

**PRAHA – UHŘÍNĚVES, SKLÁDKA**

**ANALÝZA RIZIK**

**Závěrečná zpráva**

**Brno, březen 2021**

**GEOtest, a.s.**  
**Šmahova 1244/112, 627 00 Brno**  
**IČ: 46344942 DIČ: CZ46344942**

tel.: **548 125 111**  
fax: **545 217 979**  
e-mail: **trade@geotest.cz**

---

Geologické a sanační práce pro ochranu životního prostředí, geotechnický a hydrogeologický průzkum

---

Číslo a název zakázky: **20 7427 Praha – Uhříněves, skládka, AR**  
Objednatel: Městská část Praha 22, Úřad městské části, Odbor životního prostředí  
a dopravy  
IČ: 00240915  
Adresa: Nové náměstí 1250/10, 104 00 Praha 114  
Zástupce: Ing. Jana Kučerová  
Tel.: 604 648 795  
e-mail: jana.kucerova@praha22.cz

## **PRAHA–UHŘÍNĚVES, SKLÁDKA**

### **Analýza rizik**

### **Závěrečná zpráva**

Odpovědný řešitel: **Mgr. Jan Bartoň**, oborový manažer  
Zpracovali: **Mgr. Jan Bartoň**, oborový manažer  
**Bc. Zuzana Juránková**, zpracovatel  
Schválil: **Mgr. Romana Jurnečková**, výrobní manažer

---

**RNDr. Lubomír Klímek, MBA**  
ředitel společnosti a člen představenstva

# ROZDĚLOVNÍK

Výtisk č. **1 – 4:** Městská část Praha 22, Úřad městské části, Odbor životního prostředí a dopravy  
**5:** Archiv map a závěrečných zpráv společnosti GEOTest, a. s.

## OBSAH

<b>Úvod.....</b>	<b>7</b>
<b>1. Údaje o území.....</b>	<b>8</b>
1.1 Všeobecné.....	8
1.1.1 Geografické vymezení území .....	8
1.1.2 Stávající a plánované využití území .....	9
1.1.3 Základní charakterizace o obydlivosti území .....	11
1.1.4 Majetkoprávní vztahy .....	11
1.2 Přírodní poměry zájmového území .....	12
1.2.1 Geomorfologické a klimatické poměry .....	12
1.2.2 Geologické poměry .....	12
1.2.3 Hydrogeologické poměry .....	13
1.2.4 Hydrologické poměry .....	13
1.2.5 Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě .....	13
<b>2. Průzkumné práce.....</b>	<b>14</b>
2.1 Dosavadní prozkoumanost území.....	14
2.1.1 Základní výsledky dřívějších průzkumných prací na lokalitě .....	14
2.1.2 Přehled zdrojů znečištění.....	17
2.1.3 Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů .....	18
2.1.4 Předběžný koncepční model znečištění.....	19
2.2 Aktuální průzkumné práce .....	20
2.2.1 Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací .....	20
2.2.2 Výsledky průzkumných prací.....	21
2.2.2.1 Podzemní voda.....	22
2.2.2.2 Povrchová voda .....	25
2.2.3 Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění .....	26
2.2.4 Posouzení šíření znečištění.....	27
2.2.4.1 Šíření znečištění v nesaturované zóně .....	27
2.2.4.2 Šíření znečištění v saturované zóně .....	28
2.2.4.3 Šíření znečištění povrchovými vodami .....	30
2.2.4.4 Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace .....	30
2.2.5 Shrnutí šíření a vývoje znečištění.....	31

2.2.6 Omezení a nejistoty .....	32
<b>3. Hodnocení rizika.....</b>	<b>32</b>
3.1 Identifikace rizik.....	32
3.1.1 Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů .....	32
3.1.2 Základní charakteristika příjemců rizik.....	34
3.1.3 Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice .....	34
3.2 Hodnocení zdravotních rizik .....	35
3.2.1 Hodnocení expozice .....	35
3.2.2 Odhad zdravotních rizik .....	36
3.3 Hodnocení ekologických rizik.....	37
3.4 Shrnutí celkového rizika.....	38
3.5 Omezení a nejistoty .....	39
<b>4. Doporučení nápravných opatření .....</b>	<b>39</b>
4.1 Doporučení cílových limitů parametrů nápravných opatření .....	39
4.1.1 Stanovení a zdůvodnění cílů nápravných opatření.....	39
4.1.2 Odvození cílových parametrů .....	39
4.2 Doporučení postupu nápravných opatření.....	40
4.2.1 Variantní řešení nápravných opatření.....	40
4.2.2 Posouzení variant nápravných opatření.....	42
4.2.3 Odhad finančních nákladů.....	43
<b>5. Závěr .....</b>	<b>43</b>
<b>Použitá literatura.....</b>	<b>48</b>

## SEZNAM PŘÍLOH

1	Přehledná situace zájmového území	měřítko 1: 25 000
2	Chráněná území, ÚSES, NATURA 2000	měřítko 1: 25 000
3	Mapa územního plánu hl. m. Prahy se zakreslením záj. území	měřítko 1: 25 000
4	Katastrální mapa zájmového území	měřítko 1: 5 000
5	Výřez geologické mapy, list 12-24 Praha	měřítko 1: 50 000
6	Výřez hydrogeologické mapy, list 12-24 Praha	měřítko 1: 50 000
7	Výřez vodohospodářské mapy, list 12-24 Praha	měřítko 1: 50 000
8	Situace zájmového území se zakreslením monitorovacích objektů	měřítko 1: 9 000
9	Tabulkový přehled výsledků rozborů	
10	Výpočty zdravotních rizik	

