

**Průzkum a sanace
kontaminovaných
lokalit**



Kralice na Hané

Průzkum znečištění a analýza rizik lokality

Závěrečná zpráva

září 2020

ISO 9001
ISO 14001
ISO 45001



Identifikační
a kontaktní
údaje
zhotovitele:

DEKONTA a.s., [redacted]
[redacted]
[redacted]
[redacted] ační a ekologické projekty
[redacted]
[redacted]

Objednatel

Městys Kralice na Hané

Masarykovo nám. 41

798 12 Kralice na Hané

IČO: 00288390

DIČ: CZ00288390

Kontaktní
osoba:

[redacted], starostka

Typ zprávy:

Závěrečná zpráva

Číslo zakázky:

120 112

Zakázka:

Kralice na Hané - AR

Odpovědný řešitel:

[redacted]
samostatný řešitel, oprávnění MŽP projektovat, provádět a vyhodnocovat geologické práce v oboru
sanační geologie č.1984/2005 a hydrogeologie č. 2320/2016, v inženýrské geologii č. 2433/2019

Schválil:

[redacted]
vedoucí divize Sanační a ekologické projekty

Datum zpracování:

září 2020

Kopie č.:

1 ,2, 3

Rozdělovník:

Městys Kralice na Hané , DEKONTA

Obsah

Úvod	4
1 Údaje o území	5
1.1 <i>Všeobecné údaje o území</i>	<i>5</i>
1.1.1 Geografické vymezení území.....	5
1.1.2 Historie lokality	5
1.1.3 Stávající a plánované využití lokality	6
1.1.4 Základní charakterizace obydlenosti lokality	7
1.1.5 Majetkoprávní vztahy	7
1.2 <i>Přírodní poměry zájmového území</i>	<i>9</i>
1.2.1 Geomorfologické a klimatické poměry	9
1.2.2 Geologické poměry	10
1.2.3 Hydrogeologické poměry	11
1.2.4 Hydrologické poměry	12
1.2.5 Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě	13
1.2.6 Ochrana přírody a krajiny, střety zájmů	13
2 Průzkumné práce	14
2.1 <i>Dosavadní prozkoumanost území</i>	<i>14</i>
2.1.1 Přehled zdrojů znečištění	16
2.1.2 Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů	16
2.1.3 Předběžný koncepční model znečištění	16
2.2 <i>Aktuální průzkumné práce</i>	<i>17</i>
2.2.1 Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací	17
2.2.2 Přípravné práce	18
2.2.3 Průzkumné práce	18
2.2.4 Vzorkovací práce	20
2.2.5 Laboratorní práce	21
2.3 <i>Výsledky průzkumných prací</i>	<i>21</i>
2.3.1 Geodetické práce, výpočet kubatur deponie	21
2.3.2 Záměr hladin PV	22
2.3.3 Použité kritéria a limitní koncentrace pro vyhodnocení průzkumných prací	23
2.3.4 Vyluhovatelnost kalů	25
2.3.5 Výsledky znečištění v podložních zeminách a deponovaných kalech	25
2.3.6 Rozsah znečištění v podzemních vodách	28
2.3.7 Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění	29
2.3.8 Posouzení šíření znečištění	29
2.3.9 Shrnutí šíření a vývoje znečištění	32
2.3.10 Omezení a nejistoty	33
3 Hodnocení rizik	34
3.1 <i>Identifikace rizik</i>	<i>34</i>
3.1.1 Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů	34
3.1.2 Základní charakteristika příjemců rizik	43
3.1.3 Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice (aktualizovaný koncepční model)	44
3.2 <i>Hodnocení zdravotních rizik</i>	<i>46</i>
3.2.1 Hodnocení expozice	48
3.2.2 Odhad zdravotních rizik	48
3.3 <i>Hodnocení ekologických rizik</i>	<i>49</i>
3.4 <i>Shrnutí celkového rizika</i>	<i>50</i>
3.4.1 Legislativní charakteristika zjištěných odpadů	52
3.5 <i>Omezení a nejistoty.....</i>	<i>52</i>

4 Doporučení nápravných opatření.....	54
4.1 Stanovení a zdůvodnění cílů nápravných opatření	54
4.2 Doporučení cílových parametrů nápravných opatření	55
4.3 Doporučení postupu nápravných opatření s odhadem finančních nákladů	55
5 Závěr a doporučení	58

Seznam tabulek

Tabulka 1: Přehled katastrálních pozemků v zájmové lokalitě a těsném okolí (www.cuzk.cz)	7
Tabulka 2: Charakteristiky klimatické oblasti W2 (Tolasz, 2007)	10
Tabulka 3: Porovnání zjištěných hodnot s přípustnými koncentracemi dle schváleného provozního řádu a dle tab. č. 10.1 vyhl. č. 294/2005 Sb. (viz zpráva posouzení kvality odpadů – 2018)	15
Tabulka 4: Předběžný koncepční model znečištění	17
Tabulka 5: Technické parametry nových monitorovacích vrtů.....	19
Tabulka 6: Popis zeminových sond v deponii kalů	19
Tabulka 7: Seznam souřadnic zaměřených bodů (HG vrtů a sond)	22
Tabulka 8: Výsledky zaměření hladin podzemní vody – 20. 7. 2020	23
Tabulka 9: Limitní hodnoty zeminy - Indikátory znečištění, RSL dle US EPA (5/2020)	24
Tabulka 10: Limitní hodnoty podzemní s rezervou i povrchové vody - Indikátory znečištění, RSL dle US EPA (5/2020), vyhl. č. 252/2004 Sb.	24
Tabulka 11: Vyluhovatelnost vybraných vzorků kalů	25
Tabulka 12: Výsledky ekotoxikologických testů kalů	27
Tabulka 13: Fyzikálně-chemické parametry odebraných vzorků podzemní vody z monitorovacích vrtů	29
Tabulka 14: Nejvyšší zjištěné koncentrace polutantů analyzovaných v kalech a podložních zeminách	35
Tabulka 15: Nejvyšší zjištěné koncentrace polutantů analyzované v podzemní vodě v okolí deponie kalů	35
Tabulka 16: Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti prioritních kontaminantů	35
Tabulka 17: Aktualizovaný koncepční model	44

Seznam obrázků

Obrázek č. 1: Situace lokality (geoportal.gov.cz)	5
Obrázek č. 2: Letecký snímek lokality z roku 2015 (mapy.cz)	6
Obrázek č. 3: Výřez z ÚP městyse Kralice na Hané (www.kralicenahane.cz)	6
Obrázek č. 4: Výřez z katastrální mapy – ohraničení deponie (www.cuzk.cz)	9
Obrázek č. 5: Výřez z geologické mapy ČR 1:50 000 (list 24-24)	11
Obrázek č. 6: Výřez z hydrogeologické mapy	12
Obrázek č. 7: Výřez z vodohospodářské mapy se zvýrazněním rozvodnic hydrologického povodí 4. řádu (heis.vuv.cz)	13

Seznam příloh

Příloha 1:	Přehledná mapa s vyznačením zájmového území
Příloha 2:	Katastrální mapa lokality
Příloha 3:	Situace umístění monitorovacích vrtů
Příloha 4:	Situace umístění průzkumných sond
Příloha 5:	Situace inženýrských sítí na lokalitě

- Příloha 6:** Letecký snímek lokality
Příloha 7: Mapa hydroizohyps
Příloha 8: Tabelární zpracování výsledků
Příloha 9: Laboratorní protokoly
Příloha 10: Dokumentace vrtů
Příloha 11: Geodetická zpráva
Příloha 12: Fotografická příloha

Seznam používaných zkratk

AOX	adsorbované organické halogeny
AR	analýza rizika
BTEX	benzen, toluen, ethylbenzen, xylén
CIU	chlorované uhlovodíky
ČGS	Česká geologická služba
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
IZ	indikátory znečištění – MŽP 2014
KM	kontaminovaná místa
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NEL	nepolární extrahovatelné látky
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PV	podzemní voda
SEKM	systém evidence kontaminovaných míst
TOL	těkavé organické látky
Bpv	Balt po vyrovnání
CHKO	chráněná krajinná oblast
ČSN	česká státní norma
JTSK	jednotná trigonometrická síť katastrální
k. ú.	katastrální území
MP	Metodický pokyn
MZ ČR	Ministerstvo zdravotnictví ČR
MŽP ČR	Ministerstvo životního prostředí České republiky
NMH	Nejvyšší mezní hodnota
OP	ochranné pásmo
ORP	Oxidačně redukční potenciál
p.t.	pod terénem
RD	rodinný dům
Sb.	sbírka zákonů
S, J, V, Z	Sever, jih, východ, západ
ZCHR	základní chemický rozbor
US EPA	Americká agentura ochrany životního prostředí
ÚSES	územní systém ekologické stability
ZPF	zemědělský půdní fond

Úvod

Závěrečná zpráva analýzy rizik byla zpracována v souladu se smlouvou o dílo mezi městysem Kralice na Hané (dále objednatel) a společností DEKONTA, a.s. (dále zhotovitel) ze dne 6. 1. 2020, za účelem provedení díla „Průzkum znečištění a zpracování analýzy rizik související s ilegální deponie čistírenských kalů na pozemcích městyse Kralice na Hané“. Práce byly realizovány na základě odsouhlaseného realizačního projektu z března 2020.

V rámci provádění prací byl proveden průzkum deponie kalů a zpracování analýzy rizik vyplývající z nezabezpečeného ilegálního uložení kalů na orné půdě, v katastru městyse Kralice na Hané. Deponie kalů se nachází v ochranném pásmu vodního zdroje.

Na základě vyhodnocení průzkumných prací a analýzy rizik byla posouzena závažnost existujících a potenciálních rizik plynoucích z této ekologické zátěže a navržena nápravná opatření.

Analýza rizika byla zpracována v souladu s Metodickým pokynem MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území z ledna 2011 a Metodickým pokynem MŽP pro průzkum kontaminovaného území ze září 2005.

1 Údaje o území

1.1 Všeobecné údaje o území

1.1.1 Geografické vymezení území

Prostor deponie kalů se nachází na severozápadním okraji městyse Kralice na Hané.

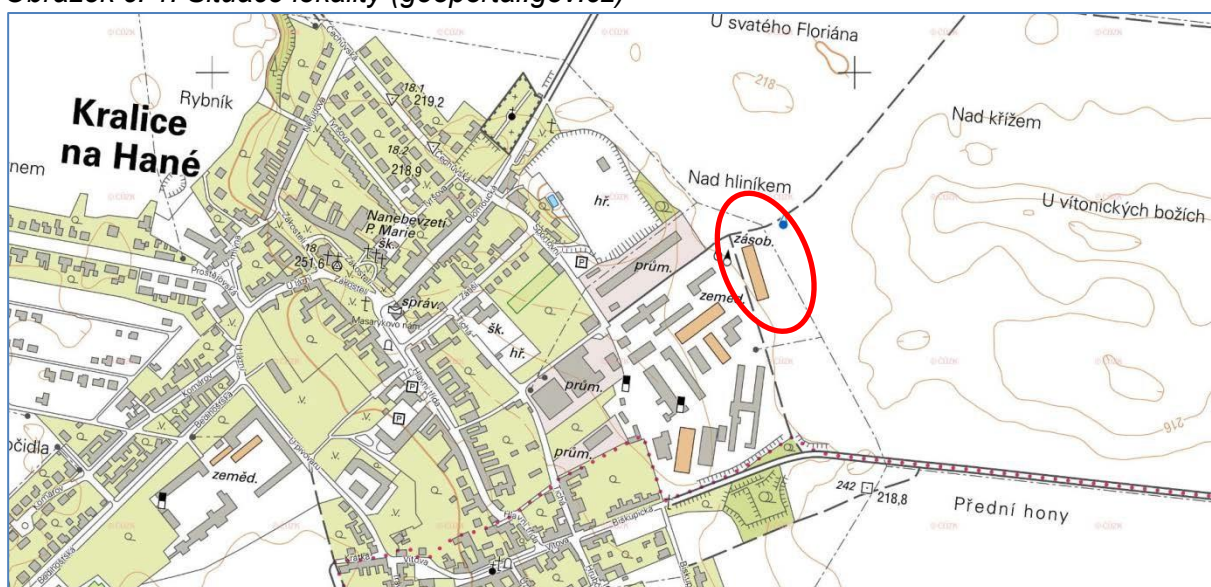
Okolí deponie je využíváno pro zemědělské účely (pole), východně sousedí prostor deponie s halou kompostárny a přes komunikaci s areálem zemědělské výroby a jinými průmyslovými objekty. Prostor deponie se nachází na orné půdě v blízkosti haly kompostárny.

Deponie kalů na lokalitě vznikla nelegálně na nezabezpečené ploše orné půdy (pole). Období vzniku deponie lze dle dostupných informací datovat přibližně v letech 2015 – 2017.

Deponie kalů je cestou rozdělena na dvě části, a to na severní menší část a jižní velkou část (přiléhá k hale kompostárny).

Lokalita je registrována v Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) pod číslem 72441001 jako lokalita kategorie P4 – *žádné informace o kontaminaci. Na lokalitu je nutno nahlížet jako na podezřelou.*

Obrázek č. 1: Situace lokality (geoportal.gov.cz)



1.1.2 Historie lokality

V nedávné minulosti byly části z pozemků, v blízkosti haly kompostárny, nelegálně využity k deponování kalů neznámého původu. Jedná se o pozemky orné půdy, určené pro zemědělskou výrobu. Tyto pozemky jsou zařazeny v I. třídě ochrany ZPF. Jedná se o nejcenější půdy, které lze odejmout ze ZPF pouze výjimečně.

Pozemky pod deponií kalů jsou částečně ve vlastnictví městyse Kralice na Hané, částečně patří právnické osobě (provozovateli kompostárny) a částečně fyzickým osobám. V roce 2018, byla vlastníkem částí nemovitostí (polí) a sousedního zařízení kompostárny společnost EFG Kralice na Hané s.r.o., předchozím vlastníkem byla společnost SPRESO s.r.o.

V současné době je vlastníkem části nemovitostí a haly kompostárny společnost SPRESO s.r.o., Jihlavská 1558/21, Praha 4 – Michle, jednatelem společnosti je pan [REDACTED] Praha.

Obrázek č. 2: Letecký snímek lokality z roku 2015 (mapy.cz)



1.1.3 Stávající a plánované využití lokality

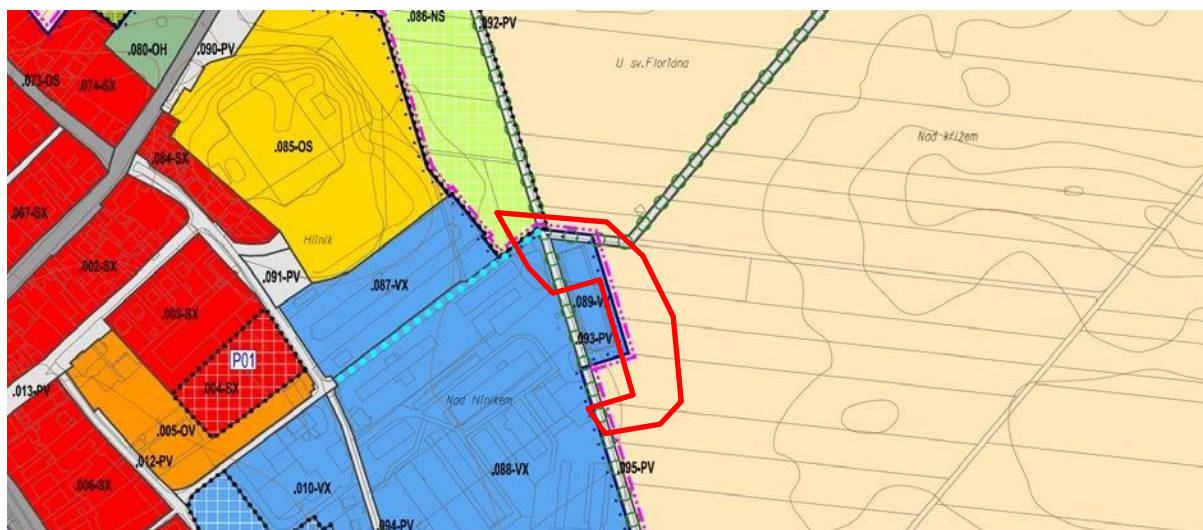
V územním plánu městyse Kralice na Hané je lokalita deponie vedena jako plocha zemědělská (NZ), sousední hala kompostárny jako plocha výrobní a skladování (VX). Přístupová komunikace k lokalitě je vedena jako plocha veřejných prostranství (PV).

Prostor deponie nelze v současnosti využívat ve shodě s územním plánem městyse Kralice na Hané, neboť je na nich umístěna nelegální deponie kalů. Do budoucna se nadále počítá s využitím těchto, současnosti zabraných částí pozemků, ke svému původnímu účelu – jako orná půda.

V hale kompostárny byl prozatím přerušen provoz.

Informace z katastru nemovitostí, vč. katastrální mapy s vyznačením předmětných pozemků je uveden v kapitole 2.3.

Obrázek č. 3: Výřez z ÚP městyse Kralice na Hané (www.kralicenahane.cz)



Legenda:

.000-VX	.000-VX	[R00]	PLOCHY VÝROBY A SKLADOVÁNÍ (VX)
.000-NZ	.000-NZ	[R00]	PLOCHY ZEMĚDĚLSKÉ (NZ)
.000-NS	.000-NS	[R00]	PLOCHY SMÍŠENÉ NEZASTAVĚNÉHO ÚZEMÍ (NS)
.000-PV	.000-PV	[R00]	PLOCHY VEŘEJNÝCH PROSTRANSTVÍ (PV)
TRASY			
○ ○ ○ ○			STROMOŘADÍ
● ● ● ●			PĚŠÍ PROPOJENÍ

1.1.4 Základní charakterizace obydlivosti lokality

Prostor deponie kalů je od obytné zástavby městyse Kralice na Hané oddělen zemědělskými / průmyslovými areály. Nejbližší obytná zástavba se od zájmové lokality nachází cca 350 m západním směrem.

V městyse Kralice na Hané žilo, k 1. 1. 2020, 1706 obyvatel, z toho 866 mužů a 840 žen. Průměrný věk obyvatel činil 38,9 let.

V prostoru deponie se nevyskytují žádní zaměstnanci. V blízkém okolí deponie se nachází prozatím přerušovaný provoz kompostárny – hala kompostárny. V průmyslovém (zemědělském) areálu západně od lokality se nachází blíže neurčené množství zaměstnanců.

Prostor deponie se nachází na křížení několika cest v okolí městyse, které byly v nedávné době obnoveny a vysázeny stromořadím. Cesty směřují přibližně k Hrdibořicím a navazují na další cesty (viz. výřez z ÚP). Přístup na tyto cesty je i podél kompostárny, respektive deponie a následně cesta vede mezi deponií (severní malá a velká jižní část). Tyto cesty jsou využívány místními obyvateli pro procházky, venčení psů apod.

1.1.5 Majetkoprávní vztahy

Zájmová lokalita je vymezena pozemky ve vlastnictví městyse Kralice na Hané, společností a soukromých osob. Uvedené pozemky se nacházejí v katastrálním území v k. ú. Kralice na Hané (672441).

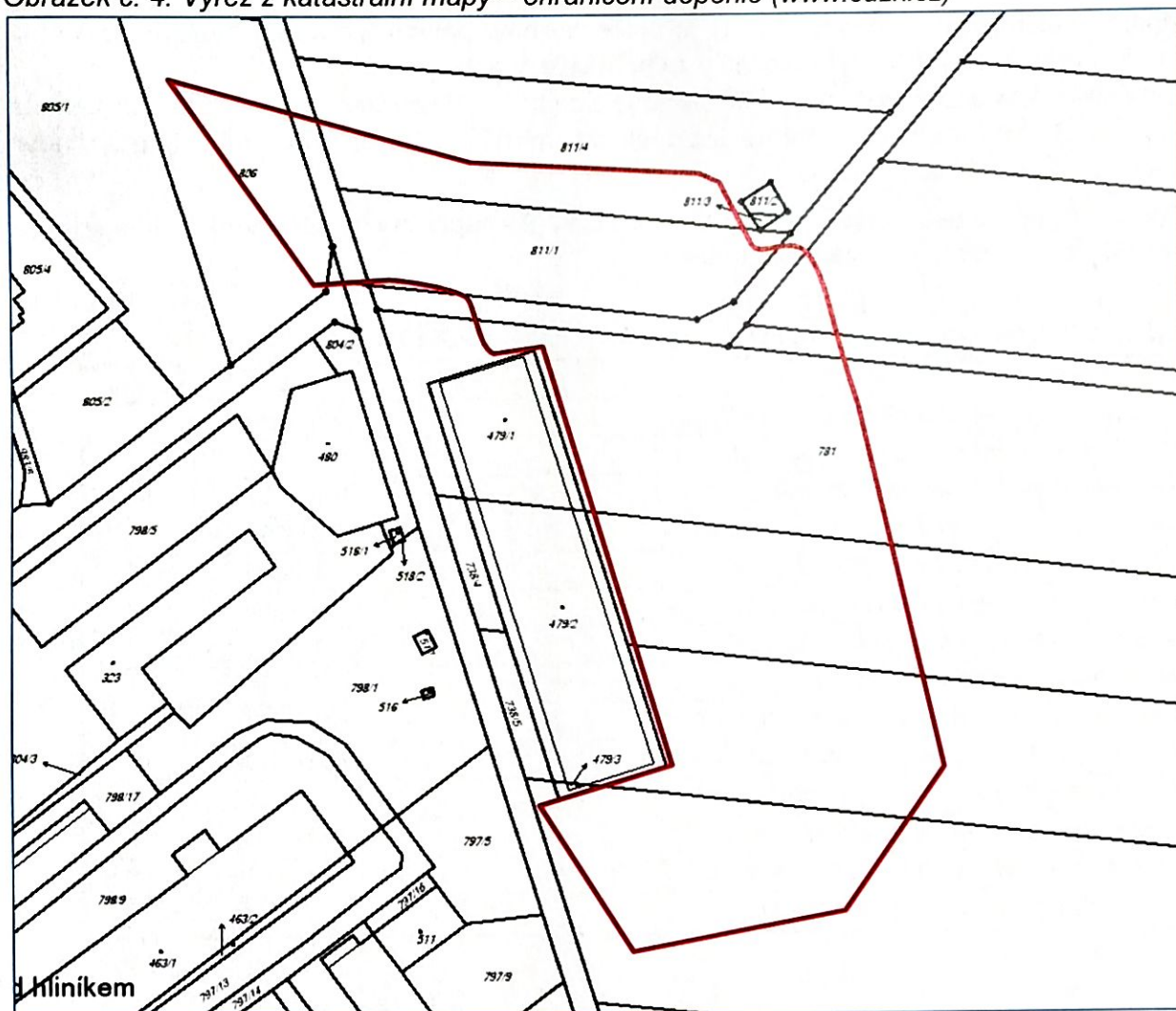
Přehled pozemků je uveden v následující tabulce:

Tabulka 1: Přehled katastrálních pozemků v zájmové lokalitě a těsném okolí (www.cuzk.cz)

Číslo pozemku	Druh pozemku	Výměra (m ²)	Vlastník
Deponie kalč			
806	Orná půda	1 996	[REDACTED]
811/4	Orná půda	3 034	[REDACTED]
Číslo pozemku	Druh pozemku	Výměra (m ²)	Vlastník
811/1	Orná půda	1 733	SPRESO s.r.o., [REDACTED]
975	Ostatní plocha ostatní komunikace	12 966	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
974	Orná půda	2 083	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
781	Orná půda	5 977	SPRESO s.r.o., [REDACTED]
738/3	Orná půda	10 597	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
738/2	Orná půda	11 233	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
783	Orná půda	16400	[REDACTED]
st. 479/1	Zastavěná plocha a nádvoří – zemědělská stavba	732	[REDACTED]
st. 479/2	Zastavěná plocha a nádvoří – zemědělská stavba	1 457	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
st. 479/3	Zastavěná plocha a nádvoří – zemědělská stavba	20	[REDACTED]

779/3	Orná půda	15 722	
811/1	Orná půda	1 733	SPRESO s.r.o.,
811/8	Orná půda	2 116	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
981	Ostatní plocha ostatní komunikace	1 787	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané
Přístupová komunikace			
977	Ostatní plocha ostatní komunikace	2 057	Městys Kralice na Hané, Masarykovo nám. 41, 79812 Kralice na Hané

Obrázek č. 4: Výřez z katastrální mapy – ohraničení deponie (www.cuzk.cz)



1.2 Přírodní poměry zájmového území

1.2.1 Geomorfologické a klimatické poměry

Zájmové území a jeho okolí, z geomorfologického hlediska, náleží území k Alpsko himalájskému systému, provincii Západní karpáty, subprovincii Vněkarpatské sníženiny, oblasti Západní vněkarpatské sníženiny, celku Hornomoravský úval, podcelku Prostějovská pahorkatina a okrsku Křelovská pahorkatina a Romžská niva.

Území Hornomoravského úvalu se vyznačuje plochým, rovinatým až mírně zvlněným reliéfem vázaným na geologické podloží nezpevněných neogenních a kvartérních sedimentů. Krajina na území Kralic je převážně bezlesá, zemědělského charakteru, nivní charakter v okolí řeky Valové je výrazně potlačen zemědělskými plochami.

