



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 3 – Skládka kalů

(Zakázkové číslo: 4542 10 013)

Výtisk č. 1 / 7



Vodní zdroje Ekomonitor spol. s r.o.
březen 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 3 – Skládka kalů

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

**IČO: 00298077
DIČ: CZ00298077**

**Odpovědný zástupce : Ing. Josef Jalůvka
starosta města**

**Kontaktní osoba : Ing. Hynek Rulišek
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**

**Nositel odborné způsobilosti: 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: 28. 6. 2011Ing. Josef Drahokoupil
*oprávněný řešitel***Vodní zdroje Ekomonitor
spol. s r.o.** ①Píšťovy 820, 537 01 Chrudim III
tel.: 469 682 303-5 fax: 469 682 310
IČO: 150 53 695 DIČ: CZ15053695Mgr. Pavel Vančura
*statutární zástupce*Město KopřivniceLokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládky kalů

Analýza rizik

Obsah :

Seznam příloh:	6
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	13
1.1.4. Majetkoprávní vztahy	13
1.2. Přírodní poměry zájmového území	14
1.2.1. Geomorfologické a klimatické poměry	14
1.2.2. Geologické poměry	14
1.2.3. Hydrogeologické poměry	16
1.2.4. Hydrologické poměry	17
1.2.5. Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě	18
2. Průzkumné práce	19
2.1. Dosavadní prozkoumanost území	19
2.1.1. Základní výsledky dřívějších průzkumných prací na lokalitě	19
2.1.2. Přehled zdrojů znečištění	23
2.1.3. Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů	23
2.1.4. Předběžný koncepční model znečištění	24
2.2. Aktuální průzkumné práce	25
2.2.1. Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací	25
2.2.1.1. Geofyzikální průzkum	26
2.2.1.1.1. Metodika geofyzikálního průzkumu	26
2.2.1.2. Vrtné práce	27
2.2.1.3. Vzorkařské práce	28
2.2.1.3.1. Metodika a rozsah odběrů vzorků zemin	28
2.2.1.3.2. Metodika a rozsah odběrů vzorků podzemních vod	30
2.2.1.3.3. Metodika a rozsah odběrů vzorků povrchových vod	31
2.2.1.4. Metodika a rozsah laboratorních analýz	31
2.2.1.5. Hydrodynamické zkoušky (čerpací zkoušky)	33
2.2.1.5.1. Základní údaje, cíle HDZ	33
2.2.1.5.2. Specifikace objektů pro HDZ	33
2.2.1.5.3. Technické podmínky realizace HDZ	34
2.2.1.5.4. Postup realizace HDZ	34
2.2.1.5.5. Kontrolní činnost	35
2.2.1.5.6. Rozpis čerpaných a pozorovaných vrtů	35
2.2.2. Výsledky průzkumných prací	35
2.2.2.1. Interpretace geofyzikálních měření	35
2.2.2.2. Provedené vrtné práce	36
2.2.2.3. Výsledky laboratorních analýz	40
2.2.2.3.1. Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin	40
2.2.2.3.2. Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemních vod	46
2.2.2.3.3. Výsledky laboratorních analýz vzorků povrchové vody	49
2.2.2.4. Výsledky hydrodynamických zkoušek (čerpací a stoupací zkoušky)	50
2.2.2.5. Geodetické zaměření	50
2.2.3. Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění	51
2.2.4. Posouzení šíření znečištění	56
2.2.4.1. Šíření znečištění v nesaturované zóně	56
2.2.4.2. Šíření znečištění v saturované zóně	58
2.2.4.3. Šíření znečištění povrchovými vodami	62

2.2.4.4.	Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace	63
2.2.5.	Shrnutí šíření a vývoje znečištění	70
2.2.6.	Omezení a nejistoty	72
3.	Hodnocení rizika	73
3.1.	Identifikace rizik	73
3.1.1.	Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů	73
3.1.2.	Základní charakteristika příjemců rizik	73
3.1.3.	Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice (aktualizovaný koncepční model)	74
3.1.3.1	Výčet reálných expozičních scénářů	74
3.1.3.2	Výpočet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest	75
3.2.	Hodnocení zdravotních rizik	76
3.2.1.	Hodnocení expozice	77
3.2.2.	Odhad zdravotních rizik	81
3.3.	Hodnocení ekologických rizik	87
3.4.	Shrnutí celkového rizika	88
3.5.	Omezení a nejistoty	88
4.	Doporučení nápravných opatření.....	90
4.1.	Doporučení cílových parametrů nápravných opatření	90
4.2.	Doporučení postupu nápravných opatření	91
5.	Závěr	99
Použitá literatura.....		103

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: Situace magnetometrických měření na podkladě leteckého snímku
- Příloha č. 7.2: Seismické hloubkové a rychlostní řezy na profil P1, P2 a P3
- Příloha č. 7.3: Výsledky odporové tomografie na profilech P1, P2 a P3
- Příloha č. 8: Geologická dokumentace vrtných prací a geologický řez lokalitou
- Příloha č. 9.1: 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. 9.1.4: Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin
- Příloha č. 9.2.1: Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemních vod
- Příloha č. 9.2.2: Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemních vod
- Příloha č. 9.2.3: Výsledky laboratorních analýz vzorků podzemních vod
- Příloha č. 9.3.1: Odběr vzorků podzemních vod a terénní měření
- Příloha č. 9.3.2: Odběr vzorků podzemních vod a terénní měření
- Příloha č. 9.4.1: Výsledky laboratorních analýz vzorků povrchových vod
- Příloha č. 9.5.1: Výsledky stanovení obsahu pesticidů
- Příloha č. 9.6.1: Výsledky laboratorních stanovení třídy vyluhovatelnosti
- Příloha č. 9.7.1: Výsledky laboratorního stanovení ekotoxicity
- Příloha č. 9.8.1: Výsledky laboratorního stanovení sušiny a TOC
- 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: Matematický model transportu ropných látek skupiny C₁₀–C₄₀ v podzemní vodě – simulace v rozsahu 1, 5 a 10 let
- Příloha č. 15: Konceptní rozsah kontaminace podzemní vody ropnými uhlovodíky C₁₀–C₄₀ v kvartérním kolektoru
- Příloha č. 16: Konceptní rozsah kontaminace podzemní vody polycyklickými aromatickými uhlovodíky v kvartérním kolektoru
- Příloha č. 17: Variantní řešení pro navrhované varianty 1, 2 a 3
- Příloha č. 18: Variantní řešení pro navrhované varianty 4 a 5
- Příloha č. 19: Toxikologické vlastnosti prioritních kontaminantů
- Příloha č. 20.1: Vyhodnocení hydrodynamických zkoušek na hydrogeologické vrtu KHG-4
- Příloha č. 20.2: Vyhodnocení hydrodynamických zkoušek na hydrogeologické vrtu KHG-4
- Příloha č. 21: Protokol o geodetickém zaměření objektů
- Příloha č. 22: Evidenční list geologických prací
- Příloha č. 23: Fotodokumentace
- Příloha č. 24: Posudek SZÚ



- Příloha č. 25: Doklady o odstranění odpadů vzniklých v rámci průzkumných prací
Příloha č. 26: Certifikáty laboratorních analýz

Město Kopřivnice

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládka kalů

Analýza rizik

Přehled použitých zkratek:

Σ	suma
CIU	těkavé chlorované alifatické uhlovodíky
TOL	těkavé organické látky
BTEX	monocyklické aromatické uhlovodíky nehalogenované - benzen, toluen, ethylbenzen a xyleny
Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀	uhlovodíky obsahující 10 až 40 uhlíkových atomů v molekule
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	polychlorované bifenyly
TOC	celkový organický uhlík
Cl ⁻	chloridy
NO ₂ ⁻	dusitany
NH ₄ ⁺	amonné ionty
Fe, Fe ²⁺ , Fe ³⁺	železo, železo dvojmocné, železo trojmocné
Mn ²⁺	mangan dvojmocný
CHSK _{Mn}	chemická spotřeba kyslíku - manganistanová metoda
TK	těžké kovy
As	arsen
Cd	kadmium
Cr _{celk}	chrom celkový
Cr ⁶⁺	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

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:

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 evidována v databázi SEKM, číslo zátěže **6939001**. Záznam v databázi SEKM bude na základě výsledků AR aktualizován.

1. Údaje o území

1.1. Všeobecné údaje

1.1.1. Geografické vymezení území

Zájmová lokalita se nachází v extravilánu Kopřivnice v těsné blízkosti sz. okraje města při silnici směrem na obec Závašice. Jedná se o zarovnaný povrch na úpatí mírného svahu, který z větší části plynule navazuje na přirozený terén. Terén se uklání k severu až severovýchodu, směrem k silnici III/482 Kopřivnice – Závašice. Nadmořská výška lokality dosahuje 328–332 m n. m.

Plocha bývalé skládky je dle archivních prací cca 12 500 m². Z výsledků průzkumu v období 2010–2011 vyplývá, že rozloha skládky činí 10 650 m².

V těsné blízkosti lokality (oddělená pouze místní komunikací Kopřivnice–Štramberk) se nachází Lokalita 2 – Jezdecký areál.

Situace zájmového území je graficky znázorněna v **příloze č. 1** a fotodokumentace je součástí **přílohy č. 23**.

Zájmová lokalita náleží pod katastrální území 669393 Kopřivnice a nachází se v jeho severozápadní části. 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.j.:19/2009/SÚP&51852/2009/kvito). Podle výše uvedeného územního plánu jsou pozemky zahrnující prostor bývalé skládky zařazeny do plochy veřejné zeleně (ZV–1, zeleň na veřejných prostranstvích, výměra 0,88 ha). Další změna funkčního využití předmětných pozemků se do budoucna nepředpokládá.

Ze západní strany je prostor bývalé skládky ohraničen asfaltovou komunikací, za níž se dále nachází prostor bývalé skládky TKO (lokalita č. 2 – Jezdecký areál), která je plochou

RN (rekreace na plochách přírodního charakteru). S výjimkou západní hranice tvořené výše uvedenou komunikací je bývalá skládka obklopena pozemky, které jsou dle platného územního plánu určeny jako plocha k smíšenému obytnému městskému využití (zastavitelná plocha Z28 o výměře 9,7 ha). V současné době jsou tyto pozemky zemědělsky obhospodařované (louky, pole).

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

Přehled stávajícího a plánovaného využití kontaminovaného území a přilehlého okolí

Zájmové území se nachází při SZ okraji města. Západní stranou je pouze asfaltovou komunikací oddělen od jezdeckého areálu Bubla City Ranch se zařízením pro chov koní včetně restaurace, který ale není trvale obydlen. V současné době se nejbližší trvale obydlená obytná zástavba nachází cca 70–80 m SV a SZ směrem (několik rodinných domů se zahradami). Nicméně je nutné zdůraznit, že do budoucna podle platného územního plánu může být obytná zástavba vybudována i v těsné blízkosti řešené lokality.

Vlastní prostor bývalé skládky je v současné době využíván jako kynologické cvičiště, je na něm vybudován přístřešek, kotce pro psy a překážky.

V bezprostřední blízkosti skládky kalů je plánovaný průběh dešťové kanalizace, která je projektována pod komunikací ulice K očnímu mezi skládkou kalů a jezdeckým areálem. Realizací daného průběhu kanalizace mezi skládkami by došlo k vytvoření preferenční cesty transportu kontaminace směrem k SSV k ulici Obránců míru. V této části se vyskytuje zástavba rodinných domů a nejbližší z nich jsou přitom závislé na podzemní vodě jako na zdroji vody pitné. Podrobné informace k této problematice jsou uvedeny v kapitole 2.2.5.

Ochrana přírody a krajiny

Nejbližším velkoplošným chráněným územím je CHKO Beskydy, jejíž hranice se nachází necelých 8 km jižním směrem od zájmové lokality. Nejbližšími maloplošně chráněnými územími je 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 600 m západně od lokality probíhá hranice přírodního parku Podbeskydí (rozloha 12 800 ha).

Na území města 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. Ve vzdálenosti cca 150 m SZ od lokality prochází lokální biokoridor. Ve vzdálenosti cca 300 m západně od lokality se nachází lokální biocentrum s názvem Dubina.

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 23 044 obyvatel, z čehož bylo 49,12 % mužů (11 320) a 50,88 % žen (11 724). Průměrný věk obyvatelstva je 38,6 let (muži 37,4 let, ženy 39,7 let).

Město Kopřivnice zahrnuje Kopřivnici 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 Ženklaava.

V prostoru vlastní řešené lokality – Skládky kalů je pohyb osob nepravidelný a nárazový. Pohyb osob na lokalitě není sledován, lokalita není oplocena a je volně přístupná. Prostor má rekreační využití a slouží jako kynologické cvičiště, zvýšený pohyb osob lze tedy předpokládat zejména v období jaro-podzim a dále v závislosti na aktuálních klimatických podmínkách. Celkový počet osob nárazově se současně nalézajících na lokalitě lze odhadnout vzhledem k charakteru využití na max. 5–50.

V těsné blízkosti lokality se nachází jezdecký areál Bubla City Ranch se zařízením pro chov koní včetně restaurace, který ale není trvale obydlen. V tomto areálu je nicméně umístěna restaurace a konají se zde různé akce, v rámci jejichž konání se v tomto areálu může nacházet až několik stovek osob. Vzhledem k využití sociálního zařízení pro veřejnost byl k areálu Bubla City Ranch doveden vodovod. Na tento vodovod v současné době nejsou napojeny domy na pozemcích 3374 a 3375 (katastr Kopřivnice). Obyvatelé těchto obydlí využívají podzemní vodu pro pitné i užitkové účely. Vzhledem k jejich umístění od stávajícího průběhu předmětného vodovodu existuje reálná možnost tato obydlí napojit na hromadné zásobování pitnou vodou města Kopřivnice.

V současné době se nejbližší trvale obydlená obytná zástavba nachází cca 70–80 m sv. a sz. směrem (několik rodinných domů se zahradami), přičemž počet trvale bydlících osob lze odhadnout mezi 10–20. V případě vybudování obytné zástavby v souladu s aktuálním územním plánem by obytná zástavba mohla prakticky obklopit lokalitu ze severního, východního a jižního směru, což by zásadně navýšilo počet osob ohrožených kontaminací lokality a pravděpodobně by to vedlo i ke zvýšenému pohybu osob v prostoru vlastní skládky.

1.1.4. Majetkoprávní vztahy

V následující tabulce č. 3 jsou uvedeny majetkoprávní vztahy pozemků v předmětném území. Všechny pozemky se nacházejí v katastrálním území 669393 Kopřivnice.

Tabulka č. 3: Majetkoprávní vztahy

Parcelní číslo	Výměra (m ²)	Druh pozemku	LV	Vlastník	Adresa
283/1	4 716	Ostatní plocha	10001	Město Kopřivnice	Štefánikova 1163/12, Kopřivnice, 742 21
3364/2	5 573	Orná půda	726	Anna Ohnůtková 1/2 Lenka Šimíčková 1/2	Záhumenní 686/28, Kopřivnice 742 21 Dukelská 1062/24, Kopřivnice, 742 21
3364/5	2 931	Orná půda	689	Alena Růžičková 5/6 Vladimír Seibert 1/6	I. Šustaly 1085/22, Kopřivnice, 742 21 Dělnická 520/53, Kopřivnice, 742 21
3364/7	16 149	Orná půda	715	Karel Beniš	Záhumenní 224/31, Kopřivnice 742 21
3365/1	2 079	Ostatní plocha	10001	Město Kopřivnice	Štefánikova 1163/12, Kopřivnice, 742 21

Parcelní číslo	Výměra (m ²)	Druh pozemku	LV	Vlastník	Adresa
3365/2	243	Ostatní plocha	726	Anna Ohnůtková 1/2 Lenka Šimíčková 1/2	Záhumenní 686/28, Kopřivnice 742 21 Dukelská 1062/24, Kopřivnice, 742 21
3366/1	3 590	Ostatní plocha	10001	Město Kopřivnice	Štefánikova 1163/12, Kopřivnice, 742 21
3366/3	907	Ostatní plocha	715	Karel Beniš	Záhumenní 224/31, Kopřivnice 742 21
3366/4	2 513	Ostatní plocha	689	Alena Růžičková 5/6 Vladimír Seibert 1/6	I. Šustaly 1085/22, Kopřivnice, 742 21 Dělnická 520/53, Kopřivnice, 742 21
3366/5	1 765	Ostatní plocha	726	Anna Ohnůtková 1/2 Lenka Šimíčková 1/2	Záhumenní 686/28, Kopřivnice 742 21 Dukelská 1062/24, Kopřivnice, 742 21
3367/1	13 052	Orná půda	1205	Václav Brus 1/4 Mgr. Jana Kajabová 3/4	Petřvald 367, Petřvald, 742 60 Rokytnice 88, Vsetín, 755 01
3371/5	300	Ostatní plocha	10001	Město Kopřivnice	Štefánikova 1163/12, Kopřivnice, 742 21
3371/23	349	Ostatní plocha	689	Alena Růžičková 5/6 Vladimír Seibert 1/6	I. Šustaly 1085/22, Kopřivnice, 742 21 Dělnická 520/53, Kopřivnice, 742 21
3371/25	1 922	Ostatní plocha	10001	Město Kopřivnice	Štefánikova 1163/12, Kopřivnice, 742 21

Katastrální mapa zájmového území na podkladu leteckého snímku je uvedena v **příloze č. 5**.

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 sukly 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 příkrovem 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, glacifluviální 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 vrstvami. Kvartérní pokryv lokality (neovlivněný antropogenní činností) budují především holocenní deluviální hlíny, s podružnou příměsí glacifluviálních sedimentů, zejména písků a zčásti i pleistocenní sprašové hlíny. Kvartérní sedimenty byly v prostoru skládky zčásti odstraněny a nahrazeny antropogenní navázkou ve formě odpadů, které jsou na povrchu překryty rekultivační vrstvou hlín s odpady a škvárou.

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**.

V rámci průzkumných prací [3] byly provedeny 4 nevystrojené sondy (V-1 až V-4), které ověřily antropogenní sedimenty (navážky vč. kalů o mocnosti cca 4 m a sprašové hlíny (do hloubky min. 5 m). Kaly byly zachyceny sondami V-2 a V-3 o mocnostech 2,0–3,5 m.

V rámci zpracování analýzy rizika [4] byly na lokalitě provedeny 3 ks vystrojených hydrogeologických vrtů po obvodu skládky a 2 ks nevystrojených vrtů do tělesa skládky (KS-1 a KS-2). Sondy v prostoru skládky zastihly mocnost rekultivační vrstvy 1,5–1,8 m a bázi skládky na úrovni 4,5–5,2 m p.ú.t. (mocnost skládkového tělesa je 3,0–3,4 m).

Mimo prostor skládky (vrty KHG-1 až 3) byly zjištěny:
0,0–0,1 m drn
0,1–1,0 m navážka
1,1–2,3 m sprašová hlína
0,5–1,7 m písčité hlína až hlinitý písek
od hloubek 4,9 až 6,9 m okrově hnědá až šedá jílovitá hlína.

V rámci průzkumných prací byla pro korelaci geofyzikálních poměrů odvrtna nevystrojená sonda S3-1, která zastihla následující profil:

0,0–0,15 m drn, humózní vrstva
0,15–0,55 m jílovitá navážka, hnědá s úlomky cihel a betonu
0,55–1,45 m šedočerný kal, plastický, zapáchající
1,45–2,50 m plastický jíl, světle hnědý, částečně šedobílý

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

Geologický profil nevystrojených sond (S3-2 až S3-13) umístěných v tělese skládkového tělesa, je ve svrchnějších partiích (do 0,1 m) tvořen humózní vrstvou. Kromě sond S3-4 až S3-5, byla níže v geologickém profilu ostatních nevystrojených sond, zastížena antropogenní navážka o maximální mocnosti 6,1 m (sonda S3-12). Navážka je tvořena neutralizačními kaly, slévárenskými písky, komunálním odpadem a stavebním odpadem ve formě jílovitého a písčitého materiálu. Geologická dokumentace a geologický řez lokalitou je součástí **přílohy č. 8**.

1.2.3. Hydrogeologické poměry

Z hydrogeologického hlediska [5, 6] spadá oblast Kopřivnice a její blízké okolí do hydrogeologického rajonu 3213 – Flyš v mezípodí Odry.

Podzemní voda je v oblasti soustředěna především na kvartérní sedimenty a svrchní část přípovrchového 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 ($T \cdot 1 \cdot 10^{-6}$ – $1 \cdot 10^{-5}$ 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).

Na lokalitě je podzemní voda soustředěna především na polohy kalů a jiných odpadů soustředěná při bázi skládky, která leží na nepropustném jílovitém eluviu. V okolí skládky je

zvodnění vázáno na tenké písčité vložky ve vrstvách hlín o mocnostech do 0,5 m. Vrstva nepropustných hlín v zóně přípovrchového rozpojení a rozvětrání frýdeckých vrstev tvoří izolátor. Propustnost antropogenních navážek byla průzkumnými pracemi v minulosti ověřena v hodnotách 10^{-4} – 10^{-5} m/s (zeminy mírně až dosti silně propustné). Propustnost písčitých poloh v okolních hlínách byla stanovena na 10^{-6} (zeminy slabě propustné). Hlinitý izolátor v podloží skládky vykazuje koeficient filtrace v řádu 10^{-8} – 10^{-10} m/s (zeminy nepatrně propustné – izolátor).

Hladina podzemní vody na lokalitě se pohybuje na úrovni cca 1,0–3,0 m p.ú.t.

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

V nově realizovaných průzkumných hydrogeologických vrtech KHG-3A, KHG-4, KHG-5 a KHG-6 byla hladina podzemní vody zastižena v závislosti na morfologii terénu v hloubce 4,5 3,3; 3,5, resp. 4,5 m pod povrchem terénu. Tato hloubka odpovídá mělké kvartérní zvodni. Výsledky hydrodynamických zkoušek provedených na čerpaném vrtu KHG-4 byl ověřen koeficient filtrace na úrovni hodnoty $4 \cdot 10^{-5}$ m/s a průměrná hodnota transmisivity je $1,7 \cdot 10^{-4}$ m²/s. Tyto hodnoty podle klasifikace Jetela (1980) z hydrogeologického hlediska odpovídají mírně propustným horninám. Hladina podzemní vody se na čerpaném vrtu KHG-4 ustálila v hloubce 1,23 m pod povrchem terénu. Depresní kužel (potenciální ovlivnění výšky hladiny) dosahuje na základě výše uvedených parametrů do vzdálenosti 17,4 m.

Směr proudění podzemních vod v kvartérní zvodni je směrem k ZSZ–SZ, směrem po směru proudění se stáčí k severu. Místní vodoteč tvoří drenážní bázi pro podzemní vody svrchního kolektoru.

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

1.2.4. Hydrologické poměry

Zájmové území je odvodňováno Kopřivničkou, číslo hydrologického pořadí 2-01-01-138/0, která tvoří drenážní bázi pro povrchové a podzemní vody. Velikost dílčího povodí je 13,651 km². Kopřivnička pramení v nadmořské výšce 472 m u Janíkova sedla pod vrcholem Červený kámen (690 m) asi 2 km jihovýchodně od středu města. Pokračuje hlubokým údolím s kamennými hrázemi a přepady pod hradem Šostýn. Dále po proudu teče kolem městského koupaliště a hřbitova. Tady již vtéká do zastavěné zóny, protéká městem a potom mezi poli. Po 6,9 km se vlévá do řeky Lubiny (287 m n. m.). Celkový spád toku je kolem 3 %. Průměrný průtok u ústí činí 0,11 m³/s.

Specifický odtok je podle mapy 1:500 000 Regiony povrchových vod v ČSR [7] v rozmezí 10–15 l/s/km². 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 1:50 000, list 25-21 Nový Jičín nevyskytuje v blízkosti ochranných pásem vodních zdrojů.

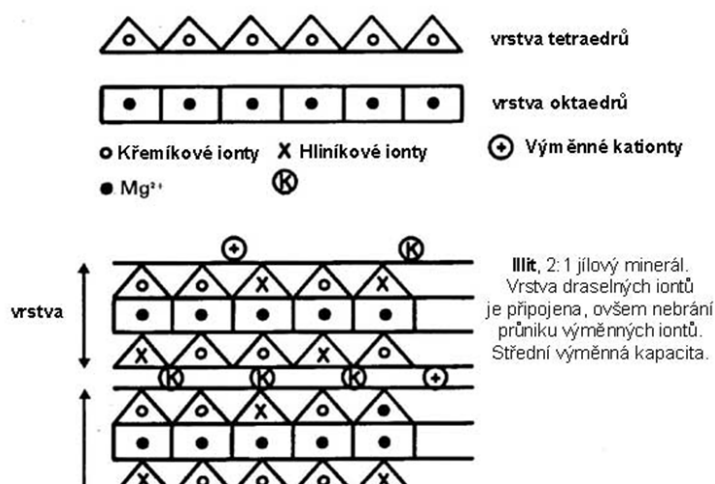
Vodohospodářské poměry zobrazuje **příloha č. 3**.

1.2.5. Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě

Z výsledků chemických analýz prováděných v rámci předkládané analýzy rizik spadají podzemní vody odebrané z objektů na lokalitě k chemickému typu: $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4^1$. Přírozená hodnota pro konduktivitu podzemní vody reprezentuje objekt KHG-4 s hodnotou 422 $\mu\text{S/cm}$. Maximální vodivost vykazuje podzemní voda z dočasně vystrojených sond S3-11 a S3-12 s hodnotami 2 540 $\mu\text{S/cm}$, resp. 1 266 $\mu\text{S/cm}$. Hodnota pH odpovídá neutrálním podmínkám (aritmetický průměr a medián 7,1). Podzemní voda se na lokalitě vyskytuje jak v redukčních, tak oxidačních podmínkách, čemuž odpovídá záporná nebo kladná hodnota oxidačně redukčního (redox) potenciálu Eh.

Na lokalitě je ověřený výskyt podzemní vody soustředěn v úrovni 2–6 m pod úrovní skládky. V nadloží skládkového materiálu se vyskytuje navážka tvořená hnědou jílovitou hlínou obvykle smíchanou s úlomky stavebního materiálu (např. úlomky cihel).

Charakteristická je rovněž přítomnost jílových minerálů charakteru illitu ($\text{K}_{0,65}\text{Al}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$), který má středně vysokou sorpční kapacitu (10–40 mmol/100g). Minerály ze skupiny illitu jsou tvořeny z trojvrstev a v krystalické mřížce se nachází draslík. V mezivrstvách obsahuje obvykle výměnné kationty, např. Fe^{III} , Mg^{II} nebo Fe^{II} . Právě přítomnost trojmocného železa je odpovědná za obvyklé okrové zbarvení sprašových hlín. Struktura illitu je znázorněna na obr. 1.



Obr. 1 Struktura jílového minerálu illitu.

Deponovaný skládkový materiál má charakter stavebního odpadu s úlomky cihel, betonu, skla, železa, komunálního odpadu (gumy, keramika, brusné kotouče), sklářských písků, slévárenských písků, černých zapáchajících plastických kalů a neutralizačních kalů.

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

V rámci hodnocení ekologické zátěže lokality byly dosud provedeny následující práce:

- 1) Úvodní průzkumné práce provedené společností AGRO-EKO spol. s r.o. z roku 1992 [9] v rámci návrhu variantního řešení možného využití lokality skládky neutralizačních kalů s. p. Tatra.

V rámci těchto úvodních průzkumných prací byly zhotoveny 4 vrtané sondy do hloubkové úrovně 5 m (pro odběr vzorků odpadů z tělesa skládky 2 ks, 2 ks mimo skládku v její těsné blízkosti), odběry vzorků podzemní vody z vybraných vrtaných sond (2 ks), dále 5 ks povrchových kopaných sond pro odběry vzorků pro fyzikální a agrochemické rozborů a odběr vzorku podzemní vody ze studny u č. p. 648 nacházející se cca 100 m severně od skládky.

V rámci posouzení kvality ukládaných odpadů na základě rozborů vzorku odpadu ze sond v tělese skládky byly sledovány následující ukazatele:

Cd, Cu, Cr, Pb, Hg, As, Ni, Co, fenoly, kyanidy, PAU-16, PCB a NEL

V podzemních vodách byly sledovány obsahy Co, Cr, Pb, kyanidů, fenolů, NEL, Ca a RL.

Dle výsledků laboratorních rozborů vykazovaly ukládané neutralizační kaly vysoké obsahy Cr, PAU a NEL, nicméně výraznější kontaminace podzemních vod nebyla prokázána.

Byla konstatována nutnost upravit povrch skládky (nepropustnost, nerušený odtok srážkových vod, úprava valů skládky), zabezpečit povrch skládky a její nejbližší okolí proti intenzivní erozi a separovat těleso skládky od okolí. Dále pak vybudování monitorovacího systému kvality podzemních vod v nejbližším okolí skládky a prověřit kvalitu podzemních vod v domovních studnách ve směru proudění podzemních vod od skládky. Odtěžení tělesa skládky nebylo považováno za reálné, nebyla doporučena zemědělská rekultivace a nebylo doporučeno využití pro výstavbu. Za reálnou možnost dalšího využití byla považována rekultivace pro rekreační využití s méně častým pohybem osob (například kynologické cvičiště).

- 2) Analýza rizika podle MP MŽP z roku 1996, provedená v roce 2003 společností AQ-test, spol. s r.o. Ostrava [3].

Výše uvedená analýza rizik hodnotila zatížení horninového prostředí bývalou skládkou a rizika plynoucí z její existence pro člověka a ekosystémy. Celkem byly odebrány dva vzorky kalů (po jednom vzorku z každé kopané sondy). Pro ověření kontaminace podzemních vod byly vybudovány 3 hydrogeologické vrty KHG-1 až KHG-3.