## Přehled použitých zkratek

ABSGI	Frakce kontaminantu absorbovaní v gastrointestinálním traktu
ADD	Average Daily Dose (průměrná denní dávka)
AOX	Halogenované organické sloučeniny (trichlormethan – chloroform, dioxiny)
AR	Analýza rizik
As	Arsen
B	Bór
Be	Berylium
BTEX	Benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny (těkavé aromatické uhlovodíky)
C <sub>10</sub> -C <sub>40</sub>	Ropné uhlovodíky řady 10–40
Ca	Vápník
Cd	Kadmium
CDI	Chronic Daily Intake (chronický denní příjem)
CIU	Chlorované uhlovodíky
Cr	Chrom
Cu	Měď
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČSN	Česká státní norma
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
DCE	Dichlorethylen
DNAPL	Nerozpuštěná fáze látky těžší než voda (Dense Non-Aqueous Phase Liquid)
DEMP	Dipólové elektromagnetické profilování
ELCR	Excess Lifetime Cancer Risk (celoživotní riziko vzniku rakoviny)
ERT	Elektrická rezistivimetrická tomografie
Fe	Železo
Hg	Rtuť
HPV	Hladina podzemní vody
HQ	Hazard Quotient (kvocient nebezpečnosti)
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku
CHÚ	Chráněné území
IARC	Mezinárodní organizace pro výzkum rakoviny
IZ	Indikátory znečištění
KNK	Kyselinová neutralizační kapacita
LADD	Lifetime Average Daily Dose (celoživotní průměrná denní dávka)
LD	Letální dávka
Li	Lithium
LNAPL	Nerozpuštěná fáze látky lehčí než voda (Light Non-Aqueous Phase Liquid)
Mg	Hořčík
MH	Mezní hodnoty
Mn	Mangan
MS	Mez stanovitelnosti
MP	Metodický pokyn
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
Na	Sodík
NEK-RP	Norma environmentální kvality – roční průměr
NEL	Nepolární extrahovatelné látky
Ni	Nikl

NMH	Nejvyšší mezní hodnoty
NPH	Nejvyšší přípustné hodnoty
NV	Nařízení vlády
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
Pb	Olovo
PCB	Polychlorované bifenyly
PCE	Tetrachlorethylen
PEHD	Vysokohustotní polyetylén
pH	Potenciál vodíku (vodíkový exponent)
PMS	Pod mezí stanovitelnosti dané metody
RAIS	Risk Assessment Information System
RfD	Reference Dose (referenční dávka)
RfH	Referenční hodnota
SEKM	Systém evidence kontaminovaných míst
SF	Slope Factor (faktor směrnice karcinogenity)
TCE	Trichlorethylen
TK	Těžké kovy
TKO	Tuhý komunální odpad
TOL	Těkavé organické látky
TPH	Total Petroleum Hydrocarbons (celkové ropné uhlovodíky)
ÚFCHR	Úplný fyzikálně-chemický rozbor
ÚP	Územní plán
U.S. EPA	U.S. Environmental Protection Agency
ÚSES	Územní systém ekologické stability
V	Vanad
WHO	World Health Organization (Světová zdravotnická organizace)
Zn	Zinek

# Úvod

Předložená zpráva byla vypracována na základě Smlouvy o dílo ze dne 3. 11. 2020, uzavřené mezi Městskou částí Praha 22 (dále jen „objednatel“) a společností GEOtest, a.s. (dále jen „zhotovitel“).

Analýza rizik (AR) byla zpracována dle Metodického pokynu odboru ekologických škod MŽP ČR č. 1 z roku 2011 „Analýza rizik kontaminovaného území“. Analýza rizik podle tohoto metodického pokynu se zpracovává v případech, kdy existuje podezření na existenci ohrožení nebo znečištění podzemních nebo povrchových vod (závadného stavu podle § 42 zákona č. 254/2001 Sb. o vodách), nebo na další negativní dopady kontaminace na lidské zdraví či jednotlivé složky životního prostředí.

Pro zpracování analýzy rizik bylo využito rešerše informací a podkladů, poskytnutých objednatelům (viz seznam literatury).

Odpovědným řešitelem zakázky byl určen Mgr. Jan Bartoň, který je držitelem osvědčení o odborné způsobilosti pro geologické práce – sanace, hydrogeologii a environmentální geologii č. 2178/2012 a pro geochemii č. 2241/2014.

Společnost GEOtest, a.s. je držitelem certifikace ČSN EN ISO 9001 „Systém jakosti“, ČSN EN ISO 14001 „EMS“ a ISO 18 000 OHSAS (management BOZP).

Cílem prací je provedení analýzy rizik rekultivované skládky na území Městské části Praha 22 (jihozápadní okraj katastrálního území Uhřetěves, např. p.č. 1907/2). Skládkování probíhalo postupně od 70. let 20. století a bylo ukončeno v roce 2004. V poslední etapě skládkování probíhala zároveň sanace starších ložisek skládky a následná rekultivace. Z dostupných pramenů se na skládce ukládaly teplárenské popely, odpady z výroby boraxu a kyseliny borité a je možný výskyt dalších neznámých odpadů (nebyla vedena dokumentace).

Skládka má dvě části, Jezera I a Jezera II. Část Jezera II byla uzavřena v roce 2000 a skládkování v části Jezera I (inertní odpad) bylo ukončeno v roce 2005. V roce 2007 byla dokončena rekultivace.

Skládka Jezera Uhřetěves je zaregistrována v systému SEKM pod ID 73425002 s prioritou P2.1, tedy kontaminace je potvrzena, avšak nereprezentuje aktuální zdravotní riziko, přičemž nápravné opatření je ukončeno ve vyhovujícím rozsahu a je doporučen další monitoring vývoje a šíření kontaminace v čase.

Skládka Jezera Uhřetěves II je zaregistrována v systému SEKM pod ID 73425026 s prioritou N1.0, tedy předpoklad malé pravděpodobnosti kontaminace, kde není nutný žádný zásah.

## 1. Údaje o území

### 1.1 Všeobecné

#### 1.1.1 Geografické vymezení území

Zájmové území se nachází na území hlavního města Prahy, v k.ú. Uhřetěves (730629). Administrativně náleží městské části Praha–Uhřetěves do správního obvodu Praha 22. Dotčené území je zobrazeno na listu 12-42 Zbraslav mapy 1: 25 000 (příloha č. 1).