Oblast Západní vněkarpatské
sníženiny Celek Hornomoravský úval
Podcelek Prostějovská pahorkatina
Okrsek Křelovská pahorkatina a Romžská niva

Vlastní pozemek posuzované lokality je spíše rovinný, povrch terénu se nepatrně uklání k jihovýchodu. Nadmořská výška lokality se pohybuje cca 218 m n.m.

Z hlediska klimatické oblasti spadá zájmové území, dle klasifikace atlasu podnebí ČSR z roku 1958 do oblasti B2 - mírně teplá oblast, mírně suchá, s převážně mírnou zimou. Lednové teploty jsou nad -3 °C.

Dle klasifikace Quitta spadá lokality do oblasti W 2 - teplá oblast. Základní charakteristiky oblasti jsou uvedeny v následující tabulce.

Tabulka 2: Charakteristiky klimatické oblasti W2 (Tolasz, 2007)

Klimatická oblast	W2
Průměrný počet letních dnů v roce	50 – 60
Průměrný počet dnů s teplotou > 10°C	160 – 170
Průměrný počet mrazových dnů	100 – 110
Průměrný počet ledových dnů	30 – 40
Průměrná teplota v lednu v °C	-2 až -3
Průměrná teplota v červenci v °C	18 – 19
Průměrná teplota v dubnu v °C	8 – 9
Průměrná teplota v říjnu v °C	7 – 9
Průměrný počet dnů se srážkami > 1 mm	90 – 100
Srážkový úhrn ve vegetačním období v mm	350 – 400
Srážkový úhrn v zimním období	200 – 300
Počet dnů se sněhovou přikrývkou	40 – 50
Počet dnů zamračených, oblačnost > 0,8	120 – 140
Počet dnů jasných, oblačnost < 0,2	40 – 50

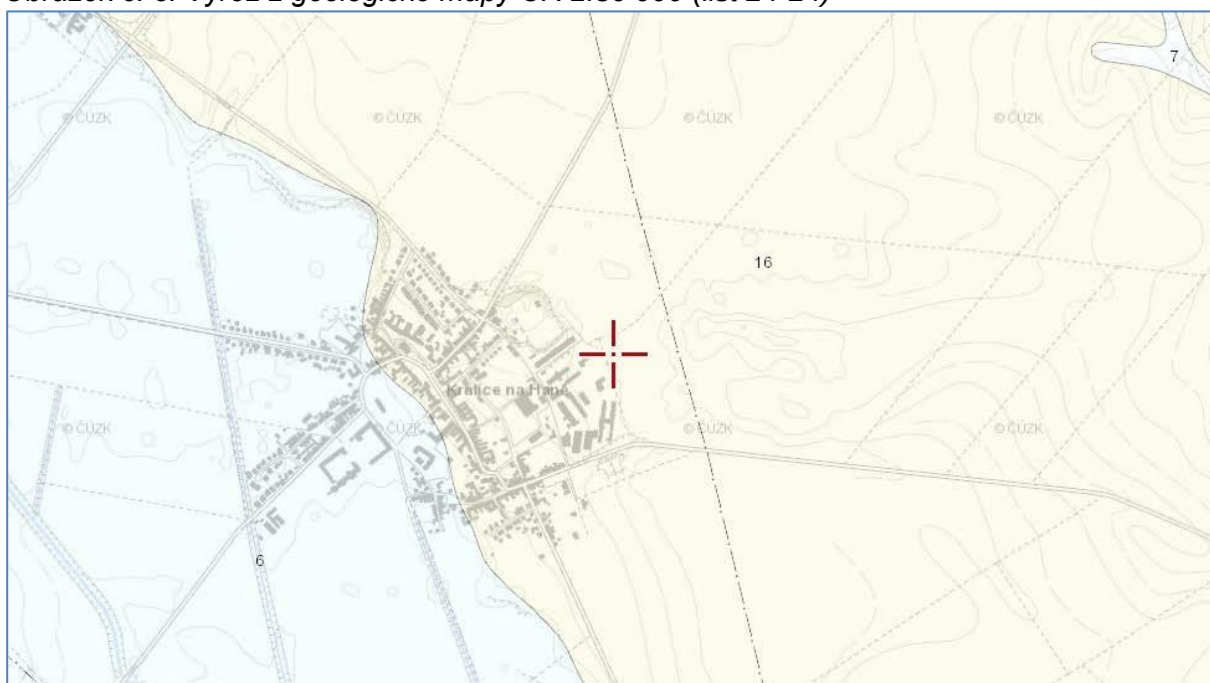
1.2.2 Geologické poměry

Z geologického hlediska patří zájmové území do karpatské předhlubně. Na geologické stavbě se podílejí neogenní a kvartérní uloženiny, jejich podloží je tvořeno krystalinikem Českého masívu.

Neogenní mořské sedimenty (miocén, pliocén) jsou ve zkoumané oblasti reprezentovány pliocenními písky a jíly proměnlivé mocnosti, jejichž podloží tvoří šedozelené jíly bádenského stáří. Horniny předkvartérního stáří jsou, až na lokální výjimky, překryty komplexem kvartérních sedimentů. Ty jsou nejčastěji zastoupeny fluvialními holocenními a pleistocenními naplaveninami, které jsou složeny z málo propustných až nepropustných povodňových hlín a prūlinově propustných štěrků, méně pak sedimenty eolického původu, tj. sprašemi a sprašovými hlínami.

Zájmová lokalita se nachází na severovýchodním okraji městyse, kde jsou kvartérní sedimenty zastoupeny spraší a sprašovými hlínami (dle geologické mapy ČR 1:50 tis., list 24-24).

Obrázek č. 5: Výřez z geologické mapy ČR 1:50 000 (list 24-24)



Legenda:

- | | |
|---|---|
| 6 | - nivní sediment – hlína, písek, štěrk |
| 7 | - smíšený sediment – převážně jemnozrný |
| 16 | - spraš a sprašová hlína |

V rámci vrtných prací, kdy byly v okolí deponie vyhloubeny monitorovací vrty HV-1, HV-2 a HV-3 byly upřesněny geologické podmínky na lokalitě. V podloží deponie se nachází jílovité zeminy (spraše) do hloubky cca 5 m p.t., pod nimiž se nacházeli jíly písčité až písky střídané se ve vrstvách (ve vrtu HV-3 nebyly zastiženy jílovité vrstvy). Nad izolátorem svrchní zvodně, který tvořil v hloubce 10 – 11,3 m p.t. jíl písčitý, jemnozrný, se nacházela vrstva štěrku písčitého, ve kterém byla zastižena hladina podzemní vody. Ve vrtu HV-1 nebyla podzemní voda zastižena, pouze na hranici izolátoru v hloubce 10 m p.t. byl zavlhlý písek.

1.2.3 Hydrogeologické poměry

Širší zájmové území je součástí hydrogeologického rajónu 162 – Pleistocenní sedimenty Hornomoravského úvalu.

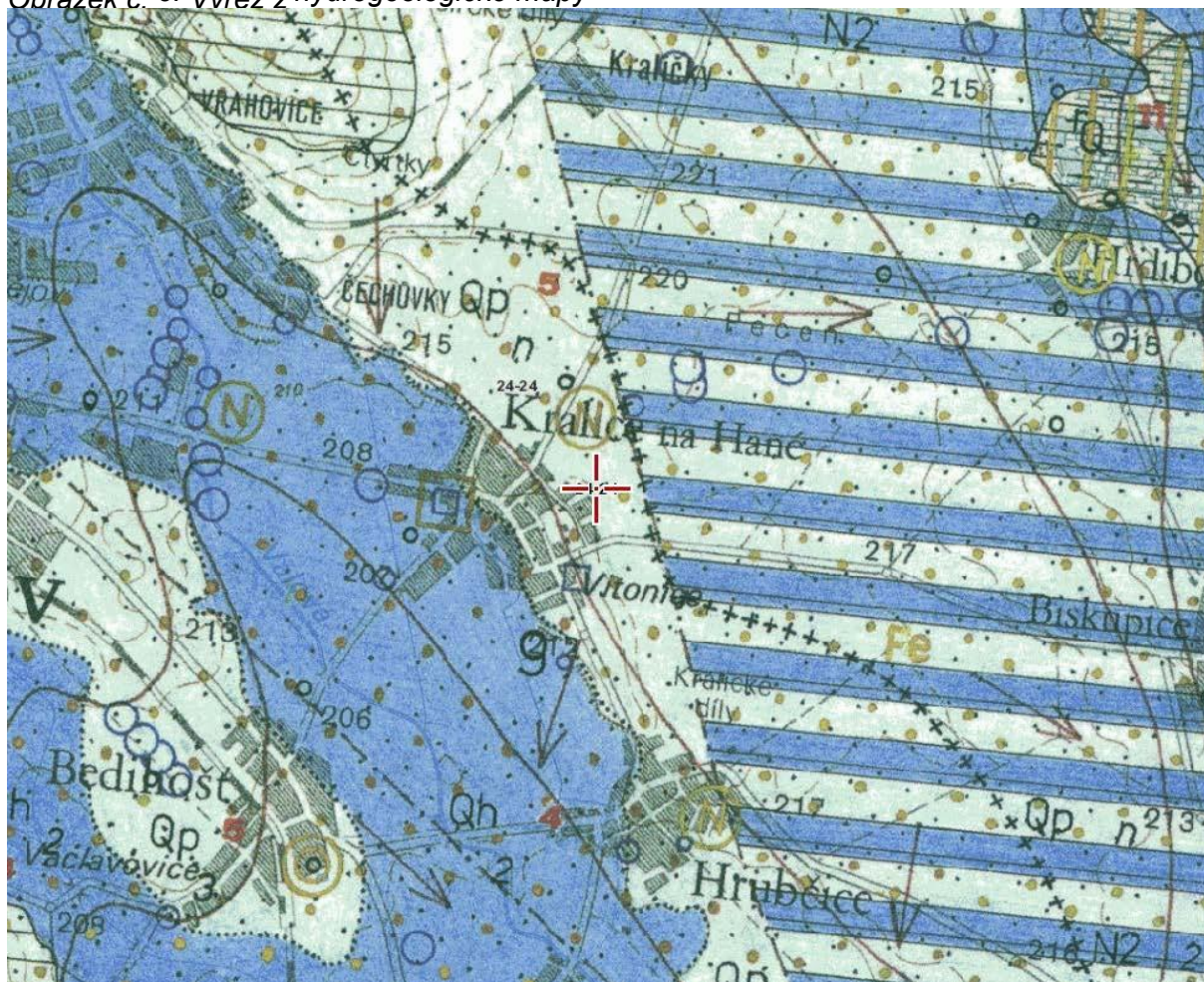
Lokalita se nachází mezi hydrogeologickými rajóny svrchní vrstvy, a to 1623 – Pleistocén Blaty, který se nachází severovýchodně od lokality a dále 1624 – Kvartér Valové, Romže a Hané z jihozápadu. Samotná lokalita se nachází mimo vyznačené HG rajóny svrchní vrstvy.

Zvodnělý kolektor pleistocénu Blaty je tvořen nejčastěji hrubozrnnými až střednězrnnými, dobře až středně opracovanými štěrky, nebo písčitymi štěrky s písčitou frakcí středno až hrubozrnnou. Mocnost kvartérního kolektoru, který vyplňuje přehloubené paleokoryto řeky Moravy probíhající ve směru současného toku Blaty, dosahuje cca 10 - 40 m. Zvodněné sedimenty mají velmi dobrou průlinovou propustnost, charakterizovanou koeficientem průtočnosti v hodnotách $n \cdot 10^{-3} - n \cdot 10^{-4} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

Kolektor kvartéru Valové, Romže a Hané je tvořen fluvialními štěrkopísky s mocností souvislého zvodnění $< 5 \text{ m}$. Hladina podzemní vody je volná, propustnost průlinová, transmisivita kolektoru je střední.

Počevním izolátorem jsou slabě propustné spodnobádenské jíly a slabě písčité jíly, tvořící zde nepropustné podloží fluvialním štěrkopísčitým sedimentům. Hodnoty koeficientu filtrace podložních jílu se pohybují kolem hodnoty $n \cdot 10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, lze je tedy označit za velmi slabě propustné.

Obrázek č. 6: Výřez z hydrogeologické mapy



Legenda:

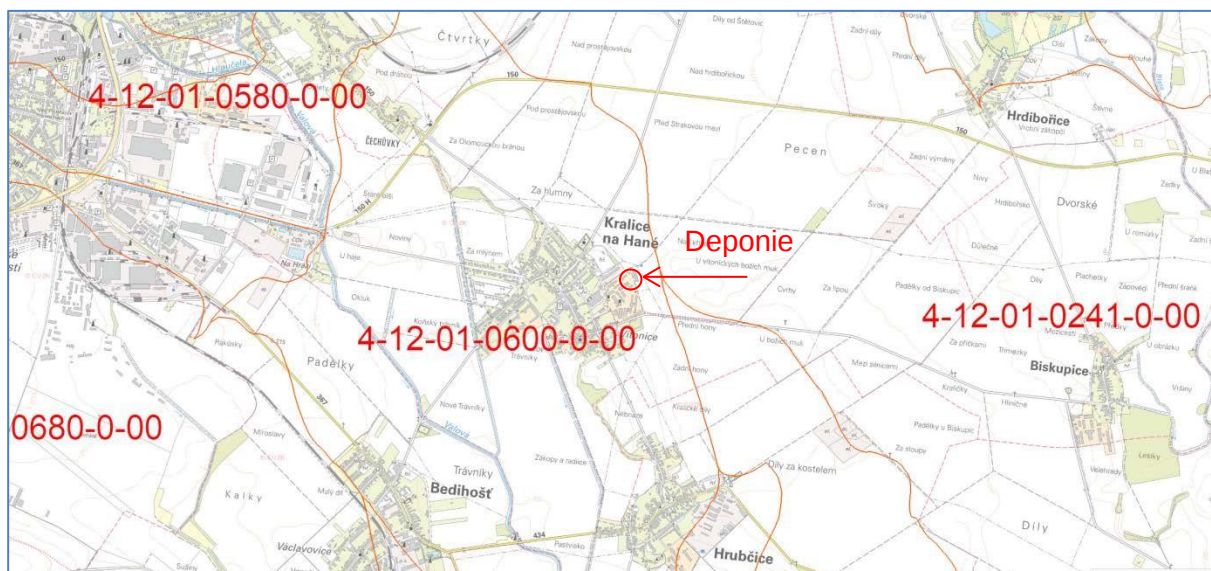
-  - Romžská niva pod Prostějovem - fluviální písčité štěrky a hlíny údolních niv.
-  - střídání průlinových kolektorů a izolátorů pliocenu v přehloubených depresích (N2) v podloží průlinových kolektorů kvarterních sedimentů (Qp)
-  - Romžská niva

1.2.4 Hydrologické poměry

Zájmové území leží v povodí Dunaje, číslo hydrologického pořadí 4-12-01 Morava od Bečvy po Hanou, respektive HG povodí 4. řádu 4-12-01-0600-0-00 – Romže (Valová), plocha dílčího povodí 10,808 km².

Nejbližším významnějším vodním tokem je tok Valová, který protéká západně od městyse Kralice na Hané. Do toku Valové ústí bezejmenné vodoteče vedoucí směrem od městyse. Tok Valové se u Kojetína vlévá do řeky Moravy.

Obrázek č. 7: Výřez z vodohospodářské mapy se zvýrazněním rozvodnic hydrologického povodí 4. řádu (heis.vuv.cz)



1.2.5 Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě

Z hlediska geochemického složení okolí lokality lze v literatuře vyhledat informace o spraši z Nemilan, která obsahuje okolo 15 % karbonátové příměsi, vedle kalcitu je jen ve velmi malém množství zastoupen dolomit. Převaha Fe a Al nad alkáliemi (tzv. index zvětřání), tj. hodnota poměru $(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{suma Fe}_2\text{O}_3)/(\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}) = 4,5$ a odpovídá nižšímu stupni zvětřání. Pro zcela nezvětřalé spraše je v literatuře uváděna hodnota 3,5. Poměr $\text{Fe}_2\text{O}_3/\text{FeO}$ (tzv. oxidační stupeň) se rovná hodnotě 5,88 a odpovídá chladnějšímu teplotnímu výkyvu v období tvorby této spraše. Koncentrace As odpovídají obsahům ve spraších jižní Moravy, kobalt je přítomen zhruba v třetinovém množství; také koncentrace V, Zn, Cr a Rb patří z hlediska jejich obsahů v jihomoravských spraších k těm nižším, koncentrace Be a Zr k vyšším hodnotám. Koncentrace Sb, Bi, Cd a Be odpovídají klarkovým hodnotám.

Podzemní vody mělkých kolektorů odpovídají hydrochemickým složením méně kvalitním podzemním vodám, využitelným pro vodárenské účely pouze po technologické úpravě. Těsná hydraulická spojitost kolektorů s povrchovou vodou v řece Moravě upozorňuje na značné nebezpečí pro chemismus podzemních vod průlinového kolektoru kvartérních fluvialních sedimentů řeky Moravy ze strany eventuálního podstatného znečištění říční vody např. při povodňových stavech. Podzemní vody ostatních průlinových kolektorů v kvartérních sedimentech chemismem většinou odpovídají vodám Ca-Na-HCO_3 typu, často je jejich složení modifikováno nadlimitními koncentracemi síranů nebo dusičnanů.

1.2.6 Ochrana přírody a krajiny, střety zájmů

Ochranné pásmo vodního zdroje

Prostor deponie se nachází v ochranném pásmu vodního zdroje „Hrdibořice studny“.

Ochranné pásmo bylo vydané ONV Prostějov pod rozhodnutím VLHZ 1577/83-Př, dne 17. 1. 1984. Dle informací uveřejněných v systému heis.vuv.cz se jedná o podzemní zdroj vody pro obec Hrdibořice.

Lokalita se nenachází v CHOPAV. Hranice nejbližšího CHOPAV, kvartér Moravy, se nachází cca 3 km východním směrem od lokality.

Jiná ochranná území se na lokalitě nenacházejí.

2 Průzkumné práce

2.1 Dosavadní prozkoumanost území

Dle údajů se systému SEKM, se jedná o deponii kalů po bývalé kompostárně společnosti SPRESO. Dále je uvedeno:

- jedná se o odpad, který nelze využít ke kompostování jak z důvodu nevhodného chemického složení – kontaminace odpadu látkami C₁₀-C₄₀, kadmium, rtuť a CHSK
- celkový objem uložených kalů činí cca 20 tisíc tun.

V současné době probíhá na lokalitě správní řízení ohledně nelegální deponie kalů pod značkou ČIŽP/48/OOV/SR01/1805020. Součástí toho řízení byl i odběr vzorků kalů, dle dostupných informací, probíhal za účasti objednatele (společnost EFG Kralice na Hané) a ČIŽP. S ohledem na to, že toto řízení není ukončené, nebylo možno do spisu nahlížet.

Současný vlastník areálu, společnost SPRESO s.r.o. (sídlo: [redacted]), s jednatelem Bc. [redacted] na opakovanou žádost o sdělení informací o provedených průzkumech a umožnění vstupu na pozemek odpověděl, z důvodu exekuce majetku z února 2020, zamítavě.

V dubnu 2020 byla na Českou inspekci životního prostředí, oblastní inspektorát Olomouc, oddělení ochrany vod (dále jen ČIŽP/inspekce), zaslána žádost o poskytnutí dokumentu "Areál kompostárny Kralice na Hané – posouzení kvality odpadů", který byl zpracován v listopadu 2018 společností Ecological Consulting a.s. V červnu obdržela inspekce souhlasné stanovisko od současného vlastníka kompostárny, společnosti SPRESO s.r.o. k poskytnutí dokumentu. Tento dokument byl následně poskytnut a níže je uveden výtah z této zprávy.

Posouzení kvality odpadů - Areál kompostárny Kralice na Hané, z listopadu 2018

Ve zprávě „Posouzení kvality odpadů - Areál kompostárny Kralice na Hané“ z listopadu 2018, jsou vyhodnoceny výsledky laboratorních analýz odebraných vzorků, na základě dohody investora (EFG Kralice na Hané s.r.o. – vlastníka kompostárny v roce 2018) a zástupců ČIŽP. Odebrané vzorky byly analyzovány v rozsahu tab. č. 10.1 a 10.2 vyhlášky č. 294/2005 Sb., v platném znění a k určení základních fyzikálně – chemických parametrů.

Vzorky byly odebrány dne 10. 10. 2018 za přítomnosti investora, zástupců ČIŽP. Celkem bylo odebráno 7 dílčích vzorků z okrajových částí plochy. Důvodem takto zvoleného umístění odebíraných vzorků byla skutečnost, že plocha vykazovala značnou míru nestability (na povrchu vytvořená krusta, pod níž byla zřejmá polotekutá konzistence materiálu), kdy byla obava o bezpečnost přítomných osob.

Z vyhodnocení provedených analýz vyplynuly především tyto závěry:

- Limitní hodnoty koncentrací dle Tabulky 10. 1. vyhlášky č. 294/2005 Sb. – u odebraných vzorků bylo analyzováno jejich překročení u těžkých kovů Cd a Hg a dále jsou překročeny limitní hodnoty pro $C_{10} - C_{40}$ (1970 mg/kg, limit 300 mg/kg)
- Odebrané vzorky nesplňují limity uvedené v tab. 10.2 sl. I a II. vyhlášky č. 294/2005 Sb. – 100% imobilizace byla pozorována u *Daphnia magna* a 100% mortalita u *Poecilia reticulata*.

Odebrané vzorky byly porovnány i s hodnotami uvedenými v provozním řádu kompostárny (zpracovatel AR neměl tento dokument k dispozici). Provozní řád zařízení byl schválen dne 18. 7. 2005 Krajským úřadem Olomouckého kraje. Z tohoto provozního řádu vyplývají podmínky pro příjem materiálu do zařízení, mimo jiné i přípustné limitní koncentrace sledovaných látek v kalech. Toto porovnání je převzato ze zprávy z 11/2018.

Tabulka 3: Porovnání zjištěných hodnot s přípustnými koncentracemi dle schváleného provozního řádu a dle tab. č. 10.1 vyhl. č. 294/2005 Sb. (viz zpráva posouzení kvality odpadů – 2018)

Sledované látky	Max. přípustná koncentrace mg/kg sušiny dle provozního řádu	Max. přípustná koncentrace v mg/kg sušiny dle tab. 10.1. vyhl. č. 294/2005 Sb.	Zjištěné hodnoty v odpadu - mg/kg sušiny
Arsen	50	10	2,76
Kadmium	13	1	2,56
Chrom	1000	200	45,0
Měď	1200	-	-
Rtuť	10	0,8	1,37
Molybden	25	-	-
Níkl	200	80	26,4
Olovo	500	100	30,8
Zinek	3000	-	-

V rámci odběru se odebral i vzorek vody z „laguny“, která se nachází při severním okraji deponie. Výsledky analýz této vody byly porovnány s limitními hodnotami pro odpadní vody (dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.) - kaly z papírenských provozů. U analýz této vody byly překročeny limitní hodnoty dle tab. č. 2, bod 17.12 zejména kvůli vysoké hodnotě CHSK_{Cr}. Stejně tak byly překročeny hodnoty některých kovů (Fe, Zn) v porovnání s hodnotami NEK (Normy environmentální kvality) výše uvedeného nařízení vlády. Tyto limitní hodnoty jsou však stanoveny jako maximální možné pro využití povrchových vod pro vodárenské účely, což se v tomto případě nepředpokládá.

V této zprávě byly navrženy i opatření a to „**Vzhledem k výsledkům zejména samotného kalu je doporučeno materiál z předmětné plochy odstranit v příslušném zařízení.**“

V závěrečné zprávě o hodnocení kvality odpadů se uvádí, že na ploše kompostárny v Kralicích na Hané, se nachází navážka přibližně 20 000 t čistírenských kalů, které by dle informací od investora měly pocházet z výroby papíru. Na základě dohody mezi investorem a kontrolním orgánem ČIŽP, bylo přistoupeno k odběrům vzorků a jejich následné analýze. Čistírenské kaly obsahovaly kromě mírně nadlimitních koncentrací kadmia a rtuti i poměrně výrazné

množství látek $C_{10} - C_{40}$. Vzhledem k obsahu látek $C_{10} - C_{40}$ lze usuzovat, že na plochu nebyly naváženy pouze kaly z výroby papíru.

Materiál splňuje dle schváleného provozního řádu i platné legislativy podmínky pro příjem kalů na kompostárny (s výjimkou zinku a mědi, které nebyly analyzovány).

Vzhledem k tomu, že se jedná o vodohospodářsky nezabezpečenou plochu, která se nachází v ochranném pásmu 2 b vodního zdroje Hrdibořické studny, je navrženo odtěžení plochy a odstranění materiálu v příslušném zařízení dle z.č. 185/2001 Sb.

2.1.1 Přehled zdrojů znečištění

Zdrojem znečištění jsou uložené kaly na pozemcích orné půdy, v těsném sousedství haly kompostárny.