V rámci průzkumných prací byla zjištěna následující míra kontaminace:

- Odpady – znečištění nad kritériem C_{obyt} . MP MŽP: Cd, $Cr_{celk.}$, Cu, Ni, NEL, PAU (benzo/a/antracen, benzo/b/fluoranthen a benzo/a/pyren). Z hlediska srovnání

aktuálních výsledků se stavem z roku 1992 byla prokázána nižší koncentrace kovů a naopak vyšší obsah ropných látek. Obsah polycyklických aromatických uhlovodíků je na přibližně stejné úrovni. Celkový obsah kontaminantů uložených v kalech se pohybuje v řádu tisíců tun ropných látek, prvních desítek tun kovů a stovek kg polycyklických aromatických uhlovodíků

- Výluhy z odpadů: téměř ve všech ukazatelích vyhovovaly I. třídě vyluhovatelnosti s jedinou výjimkou - obsah kyanidů (celkových i volných) nevyhovoval tř. II. Kyanidy tak výrazně překračují přírodní koncentrace s hodnotami nad kritérium B (celkové) a krit. C (volné).
- Znečištění zemin: oba vzorky odebrané z podloží skládky vykazovaly velmi nízké hodnoty znečištění na úrovni přírodního pozadí, z čehož se usuzovalo, že k významnějšímu gravitačnímu sestupu škodlivin ze skládky nedochází.
- Výluhy ze zemin podloží skládky vyhovely ve všech sledovaných ukazatelích třídě vyluhovatelnosti I a výsledné koncentrace látek ve výluhové vodě jsou prakticky na úrovni přirozeného pozadí.
- Podzemní vody – bylo prokázáno znečištění nad kritériem C MP MŽP u amonných iontů (KS-1 a vývěr-1), dusitanů (vývěr-1), krit. B bylo překročeno u Ni a NEL. Ostatní sledované ukazatele včetně PCB, CIU, PAU se pohybují na úrovni přirozeného pozadí.
- Dále byl v rámci průzkumných prací ověřen výskyt dalších kontaminantů s vysokou zdravotní nebezpečností, vázaných v odpadech, a tedy bez ověřeného migračního potenciálu (Cd, Cr, Cu, PAU).

Jako prioritní kontaminanty s ověřeným migračním potenciálem byly na lokalitě označeny NEL, Ni, amonné ionty, kyanidy (volné i celkové).

Pro ověření kontaminace podzemních vod byly vybudovány 3 hydrogeologické vrty KHG-1 až KHG-3.

Z hlediska souhrnného znečištění lokality vykazovaly uložené kaly velmi vysoké koncentrace zvláště nebezpečných látek – toxických kovů, NEL a polycyklických aromatických uhlovodíků, jejichž výluhový potenciál byl v době měření (rok 2003) velmi nízký. Podzemní voda tělesa skládky se projevovala zvýšenými koncentracemi NEL a amonných iontů, šíření znečištění do okolí skládky bylo prokázáno pouze u niklu na výstupním profilu skládky. Vertikální přestup kontaminantů ze skládkového tělesa do podložních zemin nebyl prokázán. Vzhledem k analýze rizik, provedené v roce 2003, se předpokládalo, že po více jak 25 letech od uzavření skládky je výluhový režim stabilizován a intenzifikace uvolňování již nelze očekávat. Mobilní složky z odpadů byly vyplaveny a stabilní podíly škodlivin představují znečištění v kalech.

Z hodnocení humánního rizika vyplynulo, že skládka představuje pro své okolí riziko nepřijatelného znečištění podzemní vody látkami NEL a niklem. Současná rizika – využívání podzemní vody v místě stávajícího RD – byla příznivě ovlivňována vzdálenostním faktorem. Budoucí rizika – plánovaná výstavba urbanizované zóny – vyžadovala nutnost administrativně zabránit využívání podzemní vody k pitným účelům, na druhé straně by měla být zachována možnost využití podzemní vody k užitkovým účelům. Riziko pro ekosystémy

bylo shledáno nepřijatelným pro vegetaci na skládce, v důsledku čehož byl navržen překryt s těsnícím prvkem.

V té době již provedená částečná nápravná opatření - překrytí odpadů zeminou - byla shledána jako dostatečná pro eliminaci rizik z přímého kontaktu, ovšem jako zcela nedostatečná pro eliminaci rizik z migrace škodlivin a pro rizika pro organismy na skládce.

Cílem nápravných opatření měla být eliminace definovaných rizik z existence skládky na akceptovatelnou úroveň. Bylo konstatováno, že nelze připustit ponechání lokality v současném stavu. Byly navrženy 2 varianty nápravných opatření:

- A) vymístění uložených kalů mimo skládku - s podvariantami uložení kalů na skládku nebezpečných odpadů nebo zneškodnění kalů biodegradací
- B) technické zabezpečení skládky (uzavření shora).

Součástí navržených nápravných opatření byl i zákaz použití podzemní vody k pitným účelům na odtokové straně (sever až severozápad – budoucí i stávající zástavba rodinných domků). Jako cílové limity byly navrženy pro variantu odtěžení zemin NEL - 200 mg/kg sušiny, pro kontrolu migrace znečištění v podzemní vodě NEL - 0,1 mg/l, Ni - 0,1 mg/l - na výstupním profilu ze skládky.

Dále bylo navrženo provádění monitoringu podzemní vody na lokalitě u vrtů KHG-1 až KHG-3 v parametrech NEL, PAU, TK, CN⁻, NH₄⁺, pH, redox, Mn, Fe, SO₄²⁻, NO₂. při četnosti 4x ročně (po dobu 2 let - pak by byl monitoring na základě získaných výsledků případně přehodnocen). Byly také navrženy požadavky na upřesňující průzkum: Pro variantu A) odtěžení kalů, Pro variantu B) technické zabezpečení skládky:

Náklady na realizaci varianty A (odtěžení kalů) byly odhadnuty v rozmezí 49–157 mil. Kč bez DPH podle způsobu odstranění odpadů náklady na realizaci varianty B na cca 9 mil. Kč bez DPH.

Následně zpracovaný oponentní posudek [10] se přiklonil k variantě technického zabezpečení skládky, přičemž doporučil rozšířit zónu zákazu využívání pitné vody i o pozemek RD s již využívanou studnou, s čímž zpracovatel AR souhlasil. Rovněž bylo navrženo doplnění monitorovacího systému podzemní vody o 2–3 vrty zejména na odtokovém směru.

Po roce 2004 dle dostupných informací nebyly na lokalitě prováděny žádné další průzkumné práce.

V současné době se na zarovnaném povrchu v místě bývalé skládky nachází kynologické cvičiště s příslušenstvím (přístřešek, boudy pro psy, překážky). Většina plochy je využívána pro kynologické cvičiště – povrch je srovnán a zatravněn. Menší část plochy, zejména na severním a severovýchodním okraji, je pokryta náletovými dřevinami. Zde se také ojediněle nacházejí zbytky stavebních odpadů (betony a cihly). Využití bezprostředního okolí bývalé skládky je převážně zemědělské, od jihu a od východu se vyskytují obhospodařované polnosti, severně a severozápadně leží louka, na kterou navazuje zástavba rodinných domků. V těsné blízkosti lokality západním směrem (oddělená pouze místní komunikací Kopřivnice–Štramberk) se nachází zájmová Lokalita 2 - Jezdecký areál.

Morfologicky je těleso bývalé skládky patrné pouze od S, kde se nachází čelo skládky s malým terénním skokem (cca 1,5–2 m) spolu s izolovanými hromadami navážky a také od Z, kde se nachází ve směru od asfaltové komunikace a souběžně jdoucího příkopu boční val o výšce cca 1,5–2 m. Od jihu i východu je přechod terénu k sousedním pozemkům mírný až neznatelný.

V těsné blízkosti skládky se nevyskytuje žádná vodoteč, pouze v severním předpolí skládky je terén významněji podmáčený, při rekognoskaci zde byl zaznamenán výskyt kaluží s hloubkou až 20 cm. Podél západní hrany dále probíhá mělký silniční příkop.

V prostoru bývalé skládky byly v rámci předcházejících průzkumných prací vybudovány 3 vystrojené hydrogeologické vrtů řady KHG (KHG-1, KHG-2 a KHG-3). V průběhu podzimu roku 2010 byl hydrogeologický objekt KHG-3 zničen a byl následně nahrazeno novým monitorovacím objektem KHG-3A. Základní hydrologické parametry těchto vrtů včetně hladiny měřené dne 29. 4. 2010 uvádíme v tabulce č. 4:

Tabulka č. 4: Základní parametry archivních vrtů řady KHG

	KHG-1	KHG-2	KHG-3*
výška O.B. v m n. m.	330,10	328,39	327,59
výška O.B. n. terén v m	0,60	0,40	0,40
Hloubka od O.B. v m	13,70	4,10	8,05
Hladina podzemní vody v m od OB (29.4.2010)	3,04	1,30	1,01
Výstroj vrtu	PVC ø 110 mm ocelová chránička	PVC ø 110 mm ocelová chránička	PVC ø 110 mm ocelová chránička

*objekt zničen

Prostor bývalé skládky je v současné době volně přístupný prostřednictvím asfaltové cesty, vlastní plocha skládky není oplocena.

Dle archivních prací a informací MÚ Kopřivnice se původně v daném prostoru těžila hlína pro místní kachlárně. V prostoru vytěžené hlíny se pak vzniklé jámy používaly dle pamětníků jako mrchoviště pro uhynulý dobytek. Před ukládáním kalů bylo dno vytěženého hliníku zarovnáno a překryto vrstvou jílu. Od 2. poloviny 60. let do poloviny 70. let 20. století se pak vytěžený prostor využíval pro ukládání neutralizačních kalů z průmyslové výroby. Neutralizační kaly byly na skládku ukládány v tekutém stavu do dvou či tří dílčích jam vyplněných vodou. Hlavním odpadem byly tekuté kaly z neutralizačních stanic, jejichž mocnost se na skládce pohybuje mezi 2–3 m. Celkový objem uložených kalů při maximalistickém odhadu činí 23 000 m³. Během provozu byly v okrajových částech skládky navršeny obvodové valy za účelem zvýšení kubatury skládky. Po ukončení navážení kalů v polovině 70. let zůstala skládka ještě dalších cca 10 let odkryta, do prostoru byly vyváženy komunální odpady. Teprve v polovině 80. let 20. století byla skládka překryta vrstvou zeminy s příměsí stavebních a jiných odpadů o mocnosti cca 1–2 m. Terén byl nakonec zarovnan škvárou.

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

Na základě prováděcí projektové dokumentace byla na lokalitě dne 6. 9. 2010 odvrtna první nevystrojená sonda **S3-1**, jejíž situace je patrná z **přílohy č. 6** a geologický profil je součástí **přílohy č. 8**. Výsledky z vrtných prací byly korelovány s výstupy z geofyzikálního průzkumu, konkrétně s výsledky seismického profilování.

Sondou **S3-1** byl zastižen následující profil:

0–0,15 m	humózní vrstva, černohnědá, s drny
0,15–0,55 m	navážka, jílovitá, hnědá, s úlomky cihel a betonu
0,55–1,45 m	navážka, šedočerný kal, plastický, zapáchající
1,45–2,50 m	jíl s vysokou plasticitou, světle hnědý, šedobíle šmouhovaný

Společnost GEONIKA, s.r.o. cca 6 m sz. od umístění sondy S3-1, vedla profil P1 (100 m ze směru JZ), na kterém bylo provedeno seismické profilování a odporová tomografie. Současně cca 14 m sv. od umístění sondy probíhá profil P3 (45 m ze směru SZ). Výsledky seismického profilování² byly porovnány se zastiženou hloubkou rozhraní měkkých sedimentů (včetně skládkových materiálů) a podloží. U předmětné sondy bylo na základě vrtných prací zjištěno podloží na úrovni 1,45 m pod terénem. Ačkoliv vychází seismické rozhraní na profilu P1 na úroveň 5 m, z profilu P3 je zřejmé, že deprese se na rozhraní skládka-podloží směrem k JV vyklínuje. Malá mocnost navezených materiálů v umístění sondy S3-1 je tedy reálná. Profil byl rovněž veden přes archivní sondu KS-2 (sonda byla situována cca 3 m od profilu P1 na úrovni 60 m ze směru JZ), kde bylo rozhraní dokumentováno na úrovni 4,5 m pod terénem a odpovídá hodnotě z výsledků geofyziky. Z výše uvedeného porovnání výsledků lze usuzovat na vysokou míru korelace seismického profilování se skutečnou úrovní podloží na lokalitě.

2.1.2. Přehled zdrojů znečištění

Jediným zdrojem kontaminace skládky je vlastní neodborné ukládání odpadů. K největšímu ukládání odpadů na lokalitě č. 3 - Skládka kalů docházelo přibližně v 70. letech 20. století. Ukládaly se zde odpady z průmyslové výroby, úlomky cihel, skla, betonu a železa, slévárenské odlitky a zejména průmyslové kaly.

Přibližně v letech 1966–1977 byl zájmový prostor využíván n.p. TATRA k ukládání neutralizačních kalů. Na přelomu 70. a 80. let již n.p. TATRA skládku nevyužíval, ale prostor dále fungoval jako černá skládka domovního odpadu. Hlavním odpadem zde jsou tekuté kaly z neutralizačních stanic, jejich celková mocnost v době ukládání na skládce se pohybovala mezi 2–3 m.

2.1.3. Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů

Sestavení seznamu látek potenciálního zájmu vychází především z podrobných informací o historii využití území s ohledem na látky, které se zde mohou vyskytovat v důsledku provozované činnosti. Dále byly k sestavení tohoto seznamu využity skutečnosti o charakteru kontaminace horninového prostředí předmětné lokality zjištěné v rámci v minulosti provedených průzkumných prací.

² metodika a interpretace geofyzikálních metod

Hlavními již prokázanými kontaminanty, které byly na hodnocené lokalitě zaznamenány, jsou ropné uhlovodíky (kvantifikované jako NEL), PAU a některé těžké kovy.

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

Jednotlivé fyzikálně-chemické a toxikologické charakteristiky vybraných kontaminantů jsou uvedeny v **příloze č. 19**.

2.1.4. Předběžný koncepční model znečištění

V rámci zpracování analýzy rizik byly 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. Místem možného úniku kontaminantů je bývalá skládka. Cílovým bodem průniku je mělký kvartérní kolektor podzemní vody. Předpokládanými migračními cestami jsou zejména vymývání kontaminantů ze znečištěné nesaturované zóny (skládkového tělesa) do zvodně a jejich následná migrace mělkým kvartérním kolektorem. Potenciálními příjemci rizik jsou zde organismy a ekosystémy vyskytující se na skládce a v jejím severním předpolí, lidé a psi (případně další živočichové) pohybující se v prostoru kynologického cvičiště a jeho bezprostředního okolí, náhodní návštěvníci lokality, potenciálně též obyvatelstvo využívající podzemní vody mělkého kvartérního kolektoru a obyvatelstvo plánované nové výstavby v bezprostředním okolí skládky.

Základem předběžného koncepčního modelu je tabulka č. 5 se soupisem všech uvažovaných expozičních cest, pro které je projektován rozsah prací na aktualizaci analýzy rizik.

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 podzemní vody → transport podzemní vodou → jímání vod studněmi, vrty	Obyvatelstvo, (pitná a užitková voda) – expozice ingescí, dermální a inhalační	Zejména obyvatelstvo využívající studny nacházející se ve směru proudění podzemních vod (severně od bývalé skládky – č. p. 648), případně v nově plánované výstavbě
2	Bývalá skládka	Emise plynů a prachu → splachy → vodní ekosystémy	Poškození vegetačního krytu, dále lidé a zvířata pohybující se na kynologickém cvičišti - expozice ingescí, dermální a inhalační	

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 kontaminanty:

V nesaturované zóně

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

V saturované zóně

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

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 (dvojmocné, trojmocné), Mn, Ca, Mg, Fe, K, Na, KNK_{4,5}, ZNK_{8,3}, fosforečnany, tvrdost, barva, zákal, hydrogenuhličitan, CO₂ volný, TOC, CHSK-Mn.

Při odběrech podzemních vod bylo před ukončením čerpání z každého objektu provedeno terénní měření ukazatelů pH, teploty, Eh, rozp. O₂ a vodivosti.

Výběr sledovaných kontaminantů byl proveden na základě identifikace možných zdrojů kontaminace, výsledků archivních prací a zadávací dokumentace.

V rámci průzkumných prací byly provedeny následující práce a činnosti:

- Podrobná rešerše dostupných archivních materiálů a terénní rekognoskace (podklady od objednatele, vlastníka areálu, Geofondu ČR, archivní zprávy 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 státě 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 P3.

Na základě mapy totálního vektoru magnetického pole byl vymezen plošný rozsah skládky. Plošné vymezení skládky podle magnetometrie je vyznačeno v **příloze č. 7**.

Zájmový prostor byl plošně pokryt magnetometrií, na profilech P1 až P3 byla realizována metoda MRS a metoda OT. Situace změřených profilů je součástí **přílohy č. 7.2**.

MAGNETOMETRIE (MG)

Magnetometrie citlivě reaguje na přítomnost magnetizovaných materiálů. V případě skládek má každý cizorodý materiál, který je naveden 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 20 m. Na bodech profilů byla změřena hodnota totálního magnetického pole T [nT] a vertikálního gradientu mezi dvěma sensory 1 m nad sebou.

Celkem bylo změřeno 144 bodů. Výsledky magnetometrie jsou prezentovány formou mapy totálního vektoru magnetického pole T v **příloze č. 7.3**.

MĚLKÁ REFRAKČNÍ SEISMIKA (MRS)

Úkolem mělké refrakční seismiky je 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 údery kladiva. Byla použita modifikace vstříčných úderů s přístřelou, středovým úderem a údery 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. Celkem bylo na profilech P1 až P3 změřeno 320 m.

Při interpretaci seismických refrakčních měření byla použita metoda T_0 pro gradientový model prostředí, neboť se na změřených hodochronách 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.

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 vyšší seismické rychlosti 1 200–1 600 m/s. Seismický řez je prezentován v **příloze č. 7.2** v měřítku 1 : 500/500.

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 elektrické 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). Bylo měřeno na profilech P1 až P3, vzdálenost sousedních elektrod byla 4 m. Celkem bylo změřeno 280 m profilů.

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 (**příloha č. 7.3**), který ukazuje rozložení měrných odporů pod povrchem. Nejdříve byly zkonstruovány odporové řezy bez znalosti údajů z vrtů, po odvrtání průzkumných vrtů byly odporové řezy zpřesněny tak, že byly v některých bodech řezu zafixovány mocnosti skládky. Tak byly odporové řezy zpřesněny částečnou eliminací tzv. principu ekvivalence. Podle tohoto principu, platného v geoelektrických metodách, lze v jistých mezích hodnot odporů a hloubek nalézt vzájemně odlišné odporové modely, které všechny budou odpovídat měřeným datům. Výsledky odporové tomografie byly po provedení vrtných prací aktualizovány a model byl zpřesněn.

2.2.1.2. Vrtné práce

Za účelem vymezení rozsahu skládky a získání bližších informací o geologickém podloží skládky byly vyhotoveny průzkumné nevystrojené sondy řady S3. Pro získání údajů o úrovni podzemní vody a ověření míry kontaminace saturované zóny horninového prostředí byly dále vybudovány vystrojené hydrogeologické vrty řady KHG-4, KHG-5 a KHG-6, které navazují na existující síť hydrogeologických objektů KHG-1, KHG-2 a KHG-3, vybudovaných v rámci zpracování analýzy rizika v roce 2003 firmou AQ-test, spol. s r.o., Ostrava [4]. Vzhledem k znehodnocení objektu KHG-3 byl vybudován náhradní vrt KHG-3A.

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. Evidenční list geologických prací je v příloze č. 22 a geologická dokumentace včetně geologického řezu lokalitou jsou uvedeny v příloze č. 8.

Tabulka č. 6: Přehled vrtných prací

Označení vrtu	Typ vrtu	Hloubka vrtu (m p.ú.t.)	Vrtný průměr (mm)	Výstroj vrtu (materiál/průměr mm)
KHG-3A	hydrogeologický	9	195/175	PVC 110/2,2 mm
KHG-4	hydrogeologický	7,5	195/175	PVC 110/2,2 mm
KHG-5	hydrogeologický	7	195/175	PVC 110/2,2 mm
KHG-6	hydrogeologický	9	195/175	PVC 110/2,2 mm
S3-1	nevystrojený	2,5	175/133	-
S3-2	nevystrojený	3,6	175/133	-
S3-3	nevystrojený	5,5	175/133	-
S3-4	nevystrojený	1,5	175/133	-
S3-5	nevystrojený	1,5	175/133	-
S3-6	nevystrojený	1,5	175/133	-
S3-7	nevystrojený	5	175/133	-
S3-8	nevystrojený	2	175/133	-
S3-9	nevystrojený	4,5	175/133	-
S3-10	nevystrojený	2,5	175/133	-
S3-11	nevystrojený	6	175/133	-
S3-12	nevystrojený	7,5	175/133	-
S3-13	nevystrojený	3	175/133	-

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 vrtů. Z nevystrojené sondy S3-11 byly odebrány 3 vzorky z různých etáží, ze sedmi nevystrojených sond byly odebrány dva vzorky zemin, a to z poloh navážek a z podložní vrstvy. Odběry byly přizpůsobeny litologii a sensorickým vjemům, indikujícím znečištění. Ze čtyř sond bylo odebráno po jednom vzorku zeminy. Vzorky zemin byly analyzovány na vybrané organické a anorganické parametry (viz následující kapitola). Pro tyto účely bylo odebráno 22 vzorků zemin.

U dvou vybraných sond (S3-3 a S3-11), které byly umístěny přímo v tělese skládky, byl navíc proveden odběr vzorků zemin (odpadů) na stanovení vyluhovatelnosti (dle třídy II) a TOC v sušině z důvodu možnosti posouzení uložení odpadů na skládku S – ostatní odpad. U obou uvedených sond bylo odebráno po dvou 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 4 vzorky zeminy. Dále byl z tělesa skládky odebrán jeden 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 monitorovacího vrtu byly odebrány dva vzorky zemin ze dvou horizontů. Celkem bylo pro tyto účely odebráno 8 vzorků zemin. Odběry byly přizpůsobeny litologii a senzoričtým vjemům, indikujícím případné znečištění. Vzorky zemin byly analyzovány na vybrané organické a anorganické parametry (viz následující kapitola). Dále byly u vystrojených vrtů odebrány 4 vzorky zemin z horizontu kolektoru podzemní vody a nadložní vrstvy pro provedení zrnitostních rozborů pro orientační stanovení hydraulických parametrů zemin.

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, datum 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.

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

Aktivita	Množství
Nevystrojené sondy	základní síť – 13 ks (S3-1 – S3-13)
Hloubka sond / celková metráž	2–7,5m / 46,6 bm
Počet vzorků zemin	22
Rozsah analýz	22–Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , TK, PAU; 9–CN ⁻ , BTEX, CIU; 4–vyluhovatelnost II. tř., TOC; 2–PCB; 1–ekotoxicita
Vystrojené vrty	4 ks (označení KHG-3A, KHG-4 až KHG-6)
Hloubka vrtů / celková metráž	7–9 m / 32,5 bm
Počet vzorků zemin	8
Rozsah analýz	8 – uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , TK, PAU; 3 – CN ⁻ , 3 - BTEX, CIU; 4 – granulometrická analýza

V rámci lokality bylo analyzováno celkem 30 vzorků zemin na chemické parametry (anorganické a organické). Z toho 30 vzorků zemin bylo analyzováno v rozsahu uhlovodíky C₁₀–C₄₀, těžké kovy (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn), PAU, 12 vzorků zemin v parametrech kyanidy, BTEX, CIU. U dalších 4 vzorků zemin byly provedeny analýzy na stanovení vyluhovatelnosti (dle II. třídy), TOC v sušině a u 2 vzorků PCB v sušině.

U jednoho vzorku zeminy byl proveden test ekotoxicity. Granulometrická analýza byla provedena pro čtyři vzorky zeminy z vystrojených vrtů.

2.2.1.3.2. Metodika a rozsah odběrů vzorků podzemních vod

Z každého nového vystrojeného vrtu (KHG-4 až KHG-6), z vrtů původních (KHG-1 a KHG-2) a náhradního vrtu KHG-3A bylo odebráno po 1 vzorku podzemní vody pro stanovení obsahu vybraných organických a anorganických parametrů (viz následující kapitola). Ze dvou nevystrojených sond (zvodeň v návážce) S3-11 a S3-12 bylo odebráno z každé po dvou vzorcích, přičemž jeden vzorek byl vždy odebrán staticky odběrným válcem z hladiny podzemní vody a druhý dynamicky. Celkem bylo tedy odebráno 10 ks vzorků podzemní vody na laboratorní analýzy, z toho 2 vzorky staticky a 8 vzorků dynamicky. Vzorek ze studny u č. p. 648 byl odebrán v rámci průzkumných prací na lokalitě č. 2 – Jezdecký areál.

Nad rámec rozpočtovaných prací bylo zhotovitelem provedeno převzorkování vybraných objektů pro ověření koncentrací vybraných kontaminantů. (převzorkovány byly staticky a dynamicky objekty KHG-2, KHG-3A a KHG-5).

Vzorky podzemní vody byly odebrány v dynamickém stavu (po odčerpání tří objemů vodního sloupce vrtu) včetně vzorků z nevystrojených sond, které byly pro tyto účely dočasně vystrojeny. 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 cca 0,5 m nade dnem vzorkovaného objektu.

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

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 odměrného bodu (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, rozpuštěný kyslík, oxidačně redukční potenciál, 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.

V rámci monitoringu bylo odebráno 16 ks vzorků podzemních vod. Bylo provedeno 16 ks rozborů v rozsahu Uhlovodíky C₁₀–C₄₀, 11 ks rozborů v rozsahu těžké kovy (As, Cd, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), PAU, 9 ks v rozsahu kyanidy, 8 ks BTEX, CIU, 6 ks v rozsahu amonné ionty, dusitany, chloridy. U dvou z nově provedených vrtů byl proveden kompletní chemický rozbor vody. Ze vzorku z navážkové zvodně u nevystrojené sondy byl stanoven obsah pesticidů z důvodu jejich možného uložení na bývalé skládce. Ze statického odběru vody z dočasně vystrojené sondy byla provedena analýza kvality ropných látek.

Tabulka č. 8: Celkový rozsah odběrů vzorků podzemních vod

Aktivita	Množství
Nevystrojené sondy	S3-11, S3-12
Počet vzorků vod	4 (2x statický z hladiny, 2x dynamický)
Rozsah analýz	4 – Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , 2 - TK, PAU, 1-CN ⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , Cl ⁻ , BTEX, CIU, pesticidy, určení kvality ropných látek
Vystrojené vrty	6 ks (označení KHG-1 až KHG-6)
Počet vzorků vod	12 (3x statický z hladiny, 9x dynamický)
Rozsah analýz	12-Uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀ , 9-TK, PAU; 8 – CN ⁻ , 7 - BTEX, CIU; 5 - NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , Cl ⁻ , 2 – kompletní chemický rozbor

Pozn.: vzorek ze studny u č. p. 648 zde není započten

2.2.1.3.3. Metodika a rozsah odběrů vzorků povrchových vod

Pro ověření šíření kontaminace do povrchové vody byl odebrán vzorek z kaluže pod skládkou kalů, PV3-1 (a také z potoka, který se nachází na lokalitě 2-Jezdecký areál).

2.2.1.4. 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, 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
	chloridy	Argentometrická titrace

Matrice	Stanovení	Metoda
	fluoridy	Iontově selektivní elektroda
	sírany	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
	sírany	Titrace dusičnanem olovnatým
	fosforečnany	Spektrofotometrie
	konduktivita	Konduktometrie
	pH	Přímá potenciometrie

Rozsah laboratorní analýzy vzorků zemin

V rámci laboratorních zkoušek vzorků zemin bylo zpracováno:

- 30 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení uhlovodíků C₁₀–C₄₀, těžkých kovů (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn) a PAU.
- 12 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení obsahu kyanidů v sušině, BTEX a CIU v sušině
- 4 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení vyluhovatelnosti (dle II. třídy) a TOC v sušině
- 2 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení PCB v sušině

- 1 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem provedení testu ekotoxicity
- 4 ks vzorků zemin pro účely laboratorního zpracování za účelem provedení granulometrické analýzy

Rozsah laboratorní analýzy vzorků podzemních vod

V rámci laboratorních zkoušek vzorků podzemních vod bylo zpracováno:

- 16 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení uhlovodíků C₁₀–C₄₀
- 11 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení, As, Cd, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn a PAU
- 9 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení kyanidů
- 8 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení BTEX a CIU
- 6 ks vzorků podzemních vod pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení amonných iontů, dusitanů, chloridů
- 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 povrchových vod byl zpracován:

- 1 ks vzorku povrchové vody pro účely laboratorního zpracování za účelem stanovení uhlovodíků C₁₀–C₄₀, As, Cd, Cr⁶⁺, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, PAU a kyanidů

2.2.1.5. Hydrodynamické zkoušky (čerpací zkoušky)

2.2.1.5.1. Základní údaje, cíle HDZ

Na hydrogeologickém objektu KHG-4 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), kontaminovaná čerpaná voda byla přečištěna v mobilní sanační technologii. Výsledky hydrodynamických zkoušek jsou uvedeny v **příloze č. 20**.

2.2.1.5.2. Specifikace objektů pro HDZ

Hydrodynamická zkouška byla realizována na hydrogeologickém vrtu KHG-4 uvedeném v následující tabulce.

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)
KHG-4	7,50	PVC 110/2,2 mm	0,45	2

2.2.1.5.3. Technické podmínky realizace HDZ

Parametry hydrodynamické zkoušky jsou uvedeny v následujícím přehledu:

- Fáze prací – po vystrojení
- Délka ČZ – 45 min
- 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
- Způsob měření vydatnosti (Q) – kalibrovaná nádoba
- 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 úrovní dna vrtu), instalace mobilní sanační technologie na výtok
- 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.

2.2.1.5.6. Rozpis čerpaných a pozorovaných vrtů

Při provádění HDZ na vrtu KHG-4 byl sledován vrt KHG-1.

Tabulka č. 11: Pozorované objekty při HDZ

HDZ na vrtu	Sledovaný okolní HG objekt
KHG-4	KHG-1

2.2.2. Výsledky průzkumných prací

2.2.2.1. Interpretace geofyzikálních měření

Komplex geofyzikálních metod vycházel z požadavku zjistit zejména

- plošný rozsah skládky,
- v profilech P1 až P3 určit mocnost a charakter skládkového materiálu.