Po administrativně správní stránce přísluší zájmové území do následujících správních jednotek:



- Kraj: Hlavní město Praha (kód NUTS: CZ010)
- Okres: Hlavní město Praha (kód CZ0110)
- Obec s rozšířenou působností: Praha 22
- Katastrální území: Uhřetěves 730629
- čísla parcel (areál skládky): 1900/8, 1900/36, 1900/37, 1900/38, 1900/51, 1900/52, 1900/56, 1900/57, 1900/58, 1900/117, 1907/2, 1907/3, 1907/4, 1907/5, 1907/6, 1907/7, 1907/8, 1907/9, 1907/10, 1907/11, 1907/17, 1907/18, 1907/19, 1937/1, 1937/6, 1937/7, 1937/8, 1937/12, 1937/22, 1937/38, 1937/39, 1937/40, 1937/41, 1937/42, 2155/3

### 1.1.2 Stávající a plánované využití území

Lokalita se nachází na rozsáhlém prostoru bývalé skládky, která byla původně zřízena v místě těžby cihlářských hlín pro dnes již zbouranou cihelnu Uhřetěves. Dle Procházky (2008) sahá počátek těžby cihlářské suroviny do roku 1866, kdy byla v prostoru zájmového území postavena cihelna. Nejhlubší část hliniště cihelny, o hloubce až 19 m, byla vytěžena v 50. letech 20. stol. Na jihozápadu byla hloubka hliniště nižší, a to cca 6 m.

Prostor skládky má celkový rozsah 43 ha a ukládání odpadů zde probíhalo postupně od 70. let 20. stol., kdy začalo zavážení severní části původního hliniště.

Vytěžené prostory o hloubce 10–15 m (max. 19 m) ve starší části a cca 6 m v poději těžené jižní a západní části byly postupně zaplňovány skrývkou, popílky z teplárny Malešice, inertním stavebním odpadem a materiály vytěženými při stavbě metra. Dále byla ukládána příměs (cca 1–2 %) tvořená komunálním odpadem, kaly z výroby boraxu a dalšími odpadními látkami z nedalekého provozu anorganických výrob n. p. Barvy – Laký, případně další nedokumentovaný odpad. Tyto příměsové materiály mohou lokálně tvořit i podstatně vyšší podíl.

Významnou složkou materiálů, které byly na skládce ukládány v 70.–80. letech tvořil popílek z teplárny Malešice (původní správce skládky – od roku 1971), jež byl ukládán v množství cca 200 000 t ročně. Současné byly po určitou dobu v prostoru skládky v množství cca 12 000 t ročně ukládány i odvodněné karbonátové a sádrovcové kaly z výroby boraxu, v menší míře kaly neutralizační a další výrobní odpad. V letech 1973–1985 bylo dle Růžičky (1986) uloženo:

- 87 230 t kalu z výroby kyseliny borité, vyráběné z colemanitu kyselým rozkladem,
- 31 300 t kalu z výroby boraxu, vyráběného z razuritu,
- 48 781 t kalů z neutralizační čistírny odpadních vod, obsahující síran vápenatý a hydroxidy těžkých kovů (Cu, Ni, Zn),
- Kapalné odpady z neutralizačních jímek na likvidaci oplachových vod z přípravy chemikálií pro povrchovou úpravu kovů s obsahem kyanidových sloučenin Ag, Cu, Zn a Cd (1 424 m<sup>3</sup>) a chromových sloučenin (6 493 m<sup>3</sup>).

Přesný prostor uložení není znám, v rámci průzkumu z roku 2009 (Slanec) byl tento typ odpadů zjištěn zejména v západní části skládky, dílčí průzkumy prokázaly přítomnost popílků a kalů i v jiných částech skládky. Dle pamětníků byly kaly ukládány společně s popílky, aby se využilo sorpční vlastnosti popílků. Procházka (2008) uvádí se značnou mírou nejistoty následující rozložení odpadů:

- **Severní, později střední prostor bývalého hliniště:** 70.–80. léta 20. stol. – výkopová zemina, stavební odpad, popílek z Teplárny Malešice, kaly z anorganických výrob odštěpného závodu Barvy – Laky v Uhřetěvsi, možná příměs TKO či nedokumentovaného odpadu z jiných výrob v okolí. V 90. letech 20. stol. navedena 2–4 m mocná vrstva stavební suti a výkopové hlíny.
- **Jižní až východní oblast skládky:** 80. léta 20. stol. – ukončeno roku 1992 – zejména výkopové zeminy a horniny ze stavby metra, příp. jiných staveb, možný podíl TKO, soustředěný pravděpodobně zejména v prostoru k silnici na Průhonice, kam byla část odpadu podle letecké fotodokumentace navedena již dříve.
- **Severovýchodní oblast skládky (jezera I):** Zavážení převážně inertním stavebním odpadem a výkopovým materiálem. Od r. 1990 navyšováno nad původní terén. V letech 1990–1995 ukládání řízeno cihelnou, v letech 1995–1996 Městskou částí Praha-Uhřetěves. Dotvarování inertní navážkou, terénní úpravy a rekultivace proběhly v letech 2004–2007.
- **Jihozápadní prostor starého hliniště (U Kříže):** Zavážení v letech 1996–2004 převážně inertním materiálem (stavební suť, výkopové zeminy), nelze vyloučit příměs TKO.

Po zavezení hliniště cihelny byl povrch koncem 80. let zarovnan, cca 1 m nad úroveň původního terénu. V 90. letech sloužila část zarovnaného povrchu jako manipulační plocha pro recyklaci stavebního odpadu. Zároveň byla v období konce 90. let až prvních let tohoto tisíciletí na části plochy skládky zvýšena navážka o 2–4 m navedením převážně stavební suti. Povrch této navážky byl pouze zarovnan během celkové rekultivace skládky Jezera I v roce 2005. Svahy této dodatečné navážky zůstaly strmé, charakter byl v rámci přípravných prací ověřen investorem několika kopanými sondami, ve kterých byly zastíženy výkopové hlíny, stavební suť s výskytem kusů panelů a silničního asfaltu.