Jedná se o nelegální deponii, na kterou byly ukládány různé druhy kalů pravděpodobně v průběhu let 2015– 2017, kdy byla vlastníkem přilehlé kompostárny společnost SPRESO s.r.o. Ve zprávě z roku 2018 se uvádí, že se dle investora průzkumu (vlastníka kompostárny) má jednat o čistírenské kaly z papírenských provozů.

Na lokalitě v roce 2018 proběhlo hodnocení kvality deponovaných kalů, jehož výsledky potvrdili překročení limitních hodnot koncentrací, dle tabulky 10. 1. vyhlášky č. 294/2005 Sb., v parametrech těžkých kovů Cd a Hg a dále u ropných látek v parametru $C_{10} - C_{40}$ (1970 mg/kg, limit 300 mg/kg). Odebrané vzorky nesplňují rovněž limity uvedené v tab. 10.2 sl. I a II. vyhlášky č. 294/2005 Sb. – 100% imobilizace byla pozorována u *Daphnia magna* a 100% mortalita u *Poecilia reticulata*.

2.1.2 Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů

Ze všech dostupných údajů týkajících se zájmové lokality, které byly v rámci zpracování nabídky průzkumu a zpracování projektu průzkumných prací (březen 2020) k dispozici, a dále též zkušeností zpracovatele AR, byly vytipovány látky potencionálního zájmu, které byly v rámci průzkumných prací na lokalitě sledovány. Jednalo se zejména o ropné látky, kovy a dále pro ucelenější představu o kvalitě uložených kalů byly doplněny analýzy kalů dané legislativou.

Zásadní důvody pro nutnost zpracování AR pro danou lokalitu byly následující:

1. neznámý stav lokality, tj. rozsah znečištění, množství uložených odpadů, bilance polutantů apod.;
2. nezabezpečený stav lokality
3. možná existence významné ekologické zátěže;
4. předpokládaná přítomnost významného množství více látek (ropné látky, kovy a pod) s významně negativními dopady na lidské zdraví, životní prostředí; zdroje vody
5. možné zasažení podzemní vod přítomnými polutanty;
6. ověřit možné šíření polutantů do širokého okolí;

2.1.3 Předběžný koncepční model znečištění

Při sestavování předběžného koncepčního modelu znečištění se definují možné transportní cesty, které posuzují a definují možnosti šíření kontaminantu nebo skupin kontaminantů s podobnými vlastnostmi z okolního prostředí až ke konečnému příjemci rizik, kterým mohou být skupiny obyvatel, složky životního prostředí včetně např. zdrojů podzemních vod.

Při sestavování předběžného koncepčního modelu a jednotlivých transportních cest pro toto území se vycházelo z vyhodnocení přírodních podmínek lokality a především z výsledků aktuálního průzkumu lokality a jejího okolí. Dále dle všech dostupných informací o území (obyvatelstvo, územní plány, využívání podzemních vod, apod.) s přihlédnutím ke zkušenostem z obdobných lokalit apod.

Koncepční model znečištění je uveden v tabulce níže.

Tabulka 4: Předběžný koncepční model znečištění

Zdroj	Transportní cesta	Příjemce rizik	Způsob expozice	Důvod výběru
Nesaturovaná zóna – prostor deponie kalů	Přímý kontakt na lokalitě	Zemědělci, náhodní návštěvníci lokality, zvěř	Přímý kontakt	Lokalita je volně přístupná, může tak docházet k přímému kontaktu při zemědělských pracích, při pohybu a jiných aktivitách na lokalitě a okolí.
	Mobilizace prachových částic s adsorbovanými polutanty a transport vzduchem	Zemědělci, náhodní návštěvníci lokality, obyvatelé, zvěř	Inhalace kontaminovaného vzduchu	Některé kontaminanty se dobře sorbují na povrch pevných částic, při dostatečném vysušení půdy může docházet k mobilizaci prachových částic.
	Přímý kontakt na lokalitě/šíření do okolí – rozliv kalů, výluhová voda	Zemědělské půdy	Přímý kontakt	Ohrožení půdních ekosystémů a kvality orné půdy
	Průnik kontaminace z prostoru deponie nesaturovanou zónou k hladině PV – migrace s podzemní vodou dále ve směru proudění PV	Lidé, ekosystémy přicházející do styku s podzemní vodou, vodní zdroje	ohrožení zdroje podzemní vody - Hrdibořice studny ohrožení kvality individuálních zdrojů pitné a užitkové vody – Kralice n. H. ohrožení kvality povrchové vody vodoteče Valová a jejich přítoků – drenáž podzemní vody	Kontaminace v podzemní vodě se může dále šířit ve směru proudění podzemní vody k místní erozivní bázi a/nebo ke zdroji pitné vody, v jehož ochranném pásmu se deponie nachází

2.2 Aktuální průzkumné práce

Primárním úkolem průzkumných prací bylo zjistit charakter a rozsah kontaminace deponovaných kalů, podzemních vod v okolí deponie a přírodní podmínky na lokalitě.

Před zahájením průzkumných prací byla provedena rekognoskace terénu a vytipování vhodných míst pro odběr vzorků, dále byly získány souhlasy se vstupy na pozemky dotčené průzkumem a byla zjištěna přítomnost případných inženýrských sítí s ohledem na projektované vrtné práce.

2.2.1 Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací

Průzkumné práce předcházející vlastnímu zpracování analýzy rizika a rozsah vzorkování vycházely z metodického pokynu MŽP č. 13 „Pro průzkum kontaminovaného území“, z požadavků na zjištění možné kontaminace deponovaných kalů a okolí lokality, možnostech šíření kontaminace a ověření kvality podzemní vody v okolí deponie.

Cílem projektovaných prací bylo získat dostatek kvalitních dat maximálně využitelných pro zpracování analýzy rizik.

Geologické práce byly řízeny odpovědným řešitelem s odbornou způsobilostí projektovat, provádět a vyhodnocovat geologické práce v oboru sanační geologie a hydrogeologie.

Geologické práce byly dokumentovány v souladu s platnou legislativou (vyhláškou č. 368/2004 Sb., o geologické dokumentaci), dle Metodického pokynu MŽP č. 13 pro průzkum kontaminovaného území a vyhlášky č. 369/2004 Sb., v platném znění. Odběry vzorků podzemní vody, stejně jako zemin a kalů byly prováděny v souladu s platnými normami ČSN ISO. Odběry se řídily Metodickým pokynem MŽP – „Vzorkovací práce v sanační geologii“, který vyšel jako příloha k Věstníku MŽP č. 2/2007. Veškeré projektované analytické práce byly provedeny v akreditované laboratoři. Riziková analýza byla zpracována v souladu s Metodickým pokynem MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území, uveřejněném ve Věstníku MŽP č. 1/2011.

Průzkumné práce byly provedeny v následujícím rozsahu

- Přípravné práce
- Průzkumné práce – nové monitorovací vrty v okolí deponie a sondy do deponie kalů
- Geodetického zaměření deponie a nových monitorovacích vrtů
- Vzorkovací práce - vzorkování kalů a podzemní vody
- Laboratorní práce
- Geologické a hydrogeologické vyhodnocovací práce
- Analýza rizik pro zdraví člověka a ekosystémy

2.2.2 Přípravné práce

V rámci přípravných prací byly realizovány následující práce:

- Podrobná rekognoskace zájmového území
- Upřesnění míst vrtných prací
- Ověření průběhu inženýrských sítí a získání souhlasů s instalací vrtů od vlastníků pozemků
- Vypracování prováděcí dokumentace, získání potřebných povolení a souhlasů

2.2.3 Průzkumné práce

Monitorovací vrtý

Monitorovací vrtý byly umístěny na základě rekognoskace lokality, místních podmínek, povolení přístupu na jednotlivé pozemky a výskytu nadzemních a podzemních sítí. Situace umístění montovacích vrtů je uvedena v příloze zprávy č. 3.

Vyhlobení monitorovacích vrtů bylo provedeno na základě projektu geologických prací z dubna/května roku 2020. Povolení s provedením vrtných prací bylo vydáno Magistrátem města Prostějova dne 29. 6. 2020 na základě zaslané žádosti dne 4. května 2020.

Realizace hydrogeologických monitorovacích vrtů byla provedena rotačně spirálovým vrtním jádrově, vrtnou soupravou Normeyer DSB 2/7 na podvozku Mercedes-Benz 1824 4x4, o průměru min. 178 mm a vystrojí PVC o průměru min. 125 mm. S ohledem na geologii prostředí (nesoudržné vrstvy) muselo být použito pracovní ocelové pažení průměru 190 mm. Celkově byly vyhloubeny 3 hydrogeologické monitorovací vrtý s výstrojí do hloubky 11 – 11,5 m p.t..

Podzemní voda byla naražena cca 10 m p.t., vyjma vrtu HV-1, kde byla pouze zachycena tenká vlhká vrstva písků nad jíly (izolantem). Ustálená hladina podzemní vody se pohybuje cca 10,2 m pod terénem, ve vrtu HV-1 byla vrstva jílu zachycena již v hloubce 10 m p.t. Perforovaná část byla umístěna ode dna vrtu (vyjma kalník) v délce 5 m. Obsyp byl proveden praným štěrskem zrnitosti 4/8 mm. Ústí vrtů byla opatřena ocelovou ochrannou pažnicí s uzavíratelným poklopem s navařeným terčem. Vrchní část vrtu byla zatěsněna proti průniku srážkové vody bentonito-jílovým těsněním mezikruží.

Tabulka 5: Technické parametry nových monitorovacích vrtů

Vrt	Datum realizace	Vrtný průměr (mm)	Výstroj PVC ø 88/4 mm		Hloubka vrtu (m p.t.)
			Plná od - do (m)	Perforovaná od - do (m)	
HV-1	15. 7. 2020	178/ pracovní pažení 203 mm	0,0 – 6,0	6,0 – 10,7 + 0,3 kalník	11,0
HV 2	14. 7. 2020		0,0 – 6,5	6,5 – 11,3 + 0,3 kalník	11,5
HV-3	14. 7. 2020		0,0 – 6,5	6,5 - 11,3 + 0,5 kalník	11,5

Zeminové sondy

Zeminové sondy byly umístěny na základě rekognoskace lokality, podmínek na deponii, povolení přístupu na jednotlivé pozemky (v době provádění zemních sond nebyl udělen

souhlas se vstupem na pozemky společnosti SPRESO s.r.o.). Situace míst odběrů je uvedena v příloze této AR č. 4.

Deset mělkých zeminových sond pro odběr vzorků zemin a kalů bylo provedeno dne 5. května 2020. Tyto sondy byly vyhloubeny na úroveň podkladních zemin pod deponií kalů. Hloubky provedených sond byly cca 1,3 - 3 m p.t. Pro odběr dostatečného množství vzorku kalů byly provedené sondy dělány ve dvojicích až trojicích.

Sondy byly provedeny metodou nárazového zatlačení výstroje ruční odběrovou soupravou. Zemina/kaly z jádrovky byla postupně vysypávána a popisována geologem.

Dokumentace vrtů a sond byla provedena odborným geologem. Vrtná jádra byla uložena do připravených vzorkovnic. Před realizací vrtů a sond bylo provedeno řádné vyčištění vrtného náradí tak, aby bylo zamezeno nežádoucí kontaminaci vzorků zemin a podzemní vody.

Tabulka 6: Popis zeminových sond v deponii kalů

Sonda	Litologický popis
S1	0,0 - 1,3 kaly
	1,3 - 1,5 zemina
S2	0,0 - 1,4 kaly, směs kalů a hlíny, příměs bílé hmoty, zavodněno
	1,4 - 1,5 zemina, níže tvrdý podklad
S3	0,0 - 0,8 zemina
	0,8 - 3,0 kaly
S4	0,0 - 1,7 kaly
	1,7 - 1,7 tvrdý podklad
S5	0,0 - 1,5 kaly
	1,5 - 1,7 zemina
Sonda	Litologický popis
S6	0,0 - 0,2 zeminy, zbytky rostlin
	0,2 - 1,5 kaly
	1,5 - 1,8 zemina
S7	0,0 - 1,1 kaly
	1,1 - 1,4 zemina
S8	0,0 - 1,7 kaly
	1,7 - 2,0 zemina (možná s příměsí kalů)
S9	0,0 - 1,0 kaly
	1,0 - 1,3 zemina
S10	0,0 - 1,2 kaly
	1,2 - 1,4 zemina s kaly (směs)
	1,4 - 1,7 zemina

2.2.4 Vzorkovací práce

Vzorky zemin a kalů

Vzorky zemin a kalů byly odebírány ze všech 10 sond dne 5. 5. 2020 v množství 3 zonálních vzorků na jednu sondu – v rozsahu 2 vzorků kalů a jeden vzorek podložní zeminy. Vzorkovaný profil byl upřesněn na základě organoleptického posouzení při odběru. Zeminové sondy byly označeny S1 až S10. V severní části deponie (menší část za cestou) byly realizovány sondy S1 a S2 a v hlavní části deponie sondy S3 až S10. Dále byly odebrány směsné vzorky kalů a to:

- SM 1 – sondy S1 a S2 (reprezentují severní menší část deponie)
- SM 2 – sondy S4 a S7 (reprezentují „velkou“ deponii v její severní části)
- SM 3 – sondy S6, S8 a S9 (reprezentují „velkou“ deponii v její jižní části)

Zeminy/kaly byly odebírány z ručně vyhloubených sond pomocí vzorkovacího vybavení. Požadované hloubkové úrovně byly následně sesypány a homogenizovány tak, aby byly vytvořeny reprezentativní směsné vzorky.

Každý vzorek byl ihned umístěn do určené, řádně označené vzorkovnice.

Vzorky podzemní vody

Vzorky podzemní vody byly odebrány dynamickým způsobem dne 20. 7. 2020 z nově vybudovaných hydrogeologických vrtů a jednoho stávajícího průzkumného vrtu v zemědělském areálu v blízkosti deponie. Protože ve vrtu HV-1 nebyla zastižena hladina podzemní vody, po dohodě se zástupcem investora byl vybrán jiný monitorovací objekt. V rámci odběru dynamických vzorků podzemní vody byly měřeny fyzikálně-chemické parametry: teplota, pH, redox potenciál, vodivost a rovněž úroveň hladiny podzemní vody.

Vzorky podzemní vody byly odebírány v dynamickém stavu pomocí čerpadla GIGANT. Během čerpání vody byly kontinuálně měřeny fyzikálně-chemické parametry (rozpuštěný kyslík, konduktivita, pH, teplota aj.), teprve po ustálení hodnot těchto parametrů byl každý jednotlivý vzorek odebrán.

Každý vzorek byl ihned řádně označen (číslo vzorku, datum odběru).

2.2.5 Laboratorní práce

V rámci průzkumných prací byly provedeny laboratorní analýzy vzorků zemin/kalů a podzemní vody dle následujícího rozsahu:

Zeminy/kaly (30 vzorků)

- Ropné látky (C₁₀ – C₄₀): 30 analýz
- Těžké kovy: 27 analýz
- Obsah škodlivin v sušině dle tabulky 10.1. vyhlášky 294/2005 Sb.: 3 analýzy
- Ekotoxikologické testy (dle vyhlášky č. 294/2005 Sb., tab 10.2): 3 analýzy
- Rozbor dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. - výluh - třída vyluhovatelnosti II: 3 analýzy
- Kaly - vlastnosti čistírenských kalů (vyhl. 437/2016): 2 analýzy

- Kaly - rizikové prvky (vyhl. 437/2016): 3 analýzy
- Kaly - mikrobiologický rozbor (vyhl. 437/2016, př. 7): 3 analýzy

Podzemní voda (3 vzorky)

- Ropné látky ($C_{10} - C_{40}$): 3 analýzy
- Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU): 3 analýzy
- Chlorované uhlovodíky (CIU): 3 analýzy
- BTEX: 3 analýzy
- Těžké kovy: 3 analýzy
- Základní chemický rozbor vody: 3 analýzy

Veškeré laboratorní analýzy byly prováděny ve zkušebních laboratořích akreditovaných Českým institutem pro akreditaci o.p. (ČIA), dle ČSN EN ISO/IEC 17025:2005 – DEKONTA, a.s. a ALS CR, s.r.o. Metodika vlastních laboratorních analýz je uvedena v příslušných protokolech o zkouškách, s odkazem na odpovídající normy.

2.3 Výsledky průzkumných prací

2.3.1 Geodetické práce, výpočet kubatur deponie

Hydrogeologické vrty byly geodeticky zaměřeny v souřadnicovém systému S-JTSK a výškovém systému Balt po vyrovnání.

V následující tabulce jsou přehledně prezentovány souřadnice zaměřených nových hydrogeologických objektů (monitorovací vrty) a stávajícího průzkumného vrtu, zaměřených v souřadnicovém systému S-JTSK a výškovém systému Bpv.

Odběrová místa kalů/zemin byly orientačně zaměřeny přístrojem GPS a následně zakresleny do situace v příloze této zprávy č. 4.

Tabulka 7: Seznam souřadnic zaměřených bodů (HG vrtů a sond)

Označení vrtu	Y (m)	X (m)	Z zhlaví (m)	Z terén (m)	poznámka
HV-1	553097,72	1135237,32	219,52	218,66	VRT
HV-2	553059,96	1135364,7	219,15	218,21	VRT
HV-3	553152,39	1135401,9	218,67	217,85	VRT
So	553267,19	1135210,66	217,6	217,6	stávající vrt.

Výpočet kubatur deponie

Hranice deponie je dany hranou a patou svahu deponie případně ochranného valu. Na okrajích prostoru deponie jsou dvě zamokřené laguny. Z jedné strany se deponie opírá o stávající halu kompostárny. Deponie je velmi zarostlá náletovým plevelem a povrch je značně nestabilní, hrozící v některých místech propadnutím. Proto jsou uvnitř prostoru deponie nezměřené prostory, které jsou ale rovinné a lze odhadnout jejich průměrnou výšku podle nejbližších zaměřených bodů.

Zaměření podrobných bodů bylo provedeno technologií GNSS, metodou RTK s VRS v použité síti GEOORBIT. Pro transformaci byla použita zpřesněna globální transformace mezi ETR89 a S-JTSK. Kontrola připojení byla provedena nezávislým monitoringem. Výpočet byl proveden programem TRANSFORM MAX v.1710. Katastrální mapa je aktuální k červenci 2020.

Výpočet kubatur byl proveden dvěma způsoby. Programem GEUS v 18, kdy celková zájmová plocha je dělena na trojboké hranoly. Druhá metoda je vyhodnocuje pomocí charakteristických řezů a ploch vytvořených v programu μstation a spočítání jejich ploch a objemu.

Výpočet kubatur: srovnávací rovina pro výpočet kubatur je 218,00 m n. m.

Deponie Kralice kubatura [m³] plocha [m²]

Jižní – velká deponie kalů

Výpočet GEUS 16370 m³

Výpočet μstation 16230 m³

Kubatura celkem 16 300 m³

Severní malá deponie

Výpočet GEUS 4200 m³

Výpočet μstation 4100 m³

Kubatura celkem 4150 m³

Celkový objem deponovaných kalů:

$16\,300 + 4150 = 20\,450\text{ m}^3$

Celková plocha deponie: 10

$994 + 2650 = 13\,644\text{ m}^2$

Geodetická zpráva se zaměřením HG objektů, zaměřením tělesa deponie a výpočet objemu je uvedena v příloze č. 11 této zprávy.

2.3.2 Záměr hladin PV

Na základě zaměření hladin podzemní vody kontaktním hladinoměrem a geodetického zaměření jednotlivých HG objektů byla vykreslena mapa hydroizohyps.

Mapa hydroizohyps je obsahem přílohy č. 7.

Tabulka 8: Výsledky zaměření hladin podzemní vody – 20. 7. 2020

Vrt	Datum záměru HPV	Hloubka vrtu	HPV	Průměr vrtání	Průměr výstroje	Perforovaný úsek	
		(m p.t.)	(m p.t.)	(mm)	(mm)	od	do
HV-1	20.7.2020	11	10*	178	125	6,0	10,7
HV-2	20.7.2020	11,5	10,19	178	125	6,5	11,3
HV-3	20.7.2020	11,5	10,18	178	125	6,5	11,3

So**	20.7.2020	22,2	10,32	-	-	-	-
------	-----------	------	-------	---	---	---	---

Pozn.:

* - úroveň izolátoru svrchního kolektoru, kde byla v rámci vrtných prací zachycena tenká zavlhlá vrstva

** - nedaleko deponie byl zaměřen průzkumný vrt v zemědělském areálu.

2.3.3 Použité kritéria a limitní koncentrace pro vyhodnocení průzkumných prací

Při zpracovávání rizikové analýzy a určování prioritních škodlivin byly zohledněny zejména Indikátory znečištění dle MP MŽP ČR (2014), ale také hodnoty Regional Screening Levels (RSLs) dle US EPA (květen 2020).

Výsledky jsou vztaženy k závazným legislativním normám:

- k zákonu č. 185/2001 Sb. o odpadech v platném znění
- vyhlášce č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu, v platném znění
- vyhlášce č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, v platném znění
- vyhlášky č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod

Indikátory znečištění dle MP MŽP (2014) a hodnoty Regional Screening Levels (RSLs) dle US EPA (květen 2020).

Pro posouzení míry potenciálního znečištění a z něho plynoucích rizik jsou použita kritéria a postupy dané metodickým pokynem MŽP Indikátory znečištění pro ostatní plochy z roku 2014 (dále jen Indikátory znečištění). Tento metodický pokyn slouží k indikativnímu posuzování úrovně znečištění zemin, podzemní vody a půdního vzduchu na antropogenně znečištěných lokalitách. Vzhledem k tomu, že neexistují hodnoty indikátorů znečištění sedimentů, byly pro vyhodnocení znečištění využity indikátory znečištění zemin pro ostatní plochy.

Smyslem těchto indikátorů znečištění je indikace míst s přítomností chemických látek vyžadujících další zkoumání a hodnocení, případně představující potenciální ohrožení kvality prostředí – především zda tyto látky a jejich koncentrace nepředstavují riziko pro zdraví obyvatel.

Hodnoty indikátorů znečištění vycházejí z tzv. screeningových hodnot US EPA RSL odvozených na základě toxikologických vlastností jednotlivých látek a potenciální expozice těmto látkám, vyskytujících se v některé ze složek horninového prostředí. Využity jsou obvyklé expoziční parametry a faktory reprezentující maximální odůvodnitelnou chronickou expozici při zahrnutí citlivých skupin osob (dětí).

Míra potenciálního znečištění jednotlivých matric byla posouzena také s nejaktuálnějšími hodnotami Regional Screening Levels (RSLs) dle US EPA (květen 2020).

Hodnoty RSL jsou odvozeny jednotným způsobem pomocí expozičních rovnic s využitím obvyklých expozičních parametrů a faktorů reprezentujících maximální odůvodnitelnou chronickou expozici a zahrnutí citlivých skupin osob (dětí). To znamená, že hodnoty RSL

jsou odvozeny na základě přímé expozice, resp. přímého kontaktu s danou složkou životního prostředí. Uvažovanými expozičními cestami jsou nahodilé požití zeminy, inhalace prachových částic ze zeminy a dermální kontakt se zemínou, dále inhalace vzduchu a ingesce vody a inhalace těkavých látek při koupání a sprchování. Hodnoty RSL odpovídají míře přijatelného nekarcinogenního rizika kvocientu nebezpečnosti $HQ=1$ a zvýšenému celoživotnímu riziku vzniku rakoviny $ELCR = 1 \times 10^{-6}$. RSL nezohledňují rizika pro ekosystémy či povrchové vody, nicméně jejich aplikovatelnost pro využívané podzemní vody k pitným či užitkovým účelům je zřejmá.

Tabulka 9: Limitní hodnoty zeminy - Indikátory znečištění, RSL dle US EPA (5/2020)

Parametr	jednotky	Indikátory znečištění ostatní plochy	US EPA - RSL, 5/2020 Resident Soil
As	mg/kg suš.	0,61	0,68
Cr (VI)	mg/kg suš.	0,29	0,3
Al	mg/kg suš.	-	77 000
Cu	mg/kg suš.	3 100	3100
Pb	mg/kg suš.	400	400
Ni	mg/kg suš.	1500	1500
Zn	mg/kg suš.	23 000	23 000
Hg	mg/kg suš.	10	11
Cd	mg/kg suš.	70	71
PAU (suma)	mg/kg suš.	6*	-
Uhlovodíky C10-C40	mg/kg suš.	500	230 000*

Limitní hodnota dle vyhlášky č. 294/2005 Sb, přílohy č. 10, tabulky 10.1

Tabulka 10: Limitní hodnoty podzemní s rezervou i povrchové vody - Indikátory znečištění, RSL dle US EPA (5/2020), vyhl. č. 252/2004 Sb.