Na základě mapy totálního vektoru magnetického pole byl vymezen plošný rozsah skládky. Plošné vymezení skládky podle magnetometrie je vyznačeno v **příloze č. 7.1**, kde je také vyznačen původně uvažovaný rozsah skládky. Je zřejmé, že skládka směrem k JV pokračuje až 20 m za původně uvažovanou plochu – zřejmě se však jedná o rozvlečený materiál s minimálními mocnostmi. Podle největších magnetických anomálií a také podle velmi nízkých měrných odporů (méně než 10 Ω m) byl přibližně zakreslen plošný rozsah kalové nádrže. Zdá se, že vrt S3-1 je při jejím okraji.

Mocnost skládkového materiálu byla zjišťována na profilech P1 až P3 podle metody MRS (**příloha č. 7.2**) i podle metody OT (**příloha č. 7.3**) Podle metody MRS na profilech P1 a P2 je mocnost skládkového materiálu (a zřejmě také tenké vrstvy kvartérních sedimentů) maximálně kolem 4 m, na profilu P3 pouze 1–3 m; zde kalová nádrž zasahuje zřejmě jen okrajem.

Podle měrných odporů (metoda OT) v podloží skládky převládají měrné odpory kolem 30–35 Ω m, což odpovídá písčitému jílu. Materiál v části skládky má extrémně nízké měrné odpory 10–15 Ω m, což odpovídá jílovitému kalovému materiálu (v odporových řezech žlutá barva). Na okrajích skládky byl navezen hrubozrnnější materiál (zřejmě stavební odpad) s měrnými odpory 50–80 Ω m (v odporových řezech hnědá barva).

2.2.2.2. Provedené vrtné práce

Nevystrojené sondy

Nevystrojené vrty (13 ks strojní) byly v nezpevněných sedimentech zhotoveny vrtnou soupravou UGB-50, technologií rotačního jádrového vrtání, vrtným průměrem 175/133 mm, sondy S3-11 a S3-12 byly provizorně vystrojeny PVC 63/2,2 mm.

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

Technický popis nevystrojených vrtů je uveden v následujícím přehledu:

Počet vrtů:	13
Označení vrtu:	S3-1, S3-2, S3-3, S3-4, S3-5, S3-6, S3-7, S3-8, S3-9, S3-10, S3-11, S3-12, S3-13
Lokalizace vrtů:	viz příloha č. 6
Technologie vrtání:	rotační jádrová
Hloubka vrtu:	viz tabulka č. 6 kap. 2.2.1.2.
Vrtné průměry:	konečná hloubka vrtu byla určena hydrogeologem dle místních podmínek 2,5/3,6/5,5/1,5/5/2/4,5/2,5/6/7,5/3 m (kvartér + podloží) 175/133 mm
Pažení:	pracovní ocelové pažení dle soudržnosti profilu
Výplach:	ne
Likvidace:	záhozem

Vystrojené hydrogeologické vrty

Průzkumné hydrogeologické vrty řady KHG (3 ks) a náhradní vrt KHG-3A byly v nezpevněných sedimentech zhotoveny vrtnou soupravou UGB-50, technologií rotačního jádrového vrtání, 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**.

KHG-3A

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 483762,01 X: 1126026,38 Z 328,66/327,98

Lokalizace vrtu:	viz příloha č. 6
Technologie vrtání:	0,0–9,0 m (kvartér + navětralé podloží) rotační jádrová
Hloubka vrtu:	9 m
Vrtné průměry:	0,0–5,0 m ø 195 mm (UGB-50) 5,0–9,0 m ø 155 mm (UGB-50)
Výplach:	bez výplachu

Výstroj: + 0,0–1,0 m PVC 110/2,2 mm plná
 1,0–8,0 m PVC 110/2,2 mm perforovaná
 8,0–9,0 m PVC 110/2,2 mm plná
 perforace příčná šterbinová šířky 1,5 mm, 10 %

Zaplášťové úpravy: 0,0–1,0 m cementace
 1,0–1,5 m pískový přechod
 1,5–7,0 m obsyp 4/8 mm kačírek

Zhlaví vrtu: 0,0–0,5 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno

Hladina podzemní vody vztažená k terénu:
 naražená 4,50 m ustálená 1,41 m

Tabulka 12: Geologický popis vrtu KHG-3A

Mocnost (m)		Geologický popis	Stratigrafie
od	do		
0,00	1,00	Humózní vrstva, hnědošedá ornice	kvartér
1,00	2,00	Hlína písčitá, šedohnědá, konzistence pevná	kvartér
2,00	4,00	Jíl písčitý, světle hnědý až šedý	kvartér
4,00	5,50	Jíl se střední plasticitou, částečně písčitý	kvartér
5,50	7,00	Jíl šterkovitý, rezavohnědý s dobře opracovanými valouny do 3 cm	kvartér
7,00	8,50	Jíl s nízkou plasticitou, světle šedý, proplástky železa	kvartér
8,50	9,00	Jíl s vysokou plasticitou, světle hnědý až rezavý, konzistence pevná	kvartér

KHG-4

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 483808,51 X: 1126169,82 Z 328,77/328,28

Lokalizace vrtu: viz **příloha č. 6**

Technologie vrtání: 0,0–7,0 m (kvartér + navětralé podloží) rotační jádrová

Hloubka vrtu: 7,5 m

Vrtné průměry: 0,0–2,0 m ø 195 mm (UGB-50)
 2,0–7,5 m ø 175 mm (UGB-50)

Výplach: bez výplachu

Výstroj: + 0,0–2,0 m PVC 110/2,2 mm plná
 2,0–6,0 m PVC 110/2,2 mm perforovaná

Město Kopřivnice

37

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládka kalů

Analýza rizik

6,0–7,5 m PVC 110/2,2 mm plná
 perforace příčná štěrbinová šířky 1,5 mm, 10 %
 Zapláštové úpravy: 0,0–1,0 m cementace
 1,0–1,5 m pískový přechod
 1,5–7,0 m obsyp 4/8 mm kačírek
 Zhlaví vrtu: 0,0–0,5 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno
 Hladina podzemní vody vztažená k terénu:
 naražená 3,30 m ustálená 1,31 m

Tabulka 13: Geologický popis vrtu KHG-4

Mocnost (m)		Geologický popis	Stratigrafie
od	do		
0,00	0,20	Humózní vrstva, hnědá ornice	kvartér
0,20	0,40	Hlína se střední plasticitou, hnědá, jílovitá, konzistence tuhá	kvartér
0,40	1,80	Jíl s nízkou plasticitou, rezavohnědý, písčítý, málo plastický, konzistence tuhá	kvartér
1,80	2,00	Jíl s vysokou plasticitou, šedý, plastický, konzistence pevná	kvartér
2,00	3,30	Písek jílovitý, rezavohnědý, středně ulehlý	kvartér
3,30	4,90	Písek se štěrkem, žlutohnědý, málo hlinitý s dobře opracovanými valouny štěrku do průměru 4 cm	kvartér
4,90	7,50	Jílovec eluvium, šedý, plastický, eluvium zvětralých jílovců	křída

KHG-5

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 483721,57 X: 1125946,89 Z 325,54/325,04

Lokalizace vrtu: viz **příloha č. 6**
 Technologie vrtání: 0,0 - 7,0 m (kvartér + navětralé podloží) rotační jádrová
 Hloubka vrtu: 7,0 m
 Vrtné průměry: 0,0–3,5 m ø 195 mm (UGB-50)
 6,5–7,0 m ø 175 mm (UGB-50)
 Výplach: bez výplachu
 Výstroj: + 0,0–2,0 m PVC 110/2,2 mm plná
 2,0–6,0 m PVC 110/2,2 mm perforovaná
 6,0–7,0 m PVC 110/2,2 mm plná

perforace příčná štěrbinová šířky 1,5 mm, 10 %
 Zaplášťové úpravy: 0,0–1,0 m cementace
 1,0–1,5 m pískový přechod
 1,5–7,0 m obsyp 4/8 mm kačírek
 Zhlaví vrtu: 0,0–0,5 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno
 Hladina podzemní vody vztažená k terénu:
 naražená 3,50 m ustálená 1,31 m

Tabulka 14: Geologický popis vrtu KHG-5

KHG-5			
Mocnost (m)		Geologický popis	Stratigrafie
od	do		
0,00	0,20	Humózní vrstva, černohnědý drn	kvartér
0,20	0,40	Hlína se střední plasticitou, hnědá, humózní, konzistence tuhá	kvartér
0,40	1,00	Jíl s nízkou plasticitou, hnědý, písčítý, málo plastický, konzistence tuhá	kvartér
1,00	3,50	Jíl s vysokou plasticitou, rezavohnědý, šedě šmouhovaný, plastický, konzistence pevná	kvartér
3,50	6,00	Jíl písčítý, šedobílý, plastický, středně ulehlý	kvartér
6,00	7,00	Jíl s vysokou plasticitou, šedočerný, plastický, konzistence pevná	kvartér

KHG-6

Záměry (S-JTSK, Bpv)

Y: 483654,21 X: 1125997,06 Z 328,55/328,06

Lokalizace vrtu: viz **příloha č. 6**
 Technologie vrtání: 0,0–7,0 m (kvartér + navětralé podloží) rotační jádrová
 Hloubka vrtu: 9,0 m
 Vrtné průměry: 0,0–3,0 m ø 195 mm (UGB-50)
 3,0–9,0 m ø 175 mm (UGB-50)
 Výplach: bez výplachu
 Výstroj: + 0,0–2,0 m PVC 110/2,2 mm plná
 2,0–8,0 m PVC 110/2,2 mm perforovaná
 8,0–9,0 m PVC 110/2,2 mm plná
 perforace příčná štěrbinová šířky 1,5 mm, 10 %
 Zaplášťové úpravy: 0,0–1,0 m cementace
 1,0–1,5 m pískový přechod

Město Kopřivnice

39

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládka kalů

Analýza rizik

1,5–7,0 m obsyp 4/8 mm kačírek
 Zhlaví vrtu: 0,0–0,5 m přírubové kovové zhlaví ø 133 mm, obetonováno
 Hladina podzemní vody vztažená k terénu:
 naražená 4,50 m ustálená 1,18 m

Tabulka 15: Geologický popis vrtu KHG-6

KHG-6			
Mocnost (m)		Geologický popis	Stratigrafie
od	do		
0,00	0,20	Humózní vrstva, černohnědý drn	kvartér
0,20	0,40	Hlína se střední plasticitou, hnědá, částečně humózní, konzistence tuhá	kvartér
0,40	1,30	Jíl s nízkou plasticitou, hnědý, málo plastický, konzistence tuhá	kvartér
1,30	4,40	Jíl písčitý, hnědý, místy šedě louhovaný, konzistence pevná	kvartér
4,40	9,00	Písek jílovitý se šterkem, světle hnědý, jílovitý s dobře opracovanými valouny do průměru 1,5 cm	kvartér

Likvidace vrtných jader: Vytěžená zemina byla z části použita k dosypu nevystrojených sond. Zbytkové množství bylo naloženo do kontejneru a následně předáno k odstranění oprávněné osobě a uložena na skládce kategorie S-OO. Evidenční list geologických prací je uveden v **příloze č. 22**.

2.2.2.3. Výsledky laboratorních analýz

2.2.2.3.1. Výsledky laboratorních analýz vzorků zemin

Vzhledem k tomu, že hlavní sledované kontaminanty: 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 kontaminantů v životním prostředí a jeho překročení naznačuje možnost ovlivnění antropogenní činností. Dále byly výsledky výluhových zkoušek porovnávány s tabulkou č. 2. 1. dle a výsledky ekotoxicky porovnány podle tab. 10. 2. vyhlášky 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 KHG-4, jehož hodnoty pro zeminu i podzemní vodu nepřekračují orientační kritérium „A“ a zároveň 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 tabulkách v příloze č. 9.1.

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 a dále medián, 1. a 3. kvartil. Statistické výpočty jsou uvedeny v tabulkách u každého diskutovaného ukazatele.

Uhlovodíky C₁₀–C₄₀

Na lokalitě bylo odebráno celkem 30 ks vzorků zemin z nevystrojených sond řady S3 a vystrojených hydrogeologických vrtů na analýzu ukazatele uhlovodíky C₁₀–C₄₀. Ve vrtu KHG-4, který reprezentuje přirozené pozadí, byly koncentrace těchto látek pod mezí detekce analytické metody (< 25 mg/kg). Koncentrace uhlovodíků C₁₀–C₄₀ pod touto hodnoty byly zaznamenány ve vzorcích zemin ze všech vystrojených hydrogeologických vrtů a ze dvou nevystrojených sond (S3-1 a S3-3).

Maximální koncentrace uhlovodíků C₁₀–C₄₀ (**36 733 mg/kg**) byly zjištěna v sondě S3-11 (0,5 m) a v sondě S3-2 (2,2 m) s hodnotou **31 099 mg/kg**. Vzorky zemin, které překračovaly 5 000 mg/kg a rovněž orientační kritérium C, byly identifikovány v sondách S3-11(4,6 m) **17 855 mg/kg**, v S3-7 (2,6 m) **5 855 mg/kg** a v sondě S3-13 (2–2,5 m) **5 362 mg/kg**. Obsahy uhlovodíků nad 1 000 mg/kg (**1 542 mg/kg**) byly zjištěny v sondě S3-12 (3–4 m) a koncentrace **920 mg/kg** dosahují zeminy v sondě S3-1 z hloubky 1 m. Nejpočetnější skupinu tvoří hodnoty v rozmezí 100–500 mg/kg. Jedná se o sondy S3-2 (3 m), S3-3 (3–5 m), S3-4 (0,5–1 m), S3-6 (0,5 m), S3-8 (0,5 m), S3-10 (2–2,5 m), S3-11 (5,7 m), S3-12 (6–7 m). U sond S3-7 (4,8 m) a S3-9 (2,5–3 m) byly zaznamenány koncentrace **do 50 mg/kg**.

Laboratorní analýzy prokázaly plošné znečištění uhlovodíky C₁₀–C₄₀ v zemině posuzované lokality. Vzhledem k plošnému znečištění byly provedeny statistické výpočty, které vyjadřuje tabulka č. 16.

Tabulka č. 16: Statistické ukazatele uhlovodíků C₁₀–C₄₀ v zemině

aritmetický průměr (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	medián (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3. kvartil (mg/kg)
3438,60	8848,59	158,5	12,50	579,50

BTEX

Celkem bylo analyzováno 12 vzorků zemin na stanovení látek BTEX. V rámci laboratorních analýz bylo prokázáno pouze mírné překročení úrovně orientačního kritéria A. K překročení kritéria A došlo v sondě S3-11 (0,5 m) u toluenu (**0,066 mg/kg**), u ethylbenzenu (**0,103 mg/kg**) a xylenu (**0,119 mg/kg**).

V sondě S3-7 (2,6 m) nepřesáhl toluen a ethylbenzen úroveň kritéria B. Jejich koncentrace odpovídají hodnotám (**0,761 mg/kg a 0,696 mg/kg**). V sondě S3-2 přesahuje kritérium A rovněž toluen (**0,036 mg/kg**), ethylbenzen (**0,36 mg/kg**) a xylen (**0,174 mg/kg**). V ostatních sondách a hydrogeologických vrtech odpovídají koncentrace přirozeným hodnotám. Ve vrtu KHG-4 odrážející přirozené pozadí byly obsahy BTEX pod mezí detekce laboratorního stanovení.

Významnější znečištění zemin BTEX nebylo prokázáno, k překročení úrovně kritéria B nedochází. Vzhledem k tomu, že k překročení orientačních kritérií došlo ve třech sondách, bylo provedeno statistické zhodnocení, jež vyjadřuje následující tabulka č. 17.

Tabulka č. 17. Statistické ukazatele BTEX v zemině

	aritmetický průměr (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	medián (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3. kvartil (mg/kg)
benzen	0,01	0,00	0,005	0,01	0,01
toluen	0,08	0,21	0,005	0,01	0,01
ethylbenzen	0,05	0,10	0,005	0,01	0,01
xylen	0,10	0,17	0,015	0,02	0,02

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

Na lokalitě téměř ve všech průzkumných sondách koncentrace PAU přesahují úroveň kritéria A a hodnoty přirozeného pozadí (vrt KHG-4). Ve dvou sondách byly u některých látek PAU zaznamenány koncentrace vyšší než kritérium C a u pěti sond dochází k překročení kritéria B. Na základě výsledků laboratorních analýz bylo na lokalitě prokázáno plošné znečištění PAU. V tabulce č. 18 jsou uvedeny hodnoty statistických parametrů.

Největší znečištění PAU bylo prokázáno u sondy **S3-2** (2,2 m). U benzo/a/pyrenu (**31,1 mg/kg**), benzo/b/fluoranthenu (**35,7 mg/kg**), indeno(1,2,3-cd)pyrenu (**14,4 mg/kg**), benzo/k/fluoranthenu (**35,7 mg/kg**) a pyrenu (**94,5 mg/kg**) jsou hodnoty vyšší než orientační kritérium C MP MŽP. Hodnoty nepřekračující kritérium C byly v téže sondě identifikovány u látek chrysen (**29 mg/kg**) a fluoranthen (**67,1 mg/kg**). Pod úrovní kritéria B jsou benzo/ghi/perylen (**14,5 mg/kg**), anthracen (**15,8 mg/kg**) a fenanthren (**23,1 mg/kg**).

Stonásobně zvýšené hodnoty benzo/a/pyrenu vzhledem ke koncentracím přirozeného pozadí, byly prokázány u sondy S3-2 (3 m) s koncentrací **1,72 mg/kg**, u sondy S3-8 (0,5 m) s koncentrací **1,58 mg/kg** a u sond S3-11 v hloubkové úrovni 0,5–4,6 m s koncentracemi **1,72 mg/kg a 1,97 mg/kg**. Tyto koncentrace nepřesahují kritérium C. Ve stejné sondě S3-11 (5,7 m) překračuje koncentrace fluoranthenu (**322 mg/kg**) více jak tisícnásobně hodnoty přirozeného pozadí na lokalitě, což odpovídá překročení kritéria C.

V ostatních sondách látky PAU nepřekročily kritérium B a hodnoty se pohybovaly v úrovni přirozených hodnot.

Hodnoty sumy látek PAU v sušině ve většině nevystrojených sond překračovaly hodnotu přirozeného pozadí a kritérium A MP MŽP.

Tabulka č. 18. Statistické ukazatele PAU v zemině

	aritmetický průměr (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	medián (mg/kg)	1.kvartil (mg/kg)	3. kvartil (mg/kg)
benzo/a/pyren	1,57	5,75	0,16	0,06	0,61
benzo/b/fluoranthen	1,94	6,58	0,2835	0,04	0,81
benzo/ghi/perylene	0,81	2,66	0,095	0,04	0,32
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,91	3,03	0,078	0,01	0,19
benzo/k/fluoranthen	2,09	7,41	0,0875	0,01	0,27
chrysen	1,57	5,34	0,1885	0,06	0,66
pyren	4,53	17,39	0,439	0,10	1,64
anthracen	0,79	2,91	0,099	0,01	0,21
fenanthren	1,76	4,35	0,414	0,05	0,84
fluoranthen	16,64	63,67	0,577	0,06	2,08
naftalen	0,11	0,23	0,0275	0,02	0,07
ΣPAU v sušině	19,18	69,76	2,135	0,37	8,79

V sondě S3-2 (2,2 m) dosahuje ΣPAU maximální koncentrace na lokalitě (**392 mg/kg**), což překračuje hodnotu přirozeného pozadí více jak 1500 násobně a současně kritérium C. U hydrogeologických vrtů se ΣPAU pohybuje obvykle pod úrovní požadovaných hodnot, nebo je jen velmi mírně překračuje.

Dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. je mezní hodnota ΣPAU³ 6 mg/kg. Tuto hodnotu překračují vzorky zemin z 10 sond, přičemž nejintenzivněji se to projevilo v sondách S3-2 (2,2 m) a S3,11 (5,7 m) 5 až 6 násobným převýšením mezní hodnoty.

Chlorované uhlovodíky (CIU)

Celkem bylo analyzováno 12 vzorků zemin na stanovení obsahu chlorovaných uhlovodíků. Výsledky byly porovnávány s koncentracemi odpovídající přirozenému pozadí, které jsou na lokalitě pod mezí detekce laboratorního stanovení. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány u 1,1,2-trichlorethenu (TCE) v sondě S3-11 (0,5 m) s hodnotami **0,119 mg/kg**. Ve stejné sondě byly rovněž zvýšené koncentrace 1,2-cis-dichlorethenu (**0,04 mg/kg**). Podobná hodnota 1,1,2-trichlorethenu (TCE) byla prokázána v sondě S3-2 (2,2 m). Ostatní naměřené koncentrace se pohybují pod mezí detekce laboratorního stanovení nebo odpovídají přirozeným hodnotám. Vzhledem k nízkému a bodovému rozsahu znečištění, nebylo při hodnocení provedeno statistické zhodnocení.

Kyanidy (CN⁻)

Celkem bylo analyzováno 12 vzorků zemin na stanovení obsahu kyanidů. Koncentrace kyanidů odpovídající přirozenému pozadí byla stanovena pod mezí analytické metody.

³ ΣPAU 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, fenanthren, chrysen, indeno/1,2,3-cd/pyren, naftalen a pyren.

Z celkového počtu 12 analyzovaných vzorků, bylo ve dvou sondách S3-2 (2,2 m) a S3-7 (2,6 m) identifikována koncentrace kolem **15 mg/kg**, což je hraniční hodnota mezi kritérii A a B. V sondě S3-11 v hloubce 0,5 m koncentrace kyanidů mírně překračuje kritérium A, ostatní pevné vzorky mají obsahy kyanidů v úrovni přirozených hodnot.

Těžké kovy (TK)

Celkem bylo analyzováno 30 vzorků zemin na stanovení obsahu těžkých kovů, které byly srovnávány s hodnotami odpovídající přirozenému pozadí na lokalitě. Ve studované oblasti byla prokázána kontaminace těžkými kovy a to především **kadmiem, chromem a mědí**.

Koncentrace kadmia byly ve vzorku zeminy z KHG-4 (přirozeném pozadí) pod mezí analytické metody. Největší kontaminace, která přesahuje úroveň kritéria C, byla prokázána v sondách S3-11 (4,6 m) s koncentrací **554 mg/kg**, dále v sondě S3-2 (2,2 m) s koncentrací **400 mg/kg**. Úroveň orientačního kritéria C je překročena rovněž v sondách S3-12 (3–4 m) s hodnotou **78,6 mg/kg**, v S3-7 (2,6 m), kde dosahuje koncentrace **71,5 mg/kg** a sonda S3-3 obsahuje v zemině v hloubkové úrovni 4,6 m **45 mg/kg** kadmia. Koncentrace **12,9 mg/kg** odpovídá sondě S3-13 (2–2,5 m) a překračuje tak pouze kritérium B. Ostatní naměřené koncentrace tohoto kovu nepřekračují na lokalitě úroveň kritéria B nebo se a pohybují v úrovni referenčních hodnot.

Koncentrace **chromu** v přirozeném pozadí nepřekračují mez detekce laboratorního stanovení. Vysoká kontaminace (hodnoty přesahující úroveň orientačního kritéria C) byla prokázána v sondě S3-2 (2,2 m) s koncentrací **5 390 mg/kg**, v sondě S3-11 (4,6 m) s koncentrací **2 480 mg/kg** a v sondě S3-10 (0,5–1 m) kde hodnoty dosáhly **2 010 mg/kg**. V některých sondách byly koncentrace chromu nižší, kde jeho obsah nepřesáhl úroveň kritéria C. Jedná se o sondu S3-3 (4,5–5 m) s koncentracemi **655 mg/kg**, sondu S3-7 (2,6 m) s koncentrací **665 mg/kg** a sondu S3-12 (3–4 m) která obsahuje **328 mg/kg** chromu. Ve zbytku sond jsou koncentrace úrovní kritéria C nebo nedosahují meze detekce laboratorní metody.

Koncentrace **mědi** odpovídajícímu přirozenému pozadí (KHG-4) je 11,1 mg/kg. Přibližně 140násobné překročení této hodnoty a současně kritéria C bylo identifikováno v sondě S3-11 (4,6 m) s hodnotou **1 650 mg/kg**. Nižší míra znečištění nepřekračující kritérium C byla prokázána v sondách S3-7 (2,6 m) s koncentrací **732 mg/kg** a v sondě S3-10 (0,5–1,2 m) obsahující **598 mg/kg** mědi. V ostatních sondách se významnější znečištění neprojevovalo.

Přirozená koncentrace **niklu** v zeminách (KHG-4) odpovídá hodnotě 14,1 mg/kg. Na lokalitě bylo identifikováno znečištění, jehož úroveň nepřesáhla kritérium C. Největší obsahy niklu se vyskytují v sondách S3-2 (2,2 m) o hodnotě **237 mg/kg**, v S3-11 (4,6 m) s koncentrací **231 mg/kg**, v S3-3 (4,5–5 m) s koncentrací **199 mg/kg** a v sondě S3-7 (2,6 m) byl prokázán obsah niklu **183 mg/kg**. Ostatní průzkumné sondy zachytily pouze nevýznamné znečištění nepřekračující kritérium B, nebo spadají do oblasti přirozených hodnot.

Přirozená koncentrace **olova** na lokalitě je 21,2 mg/kg. Tato hodnota je nejvíce překročena v sondě S3-6 (0,5 m), ovšem její koncentrace (**417 mg/kg**) nepřesahuje kritérium C. V dalších dvou sondách s nižšími koncentracemi obsahy olova úroveň kritéria B nepřekračují a ve zbytku sond se koncentrace pohybují na úrovni přirozených hodnot.

Znečištění **vanadem** nebylo na lokalitě prokázáno. Koncentrace vanadu se zde pohybují v rámci přirozených hodnot, které odpovídají **24 mg/kg**.

Znečištění **zinkem** na lokalitě nebylo prokázáno. Přirozená koncentrace odpovídá **29,1 mg/kg**. Obsah zinku je sice v mnoha sondách mírně vyšší, ale úroveň kritéria A nepřesahuje.

Tabulka č. 19: Statistické ukazatele obsahu těžkých kovů v zemině

	aritmetický průměr (mg/kg)	směrodatná odchylka (mg/kg)	medián (mg/kg)	1. kvartil (mg/kg)	3. kvartil (mg/kg)
kadmium	39,62	120,20	0,39	0,10	4,08
chrom	406,46	1085,78	13,55	2,88	63,98
měď	137,91	331,55	15	10,13	57,43
nikl	50,06	69,47	19	9,85	32,18

Stejně jako u vanadu a zinku, ani u **arsenu** nebylo identifikováno významné znečištění. Přirozená koncentrace **vanadu** v zeminách je **6,5 mg/kg** a kolem této hodnoty se koncentrace na lokalitě pohybují.

Statické zhodnocení bylo provedeno u těžkých kovů, které na lokalitě prokazují plošné znečištění. Hodnoty statistických výpočtů jsou uvedeny v tabulce č. 19.

Výsledky stanovení třídy vyluhovatelnosti

Na stanovení třídy vyluhovatelnosti bylo odebráno po 2 vzorcích ze sond S3-3 a S3-11. Z laboratorních výsledků třídy vyluhovatelnosti vyplynulo, že v obou sondách v hloubkové úrovni 4,6–5 m resp. 4,6 m nevyhovují koncentrace celkového chromu, síranů a rozpuštěných látek vyhláše MŽP ČR č. 294/2005 Sb. pro zařazení odpadů do třídy I, u vzorku ze sondy S3-11 z hloubkové úrovně 5,7 m nevyhověl vzorek požadavkům na I. třídu vyluhovatelnosti v ukazateli rozpuštěné látky.

Žádná z výše uvedených hodnot však nepřesahuje hodnoty požadované pro zařazení do tříd vyluhovatelnosti IIa a IIb.

Výsledky stanovení vyluhovatelnosti je uveden v **příloze č. 9.6**.

Výsledky testu ekotoxicity

Podle výsledku testu ekotoxicity, který byl prováděn na vzorku z nevystrojené sondy S3-11 (2,5–4,6 m) bylo zjištěno, že daný vzorek nevyhovuje požadavkům na inhibici růstu řasy *Desmodemus subspicatus* dle vyhl. 294/2005 Sb.

Výsledky stanovení testu ekotoxicity je uveden v **příloze č. 9.7**.

Výsledky stanovení sušiny celkové a TOC

Stanovení celkové sušiny a celkového organického uhlíku bylo prováděno ze 4 vzorků zemin sondy S3-3 (3–4 m a 4,5–5 m) a sondy S3-11 (4,6 m a 5,7 m). Obsah celkové sušiny se

ve vzorcích se pohybuje v rozmezí 49,1–77,5 %, obsah celkového uhlíku (TOC) v sušině byl stanoven v rozmezí 0,83–3,75 %.

Výsledky stanovení celkové sušiny a obsahu TOC je uveden v příloze č. 9.8.

Porovnání výsledků s vyhl. 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 zemin.

Koncentrace přesahující limitní hodnoty byly stanoveny v ukazateli uhlovodíky C₁₀–C₄₀ (mezní hodnota je 300 mg/kg) celkem v 11 nevystrojených sondách. Více než 100 násobně je překročena NMH v sondách S3-2 (2,2 m) a v S3-11 (0,5 m) a v hloubce 4,6 m téže sondy bylo prokázáno 60 násobné překročení. V sondě S3-7 (2,6 m) byla NHM překročena téměř 20 násobně a v sondě S3-13 (2–2,5 m) 18 násobně. U zbylých sond není převýšení tolik výrazné.