#### **Základní údaje o skládce odpadů Praha-Uhřetěves:**

- |  |                        |
|--|------------------------|
| • rozloha areálu skládky (včetně infrastruktury) | 168 750 m <sup>2</sup> |
| • období skládkování                             | 1971–1998              |

Podle informací zveřejněných na serveru Ministerstva životního prostředí ČR, není zájmová lokalita součástí území chráněného zvláštními zájmy. Z hlediska vodohospodářského neleží zájmová lokalita v ochranném pásmu vodních zdrojů.

Nejbližším chráněným územím v blízkosti dotčené lokality je cca 500 m severovýchodně vzdálená přírodní památka Obora v Uhřetěvsi. Toto území se částečně kryje s plochou regionálního biocentra Uhřetěvská obora. Kolem zájmového území zároveň probíhá ve vzdálenosti cca 200 m jihozápadním směrem regionální biokoridor Miličovský les – Uhřetěvská obora. Asi 500 m jihozápadním směrem se nachází přírodní památka Pitkovická stráň.

Mapa Územních systémů ekologické stability (ÚSES) a Chráněných území (CHÚ) je zobrazena v příloze č. 2.

Dle aktuálního územního plánu hl. m. Praha je předpokládáno využití rekultivované plochy skládky k rekreačním aktivitám a jako plochu lesního porostu. Mapa Územního plánu hl. m. Praha je zobrazena v příloze č. 3.

### 1.1.3 Základní charakterizace o obydlivosti území

Zájmové území se nachází v extravilánu městské části Praha-Uhřetěves. Bývalá skládka odpadů je situována tak, že je v současné době ze severu, východu a jihovýchodu v těsné blízkosti obklopena domovní zástavbou zástavby části Praha-Uhřetěves (8 730 obyvatel, k 1. 1. 2020). Zároveň je situována přibližně 320 m severně od domovní zástavby městské části Praha-Pitkovice (1 269 obyvatel, k 1. 1. 2020). Cca 1,2 km severozápadně od zájmového území dále leží domovní zástavba městské části Praha-Petrovice (6 126 obyvatel k 1. 1. 2020), cca 1,5 km západně domovní zástavba městské části Praha-Křeslice (1 006 obyvatel, k 1. 1. 2020). Blízké okolí skládky je zemědělsky využíváno.

### 1.1.4 Majetkoprávní vztahy

Zájmové území bývalé skládky v současnosti zasahuje na parcely, které jsou ve vlastnictví převážně soukromých subjektů, dále Hlavního města Prahy a Římskokatolické církve. V následující tabulce jsou uvedeny základní údaje o parcelách, získané z internetových stránek ČÚZK, z výpisu KN. Jejich seznam je uveden v tabulce č. 1.1.4-1, výřez z katastrální mapy s vyznačenými monitorovacími objekty je v příloze č. 4.

Seznam parcel a jejich vlastníků

Tabulka č. 1.1.4-1

Parcela	Vlastník	Výměra (m <sup>2</sup> )
1900/8	TRACK CONSULTING a.s.,	14 973
1900/36	Bylinský Vladimír, Fugaso one s.r.o., Kotvald Michal, Kučera Václav, Mizerová Blanka, Urban Jaroslav, Urban Miloš, Vodrážková Lenka	35 120
1900/37	Procenko Lubomír	25 694
1900/38	Koláčná Naděžda, Koláčný Josef, Koláčný Pavel, Štendová Marie	23 176
1900/51	Bylinský Vladimír, Fugaso one s.r.o., Kotvald Michal, Kučera Václav, Mizerová Blanka, Urban Jaroslav, Urban Miloš, Vodrážková Lenka	17 603
1900/52	Hl. m. Praha	6 656
1900/56	TRACK CONSULTING a.s.,	16 730
1900/57	TRACK CONSULTING a.s.,	542
1900/58	CENTRAL GROUP 63. investiční s.r.o.,	478
1900/117	Rychetská Miroslava	40 981
1907/2	Mrkvičková Jindřiška	13 132
1907/3	Procenko Lubomír	6 945
1907/4	Procenko Lubomír	7 939
1907/5	Grabowski Gunnar, SJM Švarc Jiří a Švarcová Renáta,	1 417
1907/6	Hl. m. Praha	5 283
1907/7	Bylinský Vladimír, Fugaso one s.r.o., Kotvald Michal, Kučera Václav, Mizerová Blanka, Urban Jaroslav, Urban Miloš, Vodrážková Lenka	9 178
1907/8	Malá Anežka	6 102
1907/9	WEAL spol. s r.o	3 241
1907/10	Chládek Luboš, Gutová Jaroslava	1 606
1907/11	CENTRAL GROUP 63. investiční s.r.o.	1 360
1907/17	Hl. m. Praha	1 487
1907/18	Římskokatolická farnost u kostela Všechny svatých Praha - Uhřetěves	16 253
1907/19	Hl. m. Praha	3 670
1937/1	Hošek Petr	10 686
1937/6	Bylinský Vladimír, Fugaso one s.r.o., Kotvald Michal, Kučera Václav, Mizerová Blanka, Urban Jaroslav, Urban Miloš, Vodrážková Lenka	9 535
1937/7	Bylinský Vladimír, Fugaso one s.r.o., Kotvald Michal, Kučera Václav, Mizerová Blanka, Urban Jaroslav, Urban Miloš, Vodrážková Lenka	23 210
1937/8	Bylinský Vladimír, Fugaso one s.r.o., Kotvald Michal, Kučera Václav, Mizerová Blanka, Urban Jaroslav, Urban Miloš, Vodrážková Lenka	1 7440