Parametr	jednotky	Indikátory znečištění podzemní voda	US EPA - RSL, 5/2020 Tapwater	Vyhl. č. 252/2004 Sb. Pitná voda
Uhlovodíky C ₁₀ -C ₄₀	µg/L	500	6000*	-
As	µg/L	0,045	0,05	10
Al	µg/L	-	20000	-
Hg	µg/L	0,63	0,63	-
Cu	µg/L	620	800	-
Cr celk.	µg/L	-	-	-
Pb	µg/L	10	15	-
Ni	µg/L	300	390	-
Zn	µg/L	4 700	6000	-
Kyanidy celkové	µg/L	1,4	-	-
Ca	mg/L	-	-	30
Fe	mg/L	11	-	0,2
Mg	mg/L	-	-	10
Na	mg/L	-	-	200
Ni	mg/L	-	40	-
CHSK Mn	mg/L	-	-	3
NH ⁴⁺	mg/L	-	-	0,5
NO ₂ ⁻	mg/L	1,6	2	0,5

Parametr	jednotky	Indikátory znečištění podzemní voda	US EPA - RSL, 5/2020 Tapwater	Vyhl. č. 252/2004 Sb. Pitná voda
NO ₃ ⁻	mg/L	-	32	50
F ⁻	mg/L	0,62	0,8	1,5
Cl ⁻	mg/L	-	-	100
SO ₄ ²⁻	mg/L	-	-	250

Poznámka:

*- hodnoty pro „High aliphatic“ – minerální oleje, frakce (C₁₉-C₃₂)

Vzhledem k velkému množství analýz nejsou výsledky těchto analýz uvedené přímo v textu, ale jsou součástí příloh k předkládané analýze rizik. V textu jsou jen komentovány výsledky nadlimitních koncentrací ve vztahu k MP MŽP – Indikátory znečištění, resp. ve vztahu k RSL US EPA a legislativním limitům.

2.3.4 Vyluhovatelnost kalů

Vyluhovatelnost sledovaných parametrů byla stanovena u 3 směsných vzorků odebraných kalů.

Výluh byl připraven dle ČSN EN 12457-4 a výsledky byly porovnány s přílohou č. 2, tabulkou 2.1.k vyhlášce č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na deponie a jejich využívání na povrchu terénu.

Tabulka 11: Vyluhovatelnost vybraných vzorků kalů

Matrice:	Výluh připraven dle ČSN EN 12457-4							
Parametr	SM 1	SM 2	SM 3	Jednotky	Limit dle 294/2005, příloha č.2			
					I	IIA	IIB	III
DOC	128	434	845	mg/l	50	80	80	100
Chloridy	62,6	221	205	mg/l	80	1500	1500	2500
Fluoridy	< 0,2	< 0,2	0,283	mg/l	1	30	15	50
Sírany	377	968	982	mg/l	100	3000	2000	5000
As	0,0051	0,019	0,044	mg/l	0,05	2,5	0,2	2,5
Ba	0,049	0,033	0,061	mg/l	2	30	10	30
Cd	< 0,001	< 0,001	< 0,001	mg/l	0,004	0,5	0,1	0,5
Cr _{celkový}	0,0019	0,0023	0,011	mg/l	0,05	7	1	7
Cu	0,057	0,142	0,172	mg/l	0,2	10	5	10
Hg	< 0,001	0,004	0,0020	mg/l	0,001	0,2	0,02	0,2
Mo	0,035	0,044	0,169	mg/l	0,05	3	1	3
Ni	0,019	0,114	0,175	mg/l	0,04	4	1	4
Pb	0,0040	0,011	0,0066	mg/l	0,05	5	1	5
Sb	0,0085	< 0,005	0,0085	mg/l	0,006	0,5	0,07	0,5
Se	< 0,005	0,011	0,018	mg/l	0,01	0,7	0,05	0,7
Zn	0,093	0,032	0,127	mg/l	0,4	20	5	20
RL _(105°C)	1925	2 710	2 650	mg/l	400	8000	6000	10000
pH	8,02	8,44	8,53	-	-	≥ 6	≥ 6	-

Z tabulky vyplývá, že výsledky rozborů vybraných vzorků odpadů z tělesa deponie nevyhovují limitům uvedeným ve vyhl. č. 294/2005 Sb., příloha č. 2 pro výluhovou třídu III., pouze v parametru – DOC (rozpuštěný organický uhlík).

2.3.5 Výsledky znečištění v podložních zeminách a deponovaných kalech

V rámci průzkumu znečištění na lokalitě bylo provedeno 10 nevystrojených zeminových sond označených S-1 až S-10. Sondy byly realizovány v prostoru deponie, kdy v severní menší části deponie byly realizovány sondy S1 a S2 a v hlavní části deponie sondy S3 až S10. Dále byly odebrány směsné vzorky kalů. Schéma umístění sond je uvedeno v příloze této zprávy.

Ze všech sond byly odebrány 3 směsné vzorky kalů a zemin ze tří hloubkových intervalů označených A, B a C. Hloubkový profil A reprezentuje vrchní část kalů. Hloubkový profil B reprezentuje kaly v hlubších vrstvách deponie a profil C reprezentuje podložní zeminy.

Ve vzorcích zemin byly sledovány především ropné uhlovodíky a těžké kovy. Tyto analýzy byly doplněny dalšími testy ve směsných vzorcích kalů a to o zkoušky vyluhovatelnosti, analýzami v rozsahu tabulek 10.1 a 10.2 vyhlášky č. 294/2005 Sb a analýzami přípustného znečištění kalů pro použití na zemědělské půdě dle vyhlášky č. 401/2015 Sb.

Kontaminace látkami ropného původu (C₁₀-C₄₀), PAU

Výrazná kontaminace kalů a podložních zemin byla zaznamenána v celém prostoru deponie s tím, že míra kontaminace byla značně heterogenní.

V severní menší oddělené části deponie byla kontaminace ropnými látkami (ropné uhlovodíky frakce C₁₀-C₄₀) analyzována v sondě S1 a to především v její vrchní části – v koncentraci 2345 mg.kg⁻¹ suš. V podložních zeminách nebyla kontaminace RL zachycena. Ve směsném vzorku kalů ze sondy S1 a S2 byla však analyzována výše RL ve směsi v koncentraci 2725 mg.kg⁻¹ suš. Koncentrace látek skupiny PAU se ve směsném vzorku rovněž pohybovala v hodnotách 6,48 až 24,1 mg.kg⁻¹ suš.

Ve všech odebraných vzorcích z „velké“ deponie, tj. S3 až S10 byl zjištěn obsah ropných látek nad limit dle tabulky 10.1 vyhlášky č. 294/2005 Sb. Obsah ropných látek v odebraných vzorcích se pohyboval od 376 do 5280 mg.kg⁻¹ suš. V rámci odběrů směsných vzorků byly hodnoty ještě vyšší, a to 5 785 až 8 845 mg.kg⁻¹ suš.

Koncentrace látek skupiny PAU se ve směsném vzorku pohybovala v hodnotách 3,59 až 7,27 mg.kg⁻¹ suš.

Hodnota Indikátoru znečištění pro ropné látky je 500 mg.kg⁻¹ suš. Tato hodnota byla překročena téměř ve všech odebraných vzorcích kalů a podložních zemin (kontaminace zemin byla ověřena do hloubky cca 20 - 30 cm).

Pro sumární koncentraci PAU je uveden limit ve vyhlášce č. 294/2005 Sb, příloze 10, tabulce 10.1 a to PAU - 6 mg.kg⁻¹ suš. Tento limit byl překročen v některých směsných vzorcích kalů jak v malé severní deponii, tak v severní části velké deponie.

Kontaminace kovy

Ve všech analyzovaných vzorcích zemin ze zájmové lokality byl zjištěn obsah **As** překračující hodnoty Indikátorů znečištění (0,61 mg.kg⁻¹ suš.) ve všech odebraných vzorcích. Nicméně

limitní koncentraci danou vyhláškou č. 294/2005 Sb. přílohou 10, tabulkou 10.1, ve výši As - 10 mg.kg⁻¹ suš., překročily mírně jen 2 vzorky z 30 odebraných.

Limitní koncentrace dané tabulkou 10.1 vyhlášky č. 294/2005 Sb. překročily ve značném počtu vzorků následující kovy:

- **Kadmium** – limitní koncentrace Cd (1 mg.kg⁻¹ suš.) byly překročeny u 15 vzorků kalů a podložních zemin. Maximální koncentrace Cd byla analyzována ve vzorku kalu ze sondy S10, a to v hodnotě – **41,3 mg.kg⁻¹ suš.**
- **Rtuť** – limitní koncentrace Hg (0,8 mg.kg⁻¹ suš.) byly překročeny u 16 vzorků kalů a podložních zemin. Maximální koncentrace Hg byla analyzována ve vzorku kalu ze sondy S7, a to v hodnotě – **6,48 mg.kg⁻¹ suš.**
- **Nikl** – limitní koncentrace Ni (80 mg.kg⁻¹ suš.) byly překročeny u 2 vzorků kalů ze sondy S7, kde maximální koncentrace Ni dosáhla hodnoty 150 mg.kg⁻¹ suš.

Obdobné hodnoty kontaminace kovů byly analyzovány i u směsných vzorků.

Výsledky testů ekotoxicity kalů

Odebrané směsné vzorky kalů z deponie – SM-1, SM-2 a SM-3 byly testovány na akutní toxicitu dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. příloha č. 10, tabulka 10.2 – ekotoxikologické testy

Výsledky analýz kalů prokázaly **zásadně negativní ekotoxické vlastnosti** na rostliny, vodní řasy a živočichy (ryby, plankton) kalů. **U všech odebraných vzorků byla mortalita u ryb (živorodky) a vodních korýšů (perloočky) 100 %.**

Tabulka 12: Výsledky ekotoxikologických testů kalů

Parametr	Jedn.	Označení vzorku			Limit dle, vyhlášky 294/2005 Sb. tabulka č. 10.2			
		SM-1	SM-2	SM-3	Sloupec I		Sloupec II	
					limit (min.)	limit (max.)	limit (min.)	limit (max.)
Scenedesmus (Desmodesmus) subspicatus								
inhibice	%	48,6	100	100	0	-	-	30
Daphnia magna								
imobilizace	%	100	100	100	-	30	-	30
Poecilia reticulata								
mortalita	%	100	100	100	-	0	-	0
Sinapis alba								
inhibice	%	3,6	99,6	100	0	-	-	30

Výsledky rozborů nevyhovují požadavkům uvedeným ve vyhlášce č. 294/2005 Sb. příloha č. 10, tabulka 10.2, pro I. i II sloupec.

Porovnání výsledků analýz kalů dle vyhlášky č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě

Odebrané směsné vzorky kalů z deponie – SM-1, SM-2 a SM-3 byly podrobeny analýzám dle vyhlášky č. 437/2016 a to:

- vlastnosti čistírenských kalů - rizikové látky
- mikrobiologická kritéria

Výsledky provedených analýz byly hodnoceny v rozsahu přílohy č. 3 - Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě (ukazatele pro hodnocení kalů) a přílohy č. 7 : Mikrobiologická kritéria pro upravený kal pro aplikaci na zemědělské půdě v přechodném období.

Z výše uvedených hodnocení vyplynulo:

- překročení limitního obsahu enterokoků pro kategorii I. ve vzorku SM-3
- překročení limitní koncentrace látek typu PAU ve vzorku SM-1

Posouzení ostatních parametrů laboratorních analýz

- Z výsledku provedených laboratorních analýz vyplynulo zvýšené množství látek (hnojiv) typu N P K v odebraných vzorcích kalů.
- Vzorky kalů obsahují vápník v koncentracích 85 000 resp. 82 900 mg.kg⁻¹ suš.

2.3.6 Rozsah znečištění v podzemních vodách

V okolí deponie kalů byly na pozemcích městyse Kralice na Hané vyhloubeny monitorovací vrtů HV-1, HV-2 a HV-3. Cílem monitorovacích vrtů je ověření možného ovlivnění kvality podzemní vody v okolí deponie a určení směru proudění podzemní vody.

Vrt HV-1 je umístěn proti předpokládanému směru proudění podzemní vody od deponie kalů, v době provádění průzkumných prací v tomto vrtu nebyla zastižena hladina podzemní vody.

Vrt HV-2 je umístěn u paty deponie a dle průběhu předpokládaného proudění podzemní vody je ovlivněn deponií okrajově, případně reprezentuje možnou rozvodnici mezi směrem proudění podzemní vody k vodnímu zdroji a k městysu Kralice na Hané. Vrt HV-3 je umístěn ve směru proudění podzemní vody od tělesa deponie směrem k městysu a individuálním vodním zdrojům obyvatel. Tento směr rovněž reprezentuje i zjištěný průzkumný vrt v zemědělském areálu, označený jako So.

Ve směru proudění od deponie kalů **byly překročeny Indikátory znečištění MŽP** pro podzemní vodu u **vrtů HV-2 a HV-3**, a to v parametrech:

- **Kobalt** (0,0047 mg.l⁻¹), u obou vzorků podzemní vody, a to v koncentracích 0,017 až 0,0241 mg.l⁻¹
- **Mangan** (0,32 mg.l⁻¹) u obou vzorků podzemní vody, a to v koncentracích 0,524 až 0,894 mg.l⁻¹
- **Halogenované těkavé organické sloučeniny - trichlorethen** – limitní koncentrace (0,44 mg.l⁻¹) byla překročena v případě vzorku vrtu HV-2, a to 10,5 µg.l⁻¹. (limit pro pitnou vodu dle vyhlášky 252/2004 Sb. činí pro TCE 10 µg.l⁻¹). Přítomnost pouze

trichlorethenu bez produktů dehalogenace CIU naznačují relativně čerstvou kontaminaci podzemní vody těmito látkami.

Ve vzorku podzemní vody vrtu HV-2 byla rovněž mírně překročena limitní koncentrace olova $0,0142 \text{ mg.l}^{-1}$ vzhledem k IZ MŽP ($0,01 \text{ mg.l}^{-1}$).

Koncentrace ropných látek ve vzorcích podzemní vody se nacházely pod mírou detekce dané laboratorní metody.

Zjištěný obsah dusičnanů ve vrtu HV-3 a So převyšuje limitní obsah uvedený pro pitnou vodu ve vyhlášce č. 252/2004 Sb. (50 mg.l^{-1}). Obsah chloridů ve všech odebraných vzorcích podzemní vody překračuje limitními hodnoty pro pitné vody v ČR.

Základní chemický rozbor ukazuje na obohacení podzemní vody o dusík, jehož zdrojem může být i deponovaný kal. Deponovaný kal se vyznačuje vysokým organickým znečištěním (CHSK_{cr} , DOC) a stejně tak i vyšším obsahem dusíku (analyzováno jako celkový N, amoniakální dusík). Rovněž byla v kalech zaznamenána i přítomnost enterokoků, které jsou typickým ukazatelem fekálního znečištění a/nebo ukazují na možné anoxické kvašení deponovaného materiálu (dle výsledků mikrobiologického rozboru se jedná spíše o slabší oživení deponovaného materiálu analyzovanými bakteriemi). Míra znečištění deponovaného kalu organickými ukazateli a obsahem dusíku naznačuje na riziko mikrobiálního znečištění.

Z důvodu možného rizika průsaku kalu do podzemní vody doporučujeme při monitoringu lokality doplnit rozbor podzemní vody i o mikrobiální parametry.

Měření fyzikálně-chemických parametrů v terénu (podzemní vody)

Vzorky podzemní vody byly odebrány z nově vyhloubených monitorovacích vrtů HV-2 a HV-3 a průzkumného vrtu So. Ve vrtu HV-1 nebyla v době provádění průzkumných prací zachycena hladina podzemní vody.

Při odběru vzorků podzemní vody byly měřeny základní fyzikálně-chemické parametry. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Tabulka 13: Fyzikálně-chemické parametry odebraných vzorků podzemní vody z monitorovacích vrtů

Název vrtu	konduktivita ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	pH	Teplota $^{\circ}\text{C}$	O_2 (mg.l^{-1})	ORP (mV)
HV-1	-	-	-	-	-
HV-2	1690	6,60	12,7	0,62	80,5
HV-3	2060	6,52	12,2	0,31	- 260
So	1860	6,46	11,9	-	225

Podzemní voda z vrtů HV-2 a HV-3 se vykazuje nízkými hodnotami ORP a nízkým obsahem kyslíku, což ukazuje na mírnější anoxické a redukční podmínky prostředí, které jsou doprovázeny vyšším obsahem manganu a síranů v podzemních vodách v okolí deponie.

2.3.7 Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění

Kontaminace zjištěná v zájmovém území je vázána především na deponii kalů. Deponie kalů vznikla přibližně v letech 2015 – 2017 na pozemcích orné půdy, v těsné blízkosti haly kompostárny. Dle přístupných informací by se mělo jednat o čistírenské kaly s papírenské výroby. Tomuto předpokladu však nenasvědčuje plošná, značně heterogenní, kontaminace kalů ropnými látkami, dále látkami ze skupiny PAU a těžkými kovy. Výsledky z celé deponie kalů rovněž vykazují velmi vysokou ekotoxicitu, jak na vodní organismy, tak na rostliny.

Lokalita samotná je registrována v Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM).

V okolí deponie byly vyhloubeny 3 nové monitorovací vrty a rovněž byl využit jeden stávající průzkumný vrt nedaleko deponie.

Podzemní voda v okolí deponie vykazuje obsah dusičnanů nad limit pro pitnou vodu, rovněž obsah chloridů ve všech odebraných vzorcích podzemní vody překračuje limitními hodnotami pro pitné vody v ČR. Při odběru vzorků podzemní vody byly rovněž měřeny fyzikálněchemické parametry, kdy naměřený záporný oxidačně redukční potenciál společně s nízkou hladinou kyslíků naznačují, že v prostředí v blízkosti deponie kalů panují spíše anoxické podmínky. Základní chemický rozbor ukazuje na možné obohacení podzemní vody o dusík, jehož zdrojem může být i deponovaný kal. Na možné redukční prostředí v okolí deponie ukazují i rovněž vyšší obsahy manganu a síranů v podzemní vodě. Z výše uvedeného lze již usuzovat na průnik lépe rozpustných látek (např. dusičnany) z deponovaných kalů do podzemní vody a probíhající změnu v ekosystému podzemní vody v okolí deponie.

2.3.8 Posouzení šíření znečištění

Posouzení šíření kontaminace z deponie kalů do jejího okolí vychází z několika základních poznatků. Především jsou to geologické a hydrologické podmínky lokality, dále fyzikálněchemické vlastnosti sledovaných látek, aktuální poznatky o rozsahu a stupni kontaminace resp. aktuální dotaci kontaminantu do prostředí.

Šíření znečištění v nesaturované zóně

Průzkumné práce byly zaměřené na zjištění míry a rozsahu znečištění deponovaných kalů a možném ovlivnění kvality podzemní vody v okolí deponie. Průzkum nesaturované zóny probíhal v samotné deponii kalů odběrem vzorků kalů dvou hloubkových úrovní a dále odběrem podložních zemin. V deponovaných kálech byla zjištěna přítomnost ropných látek v parametru C₁₀-C₄₀, látek skupiny PAU a těžkých kovů. Obdobná kontaminace byla již zachycena i v podložních zeminách pod deponií (do hloubky 20 -30 cm). Deponované kaly rovněž vykazují vysokou (ve většině parametrů 100 %) ekotoxicitu.

Údaje o litologickém charakteru horninového prostředí nesaturované zóny a její mocnosti jsou podrobně uvedeny v kapitolách Geologické poměry a Hydrogeologické poměry. Pod orníci se nachází vrstva jílovitých hlín (spraši) s příměsí písku, pod nimiž se nachází kvartérní písčito-jílovité a jílovité písky, které přecházejí do písků a drobného štěrku (zde byla

zachycena hladina podzemní vody). Bázi svrchního kolektoru, hloubce cca 10 -11 m p. t., tvoří jílovité vrstvy.

Ropné látky mají schopnost vázat se v půdním a horninovém prostředí fyzikálními a chemickými mechanismy, proto se výrazně nešíří horninovým prostředím. To prokázaly koncentrace pod mezí detekce v podzemních vodách.

Okolí deponie je tvořeno zemědělskou ornou půdou. Deponie samotná není zabezpečena proti průsaku atmosférických srážek, proto je pravděpodobné (v některých parametrech patrně již v současnosti), že kontaminace bude postupem času z deponie vymývána vlivem atmosférických srážek. Mobilita jednotlivých kontaminantů je různá a látky ze skupiny PAU jsou obecně jen málo rozpustné ve vodě. Těžké kovy se obecně sorbují na půdních koloidech a mohou proto za podmínek umožňujících transport – po puklinách, výrazně pronikat horninovým prostředím. U řady organických látek nelze vyloučit alespoň částečnou sorpci na jílovitou složku hornin. Předpokládáme, že pro převážný podíl kontaminace z deponie kalů bude hlavním sorpčním mechanismem vazba na organickou složku zeminy, kterou lze charakterizovat podílem organického uhlíku. Míru sorpce kontaminantů v půdě ovlivňuje zásadním způsobem i obsah organického uhlíku, na který se kontaminanty vážou. S ohledem na to, že se jedná o zemědělskou půdu, lze předpokládat sorpci části kontaminantů v organické části půdy. Po nasycení sorpční kapacity půdy však již dojde k dalšímu šíření kontaminace dále do horninového prostředí.

Rovněž je třeba zmínit další a velmi zásadní vliv na další šíření kontaminace horninovým prostředím směrem k hladině podzemní vody. Tím je narušení vrchní, méně propustné vrstvy jílovitých zemin (spraší) jak přirozeným způsobem (pukliny), tak vlivem zásahu do prostředí při pokládání podzemních sítí a stavbě sloupů vysokého napětí. V prostoru deponie, po celé jeho délce se, nachází vedení plynovodu pod povrchem terénu. V prostoru deponie se nachází i sloupy vysokého vedení, částečně utopené v kalech.

Intenzita promývání nesaturované zóny srážkovou vodou

Intenzita promývání nesaturované zóny srážkovou vodou vychází z údajů uvedených v kapitole klimatické poměry, respektive z průměrných ročních srážek 550 - 700 mm.rok⁻¹.

Množství zasakovaných vod lze odhadnout vzhledem k celkovému srážkovému úhrnu sníženému o odpar a povrchový odtok. Obecně se uvádí, že podíl objemu srážkových vod vsáklých do podzemních vod prostřednictvím půdní vrstvy činí ve volné krajině cca 10–20 %. Zbytek připadá na spotřebu rostlinami, výparem (tzv. evapotranspirací) a povrchovým odtokem.

Šíření znečištění v saturované zóně

Oběh podzemní vody mělké zvodně v zájmovém území je vázán na kvartérní sedimenty s průlinovou propustností (písky a štěrky, s malou příměsí jílu). Ze sestrojené mapy izolinií hladiny podzemní vody je patrné, že v době průzkumu byl v průlinově propustném kolektoru směr proudění podzemní vody přibližně k západu až jihozápadu. Ve východní části lokality lze na základě záměrů hladin a sklonu podložních jílovitých sedimentů předpokládat opačný směr proudění podzemní vody, tj. jihovýchodu.

Výsledky laboratorních analýz z odebraných vzorků podzemní vody sice v současnosti neprokázaly významné průniky kontaminantů z deponie kalů do podzemní vody, ale vzhledem ke geologii prostředí a době uložení těchto kalů na půdě (od roku 2015 -2017) se s největší pravděpodobností jedná o zdržení v přirozené geologické bariéře (jílovité hlíny) společně s vlivem sorpce polutantů (vše popsáno výše).

Nicméně je třeba zdůraznit, že kvalita podzemních vod již v okolí deponie byla ovlivněna výluhy z deponie a to především:

- Změnou fyzikálně-chemických parametrů podzemní vody v místě deponie (oxidačně redukční potenciál, velmi nízký obsah kyslíku atd.)
- V podzemní vodě již byly zachyceny, ač zatím v relativně nízké úrovni, polutanty typu chloridy, dusičnany, těžké kovy, chlorované alifatické uhlovodíky – trichlorethen, látky ze skupiny PAU. Rovněž je patrné zvýšení CHSK ve vzorcích podzemní vody v blízkosti deponie.

Šíření znečištění povrchovými vodami

Průzkum kontaminace povrchových vod a dnových sedimentů nebyl součástí průzkumných prací v rámci zpracování Analýzy rizik.

Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace

Ze sledovaných látek byly zjištěny zvýšené koncentrace těžkých kovů (nad hodnoty RSL, indikátory znečištění dle MŽP ČR či US EPA), a to kobalt, mangan v podzemní vodě. V deponovaných kalech a podložních zeminách se nad limity danými vyhláškou 294/2005 S., tabulkou 10.1 nacházely kovy kadmium, rtuť a nikl. V kalech a podložních zeminách byly rovněž zjištěny nadlimitní obsahy ropných látek v parametru C₁₀-C₄₀ a látek skupiny PAU.

V případě kovů v horninovém prostředí, se z atenuačních procesů uplatňuje především sorpce, desorpce a ředění. Dále se uplatňují chemické procesy oxidace či redukce, při nichž dochází ke změně formy výskytu kovu v prostředí, a tím i ke změně fyzikálně-chemických a toxikologických vlastností kovů.

Dále lze uvažovat vliv fytořemediace, kdy u některých rostlin (tzv. hyperakumulátorů) byla zaznamenána schopnost akumulovat těžké kovy. Tyto rostliny jsou sice značně rozšířeny, ale bohužel dosahují jen malého výtěžku biomasy. Navíc zpravidla každý druh akumuluje pouze určitý prvek. Rostliny dobře absorbují kovy v rozpustné formě. Obecně platí, že bio dostupnými prvky jsou Ni, Cd, Zn, As, Se a Cu. Méně dostupnými prvky jsou Co, Mn a Fe. Nicméně se jedná především o snížení koncentrací jen některých kovů ze zcela svrchní vrstvy zemin.

