54 mg/kg, medián 4,39 mg/kg a 75 % vzorků vykazuje koncentraci pod 15,4 mg/kg (3. kvartil).

V zemině byla potvrzena kontaminace těžkými kovy. Největší kontaminace byla zaznamenána u olova, které v sondě S6-3 dosahuje koncentrací 33 600 mg/kg. Aritmetický průměr koncentrací olova v zemině činí 1309,69 mg/kg, medián 7,55 mg/kg. Celkem 75 % analyzovaných vzorků nepřesahuje hodnotu 11,7 mg/kg, což je hodnota odpovídající 3. kvartilu datového souboru.

V ostatních nevystrojených i vystrojených sondách se koncentrace těžkých kovů pohybují kolem hodnot přirozeného pozadí, nebo orientačního kritéria A MP MŽP, přičemž toto kritérium je ve většině sond překročeno právě u kadmia.

V podzemní vodě byla koncentrace ropných uhlovodíků skupiny C₁₀–C₄₀ pod mezí detekce laboratorní metody (<0,05 mg/l), kromě statického vzorku z dočasně vystrojené sondy S6-1, kde byla koncentrace 8,38 mg/l. Dále byly v podzemní vodě detekovány zvýšené koncentrace PAU, nejvíce ve vrtu HG6-1. Limitní hodnota benzo/a/pyrenu je stanovena na 0,01 µg/l. Této hodnotě nevyhovují koncentrace ve všech sledovaných objektech, rovněž také ve vrtu HG6-2, který reprezentuje přirozené pozadí na lokalitě. K největšímu překročení dochází ve vrtu HG6-1, kde je limitní hodnota benzo/a/pyrenu překročena 20 násobně. Dle

vyhl. č. 252/2004 Sb. dosahuje Σ PAU limitní hodnoty 0,1 $\mu\text{g/l}$, která je ve vrtu HG6-1 s koncentrací 0,61 $\mu\text{g/l}$ a v dočasně vystrojené sondě S6-1 s koncentrací 0,196 $\mu\text{g/l}$.

Dle vyhl. č. 252/2004 Sb. je limit pro obsah TOC 5 mg/l. Tomuto limitu nevyhovuje hodnota **19,8 mg/l** ve vrtu HG6-1 a **28,4 mg/l** ve vrtu HG6-3.

Šíření kontaminace z lokality č. 6 – Přední potok, bylo průzkumnými pracemi potvrzeno ve směru k Z–SZ, kde protéká řeka Lubina, která tvoří drenážní bázi pro podzemní vody. Majoritním transportovaným kontaminantem jsou PAU. Důkazem existence procesu šíření podzemní vodou je zvýšená koncentrace PAU v objektu HG6-3, který se nachází v předpokládaném tělese skládky a ve směru proudění podzemní vody. Přestup PAU do povrchového toku nebyl průzkumnými pracemi prokázán.

Transport kontaminace v ukazatelích PAU, těžkých kovů a zvýšených koncentrací železa a manganu, prokazuje objekt HG6-1, který se nachází proti směru proudění podzemních vod a před jejich vstupem na lokalitu. Existence kontaminace v podzemní vodě tohoto objektu ukazuje na existenci menšího zdroje, nacházejícího se pravděpodobně mezi asfaltovou komunikací spojující obce Lubina a Mniší a jmenovaným monitorovacím objektem.

Z hlediska těžkých kovů byla v zeminách zjištěna kontaminace olovem bodového rozsahu. Vzhledem k tomu, že koncentrace olova není v podzemních vodách zvýšená, předpokládá se, že za současného stavu zůstává nasorbován v jílovité zemině. V podzemní vodě bylo prokázáno znečištění niklem. Hodnoty pH se v podzemní vodě pohybují kolem neutrálních hodnot a v těchto podmínkách je dominantní formou výskytu stálá forma Ni^{II} , která se sorbuje na oxidy železa a manganu. Právě železa a manganu bylo v této sondě prokázáno velké množství (**467 mg/l** celk. železa a **4,1 mg/l** manganu).

V případě PAU kdy byla kontaminace prokázána jak v zemině, tak v podzemní vodě, je pravděpodobné, že dochází naopak k migraci složek do saturované zóny. Vzorek podzemní vody, ve kterém bylo identifikováno největší znečištění podzemní vody se, ale nachází nad skládkou proti proudu podzemní vody. Protože se nejedná o hodnoty přirozeného pozadí je nutno diskutovat zdroj kontaminace. Nicméně geochemické údaje napovídají, že zde probíhají biodegradční procesy.

V rámci analýzy byla hodnocena rizika dermálního kontaktu se zeminou a s vodou pro osoby volně se pohybující na lokalitě. Z výsledků vyplynulo, že je zde riziko pravděpodobnosti vzniku rakoviny u jednoho člověka z 100 000, při hodnocení lokálních vlivů. Podle MP MŽP je toto riziko kvantifikováno pro řádově 10 až 100 ohrožených osob. Toto riziko je patrné u benzo/a/pyrenu. U benzo/b/fluoranthenu je riziko nižší, obvykle pro 100 a více ohrožených osob, při hodnocení regionálních vlivů. Vzhledem k současnému stavu lokality a počtu lidí, kteří se zde pohybují, je vypočtené riziko pouze hypotetické. Ostatní uvažované scénáře možné riziko neprokázaly.

Na základě vyhodnocení dosud známých údajů o ekologické zátěži předmětné lokality byly posuzovány 2 možné varianty dalšího postupu ve vztahu k ekologické zátěži lokality.

Varianta 0 – Neprovádění žádných prací na dané lokalitě

Tato varianta nebyla z důvodů uvedených v kapitole 4.2. doporučena.