1937/12	REMEX CZ a.s.	1 719
1937/22	REMEX CZ a.s.	2 157
1937/38	Červenka Miloš	10 384
1937/39	Lanč Oto, Lančová Věnceslava	5 686
1937/40	Římskokatolická farnost u kostela Všechny svatých Praha - Uhřetěves	11 062
1937/41	Lanč Oto, Lančová Věnceslava	10 979
1937/42	Lanč Oto, Lančová Věnceslava	10 002
2155/3	Hl. m. Praha	4 966

## 1.2 Přírodní poměry zájmového území

### 1.2.1 Geomorfologické a klimatické poměry

Dle geografického členění ČR je zájmové území součástí Pražské plošiny. Charakter terénu je rovinný, morfologicky terén odpovídá parovině. Nadmořská výška terénu v okolí zájmového území se pohybuje v rozpětí 278–281 m n. m.

Klimaticky je řazeno území do oblasti T2, tj. do oblasti s dlouhým, teplým a suchým létem, krátkým přechodným obdobím, s teplým až mírně teplým jarem a podzimem. Zima je zde normálně krátká, mírně teplá a suchá až velmi suchá. Nejbližší klimatická a srážkoměrná stanice je stanice Průhonice (312 m n.m.). V následující tabulce č. 1.2.1-1 jsou uvedeny dlouhodobé průměrné teploty vzduchu a dlouhodobý průměrný měsíční úhrn srážek za období 1981–2010 pro Hlavní město Prahu a Středočeský kraj:

Průměrné teploty vzduchu a srážkové úhrny za období 1981–2010 Tabulka č. 1.2.1-1

Ukazatel	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Rok
Teplota (°C)	-1,2	-0,2	3,7	8,6	13,7	16,5	18,5	18,0	13,5	8,7	3,4	-0,1	8,6
Srážky (mm)	34	30	40	34	63	70	82	75	47	34	40	38	587

Maximální měsíční úhrn srážek připadá na letní měsíce, zejména červenec, kdy spadne průměrně 82 mm, tj. kolem 14 % ročního průměrného úhrnu. Měsíční minimum je v únoru, kdy spadne průměrně 30 mm srážek, což představuje cca 5 % ročního normálu. Ve vegetačním období (IV–IX) spadne v průměru 63 % a v chladném období (X–III) 37 % ročního úhrnu srážek.

Rozdělení srážek je v průběhu roku nerovnoměrné. Ve vegetačním období spadne nejvyšší úhrn srážek, vzhledem k vysokému výparu je však jejich přínos pro dotaci podzemních vod minimální. Významnou roli v doplňování zásob podzemní vody tak sehrává především jarní tání sněhové pokrývky.

### 1.2.2 Geologické poměry

Okolí zájmového území je na povrchu tvořeno sprašovou návějí o mocnosti maximálně 10 – 15 m v prostoru mezi Pitkovickým a Říčanským potokem. Spraše vytvářejí velmi ploché návěří v prostoru bývalého hliniště cihelny, na mírných svazích k Pitkovickému potoku přecházejí do sprašových hlín. Propustnost spraší s sprašových hlín je velmi nízká, což omezuje riziko šíření případné kontaminace z prostoru navážek v hliništi.

Podloží je tvořeno pestrým sledem převážně prachovitých břidlic proterozoika, které jsou při povrchu fosilně zvětřelé. Zvětrání sahá místy do značné hloubky a je poměrně nepravidelné. Podle dosavadních prací je hloubka hlinitého eluviálního zvětrání 0–5 m, místy v lalocích až

10 m, významné zvětrání břidlic je pak v rozmezí 1–15 m. Hlinitá eluvia byla v době těžby cihlářské suroviny přibírána ke sprašovým hlínám jako ostřivo. Břidlice jsou lokálně rozpukané, hlubší zvětrání je spjato zejména s vyšší puklinatostí. Výřez z geologické mapy ČR, list 12-42 Zbraslav, je v příloze č. 5.

### 1.2.3 Hydrogeologické poměry

Pevné i zvětralé břidlice mají celkově nízkou propustnost, vyšší propustnost však může být v rozpukaných zónách. Údaje v dosavadních pracích se značně liší, propustnost spraší a hlinitých eluvií lze uvažovat v řádu koeficientu hydraulické vodivosti  $K = n \cdot 10^{-7}$  až  $n \cdot 10^{-6}$  m/s, pro propustnější zóny proterozoika až  $n \cdot 10^{-5}$  m/s.

Souvislejší horizont podzemní vody je až při rozhraní břidlic a spraší, v zájmové oblasti tedy asi 10–15 m pod původním (později rekultivovaným) terénem. Na mírně nižší úrovni byly čerpáním udržovány hladiny 2 rybníčků v hliništi cihelny v době těžby cihlářských surovin. Po roce 1996 byly rybníčky zavezeny navážkou, podle provozního řádu inertní. Dle Růžičky (1986) se souvislý horizont podzemní vody nachází asi 2 m pode dnem skládky a byl zdrojem pitné vody pro domovní studny.

Ve spraších a sprašových hlínách a zejména v antropogenních navážkách se mohou vytvářet zavěšené horizonty podzemní vody omezeného rozsahu.

Zájmová oblast se nachází v prostoru mezi nedalekým Říčanským a poněkud vzdálenějším Pitkovickým potokem. Pitkovický potok je zaříznut mírně hlouběji (cca o 10 m na úroveň kolem 270 m n. m.), takže proudění podzemní vody z prostoru skládky bude směřovat spíše k němu. Hydraulické gradienty lze očekávat nízké a rychlost proudění podzemní vody vzhledem k převažující nízké propustnosti poměrně pomalou. Vyšší rychlosti proudění mohou být pouze v rozpukaných a zároveň zvětralinami nekolmatovaných zónách proterozoika. Upřesnit současný směr a případně rychlost proudění lze jen na základě opakovaného proměření více okolních objektů, možnost zjištění případných propustnějších zón je ale limitovaná. Výřez z hydrogeologické mapy ČR, list 12-42 Zbraslav, je v příloze č. 6.