Míra sorpce kovů je dána sorpční kapacitou zeminy. V přirozeném nekontaminovaném stavu probíhá sorpce iontů vápníku a hořčíku. Většina těžkých kovů vykazuje podstatně vyšší sorpční schopnost a dokáže tyto přirozeně adsorbované prvky vytěsnit. Zemina tímto kontaminující kovy zadržuje a zásadním způsobem snižuje jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. V případě, že dojde k naplnění sorpční kapacity, jejich šíření není již zeminou omezoováno.

Změnou okolních podmínek, například snížením pH a změnou redox potenciálu, může docházet k opětovnému uvolňování kovů ze zeminy do transportního média. Hodnota pH má zásadní význam při posuzování mobility 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. Míra rozpuštění kovů do podzemní vody je poté nízká.

Z hlediska látek skupiny PAU, se jedná o větší skupinu látek, ve vodě spíše málo rozpustné až nerozpustné. PAU se často vážou na malé částice. V případě sorpce na organický uhlík jsou látky PAU odolnější na rozkladné procesy.

Ropné produkty jsou tvořeny směsí jednotlivých složek, jejichž biodegradabilita se může výrazně lišit. Rychlost biodegradability závisí na jejich typu a vnitřních vazbách, čím jednodušší a menší vazby, tím rychleji může degradace probíhat.

Mikrobiologické odbourávání je rovněž ovlivněno rozpustností frakcí ropných látek. Rychleji jsou odbourávány rozpuštěné uhlovodíky. Přirozeným procesům biodegradace podléhají především uhlovodíky do frakce C₂₂, jejichž původem jsou např. oleje, nafta, petrolej apod.

V rámci monitoringu podzemní vody byly měřeny i základní parametry podzemní vody (pH, vodivost, teplota). Naměřená hodnota pH se v okolí deponie pohybuje pod hodnotou pH 7, kdy lze z chemického hlediska očekávat přítomnost volného CO₂. Obecně, v oblastech kde probíhá přirozená biodegradace za tvorby volného oxidu uhličitého, se může pH vody posunout směrem k nižším hodnotám vzhledem k přirozenému pozadí.

V saturované zóně zájmového území nebyly na většině území prokázány příznivé podmínky pro přirozenou atenuaci ropných látek v oxických podmínkách. V místech odběru vzorků podzemní vody byl měřen ORP (oxidačně redukční potenciál), který se pohybuje v záporných (redukčních) hodnotách. Tyto podmínky jsou naopak více vhodné pro podporu dehalogenace chlorovaných alifatických uhlovodíků. Nízké ORP obecně směřuje k redukci organického znečištění, ať již chemickou či mikrobiální činností v prostředí.

Procesy přirozené atenuace těžkých kovů v podzemní vodě, ropných látek a látek skupiny PAU v zeminách, se na případném budoucím snižování znečištění nebudou příliš uplatňovat a jejich vliv je z celkového pohledu dalšího vývoje znečištění životního prostředí zanedbatelný.

2.3.9 Shrnutí šíření a vývoje znečištění

Důležité poznatky o šíření kontaminace v saturované a nesaturované zóně přinesl průzkum kontaminace v deponii kalů a v jejím okolí. Důležitými poznatky jsou i fyzikálně-chemické vlastnosti jednotlivých sledovaných kontaminantů a dále poznatky o geologických a hydrogeologických podmínkách lokality. Všechny zjištěné informace lze shrnout do následujících bodů:

- Zjištěná kontaminace na lokalitě je vázána na deponované kaly
- Kontaminace nesaturované zóny (zemín nad úrovní hladiny podzemní vody) v zájmové lokalitě byla potvrzena – jedná se o podložní zeminy pod deponií kalů a samotných kalů. Jedná se zejména o kontaminaci ropnými látkami, látkami ze

skupiny PAU. Kontaminace těžkými kovy přesahovala limity dané vyhláškou č. 294/2005 Sb, tabulky 10.1 - kovy (kadmium rtuť a nikl), nicméně jejich koncentrace nedosahovaly limitů stanovených Indikátory znečištění, resp. hodnotami RSL dle US EPA.

- Na základě výsledků vzorkování podzemní vody z monitorovacích vrtů v okolí deponie byla identifikována změna fyzikálně-chemických parametrů podzemní vody v místě deponie (oxidačně redukční potenciál, velmi nízký obsah kyslíku atd.). V podzemní vodě již byly zachyceny, ač zatím v relativně nízké úrovni, polutanty typu chloridy, dusičnany, těžké kovy, chlorované alifatické uhlovodíky – trichlorethen, látky ze skupiny PAU. Rovněž je patrné zvýšení CHSK ve vzorcích podzemní vody v blízkosti deponie, které může indikovat relativně čerstvé znečištění.
- Z hlediska atenuačních procesů může na lokalitě probíhat sorpce kovů na podložní zeminy pod deponií. Zemina kontaminující kovy zadržuje a zásadním způsobem snižuje jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. V případě, že dojde k naplnění sorpční kapacity, jejich šíření není již zeminou omezováno. Podmínky pro přirozenou atenuaci ropných látek v deponii kalů nelze očekávat, a to vzhledem k charakteru kalů (bahno), předpokládanému anoxickému prostředí v kalech a vysoké ekotoxicitě deponovaných kalů.
- Pod deponií kalů se nenachází žádné izolace oddělující deponii od okolního prostředí. Určitá geologická bariéra je vytvořena jílovitou zeminou, která se nachází do hloubek cca 5 m p.t. Tato přirozená bariéra je však jistě narušena jak přirozenými poruchami s vytvořením preferenčních cest, tak vedením inženýrských sítí a stavbami, které pod deponií procházejí. K určité migraci znečištění do horninového prostředí a následně podzemních vod již s největší pravděpodobností dochází.

2.3.10 Omezení a nejistoty

Během všech realizovaných kroků v rámci průzkumu znečištění na lokalitě a analytických prací byly identifikovány následující omezení a nejistoty, které mohou mít vliv na správné vyhodnocení podmínek na lokalitě:

- Rozsah vzorkování vycházel z nabídkového projektu zhotovitele a byl realizován v souladu s MP MŽP 13/2005 pro průzkum kontaminovaného území. Rozsah průzkumu byl pro vypracování této rizikové analýzy zvolen k předpokládanému rozsahu znečištění a nemusel zastihnout další kontaminanty, které se v deponovaných kalech vyskytují.
- Na základě výsledků rozborů kalů z deponie lze konstatovat, že koncentrace kontaminantů v kalech je značně heterogenní a nelze tak vyloučit místa, kde nebyly situovány sondy a kde můžou být sledované kontaminanty přítomny ve vyšších koncentracích.
- Velkou nejistotu představuje i samotné laboratorní analýzy, kde se projevuje vliv nehomogenity vzorků (ač byly homogenizovány), silný vliv ředění vzorků (na dosažení koncentrace kalibrace přístroje) a i samotná chyba měření analytické metody.

- Situování průzkumných sond bylo limitováno přístupností jednotlivých míst v zájmové lokalitě pro vrtnou techniku, povolením vstupů na pozemky, výskytem podzemních či nadzemních sítí apod.
- Nelze vyloučit přítomnost jiných odpadů, například i v uzavřených v obalech, uložených v deponovaných v kalech, které nebyly v rámci průzkumu zjištěny. V případě porušení obalů může dojít k dalšímu šíření kontaminantu do okolí, a v případě dobře rozpustných látek s nízkou sorpční schopností, může dojít k masivnímu úniku do podzemních vod.

3 Hodnocení rizik

3.1 Identifikace rizik

3.1.1 Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů

Při vytipování prioritních kontaminantů a hodnocení rizik v rámci uvažovaných expozičních scénářů se vycházelo z charakteru lokality a z výsledků průzkumných prací prováděných v rámci této AR na lokalitě a v jejím okolí. Dále byly brány do úvahy fyzikálně – chemické a toxikologické informace o jednotlivých polutantech a možnost jejich šíření do okolí lokality a obecně závazné předpisy a metodické pokyny.

Přehled obecně závazných předpisů a metodických pokynů:

- Vlastnosti chemických látek RAIS
- Metodický pokyn MŽP ČR Indikátory znečištění z roku 2012 (akt. 2014)
- Hodnoty RSL dle US EPA – květen 2020
- Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech v platném znění
- Vyhláška č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu, v platném znění
- Vyhláška č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě, v platném znění
- Vyhláška č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod
- Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody

V rámci průzkumných prací byly odebrány vzorky podzemní vody v monitorovacích vrtů v okolí deponie a dále kalů a podložních zemin v prostoru deponie kalů. Tyto vzorky byly následně analyzovány na přítomnost ropných látek, těžkých kovů, ekotoxicitu a další parametry. Na základě vyhodnocení průzkumných prací byly vybrány prioritní kontaminanty v jednotlivých maticích a dále bylo uvažováno s jejich maximálními zjištěnými koncentracemi pro výpočty jednotlivých uvažovaných expozičních scénářů.

V jednotlivých maticích byly uvažovány za prioritní kontaminanty ty, které významně překročily dané limity IZ MŽP ČR, RSL dané US EPA a zároveň překročily i limity dané legislativou ČR.

Kaly/podlošní zeminy

- V kalech a zeminách odebraných v prostoru deponie byl zjištěn výskyt C₁₀-C₄₀, PAU, TK (Cd, Hg, Ni)

Podzemní voda:

- v podzemní vodě došlo k překročení zvolených limitních koncentrací u kovů Co, Mn a u trichlorethylenu

Tabulka 14: Nejvyšší zjištěné koncentrace polutantů analyzovaných v kalech a podložních zeminách

Látka	Limit dle vyhlášky č. 294/2005 tab. 10.1	Indikátory znečištění MŽP ČR (mg.kg ⁻¹ suš.)	RSL US EPA (mg.kg ⁻¹ suš.)	Nejvyšší zjištěná koncentrace (mg.kg ⁻¹ suš.)
C ₁₀ -C ₄₀	300	500	-	8 845
kadmium	1	70	71	41,3
rtuť	0,8	10	11	6,48
nikl	80	1500	1500	150
PAU	6	-	-	24,1

Tabulka 15: Nejvyšší zjištěné koncentrace polutantů analyzované v podzemní vodě v okolí deponie kalů

Látka	Limit dle vyhlášky č. 252/2004 Sb. (mg.l ⁻¹)	Indikátory znečištění MŽP ČR (mg.l ⁻¹)	RSL US EPA (mg.l ⁻¹)	Nejvyšší zjištěná koncentrace (mg.l ⁻¹)
kobalt	-	0,0047	0,006	0,0241
mangan	0,050	0,320	0,430	0,894
trichlorethylen	0,01	0,0044	0,005	0,0105

Plošný rozsah znečištění zájmové lokality je detailně popsán v kapitole 2.3.5. a 2.3.6

Vlastnosti a popis vybraných prioritních kontaminantů

V tabulce níže jsou uvedeny hodnoty log K_{ow}. Rozdělovací koeficient K_{ow} se považuje za kvantitativní míru polarit v referenčním systému 1-oktanol-voda, který je mírou lipofility (hydrofobity) dané látky. Čím je hodnota K_{ow} vyšší, tím má látka lipofilnější charakter, je hydrofobnější. S rostoucí hodnotou log K_{ow} roste tendence organických látek adsorbovat se na půdu nebo se akumulovat do biomasy, především do tukových tkání živočichů. S

hodnotou K_{ow} obvykle koreluje rozpustnost látek ve vodě. S hodnotou $\log K_{ow}$ obvykle koreluje také hodnota bioakumulačního faktoru v živých organismech. Hodnoty bioakumulačního faktoru převyšující 100 jsou považovány za rizikové. V tabulce jsou uvedené hodnoty klasifikace karcinogenity jednotlivých látek podle US EPA.

Tabulka 16: Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti prioritních kontaminantů

Látka	$\log K_{ow}^2$	Rozpustnost ve vodě ² [mg.l ⁻¹]	Bioakumulační faktor v rybách ² [L.kg ⁻¹]	Difuzivita ve vodě ² (cm ² .s ⁻¹)	Konstanta permeability kůží ² (cm.hod ⁻¹)
kadmium	-	-	200	-	0,001
rtuť	0,62	0,06	-	0,0000063	0,001
Látka	$\log K_{ow}^2$	Rozpustnost ve vodě ² [mg.l ⁻¹]	Bioakumulační faktor v rybách ² [L.kg ⁻¹]	Difuzivita ve vodě ² (cm ² .s ⁻¹)	Konstanta permeability kůží ² (cm.hod ⁻¹)
kobalt	-	-	300	-	0,0004
mangan	-	-	400	-	0,001
nikl karbonát	-2,12	-	-	-	0,0000132
trichlorethylen	2,42	1280	16	0,0000102	0,0116

² – hodnoty převzaté z databáze RAIS (<http://rais.ornl.gov>) staženo 9.2020

Další zjištěné polutanty jako jsou ropné látky a PAU, budou hodnoceny slovně s ohledem na nedostatečná laboratorní a toxikologická data.

Vlastnosti a popis vybraných prioritních kontaminantů

Ropné látky:

V rámci screeningových analýz obvykle stanovované jako nepolární extrahovatelné látky NEL - komplexní ukazatel kontaminace širokou škálou organických uhlovodíků. Často používaný parametr pro posuzování kontaminace ropnými uhlovodíky, které jsou především směsí alifatických a aromatických látek. Jsou lehčí vody a při koncentracích ve vodě nad cca 0,2 až 1 mg.l⁻¹ vytvářejí volnou fázi při hladině povrchových a podzemních vod. Při vysokých koncentracích dobře oddělitelné v mechanických odlučovačích, v malých koncentracích absorbovatelné na aktivní uhlí. Jsou nestripovatelné, avšak vykazují dobrou biodegradabilitu, nejsou-li přítomny ve vysokých koncentracích např. kovy nebo PAU.

Ropné uhlovodíky jsou směsí alifatických a aromatických látek. Je možné je rozřadit do 4 skupin:

1. Benzíny jsou směsí uhlovodíků C₄ až C₁₂, vroucí v rozmezí teplot 30 °C až 210 °C. Obsahují alkany, isoalkany, cyklopentany, cyklohexany, benzen a jeho homology. Poměr jednotlivých uhlovodíkových skupin závisí na druhu ropy a jejich zpracování na benzíny.
2. **Petroleje** jsou směsí uhlovodíků C₁₂ až C₁₈, vroucí v rozmezí teplot 140 °C až 300 °C. **Letecké petroleje** mají body varu v rozmezí teplot 150 °C až 275 °C. Obsahují alkany, isoalkany, alkylnaftey, alkybenzeny, dicykloalkany, tricykloalkany, vyšší aromatické uhlovodíky (naftalen, alkylnaftaleny), kondenzované polycyklické uhlovodíky (tetralin, indan). Jejich maximální hustota je 0.820 g.cm⁻³.
3. Plynové oleje obsahují uhlovodíky C₁₆ až C₂₄. Plynové oleje obsahují obdobné uhlovodíky

jako petroleje, ale kromě toho i vyšší homology a tricyklické uhlovodíky. V porovnání s petroleji je v plynových olejích přítomno více cyklických, dicyklických a cykloaromatických uhlovodíků a méně alkanů, isoalkanů a nealkylovaných aromatických uhlovodíků. Plynové oleje ve směsi s petroleji tvoří motorové nafty vroucí převážně mezi teplotami 150 °C až 360 °C. Výševroucí podíly plynového oleje mohou být součástí topných olejů.

4. Mazací oleje jsou odparafinované a odasfaltované destiláty z destilace ropy za sníženého tlaku. Mazací oleje obsahují ponejvíce uhlovodíky C_{24} až C_{40} , popř. i vyšší. Z jednotlivých typů převládají alkylycykly s jedním delším a několika krátkými alkyly. Zušlechťování mazacích olejů se provádí například přidávkem aditiv v rozmezí koncentrací 0,1 až 10 hmotn. %, vzácněji i větších.

Toxicita

Ropné látky mohou při styku s pokožkou způsobovat dermatosy a v některých případech i nádorová onemocnění kůže (zejména u těžkých uhlovodíků). Jejich význačným účinkem je, že zvyšují rozpustnost především organických látek a zvyšují jejich penetraci kůží.

Nebezpečí akutní otravy přímým požitím je minimální ($LD_{50} > 2\text{g.kg}^{-1}$), častější je možnost akutní otravy inhalací zejména u lehkých uhlovodíků (silný narkotický účinek). Chronické působení při inhalaci se projevuje malátností, bolestmi hlavy, poruchami krvetvorby a silným drážděním očí a plic. Při chronickém působení na pokožku dochází k degenerativním změnám v játrech, ledvinách a slezině. Nejnebezpečnější složkou NEL je benzen, jenž je prokázáný karcinom pro člověka.

Významným negativním účinkem NEL je zhoršení organoleptických vlastností vody a znehodnocení vodních zdrojů již při koncentracích od $0,002\text{ mg.l}^{-1}$, zatímco toxický efekt se projevuje až při vyšších koncentracích. Obecně platí, že NEL jsou toxičtější pro vodní ekosystémy než pro člověka.

Ekotoxikita

Ekotoxikita je ovlivňována chemickým složením jednotlivých produktů, rozpustností různých uhlovodíků ropy a ropných produktů ve vodě, mění se v závislosti na stupni emulgace apod.

Všeobecně se uvádí, že **lehčí frakce ropy (petrolej, benzín)** jsou značně **toxičtější než těžší frakce (oleje)**. Nejtoxičtější je benzín, který již v množství 3 mg.l^{-1} brzdí biochemické pochody. Pro perloočky je mimořádně jedovatý, pro nitěnky středně jedovatý. Ostatní ropné produkty jsou pro perloočky silně až velmi silně jedovaté. **Letecký petrolej** je pro bezobratlé toxický v koncentraci $7,7\text{ mg.l}^{-1}$, motorové oleje v koncentraci 40 mg.l^{-1} . Také citlivost různých druhů ryb k ropným látkám je odlišná. Nejcitlivější k působení ropných produktů je plůdek dravých ryb (bolena, candáta, pstruha), sumec, sazan (původní forma kapra obecného, původem z Asie) a plotice jsou považovány za odolnější. Jeseterovité ryby hynou při koncentraci $200\text{--}1000\text{ mg.l}^{-1}$ surové ropy ve vodě, koncentrace 50 mg.l^{-1} zpomaluje jejich růst. **Obecně se uvádí, že koncentrace NEL od 1 mg.l^{-1} mohou vyvolat akutní ekotoxický účinek.**

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU, PAHs) – benzo(a)pyren

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) v současné době představují největší skupinu chemických karcinogenů produkovaných lidskou činností do životního prostředí. Díky své toxicitě (karcinogenita, mutagenita), relativně vysoké perzistenci a schopnosti dálkového transportu v atmosféře představují problém globálního rozsahu. PAU jsou častými

kontaminanty městského ovzduší a půdy, ve které mohou setrávat v nezměněné formě po velmi dlouhou dobu a představovat tak dlouhodobý zdroj zátěže pro lidský organismus.

K významnému nárůstu znečištění půd těmito kontaminanty došlo díky velkoobjemovému spalování fosilních paliv zejména v minulém století. PAU vznikají procesy nedokonalého spalování, tj. zejména při výrobě energie, spalování odpadů, ze silniční dopravy, při krakování ropy, při výrobě hliníku, z metalurgických procesů, při výrobě koksu, asfaltu, při výrobě cementu, z rafinerií, krematorií, z požárů i ze spalování tuhých paliv a odpadů v lokálních topeništích. Významným zdrojem je i výroba železa, oceli, hliníku, koksu, dehtu, svítiplynu a kreosotového oleje - zvláště při použití zastaralých technologií. PAU mohou být nalezeny v prostředcích ke konzervaci dřeva, v odpadu z opracovávání kovových součástek, v použitých brusných pískách, a dále v erodovaných částicích asfaltu ze silnic. Ke kontaminaci půdy a povrchových vod může docházet rovněž při zemědělské aplikaci čistírenských kalů.

PAU představují geochemicky stabilní, středně až málo těkavé uhlovodíky, ve vodě prakticky nerozpustné. PAU naopak vynikají vysokou rozpustností v tucích a tendencí k akumulaci v rostlinných a živočišných tkáních. PAU mohou být transportovány vzduchem, vodou a částečně i půdou. Obecně platí, že atmosférické PAU se vyskytují převážně adsorbované na povrchu velmi malých suspendovaných částic obsahujících zvýšený obsah organického uhlíku např. na polétavém prachu nebo na sazích. Takto vázané PAU jsou odolnější vůči oxidačním a fotochemickým reakcím než ve volné formě. PAU adsorbované na povrch pevných aerosolových částic mohou být beze změn transportovány na velké vzdálenosti. PAU se ve vodním prostředí váží na částice kalu a ukládají se v sedimentech, vody proto fungují jako jejich rezervoáry. V půdách se obsah benzo(a)pyrenu pohybuje v hodnotách 10 – 1000 ng.g⁻¹. Nejproblematictější vlastností PAU je jejich **perzistence**, tedy **schopnost odolávat přirozeným rozkladným procesům**. Benzo(a)pyren je vysoce toxický pro vodní organismy, může vyvolat dlouhodobé nepříznivé účinky ve vodním prostředí.

Za nejdůležitější cesty vstupu PAU do organismu jsou, v případě nekuřáků, považovány konzumace potravy (a to včetně cereálií, zeleniny, ovoce, uzeného a smaženého masa), inhalace ovzduší a neúmyslná konzumace (ingesce) půdních částic a prachu. Tento způsob expozice je nejčastější zejména u dětí, zpravidla do šesti let.

PAU charakteristicky zapáchají, páry mají dráždivé účinky na oči a kůži, působí fotosenzibilizaci a byly prokázány i negativní účinky na ledviny a játra. Studie na zvířatech prokázaly vliv na snížení plodnosti a vývojové vady potomků. Nebezpečí PAU spočívá zejména v jejich karcinogenitě a ohrožení zdravého vývoje plodu. Nejznámější z kancerogenních polyaromátů je právě benzo(a)pyren, u kterého byl objasněn i mechanismus, kterým přímo poškozují genetickou informaci buněk. Benzo(a)pyren ve formě velmi jemných částic proniká při vdechnutí až do plicních sklípků, kde se zachycuje. Jeho zvýšené koncentrace jsou proto hlavní příčinou vzniku rakoviny plic, zejména u kuřáků. Polycyklické aromatické uhlovodíky přijaté s potravou působí rakovinu zažívacího traktu. V případě kožního kontaktu dochází k podráždění až popálení kůže, opakované expozice způsobují ztenčení a popraskání pokožky až rakovinu kůže. Benzo(a)pyren je dle IARC od roku 2007 zařazen do skupiny karcinogenů 1 – prokázané karcinogenní účinky u lidí. US EPA zařadila benzo(a)pyren pro jeho riziko na seznam prioritních látek, kterým věnuje pozornost. Významnou vlastností PAU je rovněž schopnost tvořit další sloučeniny, které mohou být dokonce mnohem více karcinogenní.

Karcinogenita PAU stoupá se vzrůstajícím počtem jader, až dosáhne maxima pro uhlovodíky s pěti kondenzovanými benzenovými jádry, pak opět klesá. IARC hodnotí 12 sloučenin PAU jako karcinogenních:

1 – *prokázaný lidský karcinogen* [benzo(a)pyren]

2A – *pravděpodobně karcinogenní pro lidi* [dibenz(a,h)antracen, dibenzo(a,l)pyren]

2B – *možná karcinogenita pro lidi* [benz(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, dibenzo(a,h)pyren, dibenzo(a,i)pyren, indeno(123c,d)pyren, 5metylchrysen]

Protože karcinogenita jednotlivých látek je různá, byl pro jednotlivé látky vyvinut systém toxických ekvivalentních faktorů (TEFs). Tyto hodnoty ukazují karcinogenní potenciál látky vztahený k benzo(a)pyrenu. Podle závěrů Vědeckého výboru pro potraviny (SCF) však tento systém vede k podcenění rizika.

Přípustný imisní standard pro povrchové vody pro sumu PAU dle přílohy č. 3 k nařízení vlády č.61/2003 Sb. je 0,2 µg/l. PAU jsou vyjádřeny jako součet koncentrací šesti sloučenin: fluoranthen, benzo[b]fluoranthen, benzo[k]fluoranthen, benzo[a]pyren, benzo[g,h,i]perylene a indeno[1,2,3-c,d]pyren.

Vyhláška MŽP č. 294/2005 Sb. stanovuje v příloze č. 4 limit pro sumu PAU, které lze uložit na skládku inertního odpadu, ve výši 80 mg/kg suš. a v příloze č. 10 požadavek na obsah PAU pro obsah škodlivin v odpadech využívaných na povrchu terénu ve výši 6 mg/kg suš.

Polycyklické aromatické uhlovodíky jsou definovány jako suma antracenu, benzo(a)antracenu, benzo(a)pyrenu, benzo(b)fluoranthenu, benzo(ghi)pyrenu, benzo(k)fluoranthenu, fluoranthenu, fenantrenu, chrysenu, indeno(1,2,3-c,d)pyrenu, naftalenu a pyrenu.