Limitní hodnotě dané vyhláškou dále nevyhovuje arsen (mezní hodnota je 10 mg/kg) v šesti nevystrojených sondách: S3-5 (0,5 m), S3-6 (0,5 m), S3-8 (0,5 m), S3-9 (2,5–3 m), S3-10 (2–2,5 m), S3-13 (2–2,5 m) a v pěti vystrojených vrtech: KHG-3A (2 m), KHG-4 (3,6 m), KHG-5 (3,4 a 3,2 m), KHG-6 (4,2 m). Koncentrace arsenu se ve výše uvedených vrtech pohybovaly od 10,4 do 14,9 mg/kg. Z dalších těžkých kovů nevyhovuje kadmium (mezní hodnota je 1 mg/kg) a to celkem v 10 nevystrojených sondách: S3-2 (2,2 m), S3-3 (3–4 a 4,5–5 m), S3-6 (0,5 m), S3-7 (2,6 m), S3-10 (0,5–1,2 m), S3-11 (4,6 m), S3-12 (3–4 m a 6–7 m) a v S3-13 (2–2,5 m). Překročení mezní hodnoty chromu (200 mg/kg), rtuti (0,8 mg/kg), niklu (80 mg/kg), olova (100 mg/kg) a vanadu (180 mg/kg) bylo prokázáno v sondách, ve kterých došlo současně k překročení orientačních kritérií MP MŽP.

U všech látek PAU je mezní hodnota daná vyhláškou 6 mg/kg. Převýšení této hodnoty koreluje v jednotlivých sondách s překročením orientačního kritéria C u benzo/a/pyrenu, benzo/b/fluoranthenu, indeno(1,2,3cd)pyrenu a pyrenu. U Chrysenu a fluoranthenu koreluje překročení mezní hodnoty s překročením kritéria B a u benzo/ghi/perylenu, anthracenu a fenanthrenu s koncentracemi vyskytující se nad kritériem A.

Limitní hodnoty jsou u látek BTEX stanoveny na 0,4 mg/kg. Tato hodnota je překročena u všech látek BTEX v jediné sondě S3-7 (2,6 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. 252/2004 Sb. (i přesto, že objekty nemají charakter zdrojů pitné vody) a dále s hodnotami sledovaných ukazatelů v hydrogeologickém vrtu KHG-4, který byl vybrán jako přirozené 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 vzorků povrchové vody byly porovnány s limitními hodnotami pro obecné požadavky v Nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění Nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

Výsledky laboratorních analýz kvality podzemních vod jsou uvedeny v tabulkách v příloze č. 9.2.

Uhlovodíky C₁₀–C₄₀

V rámci hodnocení saturované zóny na lokalitě byly analyzovány podzemní vody celkem z 9 objektů. Nejvyšší kontaminace podzemních vod byla prokázána v provizorně vystrojených sondách S3-11 a S3-12, lokalizovaných v tělese skládky.

V těchto sondách při statickém odběru byla zaznamenána volná fáze ropných uhlovodíků na hladině podzemní vody (o tloušťce do 1 mm), ve staticky odebraných vzorcích byl obsah uhlovodíků C₁₀–C₄₀ v sondě S3-11: **1 980 mg/l** a v sondě S3-12: **5 960 mg/l**. U vzorku ze sondy S3-12 byla provedena kvalitativní analýza, ve vzorku se vyskytovaly jednak uhlovodíky typu nafty nebo lehkého topného oleje a dále uhlovodíky s řetězcí 20–40 atomů uhlíku a vyšší (minerální oleje).

Tyto sondy prokazují významné znečištění skládkovaných materiálů ropnými látkami. Při dynamickém odběru byla v podzemních vodách sondy S3-11 nalezena koncentrace **39,4 mg/l** a v sondě S3-12: **1 300 mg/l**. V ostatních objektech se obsahy uhlovodíků pohybují pod mezí detekce laboratorního stanovení, s výjimkou dodatečně odebraného vzorku z náhradního objektu KHG-3A (z 22. 1. 2011), kde ve statickém vzorku byl obsah uhlovodíků C₁₀–C₄₀ **0,439 mg/l** a v dynamicky odebraném vzorku byl obsah uhlovodíků pod mezí detekce.

BTEX

U látek skupiny BTEX nebyly v saturované zóně prokázány jejich významně zvýšené obsahy. Vyšší než kritérium A byly koncentrace pouze ve vrtu S3-12. Úroveň obsahu BTEX překračuje kritérium A a hodnoty přirozeného pozadí pouze u toluenu, etylbenzenu a xylenu, z čehož největší zvýšení bylo zaznamenáno u xylenu (**24,9 µg/l**).

PAU

Obsahy PAU přesahují úroveň přirozeného pozadí (KHG-4) a kritérium A téměř ve všech sledovaných objektech. Nejvýznamnější kontaminace (překračující úroveň kritéria C) byla prokázána v sondě S3-12 u benzo/a/pyrenu s koncentracemi **0,347 µg/l**, u benzo/b/fluoranthenu (**1,14 µg/l**), u benzo/ghi/perylenu (**1,32 µg/l**), benzo/k/fluoranthenu (**0,842 µg/l**) a rovněž u benzo/a/anthracenu (**1,32 µg/l**). Vyšší koncentrace byly zaznamenány také u fenanthrenu, ale koncentrace **9,23 µg/l** nepřesahuje úroveň kritéria C. U zbylých ukazatelů PAU nebylo prokázáno v saturované zóně významné znečištění (pohybují se kolem parametru A).

Tabulka č. 20 vyjadřuje statistické ukazatele výskytu PAU v saturované zóně.

V sondě S3-11 byl ze stanovených PAU prokázán významnější obsah pouze u chryseny, jehož koncentrace byla **0,125 µg/l**, což nepřesahuje úroveň kritéria C.

U ostatních objektů s výjimkou pozadového vrtu KHG-4 bylo u PAU prokázáno znečištění nad úroveň přirozeného pozadí, jež se projevuje překročením kritéria A. Obsahy některých PAU, zvýšené nad úroveň přirozeného pozadí, byly prokázány i u domovní studny č. p. 648, nacházející se cca 120 m severním směrem od zájmové lokality (zejména v případě

benzo/a/anthracenu). Dále k této domovní studni, z níž je voda odebírána pro pitné účely, viz níže.

Tabulka č. 20: Statistické ukazatele látek PAU v saturované zóně

	aritmetický průměr (µg/l)	směrodatná odchylka (µg/l)	Medián (µg/l)	1. kvartil (µg/l)	3. kvartil (µg/l)
benzo/a/pyren	0,06	0,02	0,10	0,014	0,072
benzo/b/fluoranthen	0,15	0,03	0,35	0,006	0,054
benzo/ghi/perylene	0,17	0,04	0,41	0,009	0,042
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,03	0,03	0,01	0,0285	0,0375
benzo/k/fluoranthen	0,11	0,01	0,26	0,005	0,026
benzo/a/anthracen	0,21	0,05	0,40	0,018	0,163
chrysen	0,49	0,06	1,26	0,015	0,07
pyren	0,37	0,06	0,80	0,039	0,222
anthracen	0,33	0,02	0,81	0,005	0,106
fenanthren	1,14	0,07	2,86	0,026	0,347
fluoranthen	0,35	0,08	0,68	0,041	0,275

Kyanidy (CN⁻)

Na lokalitě nebylo zjištěno významnější znečištění podzemních vod kyanidy. Zvýšená koncentrace celkových kyanidů (**0,085 mg/l**) byla zaznamenána pouze v sondě S3-12 ve skládce.

Těžké kovy

Významnější obsahy těžkých kovů v saturované zóně nebyly zaznamenány a to ani v sondách provedených přímo v tělese skládky. Obsahy prakticky všech sledovaných kovů byly ve všech objektech pod mezí detekce. Vzhledem k poměrně vysokým obsahům kovů ve skládkovém materiálu jejich absence ve skládkové zvodni naznačuje, že kovy jsou vázány ve formě nerozpustných komplexů nebo pevně sorbovány a vyluhovatelný podíl celkového obsahu je prakticky zanedbatelný, což naznačují i výsledky provedených výluhových zkoušek, kdy ani u sond umístěných v tělese skládky S3-3 a S3-11 z hloubkové úrovně 4,5–5 m k významnějšímu výluhu nedochází (při porovnání totálních obsahů v zeminách a výluhových zkoušek tvoří vyluhovatelný podíl u Cd a Cr méně než 0,1 %).

CIU

Obsahy CIU byly ve všech sledovaných objektech pod mezí detekce, obsahy CIU na lokalitě v podzemních vodách tedy odpovídají přirozenému pozadí.

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

S limitními hodnotami pro pitnou vodu dle vyhl. 252/2004 Sb. byly porovnávány výsledky všech laboratorních analýz, provedených v rámci odběrů vzorků podzemních vod.

Koncentrace přesahující limitní hodnoty byly stanoveny v ukazateli benzo/a/pyren (NMH 0,01 µg/l) ve všech objektech řady KHG i obou provizorně vystrojených sondách ve skládkovém tělese s výjimkou objektu KHG-4, který představuje přirozené pozadí.

Dále byla překročena NMH pro pitnou vodu v ukazateli Pb u objektu KHG-2 a ve vrtu KHG-4 v ukazateli As.

Srovnáním výsledků z analýz ze dne 22. 11. 2010 z hydrogeologického vrtu KHG-6 vyplývá, že podzemní voda s hodnotou Σ PAU⁴ více jak 2krát překračuje limit daný vyhláškou 252/2004 Sb, který je stanoven na hodnotě 0,1 mg/l. Podobně vzorky podzemních vod z vrtu KHG-5 a S3-11 z 22.11. 2011 signalizují kontaminaci s hodnotou Σ PAU na úrovni 0,1 µg/l. K nejintenzivnějšímu překročení dochází v podzemní vodě ze sondy S3-12 s hodnotou Σ PAU 3,3 µg/l.

Předpokladem je, že zvýšené hodnoty složek PAU v domovní studni č. p. 648 jsou transportovány ze severní oblasti okolí akumulace vody nad skládkou kalů. Voda z této domovní studny je přitom využívána jako pitná.

V rámci monitoringu podzemních vod na lokalitě nebyly zjištěny nadlimitní obsahy dusičnanů, dusitanů, chloridů ani amonných iontů dle vyhlášky č. 252/2004 Sb.

Pesticidy

V rámci laboratorních analýz bylo provedeno stanovení obsahu pesticidů v podzemní vodě ze sondy S3-11. Z výsledků vyplynulo, že v případě p,p'-DDE, který dosahoval koncentrace **0,12 µg/l**, tato hodnota odpovídá koncentraci mírně nad přirozeným pozadím. Všechny ostatní parametry nepřekračují hodnoty přirozeného pozadí, ve většině případů se pohybují pod mezí detekce. Z toho vyplývá, že významnější množství pesticidů nebylo ve skládce uloženo.

Výsledky stanovení obsahu pesticidů je uveden v **příloze č. 9.5**.

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.

Laboratorní analýzou byl stanoven obsah vybraných ukazatelů v periodicky se vyskytující akumulaci povrchové vody nad severní patou skládky kalů. V rámci průzkumu dne 22. 1. 2011 byl odebrán vzorek z výše popisované akumulace povrchové vody laboratorní analýzou, která hodnotou **0,088 µg/l** potvrdila přítomnost Σ PAU v roztoku. Při srovnání s výše uvedeným Nařízením vlády č. 23/2011 Sb., která stanovuje normu pro Σ PAU⁵ na úrovni 0,1 µg/l, sice tato koncentrace limit nepřesahuje, je však indikátorem pro aktivní přestup kontaminace přes infiltraci do podzemní vody. Tomu odpovídá i obsah PAU

⁴ 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 ideno/1,2,3-cd/pyren

⁵ Σ PAU jsou dle Nařízení vlády č. 23/2011 Sb. definovány jako suma následujících ukazatelů: benzo/a/pyren, benzo/b/fluoranthen, benzo/k/fluoranthen, benzo/ghi/perylene, ideno/1,2,3-cd/pyren a fluoranthen

v podzemní vodě ve vrtech KHG-5 a KHG-6, resp. domovní studni č. p. 648, které jsou popisovány v textu výše.

K mírnému překročení normy došlo v parametru sumy benzo/ghi/perylenu a indeno(1,2,3-cd)pyrenu. Norma tohoto parametru dosahuje 0,002 µg/l a ve vzorku PV3-1 dosahuje suma **0,006 µg/l**. K mírnému překročení došlo rovněž u pyrenu (norma je 0,024 µg/l) s koncentrací **0,038 µg/l** a u fenanthrenu (norma je 0,03 µg/l) s koncentrací **0,061 µg/l**.

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

2.2.2.4. Výsledky hydrodynamických zkoušek (čerpací a stoupací zkoušky)

Hydrodynamické zkoušky na vrtu KHG-4 byly vyhodnoceny Jacobovou semilogaritmickou metodou přímky. Tabelární a grafické vyhodnocení hydrodynamických zkoušek je součástí přílohy č. 20.

Tabulka č. 21: Výsledky hydrodynamických zkoušek

	HDZ: KHG-4		
	ČZ	SZ	průměr
k (m/s) prům	2,8.10 ⁻⁵	5,2.10 ⁻⁵	4,4.10⁻⁵
T (m ² /s) prům	1,2.10 ⁻⁴	2,2.10 ⁻⁴	1,8.10⁻⁴
v _{krit.} (m ² /s) prům	7,2.10 ⁻⁴	9,8.10 ⁻⁴	9,0. 10⁻⁴
R (m)	20,0	14,7	17,4

Výsledné vypočtené filtrační parametry saturované zóny horninového prostředí pro vrt KHG-4 jsou uvedeny v následující tabulce č. 21. Podle výsledného koeficientu filtrace 4,4.10⁻⁵ m/s jsou podle Jetela (1980) okolní horniny mírně propustné. Depresní kužel (potenciální ovlivnění výšky hladiny) dosahuje maximálně do vzdálenosti 17,4 m.

2.2.2.5. Geodetické zaměření

Dne 10. 1. 2010 bylo provedeno geodetické zaměření vystrojených hydrogeologických vrtů a nevystrojených sond na lokalitě č. 3 – Skládka kalů 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 síť 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. 21.

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) a archivního průzkumu firmy AQ-test (2003) [10] byl vytvořen model mocnosti skládky. Jeho tvorba byla realizována interpolací (metoda simple kriging) mocností skládkového materiálu z jednotlivých objektů průzkumu v roce 2010–2011 (nevystrojené sondy S3-1 až S3-13 a hydrogeologické vrty KHG-3A, KHG-4, KHG-5 a KHG-6) a dále z geologické dokumentace stávajících hydrogeologických vrtů KHG-1, KHG-2, KHG-3 a archivních nevystrojených sond KS-1 a KS-2. Model mocnosti skládky je znázorněn v **příloze č. 12** a geologická dokumentace z průzkumu v období 2010–2011 je součástí **přílohy č. 8**.

Z výsledků modelu navážky vyplývá, že plošný rozsah skládky je cca 10 650 m². Skládky se rozkládá téměř po celé ploše kynologického cvičiště, na JV a JZ pak jeho rozsah mírně přesahuje. Obvod modelové skládky činí 464 m.

Hlubkový dosah se pohybuje v rozmezí 0–6,5 m, přičemž oblast s mocností skládkového materiálu větší než 4 m pokrývá západní a severozápadní část kynologického cvičiště, tj. cca 56 % využívané plochy pro výcvikové účely. Tato deprese má fazolovitý tvar protáhnutý ve směru JJZ–SSV a jsou v ní uloženy neutralizační kaly. Následující text se bude dále v této kapitole na předmětnou depresi, resp. nejhlubší oblast skládky kalů, odvolávat jako na **depresi s kaly**. Východní část skládky dosahuje nižších mocností (do 3 m pod úroveň terénu). Plocha s mocností navážky nad 2 m činí 4 590 m², tj. což téměř odpovídá ploše využívané plochy cvičiště (4 500 m²) a cca 43 % plošného rozsahu skládky. Tabulka č. 22 popisuje distribuci hloubkového dosahu v poměru k ploše skládkového tělesa.

Objem skládkového tělesa na základě modelového řešení dosahuje kubatury 24 500 m³. Hladina podzemní vody se vyskytuje cca 2 m pod úroveň terénu. Kubatura neutralizačních kalů byla spočtena na základě modelu skládky následujícím způsobem. Z celkové mocnosti skládky byly vybrány místa, kde skládka dosahuje minimální mocnosti 2 m, čímž byla odfiltrována vrstva, kde se kaly nevyskytují, tj. východní část skládky a okrajové části. Následně byla určena kubatura tohoto prostoru, která vychází na 18 700 m³. Za účelem odfiltrování nadložní vrstvy byla odečtena navážka, která se vyskytuje nad stropem neutralizačních kalů. Výsledkem je celková kubatura samotných neutralizačních kalů, která je 9 600 m³.

Tabulka č. 22 Hloubkový dosah skládkových materiálů v poměru k plošnému rozsahu

Hloubkový dosah navážky	Plocha absolutní	Plocha relativní
m	m ²	%
0–0,5	2245	21
0,5–1,0	1203	11
1,0–1,5	1510	14
1,5–2,0	1100	10
2,0–2,5	860	8
2,5–3,0	450	4
3,0–3,5	370	3
3,5–4,0	347	3
4,0–4,5	418	4
4,5–5,0	598	6
5,0–5,5	909	9
5,5–6,0	560	5
6,0–6,5	80	1
Suma	10650	100

Nesaturovaná zóna skládkového tělesa je převážně tvořena stavebním odpadem jílovitého až písčitého charakteru (zemina) s příměsí slévárenských písků a v menší míře i neutralizačních kalů. Kubatura nesaturované zóny je aproximována na hodnotu 21 300 m³.

V případě saturované zóny tvoří její strop úroveň 2 m pod terénem a její spodní hranice byla určena uměle na úrovni 7,0 m pod terénem, tj. pod úrovní maximálního hloubkového dosahu skládkového tělesa. Celková kubatura saturované zóny je uvažována 53 250 m³.

Navážka v saturované zóně je tvořena převážně neutralizačními kaly, které mají pastózní konsistenci, místy se v nich vyskytuje příměs slévárenských písků, v menší míře jsou dále ve zvodněném horizontu přítomny čisté slévárenské písky a stavební odpad.

Míra a rozmístění znečištění

Tato kapitola shrnuje majoritní kontaminanty na lokalitě č. 3 – Skládka kalů, a to z hlediska jejich prostorového rozsahu a koncentrace. Výsledky průzkumu jsou srovnány s platnou legislativou a hydrogeologickým vrtem KHG-4, který v analýzách vzorků podzemní vody a zeminy představuje přirozené pozadí. Laboratorní výsledky z průzkumu jsou uvedeny v příloze č. 9.

Ropné uhlovodíky C₁₀–C₄₀

Prostorové rozmístění kontaminace ropnými uhlovodíky nejlépe koreluje s umístěním neutralizačních kalů, které se nacházejí v západní části skládky a tvoří depresi fazolovitého tvaru protáhlého ve směru JJZ–SSV. Tato oblast zároveň tvoří nejhlubší část skládky kalů.

Hodnoty převyšující koncentraci 30 000 mg/kg v sušině přesáhly vzorky z nevystrojených vrtů S3-11 (36 733 mg/kg v horizontu 0,5 m p.ú.t.) a S3-2 (31 099 mg/kg v úrovni 2,2 m p.ú.t.). Tyto sondy byly realizovány v jižní a jihovýchodní části popisované deprese. Zhruba 16 m na východ od sondy S3-11 a 12 m jižně od sondy S3-2 byla v rámci analýzy rizik firmy AQ-test v roce 2003 [10] vybudována nevystrojená sonda KS-2, která ve svém vrtném profilu zasáhla v úrovni 2,4–4,0 m p.ú.t. neutralizační kaly. Z této úrovně byly odebrány vzorky zeminy na analýzu a byl stanoven obsah NEL⁶ (nepolární extrahovatelné látky), jejíž podskupinu tvoří dnes častěji používaný ukazatel ropné uhlovodíky C₁₀–C₄₀. Stanovená hodnota v sondě KS-2 dosáhla 14 000 mg/kg sušiny. V severní části deprese s neutralizačními kaly byla v rámci stejného projektu realizována sonda KS-1, ve které byl stanoven obsah NEL v sušině na 44 000 mg/kg. Přestože hodnoty ukazatelů NEL a C₁₀–C₄₀ nejsou srovnatelné, lze pouze konstatovat, že koncentrace C₁₀–C₄₀ je u těchto hodnot nižší než stanovení NEL. Pro prostorovou představu o rozsahu kontaminace ropnými uhlovodíky v zemině nám však tyto analýzy informaci podávají. Znečištění ropnými uhlovodíky v zemině je zřejmé v nejhlubší části skládky v její západní části. Tomu odpovídá kontaminace C₁₀–C₄₀ v podzemní vodě, resp. skládkové vodě v sondách S3-12 (1 300 mg/l) a S3-11 (39,4 mg/l). Staticky odebrané vzorky z předmětných sond dokonce ukazují na výraznou kontaminaci ropnými uhlovodíky: v sondě S3-12 byla stanovena koncentrace 5 960 mg/l a v sondě S3-11 hodnota 1 980 mg/l.

Výjimkou popisovaného prostorového rozsahu kontaminace ropnými uhlovodíky v zemině je sonda S3-13, kde byla stanovena hodnota 5 362 mg/kg. Tato sonda přitom nezasáhla samotné těleso neutralizačních kalů, nýbrž mělčí navážku mocnosti 2,3 m a charakteru stavebního odpadu.

Příloha č. 15 zobrazuje koncepční rozsah kontaminace ropných uhlovodíků skupiny C₁₀–C₄₀ v podzemní vodě. Z přílohy je zřejmé, že skládka kalů je výrazným zdrojem znečištění s hodnotami přes 1 000 mg/l v podzemní vodě. Vzhledem k absenci hydrogeologických objektů v odtokovém směru není zřejmé, zda samotná skládka kalů představuje jediný zdroj kontaminace, avšak z výsledků z dočasně vystrojené sondy HM-2⁷ [19] se lze domnívat, že jezdecký areál se na kontaminaci podzemní vody ropnými uhlovodíky rovněž podílí. Tomu odpovídá oblast zvýšených koncentrací v okolí archivní sondy HM-2.

Srovnáním s nejvýše přípustnými limity (300 mg/kg) pro skupinu látek C₁₀–C₄₀ v sušině odpadů podle vyhlášky 294/2005 Sb., zjišťujeme, že 12 vzorků zeminy z celkových 30 tuto hodnotu překračují, 6 vzorků dokonce více jak 5krát. Celkem 10 vzorků nepřekračuje koncentraci přirozeného pozadí, která byla laboratorní analýzou stanovena pod mezí detekce, tj. <25 mg/kg.

⁶ Látky skupiny NEL byly dříve běžně používány pro stanovení obsahu ropných uhlovodíků

⁷ ropné uhlovodíky byly stanoveny v rámci stanovení NEL, v sondě HM-2 byla stanovena v zemině (horizont 5–7,5 m) hodnota NEL 6 910 mg/kg a v podzemní vodě NEL 57,7 mg/l

Vzhledem k absenci legislativní vyhlášky pro ropné uhlovodíky v podzemních vodách ukazatele C₁₀–C₄₀ byly výsledky porovnány pouze s vybraným objektem (KHG-4), představujícím přirozené pozadí. Zde byla koncentrace ropných uhlovodíků, podobně jako v případě analýzy zeminy, pod mezi detekce, tj. <0,05 mg/l.

Polycyklické aromatické uhlovodíky

Rozsah znečištění polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU) není prostorově tak zřetelný jako v případě ropných uhlovodíků. V zeminách je kontaminace zřejmá z analýz nevystrojené sondy S3-2, kde byla v horizontu 2,2 m stanovena koncentrace 361,1 mg/kg Σ PAU⁸, v horizontu 3,0 m p.ú.t. byla detekována hodnota 25,0 mg/kg. Tato sonda se nachází u východní hranice deprese s kaly. Dále byla prokázána kontaminace v jižní části deprese s kaly v sondě S3-11 – zde byla prokázána koncentrace Σ PAU na úrovni 323,1 mg/kg v úrovni 5,7 m p.ú.t. a dále v etážích 4,6 m (25,7 mg/kg) a 0,5 m (26,1 mg/kg). Také v nevystrojených sondách S3-7 v západní části deprese s kaly a S3-8 v jižní části skládky byly stanoveny koncentrace 17,6 mg/kg a 15,5 mg/kg Σ PAU ve stejném pořadí.

V případě sondy KS-2, která byla realizována v rámci průzkumných prací analýzy rizik firmy AQ-test v roce 2003 [10] byla z horizontu 2,4–4,0 m p.ú.t. stanovena hodnota Σ PAU v zemině na úrovni 120 mg/kg.

Z výše uvedených informací vyplývá, že zeminy nejvíce kontaminované PAU se nacházejí v jižní části deprese s kaly.

Téměř všechny vzorky zeminy převyšují hodnotu z hydrogeologického vrtu KHG-4 (0,2 mg/kg Σ PAU), jehož matrice byla určena jako přirozené pozadí. Výjimku tvoří vzorky z objektu KHG-5 (úroveň 4,0 m) a KHG-6 (úroveň 4,2 m). Porovnáním s platnou vyhláškou 294/2005 Sb., která stanovuje limit pro sumární koncentraci PAU v zemině pro odpady, vychází 10 vzorků (tj. 7 objektů) nad daným limitem 6 mg/kg Σ PAU.

V podzemní vodě jsou hodnoty PAU mírně zvýšené u všech sledovaných objektů s výjimkou hydrogeologického vrtu KHG-4. Sumární koncentrace Σ PAU⁹ ve vodách podle vyhlášky 252/2004 Sb. překračují limit 0,1 µg/l u 4 vzorků podzemní vody. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány v severní části deprese s kaly v dočasně vystrojené sondě S3-12, kde Σ PAU dosáhly hodnoty 3,3 µg/l. Dále tento ukazatel překročil daný limit u hydrogeologického vrtu KHG-6 (0,22 µg/l), který se nachází cca 135 m na SZ od centra deprese s kaly, resp. 60 m od severozápadního okraje skládky. Tomu odpovídá i zvýšená koncentrace některých složek PAU u domovní studny č. p. 648. Další známky kontaminace nese dočasně vystrojená sonda S3-11, kde byly v podzemní vodě detekovány koncentrace Σ PAU na úrovni 0,11 µg/l a vrt KHG-3A, kde byla laboratoří stanovena koncentrace 0,14 µg/l.

⁸ 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

⁹ 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

Koncepční rozsah kontaminace Σ PAU dle vyhlášky 252/2004 Sb. názorně popisuje **příloha č. 16**, která v souladu s výsledky průzkumu ukazuje na dva zdroje kontaminace z oblasti skládky kalů, další se přidávají na sousední skládce jezdeckého areálu. Do konstrukce kontaminačního mraku byl zahrnut také výše popsáný archivní objekt HM-2, který dosahuje v parametru Σ PAU hodnoty 0,67 $\mu\text{g/l}$ [19].

Těžké kovy

Z hlediska prostorového rozsahu kontaminace těžkými kovy budeme v této části uvažovat těžké kovy obsažené v zemině, resp. navážce, a to vzhledem k jejich absenci¹⁰ v podzemní vodě.

Koncentrace kadmia v zemině nad 40 mg/kg sušiny jsou prostorově rozmístěny v depresi s kaly, tj. oblasti skládky s nejvyšší mocností skládkového materiálu. Vzorky pevné matrice z nevystrojených sond S3-11 (úroveň 4,6 m), S3-2 (úroveň 2,8 m), S3-12 (úroveň 3–4 m), S3-7 (úroveň 2,6 m) a S3-3 (úroveň 4,5–5 m) dosáhly koncentrací 554 mg/kg, 400 mg/kg, 78,6 mg/kg, 71,5 mg/kg a 45 mg/kg ve stejném pořadí. Také vzorek zeminy z archivní sondy KS-2 (úroveň 2,4–4,0 m), vybudované v rámci průzkumných prací firmy AQ-test [10], ukazuje s hodnotou 240 mg/kg na vysokou koncentraci kadmia. Vyhláška 294/2005 Sb. přitom stanovuje maximální koncentraci kadmia pro odpady na 1 mg/kg. Orientační kritérium C MP MŽP dosahuje hodnoty 25 mg/kg.

Podobně jako v případě prostorového rozsahu kadmia na lokalitě jsou nejvyšší koncentrace chromu vázány na depresi s kaly. Důkazem jsou vzorky zeminy ze sond S3-2 (úroveň 2,2 m), S3-11 (úroveň 4,6 m), S3-7 (úroveň 2,6 m) a S3-3 (úroveň 4,5–5,0 m) s koncentracemi 5 390 mg/kg, 2 480 mg/kg, 665 mg/kg a 655 mg/kg ve stejném pořadí. Také archivní sonda KS-2 (úroveň 2,4–4,0 m) z průzkumu firmy AQ-test [10] zasáhla vysoké koncentrace chromu v zemině s hodnotou 850 mg/kg. Výjimku z prostorové distribuce chromu ve skládce tvoří vzorek ze sondy S3-10 (úroveň 0,5–1,2 m), kde byla detekována koncentrace 2 010 mg/kg. Vyhláška 294/2005 Sb. stanovuje maximální koncentraci odpadu na 200 mg/kg chromu v sušině odpadů a orientační kritérium C je nastaveno na úrovni 800 mg/kg.

Hodnoty koncentrací mědi v zemině vypovídají o tom, že tento prvek je ve větším množství zastoupen pouze bodově. Ze sond S3-11 (úroveň 4,6 m) a S3-7 (úroveň 2,6 m), umístěných v depresi s kaly, byly odebrány vzorky zeminy s koncentracemi 1 650 mg/kg a 732 mg/kg ve stejném pořadí. Také nevystrojená sonda S3-2 (úroveň 2,2 m) ukazuje s hodnotou 456 mg/kg na vyšší koncentraci tohoto kovu v kalové depresi. Toho je důkazem i vzorek odebraný z archivní sondy KS-2 [10], dosahující v úrovni 2,4–4,0 m koncentrace 650 mg/kg mědi v sušině. Podobně jako u prostorového rozdělení chromu byly stanoveny zvýšené hodnoty koncentrace mědi u sondy S3-10 (598 mg/kg, úroveň 0,5–1,2 m). Zemina z hydrogeologického objektu KHG-4, který reprezentuje přirozené hodnoty pro dané prostředí, ukazuje na míru koncentrace v geologickém prostředí na úrovni 11 mg/kg mědi. Kritérium B a C jsou ve stejném pořadí 500 mg/kg a 1 000 mg/kg.