### 1.2.4 Hydrologické poměry

Na základní vodohospodářské mapě ČR je zájmová lokalita znázorněna na listu 12-42 Zbraslav. Hydrologicky se zájmová oblast nachází v prostoru mezi Říčanským potokem (levý přítok Rokytky, číslo hydrologického pořadí 1-12-01-029/0) a Pitkovickým potokem (pravý přítok Botiče). Pitkovický potok je však zaříznut mírně hlouběji (cca o 10 m na úroveň kolem 270 m n. m.). Úroveň Říčanského potoka v nejbližším místě v Nového náměstí je asi 279 m n. m. Výřez z vodohospodářské mapy, list 12-24 Praha, je v příloze č. 7.

### 1.2.5 Geochemické a hydrochemické údaje o lokalitě

Podzemní vody v okolí zájmového území jsou typickými vodami proterozoických břidlic. Vyznačují se vysokou mineralizací okolo 1 000 mg/l. Chemicky podzemní vody v okolí zájmového území odpovídají typu  $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$  či  $\text{Ca-SO}_4\text{-HCO}_3$ , přímo na skládce byly zjištěny chemické typy  $\text{Na-Mg-SO}_4$ ,  $\text{Na-HCO}_3\text{-Cl}$  a  $\text{Na-Ca-Mg-SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Cl}$  (Slanec 2009). V uvedených typech není zohledněn vysoký obsah boritanů (viz vrt PV-101), převážně nedisociovaných, dosahující až molární koncentrace všech ostatních solí.

Ze zvýšených koncentrací amonných iontů a zároveň nízkých koncentrací dusičnanů v indikačních vrtech lze usuzovat na redukční prostředí.

## 2. Průzkumné práce

### 2.1 Dosavadní prozkoumanost území

#### 2.1.1 Základní výsledky dřívějších průzkumných prací na lokalitě

V blízkém okolí zájmového území byla dříve realizována řada průzkumů. V **50.–60.** letech zde proběhly průzkumy pro zásobu cihlářských surovin.

Znalecký posudek J. Růžičky z r. **1986** se zabývá množstvím a kvalitou potenciálně rizikových odpadů vyvážených na skládku z provozu Barvy – Laky s.p. Tento posudek shrnuje, že odpady s obsahem As jsou produkovány s podstatně menším podílem loužitelného As, než tomu bylo v předchozích letech a jejich negativní vliv na podzemní a povrchové vody nelze prokázat. Riziko znečištění především podzemních vod těžkými kovy (Zn, Cu) však tvoří ukládané neutralizační kaly a odpadní vody.

Ve Zprávě o průzkumu pro zjištění toxických materiálů (Projektový ústav dopravních a inženýrských staveb) z r. **1991** se uvádí, že vyšší hodnoty As byly zastiženy v úrovni 4–7 m pod terénem, kde měl být skládkován popílek, zvýšené hodnoty As byly zároveň zjištěny u vzorků ze dvou okolních studní (čp. 9 a čp. 777).

V r. **1994** byl v okolí zájmové lokality navržen společností AQUATEST a.s. monitorovací systém využívající jednak nově zbudovaných průzkumných vrtů (PV-101 až PV-103), tak i stávajících vrtů (PV-104 až PV-106) a studní. Tento systém byl navržen za účelem monitorování mělkého i hlubšího obzoru podzemní vody, kontrolu průsaků ze skládky a včasnou indikaci akutního ohrožení využívaných vodních zdrojů v okolí skládky. Vrtů zařazené do monitorovací sítě převážně sledují obzor podzemní vody v zóně zvětrání algonkia s výjimkou vrtu PV-106, který sleduje hlubší puklinový oběh (Elčknér 1994). Šíření kontaminace bylo zjištěno ve směru proudění podzemní vody.

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka Praha v roce **1995** vypracoval posudek o hydrogeologických poměrech na skládce a jejich ovlivnění při dalším ukládání ostatního odpadu (dle seznamu „Projektu skládky“ z let 1993 a 1995), ve kterém jsou uvedeny podmínky pro další skládkování.

Povrchový průzkum skládky z r. **1996** vypracovaný Ústavem pro výzkum a využití paliv a.s. se zabýval povrchovým výzkumem vývinu plynu a vyhodnotil, že obsahy metanu v cílových hloubkách 0,6 m pod povrchem nejsou na celé ploše významné – obsah metanu nedosahuje ani hodnot s větší významností (10 % CH<sub>4</sub>) a skládku lze zařadit do kategorie I. – skládka s velmi slabým vývinem plynu a rekultivace je z hlediska tvorby plynu možná bez dalších opatření.

Souhrnná technická zpráva rekultivace skládky Jezera, vydaná společností Hydroprojekt CZ v r. **2001**, navrhuje částečné přetvarování tělesa skládky a jeho překrytí rekultivačními vrstvami, přičemž původní porost bude buď vymýcen či přesazen na zrekultivovanou plochu. Ze skládky zároveň doporučuje sejmut povrchovou vrstvu o mocnosti cca 20 cm a tu uložit na skládku inertních odpadů. Těleso skládky má být přetvarováno, aby se umožnil odtok dešťové vody, a následně přehutněno. Ve dvou částech skládky je doporučeno položení těsnicí rekultivační vrstvy (část ukládání TKO) a pouze rekultivační vrstvy v části uložení výkopových materiálů ze stavby metra. Tato zpráva je podložena odborným posudkem z r. **2003** (Projektu Tábor).

Závěrečná zpráva z výsledků průzkumných prací z r. **2003** (EKOHYDROGEO Žitný) je zaměřena na zjištění kontaminace skládkovaného materiálu (zejm. zjištění koncentrací NEL a těžkých kovů) pro účely překrytí izolační folií. Z provedených analýz bylo zjištěno překročení limitu C pro NEL pouze ve dvou vzorcích (J-1 a J-6) a v jednom vzorku pro Cu (J-1). Na základě tohoto průzkumu bylo navrženo zmenšení plochy zakryté folií.