Trichlorethylen

Trichlorethylen je bezbarvá viskóznější kapalina. Vyznačuje se nasládlým zápachem podobným chloroformu. Teplota varu je 87°C a tání -86°C. Je mírně hořlavý, přičemž bod vzplanutí činí 32°C a samozápalná teplota 410°C. Jedná se o látku těkavou s tenzí par 7706 Pa (při 0°C). Hustota trichlorethylenu je 1465 kg.m⁻³ a rozpustnost ve vodě při 25°C 1,1 g.l⁻¹. Rozpouští se dobře v organických rozpouštědlech (ether, chloroform, aceton). Vzhledem k tomu, že se jedná o látku těkavou, zařazujeme trichlorethylen do skupiny těkavých organických látek (VOC).

Trichlorethylen se ve světovém měřítku využívá více než 50 let. V minulosti se využíval v celé řadě odvětví, například jako vykuřovací pesticid pro obilí, anestetikum v medicíně, extrakční činidlo pro rostlinné oleje (sojový, kokosový, palmový). Sloužil i pro odstraňování kofeinu z kávy a pro přípravu kořenících extraktů z rozličných druhů koření. Trichlorethylen se také užíval k odstranění posledních zbytků vody při výrobě 100% ethanolu. Tato využití v potravinářském průmyslu byla kvůli podezření na jeho škodlivost pro zdraví člověka zakázána v sedmdesátých letech dvacátého století.

Vzhledem k tomu, že je trichlorethylen velmi dobré rozpouštědlo a je stabilní a nekorozivní, byl během své historie nejvíce využíván jako odmašťovací činidlo. Jeho využití lze nalézt jak v průmyslovém odmašťování kovových obrobků, tak v odmašťování vodní páry. Trichlorethylen se také používá v některých lepidlech, pro syntézy v chemickém průmyslu, jako surovina pro výrobu hydrochlorofluoruhlovodíků (HCFC) a jako rozpouštědlo pro různé výrobky.

Trichlorethylen je látka, která může ohrožovat životní prostředí. V naprosté většině případů se vyskytuje pouze ve velmi nízkých koncentracích, ale je rozšířena na mnoha územích. Předpokládá se, že za normálních podmínek není v životním prostředí dosahováno takových koncentrací trichlorethylenu na to, aby představoval závažnější ohrožení. Nicméně při jeho únicích (například rozlitím), a tím způsobených zvýšených koncentracích, může dojít k vážnému ohrožení zdravého života vodních organismů, a tím k narušení citlivých rovnováh celých ekosystémů. Nebylo prokázáno, že by se trichlorethylen významným způsobem biokoncentroval v rostlinách či živočiších. Dostane-li se do povrchových vod, velice rychle (v závislosti na teplotě) se odpaří do ovzduší, proto se převážná část trichlorethylenu v životním prostředí nachází ve formě par v ovzduší. Vstoupí-li do půdy, může se nasorbovat na přítomné částice a setrávat zde po relativně dlouhý časový úsek. V ovzduší může reagovat s dalšími látkami a přispívat ke tvorbě škodlivého přízemního ozonu (fotochemický smog), který ohrožuje zdraví obyvatelstva, zemědělské plodiny i některé stavební materiály.

Trichlorethylen je látka nebezpečná pro zdraví člověka. Do organismu může vstupovat především inhalací. Expozice ovlivňuje centrální nervový systém. Uvádí se, že jeho dopady mají podobné projevy jako u alkoholu – bolest hlavy, závratě, zmatenost. Při pokračující expozici následuje bezvědomí i smrt. Nebezpečnost je umocněna tím, že jeho zápach rychle desenzibilizuje čich, a proto může inhalace nevědomky pokračovat až k množstvím toxickým, či dokonce smrtelným. Dopady trichlorethylenu na zdraví člověka můžeme shrnout následovně:

- Může způsobovat mutace – poškození genetického kódu.
- Dráždí a poškozuje pokožku a oči s možností nevratného poškození zraku.
- Způsobuje závratě, bezvědomí, zrakové halucinace, nevolnost a zvracení.
- Vysoké koncentrace mohou způsobit nepravidelný srdeční tep i smrt.
- Může způsobovat kožní alergie.
- Opakované expozice mohou způsobit ztrátu paměti, bolesti hlavy a deprese.
- Může poškodit játra a ledviny.
- Způsobuje zvýšený výskyt rakoviny u zvířat.

V České republice platí pro koncentrace trichlorethylenu následující limity v ovzduší pracovišť:

PEL – 250 mg.m⁻³, NPK – P – 750 mg.m⁻³.

Trichlorethylen je látka, která ve vyšších koncentracích ohrožuje zdraví živočichů i člověka. Může přispívat ke tvorbě fotochemického smogu. Zdravotní rizika jsou vážná až při vyšší expozici, avšak hrozí zde riziko rakoviny a mutagenity.

Mangan

Mangan doprovází obvykle železné rudy. Z manganových rud se v přírodě vyskytuje zejména burel či pyroluzit (MnO₂), braunit (Mn₂O₃), hausmanit (Mn₃O₄), manganit (MnO(OH)) a dialogit (MnCO₃). Mangan přechází do vod také z půd a sedimentů. Mangan je z kovů druhou hlavní součástí dnových sedimentů, hned po železe, a jeho obsah se pohybuje řádově v jednotkách gramů na 1 kg sušiny

Mangan se může vyskytovat ve vodách v rozpuštěné a nerozpuštěné formě, především v oxidačních stupních II, III a IV a dále také organicky vázaný. V technologii vody může mít význam i mangan v oxidačním stupni VII.

Zvýšená koncentrace železa v přírodních vodách je obvykle doprovázena i zvýšenou koncentrací manganu. Manganu bývá obvykle méně než železa. Zcela výjimečně existují i podzemní vody s obráceným poměrem (např. minerální voda Šaratice).

Mimořádně velké koncentrace manganu lze najít v kyselých vodách z okolí rudných nalezišť. Například kyselé vody z ložisek sulfidických rud ve Smolníku obsahují manganu asi 40 mg.l⁻¹.

Mangan je esenciální prvek nezbytný pro rostliny a živočichy. V koncentracích vyskytujících se v přírodních vodách je zdravotně nezávadný. Významně však ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody, a to více než železo. V koncentraci vyšší než 0,3 mg.l⁻¹ může již nepříznivě ovlivnit chuť vody a nerozpuštěné vyšší oxidační formy manganu mohou hnědě zbarvovat materiály přicházející s takovou vodou do styku. I z tohoto hlediska je mangan závadnější než železo.

Koncentrace manganu v pitné vodě a v provozních vodách používaných v potravinářském, textilním a papírenském průmyslu, v prádelnách a ve škrobárnách poměrně přísně limitována.

Obdobně jako u železa se kromě chemické oxidace manganu ve vodách významně uplatňuje i jeho biochemická oxidace manganovými bakteriemi. K rychlé biochemické oxidaci dochází již v neutrálním prostředí. Nadměrný rozvoj manganových bakterií může být příčinou zarůstání vodovodního potrubí jejich biomasou, což je další důvod pro omezení jeho koncentrace ve vodách dopravovaných potrubím. Po těchto stránkách je mangan škodlivější než železo a jeho nejvyšší přípustné koncentrace jsou proto nižší než u železa.

V požadavcích na jakost pitné vody v ČR je uvedena mezní hodnota 0,05 mg.l⁻¹

V surové vodě je vyhovující ještě koncentrace 0,2 mg.l⁻¹, pokud je zdůvodněna geologickým podložím. Pro jakost balené kojenecké vody platí nejvyšší mezní hodnota 0,05 mg.l⁻¹, která vyhovuje i pro většinu požadavků na jakost provozních vod. Stejně jako železo může i mangan narušit některé technologické procesy, např. v barvárnách tvořením skvrn na materiálech nebo v bělárnách, kde katalyzuje rozklad peroxidu vodíku.

Ve vodě vhodné pro závlahu se připouští koncentrace manganu do 3 mg.l⁻¹. Pro přípustné znečištění povrchových vod platí pro mangan imisní standard 0,5 mg.l⁻¹, pro povrchovou vodu užívanou pro vodárenské účely pak 0,05 mg.l⁻¹.

Kadmium

Kadmium je stříbrný chalkofilní kov s nízkou teplotou tání a varu. Ve sloučeninách, které jsou mimořádně toxické, se vyskytuje pouze s oxidačním číslem 2+. Kadmium se získává ze zinkových rud.

Kadmium je mimořádně nebezpečné. Dlouhodobý příjem i velmi malých množství vede k selhání ledvin, kromě toho se hromadí v játrech. Toxicita je způsobena schopností vázat se na -SH skupiny cysteinových zbytků v enzymech a tak je inhibovat. Dobře rozpustné

sloučeniny Cd jako např. CdCl_2 jsou více toxické než nerozpustné (např. CdS). Kadmium zesiluje toxické účinky jiných kovů, např. Zn a Cu.

Kadmium se do organismu může dostat inhalační a orální expozicí. Malé množství Cd se může absorbovat i kůží, toto množství není však obvykle vzhledem k orální a inhalační expozici významné. Kadmium se značně kumuluje v biomase, setrvává velmi dlouho v těle. Detoxikace je pomalá a hrozí nebezpečí chronických otrav.

Zvýšené koncentrace Cd v organismu způsobují:

- poškození ledvin (nefrotoxicita),
- poškození jater (hepatotoxicita),
- poškození srdce a cév,
- poškození plic, • toxicita pro gastrointestinální systém (zvedání žaludku, zvracení, nadměrná tvorba slin, bolesti břicha, křeče a průjem),
- poškození kostí (osteomalacie, osteoporosa a spontánní fraktury kostí),
- poškození imunitního systému (imunotoxicita)

Kadmium je značně toxické pro vodní organismy (zooplankton, ryby).

Chování látky v prostředí

Kadmium se používá do slitin a baterií a některé jeho sloučeniny se používají jako stabilizátory (např. k ochraně PVC před degradací vlivem UV nebo tepelného záření). Významným antropogenním zdrojem kadmia jsou fosforečnanová hnojiva a aplikace čistírenských kalů. Ve vodě se kadmium vyskytuje ve formě jednoduchého iontu Cd^{2+} , hydroxokomplexů, karbonatokomplexů a případně i sulfatokomplexů.

Nerozpustné sloučeniny se adsorbují na sedimenty. Rozpustné zkomplexované formy sedimentují snáze než volný Cd^{2+} . Koncentrace kadmia se snižuje se vzrůstajícím pH (Cd se sráží na nerozp. CdCO_3) a s množstvím organického materiálu (váže se huminové kyseliny). Kadmium se hromadí v rostlinách, odkud se dostává do potravního řetězce. Kontaminace půdy tak nepřímo způsobuje největší expozici člověka Cd (kromě profesionální expozice, kde se uplatňuje inhalace).

Kobalt

Kobalt (Co) je mikrobiogenní prvek - vyskytuje se ve vitaminu B_{12} , jako centrální atom ve struktuře podobné hemu. Ve větších koncentracích je toxický. Snižuje funkci thyreoidey, syntézy a sekrece thyroxinu. To vyvolá hypertrofii thyreoidey podmíněnou snahou po kompensaci. Vyskytuje se jako kontaminant umělých hnojiv a odtud se dostává i do masa, především zvěřiny.

Je znám toxický účinek sloučenin kobaltu na myokard. V Kanadě se jich používalo - i když v minimální koncentraci - na stabilizaci pěny piva. Nárůst kardiomyopatií u konzumentů piva byl signálem k výzkumu.

Sloučeniny dvoumocného kobaltu vyvolávají nádory u zvířat a jsou pravděpodobně kancerogenní i pro člověka.

Nikl

Nikl je stříbrolesklý kov na vzduchu velmi stálý. Je měkký, ve zředěných kyselinách se rozpouští pomaleji než železo.

Toxikologie

Nikl není pro člověka příliš toxický, avšak patří mezi potenciální karcinogeny. Toxicita pro některé vodní organismy je poměrně vysoká. Nikl v příliš velké koncentraci poškozuje sliznice, způsobuje alergické reakce, chromozomální změny, změny v kostní dřeni, může se účastnit na rozvoji nádorových buněk. Nadbytek niklu má také neblahý vliv na proporce jiných prvků. Hlavně snižuje hladinu hořčíku a zinku v parenchymatozních orgánech.

Chování látky v prostředí

Antropogenním zdrojem niklu jsou především odpadní vody z povrchové úpravy kovů, kde je převážně komplexně vázán, a dále odpadní vody z barevné metalurgie. Používá se také v keramickém a sklářském průmyslu a při některých chemických syntézách jako katalyzátor. Ve vodách se kromě jednoduchého iontu Ni^{2+} vyskytuje ve formě hydroxokomplexů, karbonatokomplexů a sulfatokomplexů. V odpadních vodách z galvanického pokovování se vyskytuje nikl převážně jako kyanokomplexy. Rozpustnost niklu ve vodě je limitována převážně uhličitánem NiCO_3 (s), nebo hydroxidem Ni(OH)_2 (s). Za přirozené pozadí niklu v podzemních vodách se považují koncentrace nepřekračující asi $20 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Rtuť

Rtuť Hg je při pokojové teplotě stříbřitě bílá tekutina s kovovým leskem. V přírodě se vyskytuje jako elementární kov nebo v některých rudách, především v cinabaru (HgS). Vzhledem k nízké tenzi par kovové rtuti má největší význam inhalační expozice.

K profesionální expozici dochází při těžbě a zpracování rud, elektrolytické výrobě chlóru, louhu sodného a draselného, při výrobě a opravách různých přístrojů: barometrů, tonometrů, teploměrů, vývěv, výbojek, RTG lamp aj. Určité riziko je v měnících se stejnosměrného napětí, v zubních ordinacích při přípravě a aplikaci amalgamů, i při odvrátávání starých amalgamových výplní.

Anorganické soli rtuti: z hlediska možného toxického působení jsou nejdůležitější rozpustné anorganické soli rtuti - sulbimát (HgCl_2) a oxycyanát (Hg(CN)_2). Sublimát jsou bezbarvé, ve vodě dobře rozpustné krystalky a oxycyanát bílé dobře rozpustné jehličky. Profesionální expozice sublimátu je možná při impregnaci dřeva, v chemických a fotografických laboratořích. Spolu s oxycyanátem jsou součástí některých antiseptik.

Organické sloučeniny rtuti:

- a) Arylsloučeniny - Fenylmerkuriacetát je pevná, ve vodě špatně rozpustná látka, která se dobře rozpouští v organických rozpouštědlech. Fenylmerkurichlorid jsou bílé, lesklé lístečky, špatně rozpustné ve vodě, dobře v organických rozpouštědlech. Byl součástí u nás dříve používaného mořidla obilí - Agronalu. Využívány byly i jeho fungicidní, herbicidní a baktericidní účinky.
- b) Alkylsloučeniny rtuti s krátkým řetězcem (metyl a dimetyl) jsou za pokojové teploty vysoce těkavé. Jsou velmi dobře rozpustné v tucích a organických rozpouštědlech, ve vodě nerozpustné. Profesionální expozice těmito sloučeninám rtuti je v současné době již velmi řídká. Nelze vyloučit expozici laboratorních pracovníků.

Železo – bylo zjištěno ve vysokých koncentracích ve výluhové vodě z deponie (2018)

Nejrozšířenější železnou rudou je pyrit FeS_2 , krevel Fe_2O_3 , magnetovec Fe_3O_4 , hnědel $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, siderit FeCO_3 a hlinitokřemičitanů. Případnému rozpouštění železa z železných rud do vod napomáhá přítomnost CO_2 a humusových kyselin.

Umělým zdrojem železa jsou odpadní vody z drátoven, válcoven a také korozní procesy v potrubí. Ve vodách nejčastěji v oxidačním stupni II (bezokyslíkaté prostředí) a III (okyslíkaté prostředí) v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě, část Fe i v koloidním stavu. V podzemních vodách až několik desítek mg.l^{-1} Fe, v prostých povrchových desetiny až jednotky mg.l^{-1} Fe. Vyšší obsah Fe se nachází v kyselých vodách (rašeliníště) - indikátor málo úrodných vod. V normě pro pitnou vodu je koncentrace Fe limitována hodnotou $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$. V mořské vodě kolísá obsah železa od $0,01$ - $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$.

Železo se v bezokyslíkatém redukčním prostředí, v podzemních vodách a u dna nádrží vyskytuje v oxidačním stupni II jako rozpuštěné, zejména ve formě FeCO_3 , FeS a Fe(OH)_2 . V přírodních vodách převažuje forma FeCO_3 , v silně alkalické oblasti potom Fe(OH)_2 , ve vodách obsahujících sirovodík pak FeS , pokud jsou přítomny fosforečnany mohou reagovat s Fe^{2+} za vzniku málo rozpustného $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$. V okyslíkatém oxidačním prostředí je železo nejčastěji v oxidačním stupni III, ve formě hydratovaného oxidu železitého (červenohnědé sraženiny $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$). Mnoho organických látek je schopno tvořit rozpustné komplexy s Fe^{3+} , čímž se vyskytují vyšší koncentrace rozpuštěných forem Fe v přírodních vodách. Oxidace Fe^{2+} na Fe^{3+} probíhá rychleji v zásaditém prostředí a za přítomnosti světla. Železo ovlivňuje senzorické vlastnosti vody a to barvu, chuť a zákal. Chuťové závady se projevují při koncentracích $0,5$ - $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ Fe. Již v koncentracích kolem $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ může Fe způsobovat zákal vody oxidací v aerobních podmínkách, nebo může být příčinou nadměrného rozvoje železitých bakterií (ucpávání potrubí, odumírání, zápach). Fe může zanechávat rezavé skvrny na různých materiálech.

Z uvedených důvodů je mezní hodnota železa v pitné vodě $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$. Výjimku tvoří vody, ve kterých je obsah železa dán geologickým podložím. Obecným imisním standardem pro povrchové vody je koncentrace železa 2 mg.l^{-1} . Ve vodě vhodné pro závlahu se udává jako přípustná koncentrace železa 10 mg.l^{-1} .

Železo je závadné ve vodě určené pro chov ryb, protože Fe se na alkalicky reagujících žábřácích oxiduje a hydrolyzuje. Nerozpustné sloučeniny Fe pak pokrývají žaberní lístky a snižují respirační plochu žaber, takže mohou ryby uhynout udušením. Někdy se na žábřácích mohou rozvíjet i železité bakterie, které pak působí obdobně.

3.1.2 Základní charakteristika příjemců rizik

Potenciální příjemci rizik byli vybráni na základě transportních cest kontaminantů a možných expozičních scénářů. Dále byl brán ohled na současný stav lokality a její budoucí využití ve shodě s územním plánem obce a s ohledem na přírodní podmínky.

V současnosti představuje prostor deponie kalů ornou půdu na okraji městyse, kolem které vedou i cesty po okolí (tyto cesty zde již byly historicky). Rovněž se zde nachází hala kompostárny (s přerušným provozem) a menší průmyslové/zemědělské areály.

Prostor v okolí deponie je tedy obecně využíván obyvateli obce k procházkám, venčení psů a podobně.

S ohledem na skutečnost, že prostor deponie není zabezpečen proti vniknutí osob a nachází se v blízkosti obce, lze zde oprávněně uvažovat o náhodném výskytu osob, včetně dětí, v prostoru deponie.

Okolí deponie je zemědělsky využíváno – orba, pěstování plodin a jejich sklizení.

Ze současného a předpokládaného využití lokality lze odvodit, že potenciální **příjemci zdravotních rizik** jsou:

1. Dospělé osoby a děti, jedná se především o turisty, lidi na procházkách, hrající si děti apod. V případě této skupiny je možno uvažovat s náhodnou, jednorázovou expozicí nahodilého kontaktu v prostoru deponie
- Zemědělci obhospodařující okolní polnosti a zaměstnanci v okolních areálech.
- Dospělé osoby a děti – obyvatelé městyse Kralice na Hané, kteří využívají individuální zdroje podzemní vody pro užitkové účely a případně jako zdroj pitné vody
- Ohrožení kvality podzemní vody pro vodní zdroj „Hrdibořice studny“, v jehož ochranném pásmu se deponie kalů nachází

Příjemci ekologických rizik:

- Rostliny a ostatní organismy nacházející se v zájmové lokalitě, kvalita orné půdy
- Volně se pohybující zvěř, která se pohybuje po okolí a může v zájmovém území vyhledávat úkryt, případně potravu

Další možná rizika:

- Migrace znečištění z deponovaných kalů do podzemní vody a její transport spolu s podzemní vodou k místní erozivní bázi a ovlivnění kvality povrchové vodoteče a příbřežních ekosystému
- V případě všech těchto rizik mohou být konečnými příjemci lidé konzumující potraviny pocházející ze zasažené orné půdy či zvěře konzumující zasažené zdroje potravy a vody

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

Expoziční scénář lze definovat jako sled procesů, kterými se kontaminant dostane ze zdroje přes složky životního prostředí do organismu.

Na základě výsledků průzkumných prací, v nichž byly identifikovány prioritní kontaminanty, jejich koncentrace, toxikologické účinky a možná dostupnost jednotlivým identifikovaným skupinám potencionálně exponovaných osob, byl zpracován aktualizovaný koncepční model.

Na základě uvedených skutečností a známého využití lokality je možné vysledovat následující skupiny ohrožených subjektů a způsoby expozice:

Tabulka 17: Aktualizovaný koncepční model

Médium	Transportní cesta	Způsob expozice	Reálnost scénáře	Zdůvodnění
Uložené kaly v tělese	Přímý kontakt na lokalitě s uloženými kaly/odpady	Dermální kontakt, náhodná ingesce a inhalace prachu s obsahem kontaminantu	Ano/Ne*	Lokalita je volně přístupná a nachází se na okraji obce u polní cesty. Samotná deponie je rozdělena na dvě hlavní části, kterými prochází cesta. Tělesa deponie jsou tvořena zemními valy se strmými svahy, převýšením cca 1,5 -2 m nad okolní polní terén. Samotné uložené kaly jsou značně nestabilní a pod relativně tužší krustou, převážně porostlou ruderálním porostem, se nachází polotekuté kaly v mocnosti celé deponie. V celém prostoru deponie existuje reálné nebezpečí propadnutí osob do tělesa deponie s ponořením do kalů a následného utonutí.
Médium	Transportní cesta	Způsob expozice	Reálnost scénáře	Zdůvodnění
	Mobilizace prachových částic s adsorbovanými polutanty transport vzduchem	Inhalace kontaminovaného vzduchu	Ne	Prostor deponie není zajištěn proti povětrnostním vlivům a tak by v případě volného povrchu mohlo docházet k šíření kontaminantů spolu s větrem. Lokalita je však silně zarostlá a konzistence kalů je spíše tekutá. Šíření kontaminovaného prachu do okolí však nelze vyloučit z lagun s průsakovou vodou v okolí deponie.
	Šíření kalů do okolí – rozliv kalů, výluhová voda	Šíření kontaminace spolu s kaly a výluhovou vodou do okolní zemědělské půdě. Kontakt pracovníků v zemědělství s těmito odpady, ovlivnění ekosystému	Ano/Ne*	Prostor deponie nebyl v době provádění průzkumných prací narušen a nebyl zaznamenán rozliv kalů do okolí. Nicméně v okolí deponie se nachází, respektive v „zálivu“ se nachází laguna s průsakovými vodami (hodnoceno viz zpráva z roku 2018). Do budoucna lze reálně uvažovat s možným narušením hráze deponie vlivem podmáčení heterogenního materiálu, z něhož je hráz tvořena a rozlivem kalů do širokého okolí.

Podzemní voda s obsahem kontaminantů z deponie kalů	Průnik kontaminace z prostoru deponie nesaturovanou zónou k hladině PV – migrace s podzemní vodou dále ve směru proudění PV	ohrožení zdroje podzemní vody - Hrdibořice studny	Ano/Ne*	Kontaminace v podzemní vodě se může dále šířit ve směru proudění podzemní vody k místní erozivní bázi, kde se ve vzdálenosti cca 350 m od deponie nachází rodinné domy s individuálními zdroji vody - studny pro užitkové a pitné účely. Podzemní voda ovlivněná deponií proudí i směrem ke zdroji pitné vody „Hrdibořice studny“ v jehož ochranném pásmu se deponie nachází.
		ohrožení kvality individuálních zdrojů pitné a užitkové vody – Kralice n. H.		
		ohrožení kvality povrchové vody vodoteče Valová a jejich přítoků – drenáž podzemní vody		

* - tyto expoziční scénáře nebyly v aktuálně provedeném průzkumu jednoznačně kvantifikovány a budou hodnoceny slovně

Poznámka:

V rámci identifikace jednotlivých expozičních scénářů transportních cest a příjemců rizika nebyli uvažováni pracovníci provádějící případné sanační práce na lokalitě – odstranění kontaminovaných zemín/odpadů. V tuto chvíli není sanace lokality reálným expozičním scénářem. Do závěrů rizikové analýzy by neměla být zahrnována rizika plynoucí z odstraňování kontaminace. Je zřejmé, že práce spojené s odstraňováním kontaminace jsou spojeny se zvýšeným rizikem plynoucím z přítomné kontaminace.