Mezi některými dalšími složkami těžkých kovů lze nalézt prostorovou závislost. Například nikl je výrazně vázán na depresi s kaly v nevystrojených sondách S3-2 (úroveň 2,2 m), S3-11 (úroveň 4,6 m), S3-3 (úroveň 4,5–5,0 m), S3-7 (úroveň 2,6 m), což souhlasí s výsledky

¹⁰ pouze u hydrogeologického objektu KHG-2 byl stanoven obsah olova v podzemní vodě o koncentraci 0,03 mg/l

z archivní sondy KS-2 (2,4–4,0 m). Koncentrace dosahují hodnot ve stejném pořadí 237 mg/kg, 231 mg/kg, 199 mg/kg, 183 mg/kg, a 460 mg/kg v sušině. Vyhláška 294/2005 Sb. stanoví maximální limit na úrovni 80 mg/kg a kritéria B a C MP MŽP jsou 180 a 300 mg/kg.

2.2.4. Posouzení šíření znečištění

2.2.4.1. Šíření znečištění v nesaturované zóně

Migrace kontaminantů 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 (asfalt, beton, zástavba, zatravnění, atd.)
- homogenita zeminy (propustnost)
- sorpční vlastnosti zeminy

Pohyb kontaminantů je zpomalován zejména polohami jílovitých sedimentů, které fungují jako hydraulická bariéra. Při průchodu kontaminantů horninových prostředím dochází k jejich rozptýlení a částečné sorpci na pevnou matici horninového prostředí. Množství sorbovaného kontaminantu závisí na povaze látky a obsahu organického uhlíku v pevné fázi horninového prostředí, který je schopný kontaminant vázat. Těžké složky ropných uhlovodíků se šíří vytékáním do půdního vzduchu a dále do atmosféry. U těžkých kovů, kde převládají vysoké sorpční síly na zeminu, je migrace kontaminace značně omezená, zejména v jílovitých polohách. Nicméně v případě, že zemina již kontaminující kovy zadržuje a kontaminace nadále přetrvává, dojde v určitém okamžiku k tomu, že se sorpční kapacita zeminy těmito kontaminujícími kovy nasatí a jejich další šíření (například do podzemní vody) není již na daném místě zeminou omežováno. Takto koncentrované kontaminující kovy potom navíc představují velké nebezpečí, neboť změnou okolních podmínek (například snížením pH při kyselém dešti) může docházet k jejich nárazovému vyplachování.

Veškerá plocha zájmového území je nezpevněná, zatravněná. V současné době využívaná jako kynologické cvičiště. Plocha skládky kalů je otevřená a může zde docházet ke stagnaci povrchových vod a k jejich následnému průsaku do zeminy.

V zájmovém území tvoří těleso skládky až 6,5 m mocný horizont. Níže se vyskytují kvartérní jíly s občasnými pískovými polohami. Pro migraci kontaminantů je prostředí jemnozrnných jílu prostředím relativně špatně propustným. Naproti tomu jílovité písky, které se místy vyskytují v podloží jílu, jsou pro migraci kontaminantů prostředím příhodnější. Hladina podzemní vody byla měřena v hydrogeologických vrtech, které se nevyskytují v prostoru skládky kalů. Naražená hladina podzemní vody se pohybovala od 3,3 m (KHG-4) do 4,5 m (KHG-6). Podle granulometrické analýzy se koeficient filtrace na dané lokalitě pohybuje od $1,2 \cdot 10^{-9}$ m/s do $1,4 \cdot 10^{-9}$ m/s, což značí horniny nepatrně puklinově propustné až nepropustné.

Objem nesaturované zóny je 2 m a tvoří 21 300 m³ objemu.

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 č. 23. Pro rtuť je hodnota K_d dána. Jako zástupce spektra látek ropného původu byl použit methylcyklohexan, který představuje běžnou komponentu směsi ropných látek.

Hodnota ukazatele TOC je převzata z analýz vzorků zemín z nevystrojených sond S3-3 a S3-11, z hloubek 3–5 metrů a jeho průměrná hodnota je 2,4 g/kg.

Tabulka č. 23: Hodnoty K_{oc} , f_{oc} a K_d

Kontaminant	K_{oc} [l/kg]*	f_{oc}	K_d [l/kg]
methylcyklohexan	234*	0,024	5,616
chrom	-	-	10000*
nikl	-	-	100000*
benzo/a/pyren	587000	0,024	14088
benzo/b/fluoranthen	599000	0,024	14376
fluoranthen	55500	0,024	1332

Zdroj: THE RISK ASSESSMENT INFORMATION SYSTEM; *SCHINDLER (1987)[18]

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

Tabulka č. 24 : Bilance v nesaturované zóně horninového prostředí

	C_{10-C40}	Cr	Ni	benzo/a/pyren	benzo/b/fluoranthen	fluoranthen
Organický uhlík	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024
Henryho konstanta	0,43	-	-	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$
K_{oc} (dm ³ /kg)	234	-	-	587000	599000	55500
K_d (dm ³ /kg)	5,62	10000	100000	14088	14376	1332
C_{aq} (mg/dm ³)	534	0,006	0,0003	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$5,6 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$
$C_{suš}$ (mg/kg)	3000	63,9	32,1	0,61	0,81	2,08
Objem kontaminované horniny (m ³)	21 300	21 300	21 300	21 300	21 300	21 300
Hmotnost kontaminantu v nesaturované zóně (t)	134	2,8	1,4	0,02	36	0,093

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

$$J = Q \cdot C$$

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

Výpočet průtoku srážkové vody Q vychází z průměrného ročního úhrnu srážek v oblasti, který činí 700 mm, množství infiltrace (cca 12 %) a plochy s výskytem znečištění nesaturované zóny.

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

$$C_{aq} = \frac{C_{suš}}{K_d}$$

kde: C_{aq} je koncentrace kontaminantu ve výluhu (mg/l)
 $C_{suš}$ je průměrná koncentrace kontaminantu v zemině (mg/kg)

2.2.4.2. Šíření znečištění v saturované zóně

Proudění podzemní vodou je nejvýznamnějším transportním mechanismem šíření kontaminantu směrem od zdroje znečištění. Vzhledem k tomu, že všechny póry horniny jsou v saturované zóně zaplněny, kontaminant 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 saturované zóny dosahuje přes 7 m. Zvodeň má mírně napjatou hladinu, která se na lokalitě ustálila na úrovni cca 1,5–2,0 m pod terénem. Koeficient filtrace na lokalitě na základě vyhodnocení hydrodynamických zkoušek v objektu KHG-4 vychází $4,4 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Ověřený rozsah saturované zóny se na lokalitě pohybuje v rozmezí 2 m a více pod úrovní terénu, přičemž ověřený dosah je do 6,5 m pod terénem. Pro účely následných výpočtů byla zvolena průměrná mocnost zvodnění 4,5 m. Pro výpočty bilancí v pevné matici situované v saturované zóně byla uvažovaná kubatura pouze skládkového materiálu na úrovni $9\,600 \text{ m}^3$.

Uvažované vybudování kanalizace v místech silnice III/482 Kopřivnice – Závašice mezi Kopřivnicí a Štramberkem by mohlo představovat potencionální hrozbu z hlediska jak šíření změny směru odtoku kontaminace, tak i její intenzifikace. Obsyp kanalizace a rozvolněná zemina by vzhledem k řádově vyšší propustností vytvořila preferenční cestu pro šíření kontaminantů k SSV.

Na lokalitě se vyskytují kontaminanty s různou mírou rozpustnosti ve vodě. Transport těchto látek je v souladu s mírou rozpustnosti odlišný. Jako nejvýznamnější kontaminanty byly určeny uhlovodíky C_{10} – C_{40} , některé těžké kovy (kadmium, chrom, měď) a polycyklické aromatické uhlovodíky. Celková pórovitost u jílovitých písků je uvažována na úrovni 40 %, efektivní pórovitost činí 10 %.

Hlavní migrační parametr v saturované zóně horninového prostředí představuje advekce. Advekci lze charakterizovat jako transport částic způsobenou 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 celková 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 koncentraci kontaminantu v podzemní vodě.

Koeficient filtrace, zjištěný na základě hydrodynamických zkoušek (viz kapitola 2.2.2.4.), v průměru dosahuje hodnoty $4,4 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Rychlost proudění podzemní vody v , při průměrném hydraulickém gradientu $0,03^{11}$ vychází rychlost proudění podzemní vody na $1,2 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Střední lineární (skutečná) rychlost proudění v_s při efektivní pórovitosti n_e 10 % vychází na $1,2 \cdot 10^{-5}$ 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. 26.

V tabulce č. 25 je vypočtená rychlost šíření a advekční tok kontaminantu.

Tabulka č 25: Rychlost šíření a advekční tok kontaminantu

	$C_{10}-C_{40}$	chrom	nikl	benzo/a/ pyren	benzo/b/ fluoranthen	fluoranthen
v (m/s)	$3,9 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-10}$	$2,3 \cdot 10^{-11}$	$1,6 \cdot 10^{-10}$	$1,6 \cdot 10^{-10}$	$1,7 \cdot 10^{-9}$
J (mg/m ² /rok)	199	$1,04 \cdot 10^{-5}$	$8,65 \cdot 10^{-8}$	$8,8 \cdot 10^{-8}$	$1,12 \cdot 10^{-7}$	$1,21 \cdot 10^{-6}$

Pro zjištění šíření kontaminantů ze skládky SZ směrem k Jezdeckému areálu byly použity mediány koncentrací benzo/a/pyrenu a fluoranthenu. Koncentrace chromu a niklu byla pod mezí detekce (<0,02 mg/l), tudíž byla zvolena hodnota 0,01 mg/l. Pro odhad hodnoty koncentrace uhlovodíků $C_{10}-C_{40}$ byl uvažován fakt, že v depresi s uloženými kaly byla zjištěna fáze s koncentrací uhlovodíků od 2000 do 4000 mg/l, jelikož však na odtokové straně skládky není monitorovací objekt, který by kontaminaci zachytil, byla uměle určena hodnota koncentrace 40 mg/l na výstupu z lokality. Tato hodnota odpovídá cca 10 % hodnoty aritmetického průměru koncentrace $C_{10}-C_{40}$ v podzemní vodě ze statického odběru z objektů v kalové depresi (S3-11 a S3-12) a současně koncentraci rozpuštěných ropných uhlovodíků z objektu S3-11. U koncentrací PAU byly zvoleny hodnoty 3. kvartilu koncentrací.

Pro výpočet byla uvažována délka odtokové hrany 100 m a hloubka saturované zóny 3 m. Odtoková plocha je tedy 300 m². Tato hodnota byla násobena advekčním tokem kontaminantů. Množství kontaminantů, které ze skládky odtéká, je následovné:

- uhlovodíky $C_{10}-C_{40}$ 59,6 g/rok
- chrom $3,1 \cdot 10^{-6}$ g/rok
- nikl $2,6 \cdot 10^{-8}$ g/rok
- benzo/a/pyren $2,6 \cdot 10^{-8}$ g/rok
- benzo/b/fluoranthen $3,4 \cdot 10^{-8}$ g/rok
- fluoranthen $3,64 \cdot 10^{-7}$ g/rok

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 maticí. Množství

¹¹ gradient proudění podzemní vody byl určen z proudového pole – viz příloha č. 11

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:

1. hmotnost volné fáze (není bilancována)
2. hmotnost kontaminantu rozpuštěného v podzemní vodě M_i ,
3. 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 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 koncentrace kontaminantu v hornině
 C_i koncentrace kontaminantu v podzemní vodě
 V_a objem saturované zóny zasažené kontaminací
 p_a měrná hmotnost zeminy

Tabulka č. 26: Bilance v saturované zóně horninového prostředí

	$C_{10}-C_{40}$	benzo/a/pyren	chrysen
Organický uhlík	0,024	0,024	0,024
K _{oc} (dm ³ /kg)	234	587000	181000
K _d (dm ³ /kg)	5,62	14088	4344
Koncentrace kontaminantu ve vodě (µg/l)	40 000	0,07	0,07
Koncentrace kontaminantu ve vodě (g/dm ³)	0,04	0,7·10 ⁻⁷	0,7·10 ⁻⁷
Ca (g/kg)	0,224	9,8·10 ⁻⁴	3·10 ⁻⁴
Objem zasažené saturované zóny (m ³)	9 600	9 600	9 600

	$C_{10}-C_{40}$	benzo/a/pyren	chrysen
Měrná hmotnost zeminy (kg/dm ³)	2,1	2,1	2,1
Celková pórovitost	0,4	0,4	0,4
Efektivní pórovitost	0,1	0,1	0,1
Retardační faktor	30,5	73963	22807
Hmotnost kontaminantu ve vodě (g)	168	$2,69 \cdot 10^{-4}$	$2,69 \cdot 10^{-4}$
Hmotnost kontaminantu sorb. horninou (kg)	4528	19,75	6,04
Hmotnost kontaminantu celkem (kg)	4528	19,75	6,04

Modelové řešení transportu kontaminace

Z důvodů ověření rychlosti šíření kontaminace $C_{10}-C_{40}$ v podzemní vodě byl zpracován 3D matematický model v programu Visual Modflow 2010.1, který simuluje hydraulické podmínky v saturované zóně na lokalitě. Po kalibraci proudového pole byl následně simulován transport ropných uhlovodíků a polycyklických aromatických uhlovodíků. Tyto ukazatele jsou zastoupeny methylycyklohexanem pro ropné uhlovodíky a benzo/b/fluoranthemem pro PAU. Z výsledků (viz **příloha č. 14**) transportu je patrné, že ropné uhlovodíky proudí ve směru podzemní vody, avšak koeficient filtrace v samotném skládkovém tělese je cca 4krát nižší ($9,0 \cdot 10^{-6}$ m/s) než vyšlo z hydrodynamické zkoušky z vrtu KHG-4 ($4,4 \cdot 10^{-5}$ m/s). Zmíněný hydrogeologický vrt je situován mimo skládku a písková poloha kolektoru s nízkou složkou jílovité příměsi zvyšuje hodnotu koeficientu filtrace. Tato písková poloha však byla v oblasti deponovaných neutralizačních kalů ve velké míře odtěžena a propustnost horninového prostředí pro vodu je i vzhledem k povaze navážky relativně nižší. Kontaminační fronta ropných uhlovodíků v podzemní vodě se posouvá rychlostí cca 2,5 m/rok směrem od deprese s kaly k SZ. V případě benzo/b/fluoranthenu jsou sorpční síly natolik veliké, že se kontaminace v podzemní vodě neposouvá, což potvrzuje výsledky rychlosti šíření výše v této kapitole. Transport kontaminace byl na lokalitě simulován orientačně, tj. dané rozsahy neodpovídají skutečnosti, a byl proveden pro účely zjištění postupových rychlostí a směru šíření kontaminace.

2.2.4.3. Šíření znečištění povrchovými vodami

Nejbližší vodoteč PV2-2, resp. její vývěr ze zatrubnění pod skládkou v areálu jezdeckého areálu, se nachází cca 140 m severozápadně od sz. okraje skládky kalů. Vzdálenost vývěru od středu skládky kalů činí 190 m. Směr proudění podzemní vody na lokalitě ukazuje na fakt, že potok je dotován podzemními vodami z lokality č. 3 – skládky kalů. Zároveň jsou do této vodoteče drénovány podzemní vody ze skládky č. 2 – Jezdeckého areálu, v jejíž bezprostřední blízkosti se vývěr vyskytuje (pod její patou). Popisovaná situace je patrná z **přílohy č. 11** této zprávy.

Chemickou analýzou povrchové vody na vývěru PV2-2 z podzimu 2010 nebyla potvrzena kontaminace povrchové vody ve jmenované vodoteči, avšak dne 6. 1. 2011 byl odebrán břehový sediment, cca 5 m po směru proudu vodoteče od vývěru, který potvrdil kontaminaci

sedimentu v ukazatelích $C_{10}-C_{40}$ (2 810 mg/kg) a PAU ($\sum PAU^{12}$ 10,4 mg/kg). S ohledem na skutečnost, že ze skládky kalů proudí podzemní vody přes skládku jezdeckého areálu, kde dochází k dalšímu rozpouštění kontaminantů do transportního média, nelze dotaci kontaminace ze skládky kalů bilancovat. I přes fakt, že znečištění jmenovanými kontaminanty bylo detekováno i ve vzorcích zeminy ze skládky č. 2, je však nutné předpokládat, že se skládka kalů na kontaminaci této vodoteče podílí. Z řešení matematického modelu byla pozitivní dotace ropných uhlovodíků skupiny $C_{10}-C_{40}$ potvrzena – viz **příloha č. 14** a předešlá kapitola.

Nad severovýchodním okrajem skládky kalů se periodicky objevuje povrchová akumulace vody, která je v **příloze č. 11** označena PV3-1. Jedná se o místo, kde se akumuluje srážková voda, která stéká ze severní paty skládky kalů. Předpokladem je, že část této vody protéká přípovrchovou zónou skládky kalů, resp. její severní částí. Akumulace se zde v obdobích vyšších srážkových úhrnů vyskytuje pravidelně, v sušších obdobích v důsledku zvýšené míry evaporace, evapotranspirace a infiltrace do podzemní vody, bývá místo suché. Plocha této akumulace v souvislosti s tím kolísá, avšak její maximální rozsah je odhadován na cca 50 m².

V rámci průzkumu dne 6. 1. 2011 byl odebrán vzorek z výše popisované akumulace povrchové vody laboratorní analýzu, která hodnotou 0,088 mg/l potvrdila přítomnost $\sum PAU$ v roztoku. Při srovnání s platným nařízením vlády 229/2007 Sb., která stanovuje imisní limit pro $\sum PAU^{13}$ na úrovni 0,2 mg/l, sice tato voda limit nepřesahuje, ale je indikátorem pro aktivní přestup kontaminace přes infilraci do podzemní vody.

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 v zemině. Tyto procesy vedou k poklesu koncentrací, nicméně ne k jejich odstranění z prostředí. Některé kontaminanty za vhodných podmínek velmi ochotně podléhají vlastní biodegradaci. Všechny přirozené procesy, které vedou k poklesu kontaminantu, lze shrnout pod pojem atenuace.

Výchozími podklady pro posouzení přirozené atenuace jsou data z průzkumných prací předkládané v rámci analýzy rizika. 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 následující soubor kontaminantů:

- těžké kovy (kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo)
- uhlovodíky $C_{10}-C_{40}$
- BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xylen)

¹² $\sum PAU$ 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; limit pro $\sum PAU$ je podle této vyhlášky 6 mg/kg

¹³ $\sum PAU$ jsou v rámci imisního standardu vyhlášky 229/2007 Sb. definovány jako suma následujících ukazatelů: fluoranthen, benzo/b/fluoranthen, benzo/k/fluoranthen, benzo/a/pyren, benzo/ghi/perylene a indeno/1,2,3-cd/pyren

- polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)
- kyanidy

Mezi důležité geochemické parametry, které jsou diskutovány při posuzování atenuačních procesů v saturované zóně, jsou hodnoty oxidačně-redukčního potenciálu (Eh), koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a teplota. Tyto parametry jsou vyjádřené v tabulce č. 27.

Tab. č. 27: Geochemické parametry vzorků podzemních vod

	KHG-3A	KHG-1	KHG-2	KHG-4	KHG-5	KHG-6	S3-11	S3-12
pH:	7,74	7,21	6,94	6,54	5,86	7,02	7,5	7,71
Redox potenciál: [mV]	-127,4	67,6	81,3	160,4	220,3	128,4	-110,2	-167,4
Rozp. O₂: [mg/l]	0,13	5,12	4,97	2,77	1,48	6,44	2,52	0,87
Teplota: [°C]	8,7	10,3	10,5	11,4	11,3	11,1	11,1	11,1

Těžké kovy

Z výsledků laboratorních analýz je patrné, že na lokalitě byla prokázána kontaminace těžkými kovy v zemině. Při vyšších koncentracích a za nepříznivých fyzikálně-chemických podmínek mohou kovy představovat významné a dlouhodobé ohrožení životního prostředí, zejména zemin a podzemních vod. Kovy, které se v důsledku lidské činnosti dostávají do životního prostředí, dříve nebo později přicházejí do kontaktu se zeminou nebo horninovým materiálem. Každá zemina (horninový materiál) vykazuje určitou sorpční kapacitu, která je v přirozeném, nekontaminovaném stavu nasycena zejména ionty vápníku a hořčíku. Většina těžkých kovů vykazuje ovšem podstatně vyšší sorpční schopnost a dokáže tyto přirozeně adsorbované prvky vytěsnit. V této fázi tedy zemina kontaminující kovy zadržuje a zásadním způsobem snižuje jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. V případě, že dojde k naplnění sorpční kapacity, jejich šíření (do transportní matrice - podzemní vody) není již zeminou omežováno. Takto koncentrované kontaminující kovy potom navíc představují velké nebezpečí, neboť změnou okolních podmínek (například snížením pH a změnou oxidačně-redukčního potenciálu) může docházet k jejich nárazovému uvolnění do transportního média. Transport těžkých kovů v životním prostředí ovlivňuje zejména pH prostředí, náboj kovu, přítomnost komplexotvorných látek a srážecích činidel.

Hodnota pH má zásadní význam při posuzování mobility (a tím i nebezpečnosti) kontaminujících kovů v systému zemina-podzemní voda. Vysoký celkový obsah těžkých kovů v zemině ještě nemusí znamenat akutní nebezpečí v okamžiku, kdy je tato zemina v kontaktu s podzemní vodou, jejíž pH je neutrální a schopnost těchto kovů rozpouštět tak může být nízká. V okamžiku, kdy se ovšem pH podzemní vody sníží, začnou se přítomné kovy rozpouštět zhruba v následujícím pořadí: 1. Zn, Cd; 2. Cu, Pb; 3. Cr, Ni. Neuvažujeme-li elementární formu, která je s výjimkou rtuti v kontextu vlivu náboje nevýznamná, potom můžeme kontaminující kov předpokládat ve formě kationtu (např. Cd^{2+} , Cr^{3+}) nebo aniontu (např. CrO_4^{2-}). Typ a velikost náboje zásadním způsobem určují sorpční schopnost a tím i mobilitu v systému zemina-podzemní voda. Zeminu při určitém zjednodušení můžeme považovat za hlinito-křemičitou matici s povrchovým negativním nábojem, která přitahuje

kladně nabitě kontaminanty, jež jeví tendenci se vázat, zatímco záporně nabitě kontaminanty v zásadě procházejí bez zdržení.

Ochota kontaminujících kovů přecházet z nerozpuštěného (sorbovaného) stavu do roztoku se výrazně zvyšuje v přítomnosti komplexotvorných látek. Vedle přirozených komplexotvorných látek přítomných prakticky v každé zemině (huminové kyseliny) jsou typickými příklady komplexotvorných činidel kyanidy a amoniak. Komplexní sloučeniny kovů (většinou nesou záporný náboj) jsou v roztoku většinou mimořádně stabilní, a to i při vyšších hodnotách pH, kde se nekomplexované kovy již obvykle sráží.

Přesně opačný účinek ve srovnání s komplexotvornými látkami vykazují srážecí činidla, ale také hydroxidy kovů (např. železa). Výsledkem jejich účinku je imobilizace kovu a tím snížení jeho nebezpečnosti. Dalšími příklady srážecích činidel jsou fosforečnany nebo sulfidy.

Kadmium

Přirozený obsah kadmia v zeminách zpravidla nepřevyšuje 0,5 mg/kg. Úroveň kritéria C činí pro rekreační využití 25 mg/kg pro zeminu a 20 µg/l pro podzemní vodu. Na této lokalitě pochází kadmium pravděpodobně s čistírenských kalů. V zeminách a podzemních vodách se vyskytuje v oxidačním stavu Cd^{II}. Nerozpuštěné (nebo sorbované) formy kadmia jeví ochotu přecházet do roztoku již na rozhraní neutrální a mírně kyselé oblasti, čímž se kadmium výrazně odlišuje například od chromu nebo mědi.

Výsledky chemických analýz vzorků zemin prokázaly na lokalitě silnou kontaminaci kadmiiem ve skládkovaných kalech. Nejvyšší hodnoty se pohybují kolem **550 mg/kg**, což překračuje orientační kritérium C MP MŽP a je to zhruba tisícnásobek hodnoty přirozeného pozadí. V podzemních vodách se kadmium nevyskytuje, tudíž nepředpokládáme za současného stavu jeho významnější vyluhování do saturované zóny. Kadmium je imobilizováno v kalech.

Měď

Měď se v půdě vyskytuje ve formě iontů Cu²⁺ a v komplexech. Malé množství Cu se přirozeně vyskytuje v půdní vodě (0,01 mg/l). Měď je vázána prostřednictvím kationtové výměny a adsorpce, v půdě může být vázána na organické a minerální látky a vytváří různé formy. Až 50 % celkové Cu může být nasorbováno na organickou hmotu a anorganické složky půd, hlavně oxidy Fe a Mn. Především v těžkých půdách je měď vázána v krystalové struktuře silikátů (až 90 % z celkového obsahu Cu).

Měď je na lokalitě skládky kalů dalším významným kontaminantem, vyskytující se v zemině v maximální koncentraci **1 650 mg/kg**, jež překračuje orientační kritérium C a více než 100x přirozené pozadí lokality. V podzemních vodách se vyskytuje v koncentracích odpovídající přirozeným hodnotám, tudíž je pravděpodobné, že k aktivnímu vyluhování mědi ze zeminy do podzemních vod nedochází.

Rtuť

Přirozený obsah rtuti v zeminách se pohybuje řádově v desetinách mikrogramů na kilogram. Rtuť se může vyskytovat v oxidačních stavech Hg⁰, Hg^I a Hg^{II}. Vzhledem k silné ochotě vytvářet komplexy s organickými složkami zeminy zůstává rtuť zřídka ve formě volného iontu. Vedle obvyklých transportních mechanismů platných pro skupinu

těžkých kovů, je v případě rtuti důležité také těkání kovové rtuti, které v řadě případů odpovídá za její šíření složkami životního prostředí.

Obsah rtuti byl zjištěn v hodnotách nad přirozeným pozadím pouze v zeminách. Maximální naměřená koncentrace byla **3 mg/kg**. V podzemní vodě nebyly zvýšené obsahy rtuti identifikovány.

Nikl

Ve sloučeninách se nikl vyskytuje především v mocenství Ni^{II} , existují i sloučeniny Ni^{I} , látky obsahující Ni^{III} jsou nestálé a působí silně oxidačně. 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 Ni^{II} . V tomto rozmezí pH se nikl může sorbovat na oxidy železa a manganu nebo tvořit komplexní sloučeniny s anorganickými ligandy. Maximální koncentrace niklu byly zachyceny ve vzorkách zemin (**237 mg/kg**), do podzemní vody se tento kov za současných podmínek neuvolňuje.

Olovo

Přirozený obsah v zeminách se pohybuje v rozmezí od 10 do 30 mg/kg. V zeminách lze olovo nalézt ve třech oxidačních stavech Pb^0 , Pb^{II} , a Pb^{IV} . V půdě je olovo velmi málo pohyblivé. Je to dáno tím, že soli olova jsou většinou málo rozpustné a také proto, že olovo je dobře poutáno jílovými minerály i humusovými látkami. V oxidačním prostředí je hlavním faktorem migraci olova adsorpce na hydroxidech železa a manganu. Intenzita adsorpce stoupá se vzrůstajícím pH, při pH okolo 6 je už většinou všechno olovo adsorbováno. Je nutné upozornit, že imobilitu olova nelze přeceňovat, protože za přítomnosti chelátů jako transportních systémů může pohyblivost olova překvapivě narůstat. Olovo se hromadí převážně v humusovém horizontu. Sorpce olova humusem je pevnější než jílovými minerály. Fulvokyseliny mohou naopak olovo chelatizovat a zvyšovat tak jeho pohyblivost v půdě a přijatelnost rostlinami. Olovo se váže převážně na jílové minerály, oxidy manganu, hydroxidy Fe a Al a organickou hmotu. V některých půdách se může koncentrovat v částicích uhličitane vápenatého nebo ve fosforečných sloučeninách. Olovo je rozpustné v kyselém prostředí, při zvyšování pH se jeho rozpustnost snižuje, protože se sráží ve formě hydroxidu, fosforečnanu nebo uhličitane. V těchto podmínkách olovo také tvoří organické komplexy.

Ve skládce kalů byla zachycena maximální koncentrace olova **417 mg/kg** (přesahující úroveň kritéria B, cca 20krát více než přirozené pozadí pro tuto lokalitu). Ve výluhových roztocích ani v podzemní vodě se nevyskytuje. Vzhledem k neutrálnímu, nebo spíše alkalickému prostředí sprašových hlín lze předpokládat, že olovo je pevně sorbováno a nedochází k jeho intenzivnímu vyluhování do podzemních vod.

Chrom

Přirozený obsah chromu v zemině se pohybuje v rozmezí přibližně od 10 do 100 mg/kg. Chrom se v zemině nebo podzemní vodě vyskytuje ve dvou oxidačních stavech - jako Cr^{III} a Cr^{VI} . Podstatně více toxický šestimocný chrom, který v závislosti na pH existuje ve formě chromanu nebo dichromanu, není vzhledem ke své silné oxidační schopnosti příliš stabilní. Zejména v přítomnosti organických látek a při nižších až neutrálních hodnotách pH poměrně rychle přechází (redukuje se) na stabilní chrom trojmocný. Ve většině zemin se

trojmocný chrom vyskytuje ve formě minimálně rozpustného oxidu nebo hydroxidu chromitého. Jeho nebezpečnost je tak ve srovnání s šestimocným chromem podstatně nižší.

Chrom patří mezi jedny z nejvýznamnějších kontaminantů na lokalitě, maximální koncentrace dosahuje hodnotu **5 390 mg/kg**. Mírně zvýšené hodnoty celkového chromu se projeví ve výluhových roztocích ze vzorků zemin ze dvou průzkumných sond v hloubce kolem 4,5 až 5 m. V podzemní vodě se chrom ani jeho šestimocná forma nevyskytoval.

V sondách, které vykazují kontaminaci chromem je zvýšené množství organických látek a hodnota pH se pohybuje v mezích neutrálních hodnot. Vzhledem k přítomnosti organické hmoty a k rozmezí pH je pravděpodobné, že chrom se v zemině vyskytuje v nemobilní (téměř nerozpustné) trojmocné formě.