V březnu **2004** byly uvedeny výsledky II. etapy průzkumných prací (EKOHYDROGEO Žitný) které se opět zaměřovaly na zjištění koncentrací NEL a těžkých kovů. Bylo zjištěno překročení limitu C ve dvou vzorcích zemina (J-14 a J-16) a v jednom vzorku vody (J-16). Na základě tohoto průzkumu bylo navrženo zakrytí části plochy folií v ploše cca 1,95 ha, u zbývajících částí skládky byla navržena rekultivace jako v I. etapě. Zároveň bylo doporučeno dobudování monitorovacího systému tří monitorovacích vrtů a následné monitorování podzemní vody na stanovení NEL v intervalu 1× za tři měsíce po dobu dvou let.

K provedené rekultivaci na základě projektu zpracovaného firmou EKOHYDROGEO Žitný ve spolupráci s firmou Hydroprojekt CZ – přetvarování tělesa skládky, navezení inertních málo propustných zemin, vybudování foliového těsnění v části skládky, vybudování obvodového odvodňovacího příkopu a biologické rekultivaci (výsadba dřevin a osetí travou) – byl v r. **2004** vydáno vyjádření GP k přínosu stavby Rekultivace skládky Jezera. V tomto vyjádření stojí, že provedená rekultivace významně omezuje vsak atmosférických srážek, které v minulosti vyluhovaly uložený materiál a kontaminovaly podzemní vody.

Z hlediska technické rekultivace došlo k dotvarování sklonu svahů tak, aby byly v souladu s normou ČSN 83 8035. Podle projektové studie byla východní část skládky prokazatelně využívána ke svozu TKO, proto byla v této části použita těsnicí vrstva v podobě fólie PEHD o tloušťce 1 mm, která byla kotvena po celém svém obvodu do zemní ostruhy. Ostruha byla široká a hluboká minimálně 50 cm. Po natažení těsnicí fólie byla natažena ochranná netkaná geotextilie s plošnou hmotností 600g/m<sup>2</sup>, jejím hlavním účelem byla ochrana těsnicí fólie proti průrazům. Drenážní vrstva o mocnosti 30 cm, která byla položena na geotextilii, byla vytvořena z recyklovaného stavebního odpadu o frakci 16 až 32 cm. Podle rekultivačního plánu následovala podorniční vrstva o mocnosti 60 cm. Jednou z důležitých vlastností podorniční vrstvy je propustnost, která by měla zajistit rovnoměrný vsak vody do země. Poslední částí vyrovnávací vrstvy tvoří ornice o mocnosti 30 cm, vyrovnávací vrstva vymodelovala povrch skládky tak, aby splňoval podmínky odtokových poměrů po tělese skládky. Uzavírací vrstva o mocnosti nejméně 20 cm po zhutnění byla podrobována zkouškám propustnosti na každých 500 m<sup>3</sup>. Předposlední vrstvou byla opět podorniční, jejíž mocnost činila 70 cm a poslední vrstva byla ornice o mocnosti 30 cm. Během technické rekultivace se celková výška tělesa skládky zvedla o 240 cm, čímž byly zajištěny poměrně příznivé podmínky pro biologickou rekultivaci.

Z hlediska biologické rekultivace byla východní část omezena jen na výsadbu mělce kořenících dřevin, a to vzhledem k pokrytí skládky těsnicí folií. Zbývajícím územím, vyjma svahů, bylo zatravněno hydroosevem s plánovaným založením jehličnato-listnatého lesního parku doplněného obvodovou výsadbou křovin. Pro zatravnění svahu byly zvoleny zatravněvací rohože, které poskytnuly účinnou ochranu před vznikem erozních rýh. V pozdější etapě se počítalo s vysazením trnitých keřů. Plochy určené k zatravnění byly osety travní směsí s vysokou protierozní ochranou, dominantním druhem trav, se zastoupením až 40 %, tvořila kostrava červená výběžkatá. V druhé etapě se začaly vysazovat dřeviny po obvodu svahu. Dominantním druhem keřů byla svída krvavá, jejíž podíl měl dosahovat až 39 %. Nejvíce zastoupeným trnitým keřem měla být trnka obecná. V poslední etapě se začalo s výsadbou stromů po skupinkách. Dřeviny byly vybírány tak, aby se jednalo o vhodný ekotyp dřevin pro danou lokalitu. Za dominantní druhy byli zvoleni zástupci jehličnatých i listnatých dřevin, borovice lesní a dub letní. Oba druhy měly mít zastoupení shodně po 30 %.

Dle Bidrmána (2016) připomíná povrch skládky po rekultivaci a následné sukcesi stepní typ krajiny se solitérními dřevinami. Podmínky lokality vyhovují spíše náletovým a primárním dřevinám sukcese, které solitérně, či po menších skupinkách rostou rozptýleně po celém povrchu. Z původně plánovaných několika set stromů roste v současné době jen několik desítek. Mezi nejvíce zastoupené stromy patří dub letní, který roste sice jen na dvou lokalitách, ale po větším uskupení. Bříza bělokorá, která se z jižní části, kde byla vysazena, postupně náletem rozšířila po téměř celém povrchu skládky. Na skládce se vyskytují zhruba dvě desítky borovic lesních, které měly tvořit dominantní druh. Borovici se však na tomto typu stanoviště nedaří rozšiřovat jako ostatním druhům. Podél odvodňovacích příkopů se usadilo několik desítek jedinců vrby jívy, kterým vyhovuje vlhko v okolí příkopů. Ze zástupců křovin je dominantním druhem svída krvavá, která má největší zastoupení na západním svahu směrem k silnici do Pitkovic. Jinde své zastoupení nemá tak viditelné. Dalším silně zastoupeným druhem křovin je růže šípková, která se rychlým tempem rozrůstá po povrchu skládky, stepní podmínky lokality jí vyhovují kvůli velkému množství slunečního záření. Podél odvodňovacích příkopů rostou kolonie ostružníků keřovitých, které nabývají ohromných rozměrů. Mezi nejvíce zastoupené trávy patří lipnice luční, kostřava červená výběžkatá, psárka luční a štětka soukenická. Všechny tyto druhy jsou vyššího charakteru a dobře chrání půdní pokryv skládky před vodní i větrnou erozí.