S ohledem na vysoké koncentrace ropných látek, těžkých kovů a dalšího znečištění, včetně organického v kalech, je nezbytně nutné, aby v případě sanačních prací byli všichni zaměstnanci detailně informováni o rizicích plynoucích z kontaminace vůči jejich zdraví. Nezbytně nutné je dodržovat základní pravidla bezpečnosti a hygieny práce – především používat ochranné pomůcky (zakrýt pokud možno celý povrch kůže a zabránit styku s odpady

Nezbytným doplňkem musí být respirátor, aby byla eliminována možnost vdechnutí kontaminovaného prachu. Během pracovní doby, a to především při pohybu v kontaminovaném prostředí, nejíst, nepít, nekouřit.

3.2 Hodnocení zdravotních rizik

Při hodnocení zdravotních rizik je nutno rozlišovat mezi posuzováním látek s karcinogenními (stochastickými) účinky a nekarcinogenními (systematickými) účinky. Mechanismy působení těchto dvou typů škodlivin jsou odlišné. V případě látek s karcinogenním účinkem i malý počet změn na molekulární úrovni může vyvolat změny v jediné buňce, které mohou vést k nekontrolovatelnému buněčnému bujení, případně až ke vzniku maligního onemocnění. Vychází se přitom ze současné představy o vzniku zhoubného bujení, kdy vyvolávajícím momentem může být jakýkoliv kontakt s karcinogenní látkou. Protože teoreticky neexistuje bezpečná hladina expozice takovéto látky, tento mechanismus účinku je označován za bezprahový. V případě systémové toxicity musí toxické působení škodliviny nejprve překonat

určitou (prahovou) kapacitu fyziologických detoxikačních, kompenzačních a obranných mechanismů organismu. Lze tedy identifikovat míru expozice, která je pro organismus člověka ještě bezpečná a za normálních okolností nevyvolá nepříznivý efekt. Pro hodnocení chronického vlivu kontaminantů ze životního prostředí na lidský organismus je charakteristická skutečnost, že se jedná zpravidla o působení velmi nízkých koncentrací, jejichž toxický účinek je nutno extrapolovat z oblasti vysokých koncentrací.

Pro posouzení systémové toxicity látek s nekarcinogenním účinkem US EPA zavedla tzv. referenční dávky RfD [$\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$], zatímco Světová zdravotnická organizace WHO používá systém přijatelných denních dávek (ADI). Hodnota RfD představuje úroveň každodenní expoziční dávky kontaminantu, které může být populace (včetně senzitivních skupin) během celé délky života vystavena, aniž by došlo k projevu jakýchkoli nepříznivých účinků. Dávky pohybující se pod úrovní RfD není třeba z hlediska systémové toxicity s nejvyšší pravděpodobností považovat za rizikové. Hodnoty RfD jsou zpravidla získávány z toxikologických testů na zvířatech, a to z tzv. hodnot NOAEL (nejvyšších hladin expozice, při nichž nebyl pozorován žádný nepříznivý účinek), které jsou dále redukovány o jeden či více řádů faktory nejistoty, vyjadřující nejistoty plynoucí z mezidruhovové extrapolace a extrapolace z oblasti vysokých do oblasti nízkých dávek.

Pro posouzení relativní toxicity látek s karcinogenním účinkem je nejčastěji používána tzv. směrnice karcinogenního rizika (CSF), představující horní mez odhadu pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění nad obvyklý průměr vztažený na jednotku expoziční dávky přijímané po celý život jedince, jež je vyjadřována v jednotkách [$\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$]. CSF je vztahován k jednotkovému příjmu daného kontaminantu, jedná se tedy o riziko karcinogenního působení dané látky při velikosti příjmu $1 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$. CSF je tedy udáván v jednotkách [$\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$]⁻¹.

V současné době je více organizací, které hodnoty RfD a CSF stanovují a pravidelně je zveřejňují a aktualizují. Pro výpočet rizik v této práci budou použity hodnoty RfD a CSF z databáze US EPA (leden 2008) a databáze RAIS (leden 2008). Databáze RAIS shrnuje poznatky z databází US EPA (United States Environmental Protection Agency), IRIS (Integrated Risk Information System), PPRTVs (EPA Provisional Peer Reviewed Toxicity Values) a dalších databází.

Pokud je koncentrace kontaminantu ve sledovaném médiu po dobu expozice konstantní, je množství látky vstupující do organismu možno vyjádřit jako průměrný denní příjem [$\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$], který je možno vypočítat pomocí následujícího vztahu:

$$CDI = C \cdot CR \cdot B \cdot EF \cdot ED / BW \cdot AT$$

CDI průměrný denní příjem (Chronic Daily Intake) [$\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$]

C maximální koncentrace kontaminantu ve sledovaném médiu [mg.kg^{-1} , mg.m^{-3}]

CR míra kontaktu s kontaminovaným médiem [kg.den^{-1} , L.den^{-1} , $\text{m}^3.\text{den}^{-1}$]

(např. ingesce zeminy, konzumace potravin nebo inhalace vzduchu za den)

B biologická dostupnost látky ze sledovaného média [0 – 100 %] *EF*

frekvence expozice [den.rok^{-1}]

ED doba trvání expozice [rok]

BW průměrná tělesná hmotnost exponovaného jedince [kg]

AT doba, vzhledem ke které je expoziční dávka průměrována [den]

Pro látky s nekarcinogenním účinkem odpovídá parametr *AT* době trvání expozice, zatímco u látek s karcinogenním účinkem dochází ke kumulaci expozičních dávek během celé délky

života jedince. Průměrný denní příjem je tak vztažen na předpokládanou délku lidského života LT (zpravidla 70 let) a expozice je v tomto případě vyjadřována jako celoživotní průměrný denní příjem $LCDI$ s tím, že ve vztahu je parametr AT nahrazen LT .

Účelem **charakterizace rizika** je shrnout všechny údaje a informace získané v předchozích krocích a kvantitativně vyjádřit míru reálného konkrétního zdravotního rizika z chronické expozice kontaminantu za dané situace, která může sloužit jako podklad pro rozhodování o opatřeních, tedy pro řízení rizika. Doporučovaným ukazatelem nebezpečnosti látek s nekarcinogenním účinkem je index nebezpečnosti (HI), vyjádřený jako poměr průměrného denního příjmu a příslušné referenční dávky (RfD). Jako měřítko rizika karcinogenního účinku u exponované populace bývá používán celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorových onemocnění ILCR („Incremental Lifetime Cancer Risk“), tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob. ILCR je možno získat jako násobek celoživotní průměrné denní dávky $LCDI$ a směrnice karcinogenního rizika CSF podle vztahu platícího pro relativně nízká rizika do hodnoty 1×10^{-2} (MŽP 2005):

$$ELCR = LCDI \cdot CSF$$

ELCR Excess Lifetime Cancer Risk (zvýšené celoživotní riziko vzniku rakoviny - bezrozměrné)

$LCDI$ Lifetime Chronic Daily Intake (celoživotní průměrný denní příjem [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$])
 CSF Cancer Slope Factor (faktor směrnice karcinogenity) [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-2} \cdot \text{den}^{-1}$]⁻¹

V případě příjmu kontaminantu větším počtem expozičních cest je celkové riziko vzniku nádorových onemocnění možno získat součtem rizik plynoucích ze všech uvažovaných způsobů expozice.

Za přijatelnou míru rizika jsou považovány tyto hodnoty ILCR (MŽP 2005):

1×10^{-6} (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z milionu) při hodnocení regionálních vlivů – obvykle nad 100 ohrožených osob

1×10^{-5} (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka ze 100.000) při hodnocení lokálních vlivů – řádově mezi 10 a 100 ohroženými osobami

1×10^{-4} (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z 10.000) při hodnocení jednotlivců do 10 osob

Při posuzování nebezpečnosti působení látek s nekarcinogenním účinkem platí, že pokud je průměrný denní příjem (CDI) nižší než referenční dávka ($HI < 1$), pak je předpokládána expozice natolik nízká, že s nejvyšší pravděpodobností nenese žádná zdravotní rizika.

Pokud je $HI > 1$, je nutné získat podrobnější údaje o sledované látce a způsobu expozice, případně zahájit vhodná nápravná opatření.

3.2.1 Hodnocení expozice

V souladu ke zjištěným skutečnostem v rámci průzkumných prací a aktuálního stavu na lokalitě, který je zohledněn v aktualizovaném koncepčním modelu, nejsou dále hodnoceny expoziční scénáře výpočtem zdravotních rizik, ale pouze slovně:

- Přímý kontakt obyvatel s deponovanými kaly
- Možnost šíření kalů do okolí – rozliv kalů, výluhová voda
- Průnik kontaminace z prostoru deponie nesaturovanou zónou k hladině PV – migrace s podzemní vodou dále ve směru proudění PV

3.2.2 Odhad zdravotních rizik

Žádný z identifikovaných expozičních scénářů, v rámci aktualizovaného koncepčního modelu, nebyl vybrán pro další hodnocení. Důvodem nehodnocení je, že v rámci aktuálních průzkumných prací, nebyl jednoznačně potvrzen, nebo je zatím zanedbatelný, respektive nepředstavuje v současné situaci přímé ohrožení pro lidské zdraví.

Přímý kontakt obyvatel s deponovanými kaly

Lokalita je volně přístupná a nachází se na okraji obce u polní cesty. Samotná deponie je rozdělena na dvě hlavní části, kterými prochází cesta. Tělesa deponie jsou tvořena zemními valy se strmými svahy s převýšením cca 1,5 - 2 m nad okolní polní terén. Samotné uložené kaly jsou značně nestabilní a pod relativně tužší krustou, která je převážně porostlá ruderálním porostem. V celém prostoru deponie existuje **reálné nebezpečí propadnutí osob do tělesa deponie** s ponořením do kalů a **následného utonutí**.

OU městyse Kralice na Hané však již zajistil **označení** okolí deponie **cedulemi a páskami s vyznačením zákazu vstupu** (které bude dle možností obnovovat) a rovněž byli obyvatelé informováni o tomto nebezpečí. Z tohoto hlediska lze uvažovat, že možný kontakt obyvatel je tímto značně omezen. **Vstup na deponii představuje přímé ohrožení života.**

I z tohoto důvodu by bylo nanejvýš vhodné tuto deponii odstranit na příslušném koncovém zařízení a uvést lokalitu do původního stavu.

Možnost šíření kalů do okolí – rozliv kalů, výluhová voda

Prostor deponie nebyl v době provádění průzkumných prací viditelně narušen a nebyl tedy zaznamenán ani rozliv kalů do okolí původní deponie. Nicméně u deponie se nachází, „laguna“ s průsakovými vodami (hodnoceno ve zprávě z roku 2018).

Stabilita vytvořených hrází, držící deponii polotekutých kalů, o výšce v průměru 2 m, není ničím podložena. Na základě rekognoskace terénu lze odhadnout, že je tvořena zeminami, stavebním a jiným odpadem a pravděpodobně i příměsí kalů či jiných nevhodných materiálů. Zcela reálně lze v blízké budoucnosti, v závislosti na klimatických podmínkách, uvažovat s podmáčením svahů deponie (podloží tvoří jílovité hlíny - spraše, které při nasycení vodou jsou značně nestabilní). Při podmáčení dojde k vytvoření smykové plochy a sesunutí svahu deponie. Tímto by došlo k rozlivu kalů s obsahem kontaminantů dále do širokého okolí deponie, znehodnocení pěstovaných plodin, znehodnocení orné půdy a potažmo i ke zrychlení průsaku kontaminantů do podzemní vody.

Při jižním kraji deponie se nachází „laguna“ pravděpodobně průsakové vody z deponie. Z této laguny byl v roce 2018 odebrán vzorek vody a následně analyzován. Z výsledků analýzy

vody vyplynulo, že voda obsahuje vysoké organické znečištění (amoniakální dusík – forma dostupná pro mikroorganismy), vysoké obsahy kovů a to především železa, manganu a zinku. Ve vodě byly rovněž analyzovány látky ze skupiny PAU, a to především rezistentnější formy včetně benzo(a)pyrenu, který je vysoce toxický a pro člověka karcinogenní. Ve vodě se nacházely i ropné látky nižších frakcí (C₁₀-C₁₆), které jsou lépe rozpustné a tudíž i mobilnější.

Průnik kontaminace z prostoru deponie nesaturovanou zónou k hladině PV – migrace s podzemní vodou dále ve směru proudění PV

Podzemní voda v okolí deponie vykazuje obsah dusičnanů nad limit pro pitnou vodu, rovněž obsah chloridů ve všech odebraných vzorcích podzemní vody překračuje limitními hodnoty pro pitné vody v ČR. Při odběru vzorků podzemní vody byly rovněž měřeny fyzikálněchemické parametry, kdy naměřený záporný oxidačně redukční potenciál společně s nízkou hladinou kyslíků naznačují, že v prostředí v blízkosti deponie kalů panují spíše anoxické podmínky. Základní chemický rozbor ukazuje na možné obohacení podzemní vody o dusík, jehož zdrojem může být i deponovaný kal. Na možné redukční prostředí v okolí deponie ukazují i rovněž vyšší obsahy manganu a síranů v podzemní vodě. Z výše uvedeného lze již usuzovat na průnik lépe rozpustných látek (např. dusičnany) z deponovaných kalů do podzemní vody a probíhající změnu v ekosystému podzemní vody v okolí deponie.

Ve vzdálenějším vrtu od deponie, ve vrtu označeném So, již byly fyzikálně-chemické parametry podzemní vody blízké standardní situaci.

Na základě záměru hladin podzemní vody lze usuzovat, že zhruba pod plochou deponie prochází rozhraní, od kterého směřuje část podzemní vody do obce a menší část podzemní vody směřuje směrem k vodnímu zdroji - Hrdibořice studny. Pro určení přesného rozhraní by bylo třeba provedení dalších průzkumných prací.

3.3 Hodnocení ekologických rizik

Tato riziková analýza byla zpracována pro celkové posouzení rizika ve vztahu k lidskému zdraví a životnímu prostředí s ohledem přítomnost nelegální deponie kalů, která obsahuje nebezpečné látky a vykazuje i jiné nebezpečné vlastnosti, umístěné na nezabezpečené orné půdě.

Ekologická rizika byla studována především pomocí ekotoxikologických testů, realizovaných v akreditované laboratoři v souladu s tabulkou 10.2 vyhlášky č. 294/2005 Sb.

Jako příjemci ekologických rizik byly uvažovány:

- Rostliny a ostatní organismy nacházející se v zájmové lokalitě
- Volně se pohybující zvěř, která se pohybuje po okolí a může v zájmovém území vyhledávat úkryt, případně potravu
- Půdní mikroflóra mikrofauna

Odebrané vzorky kalů z deponie byly testovány na akutní ekotoxicitu dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. příloha č. 10, tabulka 10.2. Výsledky analýz kalů prokázaly **zásadně negativní ekotoxické vlastnosti** na rostliny, vodní řasy a živočichy (ryby, plankton) kalů. **U všech odebraných vzorků byla mortalita u ryb (živorodky) a vodních korýšů (perloočky) 100 %.**

Za přímo zasažené složky ekosystému lze považovat půdní mikroflóru a mikrofaunu přítomné v prostoru kontaminované nesaturované zóny. Nelze zcela vyloučit vliv i na makrofaunu (např. konzumaci rostlin z lokality).

Další možnou cestou polutantů, za současných podmínek nejvíce pravděpodobnou, do organismu zvěře je přímý kontakt na lokalitě, případně požití kontaminované zvěře. V současnosti je lokalita, i přes významnou akutní ekotoxicitu, z velké části pokryta hustým porostem ruderalních rostlin, kde může zvěř přirozeně hledat úkryt, či potravu. Přímým kontaktem na lokalitě (např. hlodavci a pod) dojde k expozici polutantů a případně k akumulaci kontaminantů v těle živočicha s negativním vlivem na jeho zdraví. V případě ulovení takto zasaženého drobného živočicha dojde k intoxikaci dravce. Další možností je požití travin z kontaminované lokality.

Při pohybu zvěře přes zájmovou lokalitu může dojít ke kontaminaci srsti prachem a kalem z deponie. Tím, že si zvěř přirozeně kůže a srst čistí, může dojít k transportu látek do organismu a následně v rámci potravního řetězce až do lidského organismu. Toto nebezpečí se může týkat i domácích zvířat jako jsou kočky a psi.

Rovněž konzistence deponovaných kalů, které jsou v polotekutém stavu, představuje hrozbu probodění a utonutí zvířete.

Podle výsledků provedených analýz jsou kaly výrazně kontaminovány (zejména ropnými látkami, PAU, a těžkými kovy) nad úroveň limitů stanovených vyhláškou č. 294/2005 Sb., která se vztahuje na možnost ukládání odpadů na povrchu terénu.

Možné riziko pro ekosystémy, mimo vlastní prostor deponie, plyne z možného vyluhování polutantů ze zeminy a další šíření spolu s průsakovými vodami do místní erozivní báze.

Orná půda

Nelegální deponie kalů je umístěna na pozemcích orné půdy. Dle katastru nemovitostí jsou všechny postižené pozemky orné půdy zařazeny v bonitě 30 100.

Dle dostupných informací (bpej.vumop.cz) se jedná o **černozemě** převážně na rovině nebo úplné rovině se všesměrnou expozicí a celkovým obsahem skeletu do 10 %. Půdy hluboké v teplém, mírně vlhkém klimatickém regionu a vysoce produkční. Bonitovaná půdně ekologická jednotka 3.01.00 legislativně spadá dle Vyhlášky o stanovení tříd ochrany č. 48/2011 Sb. do **I. třídy ochrany** zemědělského půdního fondu. Aktuální základní cena podle Vyhlášky k provedení zákona o oceňování majetku (oceňovací vyhlášky) č. 441/2013 Sb. je 19,13 Kč za m² (maximální cena půdy dle této vyhlášky je 19,79 Kč za m²). Bodová **výnosnost této půdy** je na stupnici od 6 do 100 vyjádřena **hodnotou 96. Jedná se o vysoce produkční půdy.**

Půdy v I. třídě ochrany jsou **nejcennější půdy**, které lze odejmout ze ZPF pouze výjimečně.

V současné době je nelegální deponií kalů znehodnoceno minimálně 13 644 m² této vysoce bonitní orné půdy. Základní cena za vyjmutí této půdy ze ZPF by činila 261 000 Kč.

3.4 Shrnutí celkového rizika

Lokalita je volně přístupná a nachází se na okraji obce u polní cesty. Samotná deponie je rozdělena na dvě hlavní části, kterými prochází cesta. Tělesa deponie jsou tvořeny zemními valy se strmými svahy, převýšením cca 1,5 - 2 m nad okolní polní terén. Samotné uložené kaly jsou značně nestabilní (polotekuté), pod relativně tužší krustou, převážně porostlou rudérálním porostem.

Žádný z identifikovaných expozičních scénářů, v rámci aktualizovaného koncepčního modelu, nebyl vybrán pro další hodnocení. Důvodem nehodnocení je, že v rámci aktuálních průzkumných prací, nebyl jednoznačně potvrzen, nebo je zatím zanedbatelný, respektive nepředstavuje v současné situaci přímé ohrožení pro lidské zdraví.

Rizika plynoucí z existence nelegální nezabezpečené deponie kalů na orné půdě lze shrnout následovně:

- v celém prostoru deponie existuje reálné nebezpečí propadnutí osob do tělesa deponie s ponořením do kalů a následného utonutí.
- Stabilita vytvořených hrází držící deponii polotekutých kalů, o výšce v průměru 2 m, není ničím podložena. V závislosti na klimatických podmínkách lze v budoucnosti předpokládat, že dojde k podmáčení svahů deponie a dojde k vytvoření smykové plochy a následnému sesunutí svahu deponie. Tímto by došlo k rozlivu kalů s obsahem kontaminantů dále do širokého okolí deponie.
- Při jižním okraji deponie se nachází „laguna“ průsakové vody z deponie. Tato voda obsahuje vysoké organické znečištění (amoniakální dusík – forma dostupná pro mikroorganismy), vysoké obsahy kovů, a to především železa, manganu a zinku. Ve vodě byly rovněž analyzovány látky ze skupiny PAU, a to především rezistnější formy včetně benzo(a)pyrenu. Ve vodě se nacházely i ropné látky nižších frakcí (C₁₀C₁₆).
- Nelze zcela vyloučit migraci kontaminantů rozpouštěním do pronikajících srážkových vod a následnou migraci dále do horninového tělesa. Podzemní voda v okolí deponie vykazuje obsah dusičnanů nad limit pro pitnou vodu, rovněž obsah chloridů ve všech odebraných vzorcích podzemní vody překračuje limitní hodnoty pro pitné vody v ČR. Fyzikálně-chemické parametry podzemní vody vykazují až záporný oxidačně redukční potenciál společně s nízkou hladinou kyslíku. Na možné redukční prostředí v okolí deponie ukazují i rovněž vyšší obsahy manganu a síranů v podzemní vodě. Dále lze usuzovat na průnik lépe rozpustných látek (např. dusičnany) z deponovaných kalů do podzemní vody a probíhající změnu v ekosystému podzemní vody v okolí deponie.
- Na základě záměru hladin podzemní vody lze usuzovat, že zhruba pod plochou deponie prochází rozhraní, od kterého směřuje část podzemní vody do obce a menší

část podzemní vody směřuje směrem k vodnímu zdroji - Hrdibořice studny. Pro určení přesného rozhraní by bylo třeba provedení dalších průzkumných prací.

- V případě šíření kontaminace spolu s podzemní vodou do okolí, dojde k negativnímu ovlivnění kvality podzemní vody v individuálních zdrojích podzemní vody v městysu Kralice na Hané. Kontaminace podzemní vody z deponie kalů může představovat závažná zdravotní rizika pro místní obyvatele, která v důsledku znemožní využívání této vody jako pitné a užitkové. Stejně negativní ovlivnění kvality podzemní vody může nastat i ve zdroji pitné vody „Hrdibořice studny“ v jehož ochranném pásmu se deponie nachází.
- Rizika pro ekosystémy a životní prostředí byla prokázána provedenými laboratorními analýzami odebraných kalů, kde byly zjištěny zásadně negativní ekotoxické vlastnosti na rostliny, vodní řasy a živočichy (ryby, plankton) deponovaných kalů. Deponované kaly obsahují ropné látky, látky ze skupiny PAU a těžké kovy.
- Deponované kaly v souladu se zákonem 185/2001 Sb., respektive vyhláškou č. 294/2005 Sb. a nařízením rady (EU) 2017/997 vykazují nebezpečné vlastnosti a je nutné s nimi nakládat jako s odpady nebezpečnými.

3.4.1 Legislativní charakteristika zjištěných odpadů

Na základě výsledků laboratorních analýz lze konstatovat, že se jedná o heterogenní směs kalů.

Výsledky analýz kalů v porovnání s limity dle tabulky č. 10.1, přílohy č. 10, k vyhlášce č. 294/2005 Sb. o používání odpadů na povrchu terénu, překračují tyto limity v parametrech v obsahu těžkých kovů, látek PAU a ropných látek. Dle analytického stanovení vyluhovatelnosti odpadů, celkového obsahu škodlivin v sušině a koncentrace organických škodlivin v sušině vyplývá, že deponované kaly není možné za současného stavu (bez úpravy) uložit, v souladu s právními požadavky zákona o odpadech a jeho prováděcích předpisů, na skládky typu S-OO.

Odebrané vzorky kalů z deponie byly podrobeny zkouškám akutní toxicity dle vyhlášky č. 294/2005 Sb. příloha č. 10, tabulka 10.2. Výsledky analýz kalů prokázaly zásadně negativní akutní ekotoxické vlastnosti na rostliny, vodní řasy a živočichy (ryby, plankton) kalů.

Deponované kaly zásadně nevyhovují ve zkouškách akutní toxicity hodnotám tabulky 10.2, přílohy 10 k vyhlášce č. 294/2005 Sb. Vzhledem k prokázání mortality a imobilizace v rámci ekotoxikologických testů lze důvodně předpokládat, že odpad bude vykazovat i nebezpečnou vlastnost HP 14 (ekotoxicita) a je nutné ho zařadit jako nebezpečný odpad.

V případě, že bude prokázáno, na základě posouzení dle vyhlášky č. 94/2016 Sb., že odpad nebezpečnou vlastnost HP14 nevykazuje, může pak být zařazen jako odpad kategorie ostatní. Hodnocení nebezpečných vlastností odpadů provádí pouze osoba pověřená MŽP nebo MZD. Jako doklad vydává pověřená osoba osvědčení o vyloučení nebezpečných vlastností odpadu.

Vzhledem k tomu, že není prokazatelně znám původ deponovaných kalů, navrhuje tento odpad zařadit jako:

- **19 08 13*** – kaly z jiných způsobů čištění průmyslových odpadních vod obsahující nebezpečné látky

3.5 Omezení a nejistoty

Hodnocení zdravotních rizik pro lidské zdraví je spojeno s řadou nejistot, předpokladů a úvah. Již samotná metoda hodnocení expozice zahrnuje různé zjednodušující předpoklady, konstanty a empirické vztahy, které nemusí plně odpovídat dané skutečnosti, která je hodnocena a poměrům na dané lokalitě.

Po vyhodnocení výsledků laboratorních analýz odebraných vzorků a vyhodnocení situace na lokalitě, nebyl proveden výpočet zdravotních rizik na obyvatele / zaměstnance či jiné osoby. Zdravotní rizika byla hodnocena slovně.