Uhlovodíky C₁₀–C₄₀

Nasyčené n-alkany jsou v rámci přirozených atenuačních procesů nejnáze odbouratelné sloučeniny, nicméně byla demonstrována degradace n-alkanů i s řetězcí delšími než C₄₄. Nejnáze podléhají degradaci alkanů v rozpětí od C₁₀ do C₂₆. Hlavní mechanismus degradace n-alkanů spočívá v oxidaci, která odpovídá oxidaci alkoholů, aldehydů nebo funkčních skupin mastných kyselin. Rozvětvené alkanů odolávají mikrobiálnímu ataku, nicméně nejsou vůči němu zcela odolné. Cykloalkany jsou vůči biodegradaci rezistentní.

V rámci průzkumných prací byly na lokalitě zaznamenány jednak uhlovodíky typu nafty nebo lehkého topného oleje, jednak uhlovodíky s řetězcí 20–40 atomů uhlíku a vyšší (minerální oleje). Uhlovodíky představují na lokalitě významnou plošnou kontaminaci, přičemž nejvyšší koncentrace (**36 733 mg/kg**) byla zaznamenána v téže sondě kde byla identifikována volná fáze. Současně je ve stejné oblasti v podzemní vodě rozpuštěno až **1 300 mg/l** těchto uhlovodíků. Z výsledků je patrné, že uhlovodíky C₁₀–C₄₀ migrují v podobě volné fáze nesaturovanou zónou do podzemní vody.

Na hladině podzemní vody nejvíce kontaminovaných sond S3-11 a S3-12 byla identifikována volná fáze.

BTEX

Z hlediska atenuace ropných uhlovodíků jsou nejdůležitější složkou BTEX, a to vzhledem k jejich relativně vysoké rozpustnosti a vysoké mobilitě. Tyto látky jsou degradovány působením mikroorganismů, které je za příznivých podmínek rozkládají na konečné oxidační produkty, vesměs neškodné a netoxické. V procesu přirozené atenuace ropných látek se uplatňují jak procesy aerobní, tak anaerobní. Principem aerobní transformace je oxidace ropných uhlovodíků prostřednictvím enzymů katalyzujících konkrétní oxidační krok přes alkohol, aldehyd a kyselinu, která se následně zapojuje do buněčného cyklu mikroorganismů. Anaerobní rozklad je pro mikroorganismy z energetického hlediska méně výhodným způsobem. Existují ale tzv. fakultativní mikroorganismy, které disponují oběma typy metabolismu a v momentě vyčerpání kyslíku jako zdroje elektronového akceptoru jsou schopné přepnout svou látkovou výměnu do režimu anoxického (např. kvasinky). Anaerobní rozklad je principiálně podobný aerobnímu s tím rozdílem, že jako akceptor elektronu figurují látky typu dusičnany, železité a manganičité ionty a sírany.

Na sledované lokalitě nepředstavují BTEX v zeminách významnou kontaminaci. U etylbenzenu, toluenu a xylynu došlo k výskytu hodnot mírně nad přirozeným pozadím a překročení orientačního kritéria A. V saturované zóně nepatří BTEX pro tuto lokalitu k výrazným kontaminantům, nicméně zvýšené hodnoty (cca 10–100krát přesahující hodnoty přirozeného pozadí) odpovídají sondě (S3-12), ve které jsou současně vyšší koncentrace uhlovodíků C₁₀–C₄₀. Koncentrace toluenu odpovídá hodnotě **0,8 µg/l**, ethylbenzenu **3,6 µg/l** a xylynu téměř **25 µg/l**. Benzen se vyskytuje v podzemních vodách v koncentracích pod mezí detekce. V nejbližším vrtu ve směru proudění podzemní vody ke zvýšení koncentrací látek BTEX již nedochází. V saturované zóně dočasně vystrojených sond S3-11 a S3-12, které jsou nejvíce kontaminované ropnými látkami, je redukční prostředí s nízkým obsahem rozpuštěného kyslíku. To souvisí se spotřebou kyslíku jako akceptoru elektronů při oxidaci ropných látek.

PAU

Aromatické sloučeniny jsou více rezistentní vůči biodegradaci, některé nízkomolekulární aromáty jako třeba naftalen, mohou být oxidovány postupně. Důvodem odolnosti polyaromatických uhlovodíků 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 látek PAU nepředpokládá intenzivní pohyb ve směru proudění podzemní vody, nicméně na sledované lokalitě byl prokázán.

V zemině byly zjištěny obsahy PAU přesahující úroveň kritéria C u benzo/a/pyrenu (**31,3 mg/kg**), benzo/b/fluoranthenu (**35,7 mg/kg**), indeno/1,2,3-cd/pyrenu (**14,4 mg/kg**), benzo/k/fluoranthenu (**35,7 mg/kg**) a pyrenu (**94,5 mg/kg**). Takto vysoké koncentrace byly identifikovány pouze v jedné sondě, nicméně v celé oblasti skládky jsou zeminy mírně znečištěné látkami PAU (obvykle 10–100krát převyšující hodnoty přirozeného pozadí, nicméně většinou stále pod úrovní orientačního kritéria B).

V saturované zóně dochází u PAU naopak k nevýznamnému znečištění, ale pouze v jedné sondě (S3-12), která současně obsahuje i nejvyšší obsahy uhlovodíků C₁₀–C₄₀. Úroveň kritéria C byla překročena u benzo/a/pyrenu (**0,347 µg/l**), benzo/b/fluoranthenu (**1,14 µg/l**), benzo/ghi/perylenu (**1,32 µg/l**) benzo/k/fluoranthenu (**0,842 µg/l**), benzo/a/anthracenu (**1,32 µg/l**) a chrysenu (**4,05 µg/l**). Vzhledem k nízkému obsahu kyslíku a nízkému oxidačně redukčnímu (redox) potenciálu, se v této sondě předpokládá uplatnění atenuačních procesů.

Kyanidy

Výskyt kyanidů ve vodách značí antropogenní původ, nicméně kyanidy se výjimečně mohou uvolňovat při biologické hydrolýze rostlin, jež obsahují ve svých molekulách skupinu CN. Tyto zdroje mohou být příčinou stopových koncentrací kyanidů v prostředí. Na skládce kalů pochází kyanidy patrně z odpadů při povrchových úpravách kovů.

Kyanidy se mohou ve vodách vyskytovat jako jednoduché (volné) nebo komplexní (součet obou tvoří celkové). U jednoduchých kyanidů se jedná o anion CN⁻ nebo nedisociovanou HCN. V neutrálním a kyselém prostředí dominuje nedisociovaná molekula HCN. Kyselina chlorovodíková je těkavá a z roztoku ji lze vytěsnit provzdušněním za slabě kyselého prostředí. Proto odvětrání HCN je jedním z procesů úbytku kyanidů z přírodních vod. Anion CN⁻ se koordinuje jako ligand a vytváří komplexní kyanidy. Mezi silně toxické se počítají

HCN, CN⁻ a komplexní kyanidy Cd, Zn a případně i Cu, mezi středně toxické komplexní kyanidy Ni, popř. Cu a mezi slabě toxické komplexní kyanidy Fe^{II}, Fe^{III} a Co.

Kyanidy se neváží na částice půdy, a může dojít k jejich vyluhování do podzemních vod. Podléhají také mikrobiologickému rozkladu. Velmi nebezpečná situace nastává, pokud jsou kyanidy vystaveny působení nízkého pH, kdy dochází k vývinu a úniku prudce jedovatého plynu kyanovodíku. Je nutné připomenout, že kyanidy obsahují ve své molekule i kationt, který může být rovněž nebezpečný. Může se jednat například o kadmium či olovo a řadu dalších.

Na studované lokalitě bylo v zeminách identifikováno znečištění kyanidy, které se ojediněle projevuje překročením parametru A, v jednom případě byla koncentrace kyanidů mírně zvýšená nad úroveň kritéria B (**15,88 mg/kg**). Výrazněji zvýšená koncentrace kyanidů (**0,085 mg/l**) se projevila v saturované zóně sondy S3-12, která patří k nejvíce znečištěným na lokalitě.

Aerobní a anaerobní biodegradace ropných uhlovodíků

Procesy atenuace ve smyslu vlastní biodegradace jsou patrné a tudíž dobře sledovatelné zvláště u ropných látek. Při biodegradaci se uplatňují jak procesy aerobní, tak anaerobní. Principem aerobní transformace je oxidace redukováné formy ropných uhlovodíků prostřednictvím enzymů katalyzujících oxidační reakce přes alkohol, aldehyd a kyselinu, která se následně zapojuje do buněčného cyklu mikroorganismů. Pro mikroorganismy je anaerobní biodegradace méně výhodným způsobem. Výhodu mají tzv. fakultativní mikroorganismy disponující oběma typy metabolismu a v momentě vyčerpání kyslíku jako zdroje elektronového akceptoru jsou schopné přepnout svou látkovou výměnu do režimu anoxického (např. kvasinky). Anaerobní rozklad je principiálně podobný aerobnímu s tím rozdílem, že jako akceptor elektronu figurují látky typu dusičnany, železité a manganité ionty a sírany. Mechanismus přirozené atenuace ropných látek se uplatňuje v prostředích, ve kterých se vyskytují vhodné typy elektronových akceptorů a zejména jsou-li osídlena tzv. autochtonními organismy. Jedná se o vlastní biologický způsob přeměny, nicméně jeho nevýhodou může být skutečnost, že vlastní proces biodegradace kontaminantu trvá výrazně delší dobu. Přímé údaje o přítomnosti atenuačních procesů na lokalitě představují 3 základní důkazy: 1) koncentrace kontaminantu klesá ve směru proudění podzemní vody, 2) snižuje se koncentrace akceptorů elektronů a 3) je prokazatelná biologická aktivita.

Vzhledem k tomu, že v saturované zóně se kontaminace ropnými látkami projevuje pouze u jedné sondy (S3-12), nelze stanovit, zda na lokalitě dochází k poklesu kontaminantů ve směru proudění podzemní vody.

Přímým důkazem o probíhajících atenuačních procesech v saturovaném prostředí kontaminovaným ropnými látkami je pokles koncentrací elektronových akceptorů, což se obvykle projevuje snížením oxidačně-redukčního (redox) potenciálu Eh. Redukční podmínky se nachází v kontaminovaných vrtech S3-11 (-110 mV) a S3-12 (-167 mV), s čímž koresponduje i nízká úroveň rozpuštěného kyslíku (2,5 mg/l a 0,9 mg/l). Látky, které jsou v pořadí oxidace uhlovodíků dalšími akceptory elektronů, nebyly v rámci AR stanovovány. V čistých nebo pouze mírně znečištěných vrtech se uplatňuje oxidační prostředí s obsahem rozpuštěného kyslíku bohatě dostačujícího na oxidaci ropných látek.

Zda ve skládce dochází k biologické aktivitě, nelze říci, jelikož nebyly stanovovány bakterie degradující ropné uhlovodíky.

2.2.5. Shrnutí šíření a vývoje znečištění

Šíření kontaminace bylo průzkumnými pracemi ověřeno a potvrzeno. Směr proudění podzemní vody přes skládku kalů, jak je znázorněno v situaci proudového pole kvartérní zvodně v **příloze č. 11**, ukazuje v její západní části na zsz. směr, v severovýchodní části na sz. směr. Samotná existence gradientu proudového pole napovídá, že k transportu rozpuštěných látek bude docházet. Kontaminované vody proudí směrem na bezprostředně sousedící skládku, lokalitu č. 2 - Jezdecký areál. Vody opouštějící oblast největšího rozsahu kontaminace (viz kapitola 2.2.3), tj. západní část skládky kalů, kde se nacházejí nejvyšší mocnosti skládkového materiálu s neutralizačními kaly, jsou však monitorovány pouze okrajově hydrogeologickým objektem KHG-3A, který se nachází na severu skládky. Je předpokladem, že kontaminace v podzemní vodě v depresi s kaly, opouští lokalitu skládky kalů směrem k ZSZ. Pro tento předpoklad v současné době není k dispozici přímý důkaz vzhledem k absenci hydrogeologických objektů v odtokovém směru bezprostředně u západní hranice skládky kalů. Nevystrojená sonda S2-8, ve které byla stanovena koncentrace ropných uhlovodíků v podzemní vodě ze dne 6. 1. 2011 na úrovni 3,39 mg/l, je umístěna v sousední skládce – lokalitě č. 2 – Jezdecký areál. Vzhledem k umístění této sondy ve skládkovém materiálu a cca 160 m po směru proudového pole podzemní vody nelze vztáhnout tuto hodnotu na dotaci z lokality č. 3. Konceptní rozsah kontaminace ropnými uhlovodíky skupiny C₁₀–C₄₀ je uveden v **příloze č. 15**, pro Σ PAU dle vyhlášky 252/2004 Sb. je situace rozsahu kontaminace znázorněna v **příloze č. 16**.

Konceptní hodnoty předpokládaného toku kontaminantů přes hranic skládky jsou uvedeny v kapitole 2.2.4.2. Laboratorní výsledky chemické analýzy břehového sedimentu z vodoteče, situované cca 140 m od sz. okraje skládky kalů, ukazují na aktivní mobilitu kontaminantů ve vodě. Výsledky analýz jsou diskutovány v kapitole 2.2.4.3. Modelové řešení popisované v kapitole 2.2.4.2 potvrzuje existenci transportní cesty, jakož i mobilitu ropných uhlovodíků ze skládky kalů směrem k SZ.

Podzemní vody z předmětné lokality jsou drénovány do místní popisované vodoteče a je tedy pravděpodobné, že určitou mírou přispívají ke kontaminaci povrchové vody.

Další efekt, ke kterému na lokalitě dochází, je vymývání srážkové vody přes přípovrchovou vrstvu severní části skládky kalů. Tato povrchová voda se následně akumuluje pod severní patou skládky a její rozsah se v průběhu roku mění na základě srážko-odtokových poměrů a nasycení zeminy vodou. V této stagnující vodě byla potvrzena kontaminace látkami skupiny PAU pod limitem vyhlášky 229/2007 Sb. Předpokladem je, že tato akumulace dlouhodobě dotuje podzemní vodu, což bylo potvrzeno v případě hydrogeologických objektů KHG-5 a KHG-6 a dále v domovní studni č. p. 648.

Výše uvedená fakta ukazují na existenci transportní cesty rozpuštěných kontaminantů ze skládky kalů směrem k SZ. Studna č. p. 648 je přitom součástí pozemků (p.č. 3374 a 3375), kde nebyla instalována vodovodní přípojka a obyvatelé jsou tak závislí na podzemní vodě jako zdroji pitné vody.

Problematika plánovaného průběhu dešťové kanalizace z hlediska šíření kontaminace

Podél, resp. pod komunikací ulice K očnímu mezi skládkou kalů a jezdeckým areálem (rovněž skládka) je plánovaný průběh dešťové kanalizace. Tato stavba má zajistit odvádění dešťových vod ze samotné komunikace, příkopové části a dále pozemků určených k zástavbě směrem od komunikace do centra Kopřivnice. Celková délka plánované kanalizace je 479,0 m o parametrech DN600 a DN800 plastového a betonového potrubí s integrovaným těsněním spojů a s uložením do pískového lože. Vzhledem k rozvolnění zeminy při zemních pracích a usazení plánované kanalizace do písčitého obsypu existuje riziko, že realizací kanalizace v úseku pozemků vedených v katastru nemovitostí pod čísly 3371/4, 3371/25, 3371/23 a 3366/2 (katastr Kopřivnice) dojde k vytvoření preferenční cesty transportu kontaminace ze skládky kalů podél průběhu kanalizace směrem k SSV ke křížení ulice K očnímu a třídy Obránců míru. Vzhledem k relativně propustnějšímu prostředí rozvolněné zeminy, obsypu kanalizace a spádování kanalizace směrem k SSV bude i šíření kontaminace ze skládky kalů částečně odkloněno k SSV. V oblasti před křižovatkou, kde je plánovaný úsek kanalizace zaústěn do příkopu, se nacházejí rodinné domy (pozemky p.č. 3374 a 3375), které jsou v současné době závislé na podzemní vodě jako zdroji pitné vody.

Z výsledků průzkumu z podzimu 2010 vyplývá, že hladina podzemní vody se na úrovni komunikace ulice K očnímu vyskytuje na úrovni cca 1–2 m pod terénem, na skládce kalů je hladina podzemní vody na úrovni cca 2 m pod terénem. Směr proudění podzemní vody je v této oblasti směrem k západoseverozápadu, resp. severozápadu. Tato voda vstupuje na úroveň komunikace z oblasti skládky kalů, kde je tato voda v kontaktu s neutralizačními kaly. Jedná se o kontaminanty skupiny ropných uhlovodíků (C_{10} – C_{40}), polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a těžké kovy. Na samotné skládce kalů se v kalové depresi vyskytuje ropná fáze na hladině podzemní vody. Z toho vyplývá předpoklad, že odtékající podzemní voda obsahuje jmenované rozpuštěné organické kontaminanty, které jsou transportovány ve směru gradientu proudového pole směrem k vodoteči vzdálené cca 160 m severozápadně. S ohledem na projekt je třeba konstatovat, že při uložení v komunikaci na úrovni 2,2–2,4 m bude kanalizace pod úrovní podzemní vody.

Kromě výše uvedených skutečností je pravděpodobné, že samotná komunikace ulice K očnímu je mezi předmětnými skládkami rovněž tvořena navážkou. Nevystrojená sonda S2-10, který se nachází cca 3,5 m od silnice, stále vykazuje přítomnost skládkového materiálu, tj. slévárenských písků se stavebním a komunálním odpadem v horizontu 0,2–3,30 m pod úrovní terénu.

Z výše uvedených skutečností vyplývá, že realizace kanalizace představuje riziko z hlediska:

- šíření kontaminace ve směru k SSV,
- intenzifikace transportu kontaminace C_{10} – C_{40} , PAU a těžkých kovů ze skládky kalů podzemní vodou směrem k obytné oblasti,
- kontaminace podzemní vody v tomto směru,
- kontaminace bezejmenné vodoteče, do které je plánováno dešťové vody drénovat,

- ohrožení obyvatelstva, které je závislé na podzemní vodě jako zdroji pitné vody.

2.2.6. Omezení a nejistoty

Vymezení rozsahu kontaminace v zeminách 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 zabezpečena chybou. Jsou to jednak chyby při odběru vlivem např. klimatických podmínek, a dále standardní chyba analytického stanovení, která je uvedena v certifikátu laboratorních analýz.

Skutečnost, že kontaminace nebyla zastižena přímo ve vzorku povrchové vody a dále, že podzemní vody proudí směrem k této vodoteči přes další skládku, kde byla ověřena přítomnost předmětných kontaminantů v saturované zóně, činí kvantifikaci kontaminace ze skládky kalů nereálným úkolem.

Dále je na tomto místě třeba konstatovat, že plošný rozsah kontaminace v podzemní vodě, reprezentovaný v **přílohách č. 15 a č. 16** je značně zatížen chybou, která spočívá v absenci hydrogeologických objektů na odtoku podzemní vody ze skládky kalů. Rozsah kontaminace je tedy třeba brát s rezervou.

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 kontaminantů, v bližší identifikaci příjemců rizik a reálných expozičních scénářů. Následně je pro jednotlivé expoziční scénáře hodnocena nebezpečnost kontaminantů 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 US EPA. Hodnocení rizik bylo konzultováno s MUDr. Magdalenou Zimovou (Státní zdravotní ústav).

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 C₁₀–C₄₀, těžké kovy (chrom, měď), PAU
- podzemní voda C₁₀–C₄₀, PAU

Toxikologické vlastnosti jsou uvedeny v **příloze č. 19**.

Na základě porovnání s limitními hodnotami **dle vyhlášky č. 252/2004 Sb.** bylo zjištěno legislativní překročení koncentrací C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX, PCB, Cd a Hg v odebraných vzorcích pevného navezeného materiálu, viz kapitola 3.4. Shrnutí celkového rizika.

Srovnáním výsledků z analýz ze dne 22. 11. 2010 z hydrogeologického vrtu KHG-6 vyplývá, že podzemní voda s hodnotou $\sum\text{PAU}^{14}$ více jak 2krát překračuje limit daný vyhláškou 252/2004 Sb, který je stanoven na hodnotě 0,1 mg/l. Podobně vzorek podzemní vody z vrtu KHG-5 ze dne 6. 1. 2011 signalizuje kontaminaci s hodnotou $\sum\text{PAU}$ na úrovni 0,1 mg/l. Předpokladem je, že zvýšené hodnoty složek PAU v domovní studni č. p. 648 jsou transportovány ze severní oblasti okolí akumulace vody nad skládkou kalů. Voda z této domovní studny je přitom využívána jako pitná.

3.1.2. Základní charakteristika příjemců rizik

¹⁴ $\sum\text{PAU}$ 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

Zájmová lokalita se nachází v extravilánu Kopřivnice v těsné blízkosti sz. okraje města při silnici směrem na Závišice. Západním směrem od lokality, cca 10 m přes místní komunikaci, se nachází jezdecký areál Bubla City Ranch. Plocha zájmového území je zatravněná, volně přístupná, v současné době slouží jako kynologické cvičiště. Území je využíváno pro volný pohyb osob včetně dětí, k procházkám a venčení psů. Nejbližší zástavba se nachází zhruba 100 metrů severně od skládky. Domy na pozemcích p. č. 3374 a 3375 (katastr Kopřivnice) v okolní zástavbě mají vybudované zdroje podzemní vody a využívají je jako zdroje pitné vody. Pozemky v okolí skládky jsou podle územního plánu města Kopřivnice do budoucna plánované pro obytnou zástavbu. Majitelé pozemků jsou v případě vybudování individuálních zdrojů podzemní vody dalšími příjemci rizik z důvodu znečištění podzemní vody. Další příjemci rizika jsou osoby pohybující se v prostoru bývalé skládky, tj. např. lidé účastníci se kynologického výcviku, dospělí a děti, kteří využívají dané území k rekreaci. Tito mohou přijít do styku se znečištěnou zemínou.

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

Tabulka č. 28: Aktualizovaný 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 podzemní vody → transport podzemní vodou → jímání vod studněmi, vrty	Obyvatelstvo – kontakt s kontaminovanou povrchovou vodou v blízkosti skládky, se zemínou dětí při hře, podzemní vodou v případě využívání studní v okolní zástavbě	Zejména obyvatelstvo využívající studny nacházející se ve směru proudění podzemních vod (severně od bývalé skládky), případně v nově plánované výstavbě, dospělí a děti pohybující se na lokalitě, příp. pracovníci provádějící výkopové nebo sanační práce

V aktualizovaném koncepčním modelu je jako hlavní ohnisko znečištění v zájmovém území uvažována bývalá skládka kalů. Jako příjemce rizik je uvažováno obyvatelstvo

S ohledem na výsledky průzkumných prací není jako expoziční cesta uvažovaná transportní cesta: emise plynů a prachu, výluh a vodní ekosystémy - expoziční cesta 2 není tedy nadále kvantifikovaná.

3.1.3.1 Výčet reálných expozičních scénářů

Následující tabulka přináší přehled reálných expozičních scénářů.

Tabulka č. 29: Výčet reálných expozičních scénářů

Pro hodnocení rizika jsou dále uvažovány expoziční scénáře, sumarizované v tabulce. Výpočty rizik dále uvažují s expozičními cestami při dermálním kontaktu se zemínou a s povrchovou vodou a inhalací par uvolněných z vody při zálivce z domovní studny č. p. 648, která je využívána jako zdroj pitné vody. Dermální kontakt je reálný při kontaktu

děti s povrchovou vodou v zájmovém území a při jakémkoliv zásahu do horninového prostředí, tzn. např. při výkopových, zemních nebo sanačních pracích.

Typ expozice	Expoziční médium	Využití území	Příklad expozičního scénáře
dermální kontakt	zemina	rekreační	dermální kontakt při pohybu osob na lokalitě dermální kontakt při zemních případně sanačních pracích
	voda	rekreační	dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území (děti při hře) dermální kontakt s vodou při zemních příp. sanačních prací
náhodná ingesce	voda	rekreační	náhodná ingesce vody z PV3-1
náhodná ingesce	voda	rezidenční	náhodná ingesce vody z č. p. 648
inhalace	páry uvolněné z vody	rezidenční	inhalace uvolněných par při zálivce, dům č. p. 648

Dalším reálným scénářem je inhalace par uvolněných z vody při zálivce vodou z domovních studní.

3.1.3.2 Výpočet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest

Výčet expozičních koncentrací podle jednotlivých expozičních cest je uveden v následující tabulce č. 30. Do tabulky byly zadány hodnoty 3. kvartilu koncentrací jednotlivých kontaminantů. Pro výpočet rizik u uhlovodíků C₁₀–C₄₀ byl použit 3. kvartil koncentrací, který byl rovnoměrně rozdělen mezi aromatické a alifatické uhlovodíky. Pro dermální kontakt dělníků s vodou byla zadána koncentrace z hydrogeologického vrtu KHG-3A, který se vyskytuje nejbližší silnici, kde je plánovaná výstavba kanalizace. Pro náhodnou ingesci vody byly zadány hodnoty z PV3-1 a č. p. 648 a pro riziko inhalace par hodnoty z domovní studny u domu č. p. 648.

Tabulka č. 30: Výčet expozičních koncentrací

Typ expozice	Kontaminant	Koncentrace	Objekt	Datum
A.1a dermální kontakt se zemí (děti při hře)	chrom	63,98 mg/kg	Pro výpočty byly uvažovány hodnoty 3. kvartilu koncentrací z celkové datové skupiny objektů S3-1 až S3-13 a KHG-3A až KHG-6	
	měď	57,43 mg/kg		
	uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀	579,5 mg/kg		
A.1b dermální kontakt se zemí dermální kontakt při zemních případně sanačních pracích	uhlovodíky C ₁₀ –C ₄₀	579,5 mg/kg		
	kadmium	4,08 mg/kg		
	chrom	63,98 mg/kg		
	měď	57,43 mg/kg		
	nikl	32,18 mg/kg		
	benzo/a/pyren	0,61 mg/kg		
	benzo/b/fluoranthen	0,81 mg/kg		
	indeno/1,2,3-cd/pyren	0,19 mg/kg		
	benzo/k/fluoranthen	0,27 mg/kg		
pyren	1,64 mg/kg			
fluoranthen	2,08 mg/kg			
A.2a	benzo/a/pyren	0,008 µg/l	PV3-1	22.1.2010

Typ expozice	Kontaminant	Koncentrace	Objekt	Datum
dermální kontakt s vodou dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území (děti při hře)	benzo/b/fluoranthen	0,012 µg/l	PV3-1	22.1.2010
	fluoranthen	0,054 µg/l	PV3-1	22.1.2010
A.2b dermální kontakt s vodou dermální kontakt s vodou při zemních příp. sanačních prací	benzo/a/pyren	0,072 µg/l	KHG-3A	6.1.2010
	benzo/b/fluoranthen	0,054 µg/l	KHG-3A	6.1.2010
	indeno/1,2,3-cd/pyren	0,024 µg/l	KHG-3A	6.1.2010
	benzo/k/fluoranthen	0,025 µg/l	KHG-3A	6.1.2010
	pyren	0,222 µg/l	KHG-3A	6.1.2010
	fluoranthen	0,296 µg/l	KHG-3A	6.1.2010
B náhodná ingesce náhodná ingesce povrchové vody	benzo/a/pyren	0,008 µg/l	PV3-1	22.1.2010
	benzo/b/fluoranthen	0,012 µg/l	PV3-1	22.1.2010
	pyren	0,038 µg/l	PV3-1	22.1.2010
C náhodná ingesce náhodná ingesce podzemní vody z č. p. 648	pyren	0,008 µg/l	č. p. 648	24.11.2010
	benz/a/anthracen	0,047 µg/l		24.11.2010
	fluoranthen	0,013 µg/l		24.11.2010
D inhalace uvolněných par při zalévání	fenanthren	0,026 µg/l	č. p. 648	24.11.2010
	benzo/ghi/perylene	0,008 µg/l	č. p. 648	24.11.2010

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 vztažená 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

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

ADD/LADD	průměrná denní/celoživotní denní absorbovaná dávka (mg/kg/den)
CD	koncentrace kontaminantu v zemině (mg/kg)
CF	konverzní faktor pro přepočet kg a mg (10 ⁻⁶ kg/mg)
SA	exponovaný povrch kůže (cm ² /den eventuálně cm ² /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.