Varianta 1 – Ověřovací monitoring

Tato varianta, která byla pro danou lokalitu navržena k realizaci, by zahrnovala provedení krátkodobého ověřovacího monitoringu kvality podzemních a povrchových vod na lokalitě celkem z 6 objektů pro ukazatele uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, TK (Ni, As, Pb), u kterých byly v rámci aktuálních průzkumných prací identifikovány výrazněji zvýšené obsahy v zeminách nebo podzemních vodách nad úrovní přirozeného pozadí. Náklady na realizaci této varianty byly odhadnuty v rozmezí 60–80 tis. Kč bez DPH.

V monitorovacím objektu HG6-1, který byl na základě výsledků geofyzikálního průzkumu a modelu mocnosti navážky původně umístěn jako objekt reprezentující přirozené pozadí, byl nalezen výrazně zvýšený obsah Ni a PAU a zároveň extrémně vysoký obsah železa, což v případě potvrzení opakovaným monitoringem může znamenat přítomnost dalšího ohniska kontaminace proti směru proudění podzemních vod od posuzované lokality, přestože vzhledem k výsledkům ostatních dosavadních průzkumných prací na posuzované lokalitě a terénní rekognoskaci je jeho existence nepravděpodobná. Ověření existence případného dalšího ohniska kontaminace nad posuzovanou lokalitu je jedním z hlavních cílů navrženého ověřovacího monitoringu.

Použitá literatura

1. DEMEK, J., BALATKA, B., BŮČEK, A., CZUDEK, T., DĚDEČKOVÁ, M., HRÁDEK, M., IVAN, A., LACINA, J., LOUČKOVÁ J., RAUSNER, J., STEHLÍK, O., SLÁDEK, J., VANĚČKOVÁ, L., VAŠÁTKO, J. (1987): Zeměpisný lexikon ČSR, Hory a nížiny. - Academia, 1-584. Praha
2. QUITT, E. (1971): Klimatické oblasti ČSR. – Studia geographica, 1-64. Brno
3. OLMER, M., KESSL, J., PRCHALOVÁ, H., HOLÍKOVÁ, M., PAVLÍKOVÁ, D., ANÝŽ, D., JIROUDKOVÁ, M., NOVÁK, V., ŠIFTAŘ, Z., NAKLÁDAL, V., HERRMAN, Z., ŘEZÁČ, B. (1990): Hydrogeologické rajóny. – Výzk. Úst. Vodohosp., 1-154. Praha
4. CHLUPÁČ, I., BRZOBOHATÝ, R., KOVANDA, J., STRÁNÍK, Z. (2002): Geologická minulost České republiky. - Academia, 143-150. Praha
5. ŠTELCL, J, VÁVRA, V, ZIMÁK, J [ONLINE]. BRNO: Úst. Geol. Věd. MU Brno, Mineralogicko-petrografický exkurzní průvodce po území Moravy a Slezska, aktualizováno 11.7.2008 [cit. 2008-09-03]. Dostupný na <http://pruvodce.geol.morava.sci.muni.cz/index.htm>
6. WEISSMANNOVÁ, H. A KOL.(2004): Ostravsko. In: MACKOVČIN, P. a SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR. Svazek X. AOPK ČR a EcoCentrum Brno. 1-456. Praha.
7. HYDROGEOLOGICKÉ RAJÓNY/OBJEKTY A ODBĚRY PODZEMNÍ VODY/VODNÍ TOKY, VODNÍ PLOCHY, HYDROLOGICKÁ POVODÍ [ONLINE]. PRAHA: Výzk. Úst. Vodohosp. T. G. Masaryka, Mapy a data, 2002 - 2010 [cit. 2010-06-24]. Dostupný na <http://heis.vuvv.cz>
8. OBLASTNÍ PLÁNY ROZVOJE LESŮ [ONLINE]. PRAHA: Ministerstvo vnitra, Ministerstvo životního prostředí, Cenia, Mapový server, 2003-2010 [cit. 2010-06-24]. Dostupný na <http://geoportal2.uhul.cz>
9. PORTÁL VEŘEJNÉ SPRÁVY ČESKÉ REPUBLIKY [ONLINE]. PRAHA: Úst. pro hosp. úpravu lesů, Mapový server, 2010 [cit. 2010-06-24]. Dostupný na <http://geoportal.cenia.cz>
10. STAVY A PRŮTOKY VODNÍCH TOCÍCH [ONLINE]. OSTRAVA: Povodí Odry, s.p., 2010 [cit. 2010-06-24]. Dostupný na <http://www.pod.cz>
11. BENKOVIČ, P. (1987): Mniší, Větrkovice – OPV – skládka, hydrogeologický posudek. – Geotest n.p. Brno.
12. HOLÁNEK, F. (1960): Profily vrtů – Kopřivnice, Rychaltice, Větrkovice, Štramberk, Závašice. – UUG Praha, pobočka Brno, Praha.
13. Portál veřejné zprávy České republiky [online]. Praha: Ministerstvo vnitra ČR, 2003-2010 Dostupný na <http://portal.gov.cz>
14. OFICIÁLNÍ STRÁNKY MĚSTA KOPŘIVNICE [ONLINE]. Dostupný na <http://www.koprivnice.cz>
15. NEDBAL, R., KÖHLER, D., (2008): Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici, Projektová dokumentace, Souhrnná zpráva. – Unigeo, a.s., 1-11. Ostrava.
16. NEDBAL, R., KÖHLER, D., (2008): Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici. Projektová dokumentace. Lokalita 6 – Přední potok, UNIGEO a.s., Ostrava
17. VLČEK, V. (1971): Příspěvek k regionalizaci povrchových vod v ČSR. In Studia geographica 22. Brno : GgÚ ČSAV, 1971. s. 121-137.