Výsledky hodnocení rizik ovlivňuje i úroveň prozkoumanosti dané lokality, předpoklady vývoje kontaminace v čase a prostoru apod.

- Přestože byl průzkum ve všech sledovaných maticích proveden v poměrně husté odběrové síti, nelze zcela vyloučit bodovou přítomnost vyšší koncentrace některé ze sledovaných látek.
- V okolí deponie byly provedeny monitorovací vrty a z nich odebrány vzorky podzemní vody pro posouzení šíření kontaminantů z tělesa deponie dále do prostředí do podzemní vody. Výsledky analýz prokázaly změny ve fyzikálně-chemických parametrech podzemní vody v blízkosti tělesa deponie. Kontaminace prioritními kontaminanty z kalů v podzemní vodě nebyla prozatím prokázána. S ohledem na atenuační procesy (sorpce), méně propustné vrstvy jílovitých zemin pod tělesem deponie apod. lze předpokládat určité časové zpoždění, než průsakové vody s vyloženými kontaminanty z deponie dosáhnou hladiny podzemní vody a začnou se šířit do okolí. S ohledem na přítomnost inženýrských sítí pod tělesem deponie však nelze vyloučit, že k tomuto již dochází v jiných místech, která nebyla zachycena monitorovacími vrty.
- V současnosti nelze odhadnout, po jaké době dojde k průsaku vod z tělesa deponie do podzemní vody. O složení průsakových vod můžeme mít představu z laboratorních analýz z odebrané vody v laguně. Nelze však vyloučit, že jejich složení bude odlišné, s vyšším obsahem kontaminantů, či s jinými, v současnosti neanalyzovanými kontaminanty.
- Vytipování kontaminantů, jejichž přítomnost se v rámci průzkumných prací sledovala, vycházela z předběžných informací o lokalitě. S ohledem na výsledky ekotoxických zkoušek však nelze vyloučit přítomnost dalších, neanalyzovaných kontaminantů s významnými toxickými a ekotoxickými vlastnostmi.

4 Doporučení nápravných opatření

Nápravná opatření byla definována tak, aby zabezpečovala redukci rizik, která vyplývají z kontaminace, a která zároveň považujeme za neakceptovatelná. Pro redukci rizik se nabízí často několik alternativních postupů, mezi kterými mohou být rozdíly z hlediska technické proveditelnosti, nákladů i z hledisek dalších. Technickou proveditelnost a přiměřenost nákladů je někdy nutno realisticky zvažovat již při formulování cílů sanace.

Cílové parametry slouží k hodnocení naplňování cílů nápravných opatření v průběhu jejich realizace a po ukončení.

Výsledky provedeného průzkumu lokality a hodnocení rizik na lidské zdraví a ekosystémy lze shrnout tak, že současný stav kontaminace, vázaný na kontaminované deponované kaly, představuje neakceptovatelnou úroveň rizika z přítomnosti těchto odpadů ve volné krajině a využívání tohoto prostoru ve shodě s územním plánem – jako orné půdy. Tyto kontaminované kaly, které mimo znečištění ropnými látkami, těžkými kovy a PAU, vykazují velmi vysokou míru ekotoxicity. Ohroženou cílovou skupinou jsou obyvatelé (dospělé osoby a děti), využívající podzemní vodu, ekosystém krajiny, orná půda a další.

4.1 Stanovení a zdůvodnění cílů nápravných opatření

Na ornou půdu byly v minulosti ukládány kaly (čistírenské kaly). Tyto kaly obsahují ropné látky, těžké kovy a PAU. Rovněž vykazují akutní ekotoxicitu. Tyto kaly lze, ve shodě s legislativou ČR označit za nebezpečný odpad.

Z výsledků průzkumných prací vyplynuly především tyto skutečnosti:

- kaly v deponii představují nebezpečný odpad svysokou mírou ekotoxicity, obsahem ropných látek, TK a dalších kontaminantů
- množství deponovaných kalů je zaměřeno na množství cca 20 450 m³
- nebezpečný odpad je uložen ve volné krajině, na orné půdě, bez jakéhokoliv zabezpečení
- hráze okolo kalů jsou provedeny ze směsi stavebního odpadu, hlíny a dalších nevhodných materiálů. Hráze se časem mohou narušit a dojde k rozlivu kalů do okolí
- podzemní voda v blízkosti deponie již vykazuje změnu fyzikálně–chemických parametrů
- kaly jsou umístěny v ochranném pásmu vodního zdroje pitné vody „Hrdibořice studny“.
- Vstup do prostoru deponie kalů představuje, vzhledem k jejich polotekutému stavu, ohrožení života – utonutí v kalech

Lokalita jako celek vyžaduje nápravná opatření, která zajistí redukci zjištěných potenciálních zdravotních a ekologických rizik.

Na základě znalostí týkajících se rozsahu a stupně kontaminace, územního plánu, a místních specifik dané lokality lze požadavky na nápravná opatření shrnout do následujících cílů nápravných opatření:

- Redukovat potenciální ekologická a zdravotní rizika a především eliminovat riziko vyluhování kontaminace do podzemních vod a další transport těchto látek spolu s podzemními vodami do okolí.
- Odstranit nebezpečné odpady z nezabezpečené deponie umístěné ve volné krajině.

4.2 Doporučení cílových parametrů nápravných opatření

S ohledem na charakter lokality, na výsledky průzkumu znečištění, vyhodnocení rizik plynoucích ze zjištěné kontaminace všech maticí a legislativní předpisy, navrhuje stanovení kvalitativních technických opatření (vymístění odpadů), s pomocnými kvantitativními parametry.

Kvalitativní cílové parametry

Hlavní kvalitativní parametry nápravných opatření lze definovat takto:

- **Nápravnými opatřeními budou odstraněny veškeré nebezpečné odpady z prostoru nezabezpečené deponie**

S odtěženými odpady bude nakládáno v souladu s následujícími právními předpisy: zákonem č.185/2001, Sb., o odpadech, vyhláškou MŽP a MZd č. 94/2016 Sb., o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů, vyhláškou MŽP č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a vyhláškou MŽP č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na deponie a jejich využívání na povrchu terénu, vše v platných zněních.

Před provedením odtěžby deponovaných kalů doporučujeme provést hodnocení nebezpečných vlastností odpadů oprávněnou osobou.

Sanační limity pro deponované zeminy/odpady byly odvozeny na základě následující kvalitativně-quantitativní úvahy, kdy se jedná o zemědělskou půdu ve volné krajině:

Navržené sanační limity:

Ropné látky v parametru C₁₀-C₄₀: 300 mg.kg⁻¹ suš.

PAU (suma): 6 mg.kg⁻¹ suš.

Kovy: kadmium 1 mg.kg⁻¹ suš. rtuť

0,8 mg.kg⁻¹ suš.

nikl 80 mg.kg⁻¹ suš.

4.3 Doporučení postupu nápravných opatření s odhadem finančních nákladů

Na základě výsledků průzkumných prací, poznatků o rozsahu a šíření znečištění a vyhodnocených zdravotních a ekologických rizik byly doporučeny postupy nápravných opatření. Jedná se o konkrétní řešení vedoucí k eliminaci/redukci zdravotních a ekologických rizik na bezpečnou úroveň.

Pro doporučení vhodného postupu nápravných opatření byly uvažovány a níže hodnoceny přístupy, které uvažují s vymístěním a odstraněním ex situ veškerých nebezpečných odpadů.

1. Nulová varianta

Nulová varianta představuje ponechání lokality ve stavu, jakým je v současnosti, bez provedení jakýkoliv úprav. Nedojde k odstranění kontaminovaných zemina a odpadů. Nebudou provedena opatření k vstupu do lokality a ani k zamezení dalšího šíření kontaminace z lokality

Tuto variantu nelze doporučit, neboť nedojde k minimalizaci rizik pro lidské zdraví a minimalizaci ekologických rizik, nebude odstraněn zdroj kontaminace a rovněž nebude možno tuto lokalitu využívat k jakémukoliv účelu. Nadále bude docházet k uvolňování polutantů do životního prostředí a ke znehodnocení individuálních zdrojů podzemní vody v obci a případně i zdroje pitné vody.

2. Varianta minimální - informovanost a oplocení, monitoring

Minimalistická varianta představuje výstavbu oplocení zabraňující vstupu obyvatel na lokalitu, nebo jiné opatření k zamezení vstupu a informování místních obyvatel (příjemců rizik) o zjištěném stavu kvality uložených materiálů v prostoru bývalé deponie a informovat je o rizicích spojených s pohybem v této lokalitě. Rovněž je třeba pokračovat v monitoringu okolí lokality.

Tato varianta může předcházet provedení samotných nápravných opatření. Doporučení s informováním obyvatel již byla ze strany OU provedena.

Pouhé provedení pouze těchto opatření nelze doporučit, neboť nedojde k minimalizaci zdravotních a ekologických rizik, nebude odstraněn zdroj kontaminace a rovněž nebude možno tuto lokalitu využívat k jakémukoliv účelu. I nadále budou ohroženi obyvatelé pohybující se v okolí deponie. Nadále bude docházet k uvolňování polutantů do životního prostředí a ohrožení kvality podzemních vod v okolí.

V rámci monitoringu doporučujeme odebírat vzorky podzemní vody z nově vybudovaných monitorovacích vrtů v okolí deponie – HV-1, HV-2 a HV-3, dále ze stávajícího vrtu So. Doporučujeme rovněž do monitoringu zařadit i několik (alespoň 2 – 3) studny/vrty u blízké zástavby RD.

Monitoring doporučujeme provádět alespoň 2 x ročně (jaro/podzim). V rámci monitoringu podzemní vody provádět analýzy v rozsahu:

- C₁₀-C₄₀ - CIU
- PAU
- TK

- U vybraných vrtů provést ZCHR doplněný o mikrobiologický rozbor (psychrofilní bakterie, enterokoky atd.),

3. Varianta odtěžby

Jako jediný možný způsob odstranění odpadu, je jeho odtěžba z této deponie a odstranění na příslušném koncovém zařízení (úpravná odpadů, skládka nebezpečného odpadu, spalovna nebezpečného odpadu aj.)

V této variantě se jedná o kompletní odtěžbu celého objemu deponovaných odpadů/kalů, včetně kontaminovaných podložních zemin do hloubky 30 cm. Odpady je doporučeno po odtěžbě separovat (buď v místě lokality, nebo v prostoru zařízení, kde by byly odstraňovány) na nebezpečné a ostatní (možné odpady v tělese hrází) a dále s nimi nakládat v souladu s platnými právními předpisy. Tzn. ostatní odpady uložit na příslušné skládce a nebezpečné odpady rovněž uložit na příslušné skládce nebezpečných odpadů, nebo odvézt do spalovny nebezpečných odpadů či jiného zařízení, kde by byly odstraněny.

Pro separaci odpadů je možno zvolit několik základních parametrů, které by definovaly nebezpečnou vlastnost:

- Navržené cílové parametry sanace
- Orientačně - prokazatelná chemická kontaminace (zabarvení, zápach, mastnota apod.), konzistence materiálu, struktura materiálu.

Po vytěžení celého objemu skládky doporučujeme, preventivně provést aplikaci biopreparátu pro podporu atenuačních procesů případného zbytkového znečištění. Následně zavést prostor inertním materiálem a povrch rekultivovat v souladu s užitím pozemku, tedy orníci. Cena za uložení 1t ostatního o odpadu na skládce S-OO se může pohybovat 1,5 – 3 tis. Kč (odhad ceny). V případě, že by deponované kaly byly zařazeny do kategorie ostaní odpad, lze náklady na tento způsob sanace odhadnout na 60 – 120 mil Kč. K ceně je nutno následně připočíst náklady na transport odpadů a jejich případnou úpravu v závislosti na požadavcích případného koncového zařízení.

Cena za uložení 1t nebezpečného odpadu na skládce S-NO se může pohybovat 5 – 8 tis. Kč (odhad ceny). Celkově lze tedy náklady na tento způsob sanace odhadnout na 250 – 350 mil Kč. K ceně je nutno následně připočíst náklady na transport odpadů a jejich případnou úpravu v závislosti na požadavcích případného koncového zařízení.

Dalším možným způsobem odstranění nebezpečných odpadů je termické zneškodnění ve spalovně průmyslových odpadů. Cena za termické zneškodnění 1 t nebezpečného odpadu ve spalovně se pohybuje cca v rozmezí 10 – 15 tis. Kč. Tento způsob odstranění odpadů by byl tedy cca 2 – 3 dražší.

Provedením této varianty dojde k odstranění zdroje kontaminace z nezabezpečené deponie nacházející se ve volné krajině, k eliminaci zdravotních a ekologických rizik, čímž budou splněny navržené cíle nápravných opatření.

Před provedením sanačních opatření uvedených v této variantě, doporučujeme realizaci předběžných opatření, která představují informovat obyvatele obce o rizicích spojených s

pohybem na této lokalitě, instalace informačních tabulí po obvodu deponie s vyznačením zákazu vstupu na deponii (a informaci o případných rizicích) a monitoring podzemní vody v okolí skládky.

Doporučení vhodné varianty

Na základě výše uvedených skutečností a především s ohledem na plnění cílů nápravných opatření, doporučujeme provést nápravná opatření formou odtěžby a odstranění uložených zemin/kalů z deponie. Před provedením samotných sanačních prací doporučujeme realizaci předběžných opatření (informovanost obyvatel, označení deponie, monitoring).

V rámci odtěžby kalů budou vytříděny materiály, které byly využity na stavbu hrází a nebudou kontaminovány – tyto odpady bude možné odstranit na skládce ostatního odpadu či využít. Koncové zařízení pro odstranění odpadu bude určeno v souladu se zákonem č. 185/2001 Sb, o odpadech a dalšími předpisy a nařízeními.

S ohledem na velké množství kontaminovaných odpadů - kalů, doporučujeme před odtěžbou provést hodnocení nebezpečných vlastností odpadů oprávněnou osobou. Na základě tohoto hodnocení upravit možnosti odstranění těchto odpadů. Rovněž je vhodné hledat možnosti na využití / úpravu těchto kalů tak, aby byly sníženy náklady na jejich odstranění.

5 Závěr a doporučení

V průběhu ledna až července 2020 proběhly na lokalitě Kralice na Hané – nelegální deponie čistírenských kalů, terénní průzkumné práce.

Cílem prací bylo ověřit kontaminaci uložených odpadů / kalů v prostoru této nelegální deponie, která se nachází na severovýchodním okraji městyse. Prostor deponie se nachází na orné půdě v blízkosti haly kompostárny. Deponie kalů na lokalitě vznikla nelegálně na nezabezpečené ploše orné půdy (pole). Období vzniku deponie lze dle dostupných informací datovat přibližně v letech 2015 – 2017. Prostor deponie se nachází v ochranném pásmu vodního zdroje „Hrdibořice studny“.

Deponie kalů je cestou rozdělena na dvě části, a to na severní menší část a jižní velkou část (přiléhá k hale kompostárny).

Kaly jsou deponovány na lokalitě ve vrstvě o mocnosti průměrně 2 m. Hráže proti rozlití do okolí jsou tvořeny hliněnými valy s příměsí různých materiálů (stavební odpad atd.)

Lokalita je registrována v Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) pod číslem 72441001 jako lokalita kategorie P4 – *žádné informace o kontaminaci. Na lokalitu je nutno nahlížet jako na podezřelou.*

Výsledky průzkumných prací

V rámci průzkumných prací bylo provedeno 10 zeminových sond přímo v tělese deponie. Z těchto sond byly odebrány zonální vzorky deponovaných kalů a podložních zemin.

Pro ověření geologických a hydrogeologických podmínek lokality a možnosti dalšího šíření kontaminace podzemní vodou byly provedeny 3 nové monitorovací vrtý, dále geodetické zaměření vrtů a hladin podzemní vody v jednotlivých vrtech.

Kontaminace zjištěná v zájmovém území je vázána na deponii kalů. V těchto kalech byla zjištěna kontaminace ropnými látkami, dále látkami ze skupiny PAU a těžkými kovy. Výsledky z celé deponie kalů rovněž vykazují velmi vysokou ekotoxicitu, jak na vodní organismy, tak na rostliny.

Podzemní voda v okolí deponie vykazuje obsah dusičnanů nad limit pro pitnou vodu, rovněž obsah chloridů ve všech odebraných vzorcích podzemní vody překračuje limitními hodnotami pro pitné vody v ČR. Při odběru vzorků podzemní vody byly rovněž měřeny fyzikálněchemické parametry, kdy naměřený záporný oxidačně redukční potenciál společně s nízkou hladinou kyslíků naznačují, že v prostředí v blízkosti deponie kalů panují spíše anoxické podmínky. Základní chemický rozbor ukazuje na možné obohacení podzemní vody o dusík, jehož zdrojem může být i deponovaný kal. Na možné redukční prostředí v okolí deponie ukazují i rovněž vyšší obsahy manganu a síranů v podzemní vodě. Z výše uvedeného lze již usuzovat na průnik lépe rozpustných látek (např. dusičnany) z deponovaných kalů do podzemní vody a probíhající změnu v ekosystému podzemní vody v okolí deponie.

Šíření znečištění

S ohledem na charakter kontaminace a přírodní podmínky na lokalitě lze na lokalitě identifikovat hlavní cestu šíření kontaminace do okolí, a to šíření kontaminace průsakem srážkových vod tělesem kalů do podzemních vod a následně spolu s podzemními vodami.

Pod deponií kalů se nenachází žádné izolace oddělující deponii od okolního prostředí. Určitá geologická bariéra je vytvořena jílovitou zeminou, která se zde nachází do hloubek cca 5 m p.t.. Tato přirozená bariéra je však jistě narušena jak přirozenými poruchami s vytvořením preferenčních cest, tak vedením inženýrských sítí a stavbami, které pod deponií procházejí. K určité migraci znečištění do horninového prostředí a následně podzemních vod již s největší pravděpodobností dochází.

Na deponii nebyly provedeny žádné opatření jak proti průsaku dešťových vod a jejich zasakování dále do horninového prostředí.

Z hlediska atenuačních procesů může na lokalitě probíhat sorpce kovů na podložní zeminy pod deponií. Zemina kontaminující kovy zadržuje a zásadním způsobem snižuje jejich nebezpečnost vůči okolnímu prostředí. V případě, že dojde k naplnění sorpční kapacity, jejich šíření není již zeminou omežováno. Podmínky pro přirozenou atenuaci ropných látek v deponii kalů nelze očekávat, a to vzhledem k charakteru kalů (bahno), předpokládanému anoxickému prostředí v kalech a vysoké ekotoxicitě deponovaných kalů.

Odhad zdravotních a ekologických rizik

Žádný z identifikovaných expozičních scénářů v rámci aktualizovaného koncepčního modelu nebyl vybrán pro další hodnocení. Důvodem jejich nehodnocení je, že v rámci aktuálních průzkumných prací nebyly jednoznačně potvrzeny, nebo jsou zatím zanedbatelná, respektive nepředstavují v současné situaci přímé ohrožení pro lidské zdraví.

Nicméně je třeba rizika pro zdraví a ekologii zhodnotit slovně, na základě výsledků průzkumu a rekognoskace lokality.

V prostoru deponie existuje reálné nebezpečí propadnutí osob/zvěře do tělesa deponie, ponoření do kalů a následného utonutí.

Na základě záměru hladin podzemní vody lze usuzovat, že zhruba pod plochou deponie prochází rozhraní, od kterého směřuje část podzemní vody do obce a menší část podzemní vody směřuje směrem k vodnímu zdroji - Hrdibořice studny. V případě šíření kontaminace spolu s podzemní vodou do okolí, dojde k negativnímu ovlivnění kvality podzemní vody v individuálních zdrojích podzemní vody v městysu Kralice na Hané. Kontaminace podzemní vody z deponie kalů může představovat závažná zdravotní rizika pro místní obyvatele, která v důsledku znemožní využívání této vody jako pitné a užitkové. Stejně negativní ovlivnění kvality podzemní vody může nastat i ve zdroji pitné vody „Hrdibořice studny“ v jehož ochranném pásmu se deponie nachází.

Stabilita vytvořených hrází, držící deponii polotekutých kalů, o výšce v průměru 2 m, není ničím podložena. V závislosti na klimatických podmínkách, lze v budoucnosti předpokládat, že dojde k podmáčení svahů deponie a dojde k vytvoření smykové plochy a následnému sesunutí svahu deponie. Tímto by došlo k rozlivu kalů s obsahem kontaminantů dále do širokého okolí deponie.

Rizika pro ekosystémy a životní prostředí byla prokázána provedenými laboratorními analýzami odebraných kalů, kde byly zjištěny zásadně negativní ekotoxické vlastnosti na rostliny, vodní řasy a živočichy (ryby, plankton) deponovaných kalů. Deponované kaly obsahují ropné látky, látky ze skupiny PAU a těžké kovy.

Nelegální deponie kalů je umístěna na pozemcích orné půdy v bonitní třídě 30 100. Jedná se o vysoce produkční půdy, v I. třídě ochrany. Jsou to nejcennější půdy, které lze odejmout ze ZPF pouze výjimečně. V současné době je nelegální deponie kalů znehodnoceno minimálně 13 644 m² této vysoce bonitní orné půdy.

Deponované kaly v souladu se zákonem 185/2001 Sb., vyhláškou č. 294/2005 Sb. a nařízením rady (EU) 2017/997 prokazují nebezpečné vlastnosti a je nutné označit tyto odpady jako nebezpečné a v souladu s tímto zjištěním s nimi i takto nakládat.

Doporučení nápravných opatření

K eliminaci neakceptovatelných zdravotních a ekologických rizik je doporučeno, s ohledem na plnění cílů nápravných opatření, realizovat nápravné opatření, které bude spočívat v odtěžení deponovaného materiálu. Do doby, než bude toto nápravné opatření provedeno, doporučujeme realizaci předběžných opatření (informovanost obyvatel, označení deponie, monitoring).

V rámci odtěžby kalů budou vytříděny materiály, které byly využity na stavbu hrází a nebudou kontaminovány. S ohledem na charakter kontaminace a na základě tohoto vyhodnocení bude určeno příslušné koncové zařízení, v souladu se zákonem č. 185/2001 Sb, o odpadech a dalšími předpisy a nařízeními.

S ohledem na velké množství kontaminovaných odpadů - kalů, doporučujeme před odtěžbou provést hodnocení nebezpečných vlastností odpadů oprávněnou osobou a na základě tohoto hodnocení případně upravit možnosti odstranění těchto odpadů. Rovněž by bylo vhodné hledat možnosti na využití / úpravu těchto kalů tak, aby byly sníženy náklady na jejich odstranění.

Doporučujeme provést odstranění deponovaných kalů v co nejbližší době. Jedině tak lze zabránit, anebo alespoň omezit negativní vliv na kvalitu podzemní vody a snížit pak následně další vyvolané náklady na odstranění závadného stavu na podzemních vodách, které mohou dosahovat vysokých finančních nákladů.

Použitá literatura

Czudek, T. a kol. (1972): Geomorfologické členění ČSR, studia geographica svazek 23, Brno.

Šráček, O., Datel, J., Mls, J. (2002): Kontaminační hydrogeologie, Univerzita Karlova v Praze, Nakladatelství Karolinum.

EPA (2010): Physicochemical Properties for TRI Chemicals and Chemical Categories
http://www.epa.gov/oppt/rsei/pubs/technical_20appendixb_physicochemical_properties.pdf

IRIS (2006): Integrated Risk Information System,, Database for Risk Assessment U.S. Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/iris>)

Ecological Consulting, Mgr. Bc. Reichlová (2018), Areál kompostárny Kralice na Hané – posouzení kvality odpadů.

Jetel, J. (1973): Logický systém pojmů – základní formalizace a matematizace v hydrogeologii. – Geol. Průzk., 15, 1, 13-17. Praha.

Krásný, J. a kol. (1982): Odtok podzemní vody na území Československa, ČHMÚ, Praha.

MŽP (2011): Metodický pokyn odboru ekologických škod MŽP - Analýza rizik kontaminovaného území. Věstník MŽP ročník XXI, částka 3, březen 2011.

MŽP (2014): Metodický pokyn ekologických škod MŽP – Indikátory znečištění – screeningové hodnoty (RLS)

Olmer, M., Hermann, Z., Kadlecová, R., Prachalová, H. et al. (2006): Hydrogeologická rajonizace České republiky. Sbor. geol. věd, Hydrogeologie, Inženýrská geologie, 23, Praha 2006).

Quitt, E. (1971): Klimatické oblasti Československa, ČSAV, Geografický ústav, Brno.

Olmer, M a kol. (1990): Hydrogeologické rajóny, Výzkumný ústav vodohospodářský ve spolupráci s Českým hydrometeorologickým ústavem Praha.

IRZ (2009): Integrated register of pollution (é)

TOLASZ R. (ed.) (2007): Atlas podnebí Česka. – Český hydrometeorologický ústav, Praha v koedici s Univerzitou Palackého v Olomouci, Olomouc.

Pitter, P. (1999): Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha.

Webové stránky: <http://rais.ornl.gov> – parametry chemických látek pro výpočet rizik
<http://www.epa.gov/iris/subst/0198.htm> US EPA IRIS (Integrated Risk Information System)
<http://arnika.org/chemicke-latky>
www.cenia.cz
www.irz.cz