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

Kde: $DA_{ev} = CS \times CF \times AF \times ABS_d$

DAD dermálně absorbovaná dávka (mg/kg/den)
 DA_{ev} dávka absorbovaná v daném případě (mg/cm²/případ)
 EV frekvence případů (případ/den)

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Děti - dermální kontakt se zemínou při rekreačním využití území/dělníci - dermální kontakt se zemínou při výkopových pracích

CF konverzní faktor pro přepočítání kg a mg: 10⁻⁶ kg/mg
 SA 358 cm²/den (děti při hře)/ 1000 cm²/den (dělníci)
 AF 0,13 mg/cm EPA (2004)
 ABS_d 0,01 pro organické látky (EPA, 1992B)
 EF 210 dní/rok (děti při hře)/ 20 dní/rok (dělníci)
 ED předpoklad běžné expozice 1 rok
 BW průměrná váha dítě do 6 let: 15 kg/70 kg

A.2 DERMÁLNÍ KONTAKT S VODOU

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

ADD/LADD průměrná denní /celoživotní denní absorbovaná dávka (mg/kg/den)

CW koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l)
 SA povrch kůže (cm²)
 Kp koeficient permeability průniku kůže (cm/hod)
 ET doba expozice (hod/den)
 EF frekvence expozice (den/rok)
 ED trvání expozice (rok)
 CF konverzní faktor (0,001 l/cm³)
 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:

Děti - dermální kontakt s vodou při rekreačním využití území/ dělníci - dermální kontakt s vodou při výkopových pracích

SA	358 cm ² /den (děti při hře)/ 1000 cm ² /den (dělníci)
ET	1 hod/ den (děti při hře)/ 8 hod/ den (dělníci)
EF	frekvence expozice: 210 dní/rok (děti při hře)/ 20 dní/rok (dělníci)
ED	1 rok

B INGESCE VODY PŘI PITÍ

$$CDI = CW \times IR \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI	chronický denní příjem (mg/kg/den)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l)
IR	množství požití vody (l/den)
EF	frekvence expozice (den/ 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

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Děti - jednorázové napití z vrtu

CDI	chronický denní příjem (mg/kg/den)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l')
IR	množství požití vody (1 l/den)
EF	frekvence expozice (1 den./rok)
ED	trvání expozice (1 rok)
BW	váha těla (15 kg)
AT	doba průměrování (den) pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní/rok pro karcinogenní: 70 let x 365 dní/rok

C INGESCE VODY PŘI PITÍ

$$CDI = CW \times IR \times EF \times ED / (BW \times AT)$$

CDI	chronický denní příjem (mg/kg/den)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l)
IR	množství požití vody (l/den)
EF	frekvence expozice (den/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

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Jednorázové napití ze studně

CDI	chronický denní příjem (mg/kg/den)
CW	koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l)
IR	množství požití vody (l/den)
EF	frekvence expozice (1 den/rok)
ED	trvání expozice (1rok)
BW	váha těla (70 kg)
AT	doba průměrování (den)
	pro nekarcinogenní: ED (rok) x 365 dní/rok
	pro karcinogenní: 70 let x 365 dní/rok

D INHALACE uvolněných par při zalévání

MOŽNÉ SCÉNÁŘE:

Obyvatelé - rekreační pobyt - inhalace uvolněných par při zalévání zahrádek

CA nejde-li přímo měřit koncentrace kontaminantu ve vzduchu, je nutné použít orientační přepočítání z koncentrací kontaminantu ve vodě, např. podle zjednodušené rovnice dle Risk*Assistant:

$$CA = ((2/\tau)^{1/2} \times (X(1-b) / (a \times (1-b))) \times (Q / u),$$

$$\text{kde: } Q = (Cw \times f \times FI) / (X^2 \times 3600 \text{ s/hod}),$$

kde:

Q	... vydatnost zdroje (mg/s/m ²),
Cw	... koncentrace kontaminantu ve vodě (mg/l)
F	... frakce uvolnitelného kontaminantu (bezrozměrný), obvykle 0,5

FI	... průtok zavlažovací vody 600 l/hod
X	... strana zhruba čtvercové zavlažované plochy (25 m)

80

Město Kopřivnice

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládka kalů

Analýza rizik

CA	... koncentrace kontaminantu ve vzduchu (mg/m ³)
τ	... Ludolfovo číslo (= 3,141592)
a, b	... konstanty vztahující vertikální disperzi ke stabilitě atmosféry, a=0,15, b=0,75
u	... přípoверхová rychlost větru (m/s), obvykle 2,0 m/s
IR	inhalované množství vzduchu při zalévání 1,4 m ³ /hod
ET	obvyklá doba expozice 0,44 hod/den (hodnota odpovídá ročnímu průměru cca 3 hodiny týdně, při zohlednění nižší aktivity v zimě a vyšší v létě)
EF	frekvence expozice 200 dní/rok (v době expozice ET je zohledněno vegetační období)
ED	celoživotní expozice: 70 let
BW	průměrná váha dospělý: 70 kg

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:

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

Město Kopřivnice

81

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládka kalů

Analýza rizik

Výpočty pro jednotlivé typy expozice jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Tabulka č. 31: 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]
C ₁₀ -C ₄₀ (NEL) Total Petroleum Hydrocarbon (Aliphatic low)	-	-	-	0,06	0,048	0,0571
C ₁₀ -C ₄₀ (NEL) Total Petroleum Hydrocarbon (Aromatic low)	-	-	-	0,2	0,16	0,14
Naftalen	-	-	-	2,0.10 ⁻²	1,2.10 ⁻²	8,6.10 ⁻⁴
Pyren	-	-	-	3,0.10 ⁻²	5,4.10 ⁻³	3,0.10 ⁻²
Benzo/a/pyren	7,3	23,5	3,1	-	-	-
Benzo/b/fluoranthen	7,3.10 ⁻¹	2,4	3,1.10 ⁻¹	-	-	-
Fluoranthen	-	-	-	4,0.10 ⁻²	1,2.10 ⁻²	4,0.10 ⁻²
Fenanthren	-	-	-	-	-	-
Chrysen	7,3.10 ⁻³	2,4.10 ⁻²	3,1.10 ⁻³	-	-	-
Fluoren	-	-	-	4,0.10 ⁻²	2,0.10 ⁻²	-

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

A.1a Dermální kontakt se zemínou

Tabulka č. 32 : Dermální kontakt se zemínou při hře dětí

Dermální kontakt se zemínou při hře dětí		Kontaminant:	chrom	měď	C ₁₀ -C ₄₀ Total Petroleum Hydrocarbon (Aliphatic low)	C ₁₀ -C ₄₀ Total Petroleum Hydrocarbon (Aromatic low)
CS	konc. v suš. zeminy	(mg/kg)	63,98	57,43	289,75	289,75
CF	konverzní faktor	(kg/mg)	1,0.10 ⁻⁶	1,0.10 ⁻⁶	1,0.10 ⁻⁶	1,0.10 ⁻⁶
SA	plocha povrchu těla	(cm ² /den)	358	358	358	358
AF	faktor adherence kůže	(mg/cm ²)	0,13	0,13	0,13	0,13
ABS	absorpční faktor	bezrozm.	0,01	0,01	0,01	0,01
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	210	210	210	210
ED	trvání expozice	(roky)	1	1	1	1
BW	hmotnost organismu	(kg)	15	15	15	15
AT	průměrovací doba	(dny)	365	365	365	365
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	1,14.10 ⁻⁶	1,02.10 ⁻⁶	5,17.10 ⁻⁶	5,17.10 ⁻⁶
RfD-ad	ref. bezp. denní	(mg/kg/den)	-	4.10 ⁻²	0,0571	0,14

Dermální kontakt se zemínou při hře dětí		Kontaminant:	chrom	měď	C ₁₀ -C ₄₀ Total Petroleum Hydrocarbon (Aliphatic low)	C ₁₀ -C ₄₀ Total Petroleum Hydrocarbon (Aromatic low)
	dávka					
SF-ad	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	-	-	-	-
HQ	index nebezpečnosti		-	2,5.10 ⁻⁵	9,5.10 ⁻⁵	3,6.10 ⁻⁵
ELCR	riziko pro karcinogeny		-	-	-	-

Zhodnocení výpočtů:

Výpočet rizika dermálního kontaktu byl proveden pro pohyb dětí při rekreačním využití území, po 210 dní v roce. Pro výpočet byly použity hodnoty 3. kvartilu koncentrací chromu, mědi v zájmové lokalitě. Pro výpočet rizik u uhlovodíků C₁₀-C₄₀ byl použit 3. kvartil koncentrací, který byl rovnoměrně rozdělen mezi aromatické a alifatické uhlovodíky. Výsledná hodnota kvocientu nebezpečnosti HQ je menší než 1, což neprokázalo nebezpečnost této expozice.

A.1b Dermální kontakt se zemínou

Tabulka č. 33: Dermální kontakt se zemínou při výkopových pracích - C₁₀-C₄₀ a kadmium

Dermální kontakt se zemínou při výkopových pracích		Kontaminant:	C ₁₀ -C ₄₀ Total Petroleum Hydrocarbon (Aliphatic low)	C ₁₀ -C ₄₀ Total Petroleum Hydrocarbon (Aromatic low)	kadmium
CS	konc. v suš. zeminy	(mg/kg)	289,75	289,75	4,08
CF	konverzní faktor	(kg/mg)	1,0.10 ⁻⁶	1,0.10 ⁻⁶	1,0.10 ⁻⁶
SA	plocha povrchu těla	(cm ² /den)	1000	1000	1000
AF	faktor adherence kůže	(mg/cm ²)	0,13	0,13	0,13
ABS	absorpční faktor	bezrozm.	0,01	0,01	0,01
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	20	20	20
ED	trvání expozice	(roky)	1	1	1
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	365	365	365
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	1,13.10 ⁻⁷	5,29.10 ⁻⁷	1,59.10 ⁻¹⁰
RfD-ad	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	0,0571	0,14	0,001
SF-ad	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	-	-	-
HQ	index nebezpečnosti		1,53.10 ⁻⁴	2,1.10 ⁻³	2,16.10 ⁻⁵
ELCR	riziko pro karcinogeny		-	-	-

Zhodnocení výpočtů:

Výpočet rizika dermálního kontaktu byl proveden pro dělníky, provádějící výkopové a sanační práce po 20 dní v roce. Pro výpočet byly použity 3. kvartily hodnoty koncentrací kadmia v zájmové lokalitě. Pro výpočet rizik u uhlovodíků C₁₀–C₄₀ byl použit 3. kvartil koncentrací, který byl rovnoměrně rozdělen mezi aromatické a alifatické uhlovodíky. Výsledná hodnota kvocientu nebezpečnosti HQ je menší než 1, což neprokázalo nebezpečnost této expozice.

Tabulka č. 34 : Dermální kontakt se zemínou při výkopových pracích - PAU

Dermální kontakt se zemínou při výkopových pracích		Kontaminant:	benzo/a/-pyren	benzo/b/-fluorathen	pyren	fluoranthen
CS	konc. v suš. zeminy	(mg/kg)	0,61	0,81	1,64	2,08
CF	konverzní faktor	(kg/mg)	0,000001	0,000001	0,000001	0,000001
SA	plocha povrchu těla	(cm ² /den)	1000	1000	1000	1000
AF	faktor adherence kůže	(mg/cm ²)	0,13	0,13	0,13	0,13
ABS	absorpční faktor	bezrozm.	0,01	0,01	0,01	0,01
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	20	20	20	20
ED	trvání expozice	(roky)	1	1	1	1
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	365	365	365	365
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	1,58.10 ⁻⁷	1,82.10 ⁻⁷	4,81.10 ⁻⁷	1,06.10 ⁻⁸
RfD-ad	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	-	-	8,3.10 ⁻⁹	1,2.10 ⁻²
SF-ad	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	23,5	2,4	-	-
HQ	index nebezpečnosti		-	-	1,5.10⁻⁶	8,8.10⁻⁷
ELCR	riziko pro karcinogeny		1,5.10⁻⁸	9,9.10⁻⁹	-	-

Zhodnocení výpočtů:

Výpočet rizika dermálního kontaktu byl proveden pro dělníky, provádějící výkopové a sanační práce po 20 dní v roce. Pro výpočet byly použity 3. kvartily koncentrací vybraných PAU v zájmové lokalitě. Výsledná hodnota kvocientu nebezpečnosti HQ je menší než 1, což neprokázalo nebezpečnost této expozice.

A.2a Dermální kontakt s vodou

Tabulka č. 35: Dermální kontakt s vodou při hře dětí

Dermální kontakt s vodou při hře dětí		Kontaminant:	benzo/a/pyren	benzo/b/-fluorathen	fluoranthen
CW	konc. škodliviny ve vodě	(mg/l)	0,000008	0,000012	0,000054
SA	povrch kůže	cm ²	358	358	358
Kp	koef. permeability průniku kůží	cm/hod	0,7	0,7	0,7

Dermální kontakt s vodou při hře dětí		Kontaminant:	benzo/a/pyren	benzo/b/-fluorathen	fluorathen
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	210	210	210
ET	doba expozice	hod/den	1	1	1
ED	trvání expozice	(roky)	3	3	3
CF	konverzní faktor	l/cm ³	0,01	0,01	0,01
BW	hmotnost organismu	(kg)	15	15	15
AT	průměrovací doba	(dny)	1095	1095	1095
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	7,7.10 ⁻⁸	1,5.10 ⁻⁷	6,8.10 ⁻¹²
RfD-abs	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	-	-	1,2.10 ⁻²
SF-abs	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	23,5	2,4	-
HQ	index nebezpečnosti		-	-	5,6.10⁻¹⁰
ELCR	riziko pro karcinogeny		1,8.10⁻⁶	8,4.10⁻⁸	-

Určení míry rizika při dermálním kontaktu s vodou bylo provedeno pro pohyb dětí při rekreačním využití území a zemní, případně sanační práce. Pro výpočet byly použity nejvyšší zjištěné koncentrace vybraných PAU v periodické akumulaci vody PV3-1. Vypočtená hodnota ELCR u benzo/a/pyrenu signalizuje karcinogenní riziko pravděpodobnosti vzniku rakoviny u jednoho člověka z milionu, při hodnocení regionálních vlivů - obvykle nad 100 ohrožených osob. Toto riziko je ale vzhledem k počtu dětí pohybujících se na lokalitě pouze hypotetické.

A.2b Dermální kontakt s vodou

Tabulka č. 36: Dermální kontakt s vodou při výkopových pracích

Dermální kontakt s vodou při výkopových pracích		Kontaminant:	benzo/a/pyren	benzo/b/fluorathen
CW	konc. škodliviny ve vodě	(mg/l)	7,2.10 ⁻⁵	3,7.10 ⁻⁵
SA	povrch kůže	cm ²	1000	10000
Kp	koef. permeability průniku kůži	cm/hod	0,7	0,7
EF	frekvence expozice	(dny/rok)	20	20
ET	doba expozice	hod/den	8	8
ED	trvání expozice	(roky)	1	1
CF	konverzní faktor	l/cm ³	0,001	0,001
BW	hmotnost organismu	(kg)	70	70
AT	průměrovací doba	(dny)	365	365
ADD (LADD)	průměrná denní dávka	(mg/kg/den)	3,15.10 ⁻⁷	1,62.10 ⁻⁷
RfD-abs	ref. bezp. denní dávka	(mg/kg/den)	-	-
SF-abs	faktor strmosti	(1/(mg/kg/den))	7,3	0,73
HQ	index nebezpečnosti		-	-
ELCR	riziko pro karcinogeny		2,3.10⁻⁶	1,18.10⁻⁷

Určení míry rizika při dermálním kontaktu s vodou bylo provedeno pro dělníky, provádějící výkopové nebo sanační práce. Pro výpočet byly použity zjištěné koncentrace vybraných PAU ve vrtu KHG-3A, který je nejbližší komunikaci, kde byla plánovaná výstavba kanalizace. Vypočtená hodnota ELCR signalizuje pravděpodobnost vzniku rakoviny u jednoho člověka z milionu, při hodnocení regionálních vlivů - obvykle nad 100 ohrožených osob. Toto riziko je vysoce nepravděpodobné, jelikož se bude eliminovat použitím ochranných pomůcek.

B Ingesce vody při pití – jednorázové napití

Tabulka č. 37: Ingesce vody při pití, jednorázové napití vody z PV3-1

Ingesce vody při pití	benzo/a/pyren	benzo/b/fluoranthen	pyren
Cw [mg/l]	$8,0 \cdot 10^{-6}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$
IR [l/den]	1	1	1
EF [den/rok]	1	1	1
ED [rok]	1	1	1
BW [kg]	15	15	15
AT [den]	365	365	365
I nebo LADD (E) [mg/kg/den]	$1,46 \cdot 10^{-9}$	$2,19 \cdot 10^{-9}$	$6,9 \cdot 10^{-9}$
Prahové účinky			
RfD [mg/kg/den]	-	-	$3 \cdot 10^{-2}$
HQ = E/RfD	-	-	-
Karcinogenní účinky			$2,3 \cdot 10^{-7}$
SF	7,3	0,73	-
ELCR = $1 - e^{-SF \times LADD}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$	-

Pro určení míry rizika při náhodné ingestci povrchové vody z PV3-1 byl brán v ohled pohyb dětí na lokalitě. Vypočtené hodnoty nesignalizují žádné riziko.

C Ingesce vody při pití – jednorázové napití ze studně č. p. 648

Tabulka č. 38: Ingesce vody při pití, jednorázové napití vody z objektu č. p. 648

Ingesce vody při pití	pyren	benz/a/anthracen	fluoranthen
Cw [mg/l]	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$
IR [l/den]	1	1	1
EF [den/rok]	1	1	1
ED [rok]	1	1	1
BW [kg]	70	70	70
AT [den]	365	365	365
I nebo LADD (E) [mg/kg/den]	$2,3 \cdot 10^{-9}$	$1,84 \cdot 10^{-9}$	$4,7 \cdot 10^{-10}$
Prahové účinky			
RfD [mg/kg/den]	$3 \cdot 10^{-2}$	-	$4 \cdot 10^{-2}$
HQ = E/RfD	$7,9 \cdot 10^{-8}$	-	$1,17 \cdot 10^{-8}$
Karcinogenní účinky			
SF	-	$7,3 \cdot 10^{-1}$	-

Ingesce vody při pití	pyren	benz/a/anthracen	fluoranthen
ELCR = $1 - e^{-SF \times LADD}$	-	$2,52 \cdot 10^{-9}$	-

Pro výpočet náhodné ingesce vody bylo uvažováno jednorázové požití vody ze studny č. p. 648. Pro výpočet byly použity koncentrace pyrenu, benzo/a/anthracenu a fluoranthenu. Z výpočtů vyplývá, že zde nehrozí riziko při požití vody z této studně.

D Inhalace uvolněných par při zalévání

Tabulka č. 39 : Inhalace uvolněných par z podzemní vody při zalévání

Inhalace uvolněných par z podzemní vody při zalévání		Kontaminant	benzo/ghi/perylene	fenanthren
Cw	koncentrace ve vodě	mg/l	0,008	0,026
CA	vypočtená hodnota koncentrace	mg/m ³	0,0017	0,00054
IR	inhalované množství	m ³ /hod	1,4	1,4
ET	doba expozice	hod/den	0,44	0,44
EF	frekvence expozice	den/rok	200	200
ED	trvání expozice	rok	30	30
BW	hmotnost organismu	kg	70	70
AT	průměrovací doba	den	25 550	25 550
CDI	průměrná denní dávka	mg/kg/den	$3,15 \cdot 10^{-7}$	$1,12 \cdot 10^{-6}$
RfD-inh	ref. bezp. denní dávka	mg/kg/den	-	-
SF-inh	faktor strmosti	mg/kg/den	0,31	0,31
HQ	index nebezpečnosti		-	-
ELCR	riziko pro karcinogeny		$1,09 \cdot 10^{-7}$	$3,5 \cdot 10^{-7}$

Zhodnocení výpočtů:

Výpočet rizika byl proveden pro možné inhalace látek při závlaze podzemní vodou z objektu č. p. 648. Ve výpočtu koncentrace kontaminantu ve vzduchu byla uvažovaná strana čtvercové zavlažované plochy 25 m. Výsledné hodnoty ukazují, že kontaminanty benzo/ghi/perylene a fenanthren nepředstavují karcinogenní 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.

Podle výsledků testů ekotoxicity, které byly na lokalitě prováděny na vzorku ze sondy S3-11 (4,5–7,6 m), bylo zjištěno, že průměrná stimulace růstu řasy nevyhovuje požadavkům. Průměrná stimulace byla 57,8 % a požadovaná hodnota stimulace je maximálně 30 %. Test byl prováděn na řasách *Desmodesmus subspicatus* (viz. příloha č. 9.7.1).

Analýzou vzorku sedimentu odebraného z potoka (místo odběru vzorku v příloze č. 11) byla zjištěna koncentrace C₁₀–C₄₀ 2 800 mg/kg sušiny. Tato hodnota 9krát přesahuje nejvyšše

přípustnou koncentraci $C_{10}-C_{40}$ dle vyhlášky 294/2005 Sb. Potok protéká ve vzdálenosti cca 150 m SZ od lokality lokálním biokoridorem (**viz příloha č. 6**)

3.4. Shrnutí celkového rizika

V rámci hodnocení rizika bylo kvantifikováno riziko dermálního kontaktu s vodou a zeminou variantně pro kontakt dětí při hře a dělníků, kteří provádějí výkopové a sanační práce, pro náhodnou ingestci vody v PV3-1, riziko jednorázového napití se ze studně u domu č. p. 648 a pro inhalaci vodních par při zalévání zahrady.

Z výpočtů uvedených v předchozích kapitolách je zřejmé, že pravděpodobnost vzniku rakoviny u jednoho člověka z milionu, při hodnocení regionálních vlivů. Podle MP MŽP je toto riziko kvantifikováno pro více jak 100 ohrožených osob a bylo vypočteno pro dermální kontakt s vodou u výkopových prací (dermální kontakt s vodou z vrtu KHG-3A) a při dermálním kontaktu s vodou z PV3-1 dětí při hře u benzo/a/pyrenu. Toto riziko je nepravděpodobné při ohledu na počet dětí, které se na lokalitě pohybují, tudíž v současné době toto riziko nepředstavuje. Náhodná ingestce vody jak z PV3-1, tak ze studny u domu č. p. 648, ani inhalace par při zalévání nepředstavují riziko.

Analýzou vzorku sedimentu odebraného z potoka (místo odběru vzorku v **příloze č. 6**) byla zjištěna koncentrace $C_{10}-C_{40}$ 2 800 mg/kg sušiny. Tato hodnota 9krát přesahuje nejvýše přípustnou koncentraci $C_{10}-C_{40}$ dle vyhlášky 294/2005 Sb. Potok protéká ve vzdálenosti cca 150 m SZ od lokality lokálním biokoridorem.

Při výpočtu rizika inhalace látek při závlaze podzemní vodou z objektu č. p. 648 bylo zjištěno, že kontaminanty benzo/a/pyren a fenanthrenu nepředstavují karcinogenní riziko.

3.5. Omezení a nejistoty

Pro výpočty hodnocení rizik byly použity 3. kvantily (u vybraných scénářů hodnoty z vybraných vrtů a zdrojů vody) zjištěných hodnot 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_0 jsou převzaty z oficiálních databází U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). Pokud sama U.S. EPA hodnotí jejich spolehlivost (confidence) – a to pouze pro případ RfD_0 – pak spolehlivost experimentálních studií na zvířatech použitých pro výpočet ohodnocuje jako „nízkou“ nebo „střední“, spolehlivost použitých databází jako „střední“ a finální RfD_0 také jako „střední“ (U.S. EPA – IRIS 1987–1999).

Výpočet rizika dle U.S. EPA předpokládá, že průměrná denní dávka = průměrná denní potenciaální dávka je zároveň dávkou absorbovanou. Čili, že dojde ke vstřebání 100 %

požité 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 byla prokázána významná kontaminace horninového prostředí.

4.1. Doporučení cílových parametrů nápravných opatření

Cílové parametry pro realizaci nápravných opatření nejsou analýzou rizika navrženy. Doporučené varianty postupu nápravných opatření v kapitole 4.2 (varianty 1 až 3, přičemž varianta 1 je doporučena pouze jako dočasné řešení) zahrnují kromě monitoringu podzemních a povrchových vod pouze technické práce v rámci zabezpečení skládky shora proti průniku srážkových vod a vybudování podzemní těsnicí stěny proti průniku kontaminace do vod podzemních. Tyto doporučené varianty nepředpokládají vymístění skládkových materiálů, a proto nejsou navrženy cílové limity pro obsahy kontaminantů v zeminách. Doplnkové varianty 4 a 5, zahrnující částečné nebo úplné vymístění skládkových materiálů, jsou v kapitole 4.2 uvedeny pouze pro úplnost výčtu možných postupů nápravných opatření. Situace pro varianty 1, 2 a 3 je uvedena v **příloze č. 17**, pro varianty 4 a 5 dále v **příloze č. 18**.

Cílové sanační limity pro obsah kontaminantů v podzemní vodě nejsou doporučeny vzhledem ke skutečnosti, že analýza rizika neuvažuje s variantou sanace podzemní vody. Zamezení průniku srážkových vod dle varianty 2 nebo v případě realizace varianty 3 i zamezení migrace kontaminantů z tělesa skládky do podzemních vod (která nebyla ve významnější míře dosud jednoznačně prokázána) bude mít zásadní vliv na časový pokles koncentrací kontaminantů v podzemní a povrchové vodě.

Pro variantu č. 3 byla na základě matematického modelu kvantifikována bilance podzemní vody v oblasti plánovaného umístění monitorovacích vrtů KHG-7 a KHG-8. Byla zvolena oblast o rozloze 1000 m² (20 x 50 m), mocnost modelové vrstvy byla stanovena na 8 m, přičemž sloupec zvodnělé vrstvy byl v modelu uvažován na úrovni 6,7–7,2 m. Bilance byla provedena pro současný stav a dále pro stav budoucí, tj. s uvažovaným vlivem nepropustné vertikální bariéry a zakrytí skládky kalů. Zatímco bilance za současného stavu vychází pro danou oblast na úrovni 1,2 m³/den, po implementaci nepropustné bariéry se bilance vody sníží o cca 33 % na úroveň 0,80 m³/den a hladina podzemní vody se v důsledku poklesu přísunu zásob sníží o cca 1–1,2 m v oblasti plánovaných vrtů. Snížením celkového objemu a průtoku podzemní vody v bezprostřední blízkosti severozápadní hrany plánovaného průběhu nepropustné bariéry dojde ke zpomalení přirozeného odtoku kontaminace. Lze však předpokládat, že trend vývoje kontaminace v podzemní vodě monitorovacích objektů KHG-7 a KHG-8 bude vykazovat klesající trend. Vývoj koncentrace předmětných složek doporučujeme sledovat kvartálně a výsledky monitoringu podrobit analýze časové řady pro určení trendu a sezónní složky. Řádové snížení koncentrací látek skupiny C₁₀–C₄₀ a PAU lze očekávat v řádu desítek let, spíše než v řádu let.

Navrhovaným cílovým parametrem pro doporučenou variantu č. 3 je tedy samotná realizace uzavření (enkapsulace) skládky kalů a dále sledování a vyhodnocení trendu vývoje koncentrace prioritních kontaminantů v podzemní a povrchové vodě v rámci monitoringu.

4.2. Doporučení postupu nápravných opatření

Vzhledem ke zjištěným koncentracím sledovaných kontaminantů v nesaturované a saturované zóně horninového prostředí, k místním přírodním poměrům a k možným způsobům budoucího využití území byl návrh nápravných opatření zpracován v následujících variantách.

Nulová varianta (tedy neprovádění nápravných opatření ani pravidelného monitoringu) není vzhledem k charakteru lokality posuzována a nepovažujeme ji za vhodnou vzhledem k prokázané (i když relativně nízké) migraci kontaminace z prostoru skládky.

VARIANTA 1 – Monitoring

(Dobudování monitorovacího systému a pravidelný monitoring kvality podzemních a povrchových vod)

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě nebudou prováděny sanační ani rekultivační práce ale pouze pravidelný monitoring kontaminace v podzemních a povrchových vodách. Tato varianta tedy předpokládá ponechání lokality v současném stavu se stávajícím využitím (kynologické cvičiště). Podmínkou pro realizaci této varianty je neprovádění jakýchkoliv zásahů v prostoru skládky, které by mohly mít za následek narušení tělesa skládky nebo její současné krycí vrstvy s následným zvýšeným průnikem srážkových vod povrchem skládky.

Bez provádění pravidelného monitoringu kvality podzemních vod není možno jednoznačně vyloučit průnik kontaminace do podzemní vody a její další migraci ve směru proudění (je již částečně potvrzeno předloženou analýzou rizik). Zároveň při provedení pouze krátkodobého ověřovacího monitoringu nebude bez následného pravidelného monitoringu možno včas zachytit případnou zvýšenou migraci kontaminace z prostoru skládky při změně současných relativně ustálených podmínek.

Aby měl prováděný monitoring dostatečnou vypovídací schopnost, bylo by nutné doplnit monitorovací systém o 2 monitorovací vrty KHG-7 a KHG-8 ve směru odtoku podzemních vod ze skládky. Nutným předpokladem by byl dále plošný zákaz budování a využívání vodních zdrojů v prostoru plánované výstavby, částečné omezení jakýchkoliv zemních prací v blízkosti hranice skládky (z tohoto důvodu považujeme za rizikovou i plánovanou výstavbu kanalizace při silnici u západní hrany skládky, která by za předpokladu jejího hloubkového dosahu v blízkosti úrovně hladiny podzemní vody mohla při případné zvýšené migraci kontaminace z tělesa skládky tvořit preferenční cestu migrace kontaminace podzemní vodou směrem k obytné zástavbě).

Nedílnou součástí této varianty by dále bylo zabezpečení akumulace srážkové vody procházející částečně tělesem skládky při jejím severním čele (na mapě označeno jako PV3-1) proti vstupu osob a zvířat.

Popis nápravných opatření:

- Dobudování monitorovacího systému kvality podzemních vod na odtoku ze skládky (předpoklad 2 vrty, hloubky 8 m), odběry a analýzy vzorků zemin

Město Kopřivnice

91

Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici

Lokalita 3 – Skládka kalů

Analýza rizik

na níže uvedené kontaminanty.

- Monitoring kvality podzemní a povrchové vody v rozsahu uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX, těžké kovy (Cd, Pb, Cr, Cr⁶⁺, Cu, As, Ni), předpokládaná četnost 4x ročně, celkem 10 objektů v jednom cyklu (6x stávající vrty řady KHG, 2x nově vybudovaný vrt, studna u č. p. 648, povrchová vody PV3-1)

Výhody varianty 1 - Monitoring

- Při srovnání s ostatními variantami je ekonomicky méně nákladná

Nevýhody varianty 1 - Monitoring

- Nelze ji v podstatě považovat za provedení nápravného opatření, pouze umožní krátkodobě sledovat a ověřit míru migrace kontaminace z prostoru skládky
- Domovní studna u č. p. 648 je v současné době využívána jako zdroj pitné vody, při neprovedení nápravných opatření nebude eliminováno riziko ohrožení kvality pitné vody z tohoto objektu
- Neřeší omezení využívání podzemních vod a pozemků v okolí skládky plynoucí z existence ekologické zátěže

Odhad nákladů na realizaci varianty

Náklady na realizaci této varianty lze odhadnout v rámci dobudování monitorovacího systému na cca 40–50 000 Kč bez DPH.

Roční náklady monitoringu ve výše uvedeném rozsahu představují náklady cca 150–**200 000 Kč bez DPH**. Tyto náklady zahrnují monitoring ve výše uvedeném rozsahu (10 objektů 4x ročně) včetně vyhodnocení. Předpokládáme, že po 2 letech by byl rozsah a četnost monitoringu byla přehodnocena.

Z výše uvedených důvodů tuto variantu doporučujeme pouze jako přechodnou do doby zahájení jedné z variant nápravných opatření. Pokud by tato varianta byla zvolena jako trvalé řešení, pravděpodobně by vyvstala nutnost vybudování vodovodních přípojek k č. p. 648 a okolním objektům, což by zásadně zvýšilo náklady na realizaci této varianty. Dále by bylo nutno zakázat odběr podzemních vod v okolí skládky k pitným i užitkovým účelům a omezit v tomto prostoru i zemní práce. Jako konečnou variantu realizace nápravných opatření ji proto nedoporučujeme.

VARIANTA 2 – Technické zabezpečení skládky shora s následnou rekultivací

Tato varianta předpokládá technické zabezpečení skládky shora s následnou rekultivací. Při realizaci této varianty by bylo vhodné principiálně vycházet z platné ČSN 83 8030: Skládkování odpadů - Uzavírání a rekultivace skládek (i když tato norma je určena pro uzavírání a rekultivaci tělesa skládek, jejichž technické provedení odpovídá ČSN 83 8030

Skládkování odpadů - Základní podmínky pro navrhování a výstavbu, které posuzovaná lokalita neodpovídá).

Za nedílnou součást této varianty považujeme také doplnění monitorovacího systému kvality podzemních vod a monitoring v rozsahu varianty 1.

Popis nápravných opatření:

- Dobudování monitorovacího systému kvality podzemních vod na odtoku ze skládky (předpoklad 2 vrty, hloubky 8 m), odběry a analýzy vzorků zemin na níže uvedené kontaminanty.
- Monitoring kvality podzemní a povrchové vody v rozsahu uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX, těžké kovy (Cd, Pb, Cr, Cr⁶⁺, Cu, As, Ni), celkem 10 objektů v jednom cyklu (6x stávající vrty řady KHG, 2x nově vybudovaný vrt, studna u č. p. 648, povrchová vody PV3-1), četnost a časové provedení odběrů by bylo nutno přizpůsobit harmonogramu provádění zabezpečovacích a rekultivačních prací (lze doporučit minimálně 2 odběrové cykly před zahájením technických prací, několik cyklů po dobu provádění zemních prací a následně nejméně 4 cykly monitoringu po dokončení rekultivace, pro případné pozdější využití nebo kontrolu považujeme za vhodné monitorovací systém zachovat i po ukončení monitoringu).
- Zpracování projektové dokumentace a získání příslušných povolení dle platné legislativy.
- Do rekultivačních prací zahrnout i oblast akumulace srážkové vody procházející částečně tělesem skládky při jejím severním čele (na mapě označeno jako PV3-1).
- Provést vyrovnaní terénu, položení jednotlivých uzavíracích vrstev skládky včetně těsnící a odvodňovací vrstvy a provést konečnou rekultivaci upraveného povrchu skládky ozeleněním travním porostem a mělce kořenícími dřevinami, plochu nadále využít v souladu s územním plánem jako plochu veřejné zeleně

Výhody varianty 2 – Technické zabezpečení a rekultivace

- Při srovnání s variantami 4 a 5 představuje řádově nižší náklady.
- Při správném provedení minimalizuje průnik srážkových vod do skládkového tělesa a znemožní přestup kontaminace do akumulace srážkové vody při severní hranici skládky.

Nevýhody varianty 2 - Technické zabezpečení a rekultivace

- Neřeší riziko existence vlastního tělesa skládky s výraznou kontaminací v urbanizovaném prostoru a omezuje využití okolních pozemků a vlastního prostoru skládky.
- Může případně docházet k migraci kontaminace podzemními vodami.

Odhad nákladů na realizaci varianty

Náklady na realizaci této varianty lze odhadnout na **15–20 000 000 Kč bez DPH** v závislosti na rozsahu terénních úprav.

Odhad zahrnuje dobudování monitorovacího systému a provedení monitoringu podzemních a povrchových vod, technické zabezpečení skládky s následnou rekultivací.

Z výše uvedených důvodů tuto variantu považujeme za vhodnou jako minimální doporučený rozsah nápravných opatření.

VARIANTA 3 – Kompletní technické zabezpečení skládky (enkapsulace ohniska znečištění) s následnou rekultivací

Tato varianta předpokládá kompletní technické zabezpečení skládky (formou enkapsulace ohniska znečištění) s následnou rekultivací. Obdobně jako u varianty č. 2 by při realizaci této varianty bylo vhodné při vytváření a realizaci těsnícího souvrství při zákrytu skládky shora principiálně vycházet z platné ČSN 83 8030: Skládování odpadů - Uzavírání a rekultivace skládek (i když tato norma je určena pro uzavírání a rekultivaci tělesa skládek, jejichž technické provedení odpovídá ČSN 83 8030 Skládování odpadů - Základní podmínky pro navrhování a výstavbu, které posuzovaná lokalita neodpovídá).

Enkapsulace skládky znamená trvalé uzavření ložiska znečištění vybudováním nepropustné clony kolem znečištěné zóny. Vertikální bariéra by byla vytvořena z těsnících podzemních stěn vetknutých do nepropustného podloží pod znečištěnou zónou a doplněna vrchním nepropustným zakrytím celého prostoru skládky.

Za nedílnou součást této varianty považujeme také doplnění monitorovacího systému kvality podzemních vod a monitoring v rozsahu varianty 1.

Popis nápravných opatření:

- Dobudování monitorovacího systému kvality podzemních vod na odtoku ze skládky (předpoklad 2 vrty, hloubky 8 m), odběry a analýzy vzorků zemin na níže uvedené kontaminanty.
- Monitoring kvality podzemní a povrchové vody v rozsahu uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX, těžké kovy (Cd, Pb, Cr, Cr⁶⁺, Cu, As, Ni), celkem 10 objektů v jednom cyklu (6x stávající vrty řady KHG, 2x nově vybudovaný vrt, studna u č. p. 648, povrchová vody PV3-1), četnost a časové provedení odběrů by bylo nutno přizpůsobit harmonogramu provádění zabezpečovacích a rekultivačních prací (lze doporučit minimálně 2 odběrové cykly před zahájením technických prací, několik cyklů po dobu provádění zemních prací a následně nejméně 4 cykly monitoringu po dokončení technických prací, pro případné pozdější využití nebo kontrolu považujeme za vhodné monitorovací systém zachovat i po ukončení monitoringu).
- Zpracování projektové dokumentace a získání příslušných povolení dle platné legislativy.
- Kompletní vytyčení inženýrských sítí v zájmovém prostoru, provedení HTÚ (hrubých terénních úprav) pro pracovní plochy v minimální šíři 15 m, dočasný

zábor plochy pro zařízení staveniště o rozloze min. 200 m², zařízení připojovacích míst pro zdroj vody a elektrické energie a pod.

- Provést realizaci těsnících podzemních stěn (dále jen PTS) – těžba rýhy pro podzemní stěny speciálním drapákem, uložení těsnící a pažící samotuhnoucí směsi a zřízení plomby z prostého betonu v hlavě PTS. Předpokládaná šířka těsnící stěny je cca 0,6 m s maximální propustností v řádu $k = 1.10^{-9}$ m/s. Délka těsnící stěny byla vypočtena na 400 m, její průměrná hloubka by se pohybovala okolo 11 m pod úroveň terénu.
- Provést vyrovnaní terénu, položení jednotlivých uzavíracích vrstev skládky včetně těsnící a odvodňovací vrstvy a provést konečnou rekultivaci upraveného povrchu skládky ozeleněním travním porostem a mělce kořenicími dřevinami, plochu nadále využít v souladu s územním plánem jako plochu veřejné zeleně

Výhody varianty 3 – Kompletní technické zabezpečení (enkapsulace) a rekultivace

- Při srovnání s variantami 4 a 5 představuje významně nižší náklady.
- Oproti variantě č. 2 navíc znemožňuje další migraci kontaminace z prostou skládkového tělesa podzemními vodami.
- Znemožňuje průnik srážkových vod do skládkového tělesa a průnik kontaminace podzemní vodou mimo prostor vlastní skládky.
- Po vymizení reziduální kontaminace v podzemních vodách by realizace této varianty pravděpodobně umožnila využití podzemních vod z okolí skládky k užitkovým účelům (zálivka a pod.).

Nevýhody varianty 3 – Kompletní technické zabezpečení (enkapsulace) a rekultivace

- Náklady na realizaci této varianty jsou cca 2–3x vyšší než u varianty č. 2.
- Omezuje využití vlastního prostou skládky, nicméně vzhledem k plánovanému využití tohoto prostoru jako plochy veřejné zeleně jde o zanedbatelnou nevýhodu.

Odhad nákladů na realizaci varianty

Náklady na realizaci této varianty lze odhadnout na **45–60 000 000 Kč bez DPH** v závislosti na rozsahu terénních úprav.

Tento odhad zahrnuje dobudování monitorovacího systému a provedení monitoringu podzemních a povrchových vod, kompletní technické zabezpečení skládky formou její enkapsulace s následnou rekultivací povrchových partií.

Tato varianta by byla jednoznačně nejvhodnější k eliminaci veškerých v současnosti prokázaných rizikových faktorů plynoucích z existence ekologické zátěže lokality i k eliminaci případných dosud jednoznačně neprokázaných nebo potenciálních rizik plynoucích z migrace kontaminace podzemními vodami. Z tohoto důvodu ji považujeme pro danou lokalitu na základě současných zjištění za nejvhodnější variantu.

VARIANTA 4 – Částečné vymístění neutralizačních kalů s následným technickým zabezpečením skládky shora a rekultivací

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě budou provedeny sanační práce vymístěním nejvíce kontaminované části skládky (její západní a severozápadní část s mocností skládky vyšší než 2 m kde jsou uloženy neutralizační kaly – v dřívějším textu označená jako deprese s kaly) s následným technickým zabezpečením skládky a rekultivací. Tato varianta dále zahrnuje veškeré ostatní práce jako v případě varianty 2.

Celkový objem skládky činí 24 500 m³, její hloubkový dosah se pohybuje v rozmezí 0–6,5 m. Pokud uvažujeme plochu skládky, kde je její mocnost minimálně 2 m (tedy její báze se již blíží hladině podzemní vody a není zde dostatečná mocnost izolátoru proti průniku kontaminace do podzemní vody), objem skládkového materiálu odpovídá cca 18 700 m³. Tento objem skládkového materiálu lze rozdělit na svrchní vrstvu cca do hloubky 2 m pod úroveň současného terénu (tuto vrstvu lze považovat za méně znečištěnou a předpokládá se její zpětné uložení do výkopu po provedení zatěsnění báze odtěžené části skládky), její objem odpovídá ca 9 100 m³. Po odečtení objemů svrchní vrstvy od kubatury skládky s mocností vyšší než 2 m vychází odhadované množství uložených kalů na 9 600 m³, což při uvažované hustotě okolo 2 000 kg/m³ odpovídá množství odpadů cca 20 000 t.

Popis nápravných opatření:

- Zpracování projektové dokumentace.
- Dobudování monitorovacího systému kvality podzemních vod na odtoku ze skládky (předpoklad 2 vrty, hloubky 8 m), odběry a analýzy vzorků zemin na níže uvedené kontaminanty.
- Monitoring kvality podzemní a povrchové vody v rozsahu uhlovodíky C₁₀–C₄₀, PAU, BTEX, těžké kovy (Cd, Pb, Cr, Cr⁶⁺, Cu, As, Ni), celkem 10 objektů v jednom cyklu (6x stávající vrty řady KHG, 2x nově vybudovaný vrt, studna u domu č. p. 648, povrchová vody PV3-1), četnost a časové provedení odběrů by bylo nutno přizpůsobit harmonogramu provádění odtěžení a následných rekultivačních prací (lze doporučit minimálně 2 odběrové cykly před zahájením technických prací, několik cyklů po dobu provádění zemních prací a následně nejméně 4 cykly monitoringu po dokončení rekultivace, pro případné pozdější využití nebo kontrolu považujeme za vhodné monitorovací systém zachovat i po ukončení monitoringu).
- Zpracování projektové dokumentace a získání příslušných povolení dle platné legislativy.
- Provedení odtěžení deprese s kaly, odstranění odpadů (předpokládané množství 20 000 t), zatěsnění báze skládky proti průniku podzemních vod (pro snížení množství vzniklých odpadů horní méně znečištěnou etáž použít ke zpětnému zásypu výkopu) a následný zásyp výkopu. V rámci provádění výkopových prací je třeba počítat s možností omezeného sanačního čerpání z výkopu, případně odvozu dekontaminovaných vod na odstranění ex-situ.
- Provést vyrovnaní terénu, položení jednotlivých uzavíracích vrstev skládky včetně těsnicí a odvodňovací vrstvy a provést konečnou rekultivaci upraveného povrchu

skládky ozeleněním travním porostem a mělce kořenicími dřevinami, plochu nadále využít v souladu s územním plánem jako plochu veřejné zeleně.

- Do rekultivačních prací zahrnout i oblast akumulace srážkové vody procházející částečně tělesem skládky při jejím severním čele (na mapě označeno jako PV3-1).

Sanační práce by musely být prováděny takovým způsobem, aby nemohlo dojít ke zvýšené dotaci kontaminantů a vzniku sekundárních ohnisek a havarijních stavů a tak případnému ohrožení zdraví lidí nebo poškození životního prostředí.

Výhody varianty 4 – Částečná odtěžba

- Při srovnání s variantou 5 představuje nižší náklady
- Zamezí průniku srážkových vod do skládkového tělesa a znemožní přestup kontaminace do akumulace srážkové vody při severní hranici skládky
- Zamezí další migraci kontaminace do podzemních vod
- Tato varianta by umožnila využití podzemních vod z okolí skládky k užitkovým účelům (zálivka apod.).

Nevýhody varianty 4 – Částečná odtěžba

- Oproti variantě 5 část méně kontaminovaných odpadů nadále zůstane v prostoru skládky.
- Ve srovnání s variantou č. 3 se vyznačuje výrazně vyšší technologickou náročností jejího provedení s dalšími průvodními negativními efekty (nutnost přepravy výrazně kontaminovaných odpadů, jejich nutné odstranění, nutnost odstranění významně kontaminovaných vod z vlastního prostoru skládky apod.) a také vyšší ekonomickou náročností.

Odhad nákladů na realizaci varianty

Náklady na realizaci této varianty lze odhadnout na **60–120 000 000 Kč bez DPH** zejména v závislosti na způsobu odstranění odpadů.

Odhad zahrnuje dobudování monitorovacího systému a provádění monitoringu kvality podzemních a povrchových vod, odtěžbu a odstranění vzniklých odpadů (při kalkulaci byla uvažována cena za odstranění odpadů v rozmezí 2 000–4 000 Kč/t), zásyp výkopu, průběžný sanační monitoring a technické zabezpečení skládky s následnou rekultivací.

Tuto variantu by bylo možno doporučit jako vhodnou pro zamezení všech významných rizik plynoucích z existence ekologické zátěže na lokalitě, nicméně stejného efektu lze dosáhnout realizací varianty č. 3 a to pravděpodobně s výrazně s nižšími náklady. Tuto variantu tedy z ekonomických důvodů nedoporučujeme.

VARIANTA 5 – Kompletní odstranění skládky s následnou rekultivací

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě budou provedeny sanační práce kompletním vymístěním skládkového materiálu s následnou rekultivací. Tato varianta dále zahrnuje veškeré ostatní práce jako v případě varianty 4 s výjimkou technického zabezpečení skládky.

Tato varianta by zaručila kompletní odstranění ekologické zátěže lokality a zbytková reziduální kontaminace by již nepředstavovala ani potenciální riziko ohrožení zdraví a složek ŽP. Tato varianta by umožnila využívat podzemní vodu ve směru proudění od skládky k užitkovým a po vymizení reziduální kontaminace pravděpodobně i pitným účelům.

Celkový objem skládky činí 24 500 m³, její hloubkový dosah se pohybuje v rozmezí 0–6,5 m. Celkové množství odpadů by v případě realizace této varianty až 50 000 t (toto množství by bylo možné cca o 10–20 % snížit prováděním selektivní odtěžby). Při uvažované průměrné ceně za odstranění odpadů okolo 3 000 Kč/t by se celkové náklady na realizaci této varianty blížili částce minimálně **150–180 000 000 Kč**, což vzhledem k charakteru lokality a popsaným rizikům nepovažujeme za odpovídající. Proto tato varianta není dále diskutována.

Tuto variantu nedoporučujeme ohledem na její extrémní finanční náročnost.

5. Závěr

Skládka kalů je stará ekologická zátěž, která se nachází v extravilánu Kopřivnice v těsné blízkosti severozápadního okraje města při silnici směrem do Závašic. Na skládku byly v 60–70. letech 20. století vyváženy neutralizační kaly spolu s dalšími, převážně průmyslovými odpady. Rozloha skládky je 10 650 m² a její obvod činí 460 m. Hloubkový dosah navážky dosahuje až 6,5 m, celková kubatura odpadů byla stanovena na 24 500 m³ a kubatura neutralizačních kalů činí 9 600 m³. V současné době je lokalita vedena jako zeleň na veřejných prostranstvích.

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 prováděcího projektu a 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 17 vrtů, z čehož 4 tvoří hydrogeologické vrty řady KHG a bylo realizováno celkem 13 nevystrojených sond. Celková metráž vrtných prací dosáhla 79 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 30 vzorků zeminy, 11 dynamických vzorků podzemní vody, 5 statických vzorků podzemní vody a 1 vzorek vody povrchové.

Z laboratorních výsledků analýzy zeminy byla potvrzena kontaminace ropnými uhlovodíky skupiny C₁₀–C₄₀ a dále v ukazatelích polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a některých těžkých kovů.

Ropné uhlovodíky C₁₀–C₄₀ v depresi s kaly dosahují hodnot až přes 30 000 mg/kg sušiny, aritmetický průměr koncentrací ze všech objektů činí 3 438 mg/kg a medián 158 mg/kg. Celkem 75 % analyzovaných vzorků nepřesahuje hodnotu 579 mg/kg, což je hodnota pro 3. kvartil datového souboru.

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 392 mg/kg sušiny, aritmetický průměr 19,2 mg/kg, medián 2,1 mg/kg a 75 % vzorků vykazuje koncentraci pod 8,8 mg/kg (3. kvartil).

Ze skupiny těžkých kovů jsou na lokalitě zvýšené obsahy kadmia, chromu a mědi v zemině. Kadmium přitom dosahuje v maximálních hodnotách nad 500 mg/kg v sušině. Zatímco aritmetický průměr pro kadmium činí 39,6 mg/kg, medián je 0,4 mg/kg a 75 % hodnot spadá pod úroveň koncentrace 4,1 mg/kg. V případě koncentrací chromu v zemině byla stanovena maximální koncentrace v zemině na 5 390 mg/kg sušiny, zatímco aritmetický průměr tvoří 406,5 mg/kg, medián 13,6 mg/kg a 75 % hodnot spadá pod 64,0 mg/kg.

V podzemní vodě byly stanoveny zvýšené koncentrace ropných uhlovodíků skupiny C₁₀–C₄₀ v depresi s kaly, kde hodnoty statických vzorků dosahují až k 6 000 mg/l. Dále byly

detekovány vyšší koncentrace PAU, a to složek benzo/a/pyren, benzo/b/fluoranthen, benzo/ghi/perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren a chrysen. Maximální koncentrace Σ PAU, jak je definována ve vyhlášce 252/2004 Sb., byly určeny na úrovni 3,3 $\mu\text{g/l}$, přičemž aritmetický průměr pro soubor dat činí 0,4 $\mu\text{g/l}$, medián 0,1 $\mu\text{g/l}$ a 75 % vzorků spadá v daném parametru rovněž pod hodnotu 0,1 $\mu\text{g/l}$.

Šíření kontaminace ze skládky kalů bylo průzkumnými pracemi potvrzeno směrem k SZ a SSZ od lokality. Z analýzy proudového pole podzemní vody na lokalitě byly určeny dvě možné transportní cesty.

První, a zřejmě nejvýznamnější, je transport kontaminantů v podzemní vodě přes hranu skládky severozápadním směrem na území jezdeckého areálu a dále drenáž těchto vod do bezejmenné vodoteče. V tomto případě se jedná převážně o transport kontaminace ropných uhlovodíků, jejichž rychlost postupu byla modelovým řešením potvrzena na úrovni 3,0 m za rok.

Druhým schématem transportu kontaminantů je proplachování skládkových materiálů povrchovou vodou na severu a severovýchodě lokality a jejich stok do akumulace severně od samotného tělesa skládky. Tato povrchová voda může dlouhodobě dotovat kolektor severně od lokality, čemuž odpovídají i hodnoty ve vrtech po směru proudění. Mezi ověřené komponenty kontaminujících složek patří polycyklické aromatické uhlovodíky.

Z výpočtů uvedených v předchozích kapitolách je zřejmé, že pravděpodobnost vzniku rakoviny u jednoho člověka z milionu, při hodnocení regionálních vlivů. Podle MP MŽP je toto riziko kvantifikováno pro více jak 100 ohrožených osob a bylo vypočteno pro dermální kontakt s vodou u výkopových prací (kontakt s podzemní vodou z vrtu KHG-3A) a pro dermální kontakt s povrchovou vodou z PV3-1 u dětí při hře u benzo/a/pyrenu. Toto riziko je nepravděpodobné při ohledu na počet dětí, které se na lokalitě pohybují, tudíž v současné době toto riziko nepředstavuje. Náhodná ingesce vody jak z PV3-1, tak ze studny u domu č. p. 648, ani inhalace par při zalévání nepředstavují riziko.

Z hodnocení rizik vyplývá, že dermální kontakt se zeminou, dermální kontakt s vodou, ingesce vody ani inhalace par při zalévání nepředstavuje zdravotní riziko pro obyvatelstvo.

Vzhledem k nedoporučení navrhovaných variant 4 a 5 nejsou v této práci určeny cílové sanační limity pro dané případné vymístění skládkových materiálů.

Na základě vyhodnocení dosud známých údajů o ekologické zátěži předmětné lokality bylo posuzováno celkem 5 principiálně možných variant nápravných opatření.

Varianta 1 – Monitoring

(Dobudování monitorovacího systému a pravidelný monitoring kvality podzemních a povrchových vod)

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě nebudou prováděny sanační ani rekultivační práce ale pouze pravidelný monitoring kontaminace v podzemních a povrchových vodách. Zahrnuje doplnění monitorovacího systému o 2 další hydrogeologické vrty KHG-7 a KHG-8 na odtokovém směru a pravidelný monitoring podzemních a povrchových vod. Tato varianta byla doporučena pouze jako přechodné řešení před zahájením vlastních nápravných opatření.

Odhadované náklady pro 2 monitorovací objekty:

Dobudování monitorovacího systému	cca 40–50 000 Kč bez DPH
Roční náklady monitoringu	cca 150–200 000 Kč bez DPH

Varianta 2 – Technické zabezpečení skládky shora s následnou rekultivací

Tato varianta v sobě zahrnuje dobudování monitorovacího systému a monitoring v rozsahu varianty 1 a dále předpokládá technické zabezpečení skládky shora proti průniku srážkových vod s následnou rekultivací. Zahrnuje, vyrovnání terénu, položení jednotlivých uzavíracích vrstev skládky včetně těsnicí a odvodňovací vrstvy a provedení konečné rekultivaci upraveného povrchu. Tato varianta byla doporučena jako minimální možný rozsah nápravných opatření.

Odhadované náklady:

15–20 000 000 Kč bez DPH

Varianta 3 – Kompletní technické zabezpečení skládky (enkapsulace ohniska znečištění) s následnou rekultivací

Tato varianta předpokládá kompletní technické zabezpečení skládky (formou enkapsulace ohniska znečištění) s následnou rekultivací. Zahrnuje doplnění monitorovacího systému a pravidelný monitoring, vybudování podzemní těsnicí stěny o předpokládané šířce 0,6 m do předpokládané průměrné hloubky 11 m s koeficientem filtrace v řádu 10^{-9} m/s, vyrovnání terénu, položení jednotlivých uzavíracích vrstev skládky včetně těsnicí a odvodňovací vrstvy a provedení konečné rekultivace upraveného povrchu. Tato varianta byla doporučena na základě současných zjištění jako nejvhodnější k eliminaci veškerých v současnosti prokázaných rizikových faktorů plynoucích z existence ekologické zátěže lokality i k eliminaci případných dosud jednoznačně neprokázaných nebo potenciálních rizik plynoucích z migrace kontaminace podzemními vodami.

Odhadované náklady:

45–60 000 000 Kč bez DPH

Varianta 4 – Částečná odtěžba neutralizačních kalů s následným technickým zabezpečením skládky shora a rekultivací

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě budou provedeny sanační práce vymístěním nejvíce kontaminované části skládky (její západní a severozápadní část s mocností skládky vyšší než 2 m kde jsou uloženy neutralizační kaly – v dřívějším textu označená jako deprese s kaly) s následným technickým zabezpečením skládky a rekultivací. Tato varianta dále zahrnuje veškeré ostatní práce jako v případě varianty 2.

Realizace této varianty nebyla doporučena z ekonomických důvodů, jelikož obdobného výsledného efektu při její realizaci lze dosáhnout realizací varianty č. 3 s výrazně nižšími náklady.

Odhadované náklady:

60–120 000 000 Kč bez DPH

Varianta 5 – Kompletní odstranění skládky s následnou rekultivací

Tato varianta předpokládá, že na lokalitě budou provedeny sanační práce kompletním vymístěním skládkového materiálu s následnou rekultivací a dále zahrnuje veškeré ostatní práce jako v případě varianty 4 s výjimkou technického zabezpečení skládky. Nicméně tato varianta nebyla doporučena s ohledem na její extrémní finanční náročnost.

Odhadované náklady:

minimálně 150–180 000 000 Kč bez DPH

Před konečným výběrem nejvhodnější varianty k realizaci považujeme za nezbytné zpracovat studii proveditelnosti, která bude zpracována v souladu s Metodickým pokynem MŽP – Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit. Na základě výsledků této studie následně zpracovat projektovou dokumentaci nápravných opatření.

Do doby realizace vybrané varianty nápravných opatření považujeme za nezbytné provádět pravidelný monitoring kvality podzemních vod ze studny u č. p. 648 a v případě opakovaného překročení limitních hodnot pro pitnou vodu vyřešit náhradní zásobování tohoto objektu (nejlépe vybudováním vodovodní přípojky).

Navrhovaná trasa kanalizace v úseku mezi současným kynologickým cvičišťem (Lokalita č. 3 – Skládka kalů) a jezdeckým areálem (Lokalita č. 2), není akceptovatelná a její realizaci jednoznačně nedoporučujeme. Pro objednatele prací bylo v tomto duchu zpracováno stanovisko, ve kterém bylo navrženo odklonit trasu kanalizace východním směrem okolo skládky kalů nebo severozápadním směrem okolo jezdeckého areálu. S ohledem na projektovou dokumentaci bylo konstatováno, že při jejím uložení v komunikaci na úrovni 2,2–2,4 m pod úroveň současného terénu by kanalizace byla pod úroveň hladiny podzemní vody. Technické práce v komunikaci (ve výkopech) a samotná konstrukce lože a obsypu pro kanalizaci by vytvořili výrazně propustnější prostředí pro odtok podzemní vody. V případě vybudování trasy kanalizace v původním úseku by realizací kanalizace pod přítokem podzemní vody ze skládky kalů byla vytvořena preferenční cesta pro transport kontaminantů podél její trasy směrem k SSV k ul. Obránců míru.

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. PĚTVALSKÝ, R. (2003): Kopřivnice – skládka kalů, analýza rizika. – AQ-test, s.r.o., Ostrava.
4. 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
5. 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.vuv.cz>
6. VLČEK, V. (1971): Příspěvek k regionalizaci povrchových vod v ČSR. In Studia geographica 22. Brno : GgÚ ČSAV, 1971. s. 121-137.
7. KUBIZŇÁK, P., DOBIÁŠ, V. (2010): Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici. Lokalita č. 3 – Skládka kalů. Prováděcí projektová dokumentace. Vodní zdroje Ekomonitor, spol. s r.o., Chrudim.
8. AGRO-EKO (1992): Závěrečná zpráva o variantním řešení možného využití lokality skládky neutralizačních kalů. – AGRO-EKO, Ostrava.
9. LINDTNER, J. (2004): Kopřivnice-Skládka kalů, Analýza rizik, Oponentní posudek – Dekont Czech a.s., Brno
10. PĚTVALSKÝ, R. (2004): Kopřivnice – skládka kalů, Analýza rizika, Stanovisko zpracovatele k oponentnímu posudku – AQ-test, s.r.o., Ostrava.
11. NEDBAL, R., KÖHLER, D., (2008): Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici, Projektová dokumentace, Souhrnná zpráva. – Unigeo, a.s., 1–11. Ostrava.
12. NEDBAL, R., KÖHLER, D., (2008): Lokalizace a charakteristika starých ekologických zátěží v Kopřivnici. Projektová dokumentace. Lokalita 3 – Skládka kalů, UNIGEO a.s., Ostrava
13. CHLUPÁČ, I., BRZOBOHATÝ, R., KOVANDA, J., STRÁNÍK, Z. (2002): Geologická minulost České republiky. - Academia, 143–150. Praha
14. 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>
15. 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>
16. STAVY A PRŮTOKY VODNÍCH TOCÍCH [ONLINE]. OSTRAVA: Povodí Odry, s.p., 2010 [cit. 2010-06-24]. Dostupný na <http://www.pod.cz>
17. Portál veřejné zprávy České republiky [online]. Praha: Ministerstvo vnitra ČR, 2003-2010 Dostupný na <http://portal.gov.cz>
18. SCHINDLER, D.W. (1987): DETECTING ECOSYSTEM RESPONSES TO ANTHROPOGENIC STRESS. IN CAN. J. FISH AQUAT. SCI. 44(SUPPL.1):6–25
19. KANTOR, A., STRÁNSKÝ, R. (2003): KOPŘIVNICE – PRŮZKUM SKLÁDKY TKO. – AZ GEO S.R.O.