Ke zvýšení účinnosti zabezpečení skládky se rozhodlo o vytvoření odvodňovacích příkopů. První vede kolem jižního obvodu tělesa a druhý kolem severního obvodu. Vzhledem k morfologii území se veškerá dešťová voda odvede do Pitkovického potoka, tedy západním směrem. Severní část tvoří starý a nový příkop. Nový příkop má délku 490 m a podélný sklon se pohybuje v rozmezí 0,5 až 2,5 %, až na jeden krátký úsek, kde sklon koryta překračuje 4,5 %. Trasa je provedena jako standartní zemní koryto s šířkou dna 50 cm a sklonem svahu 1:2. Poté se pozvolna napojuje na starý odvodňovací příkop, který ohraničuje západní část skládky. Celková délka severní větve, od poldru až po potrubí vedoucí do Pitkovického potoka, je přibližně 1 400 metrů. Jižní trasa musela být rozdělena na několik částí kvůli vysokému počtu úprav odvodňovacího příkopu. Terénní úprava tělesa skládky vyvolala potřebné směrové i výškové úpravy trasy. Příkop byl navržen v lichoběžníkovém tvaru, kdy šířka koryta se pohybuje v rozmezí 40–60 cm podle terénu. Svahy příkopu byly opevněny zatravněním. Celková délka jižní větve odvodňovacího příkopu je přibližně 1 250 m.

Pro akumulaci přívalových dešťových srážek z povodí o přibližné rozloze 15 ha byl vybudován poldr. Střední část skládky nelze přirozeně odvodnit bez návaznosti na odvádění dešťových srážek z území východně od skládky. Poldr s maximálním objemem 400 m<sup>3</sup> byl vyhotoven jako těsněná nádrž ve dně a po obvodu zemní vrstvou o mocnosti 60 cm. Hloubka dna je 1 m vůči okolnímu terénu a sklon svahu obvodové hrázky z těsnící zeminy je 1:4. Povrch nádrže byl potažen geotextilií s plošnou hmotností 400 g/m<sup>2</sup> a následně zavezen kamenným pokryvem.

V roce **2009** byla vyhotovena Závěrečná zpráva z geologického průzkumu v Jezerách (Earth Tech CZ) vyhodnocující výsledky orientačního geologického průzkumu pro ověření vybraných pozemků z hlediska vztahů k uvažovanému využití pro výstavbu. Jednalo se zejména o ověření mocnosti, charakteru a složení navážek, posouzení z hlediska ekologického a všeobecných podmínek výstavby. Za tímto účelem byly provedeny geofyzikální práce (ERT, DEMP, gamaspektrometrie a měření radonového indexu), vrtné práce (6 průzkumných nevystrojených jádrových vrtů do hloubky 12–18,5 m), vzorkovací a laboratorní práce (odběr a analýza vzorků zemin/odpadů a podzemních vod). Průzkumy kontaminace ukázaly, že v povrchové vrstvě skládky nebyla kontaminace organolepticky patrná a že byly pouze lokálně mírně překročeny některé limitní parametry pro použití odpadů na povrch terénu dle Vyhlášky MŽP 294/2005 Sb. Ve hlouběji uložených odpadech byl ve vzorcích odpadních



kalů zjištěn významný obsah B, v popílcích i kalech byly zjištěny zvýšené absolutní obsahy As, lokálně byla zjištěna kontaminace ropnými látkami a  $\text{Cr}^{3+}$ . V podložních horninách bylo ogranolepticky patrné pouze sekundární znečištění podzemní vody, laboratorní analýzy významnější kontaminaci nepotvrdily. V podzemních vodách bylo zjištěno, že jejich chemické složení je významně ovlivněno skládkou – zvýšená CHSK-Mn, vysoký obsah amonných iontů za absence dusičnanů, vysoká mineralizace přes 10 g/l (Na, Mn, Mg, Ca, karbonáty, sírany, chloridy a místy boritany) a významná síranová agresivita na beton. U většiny vrtů byla ve vzorcích vod zjištěna vysoká koncentrace B, u části vzorků zvýšená koncentrace benzenu a mírně zvýšené nebo jen lokálně významnější koncentrace As, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn, kyanidů, ropných uhlovodíků  $\text{C}_{10}\text{--C}_{40}$ , TCE, benzo(a)pyrenu, sumy PAU, fluoridů, přičemž za předpokladu vyloučení užívání podzemní vody nejsou tyto složky vzhledem k úrovni a rozsahu znečištění příliš významné. V rámci výsledků pravidelného monitoringu při okrajích skládky byla indikována významná koncentrace B ve vrtu PV-101 (50 mg/l) a v centrální části, ve vrtu J-2, byla zjištěna až koncentrace 2 970 mg/l, přičemž se jedná o zbytkové obsahy dobře rozpustného boraxu, příp. kyseliny borité v uložených kalech z jejich výroby.

### 2.1.2 Přehled zdrojů znečištění

Zdrojem znečištění jsou potenciálně rizikové odpady, uložené ve skládce. Tyto však představují minoritní podíl z množství ukládaných odpadů (cca 1–2 % - viz kap. 1.1.2).

Na skládku byly v 70.–80. letech vyváženy odpady v provozu anorganických výroby spadajících pod n. p. Synthesia, později pod n. p. Barvy – Laky. Hlavním produktem výroby byl borax (tetraboritan sodný dekahydrát) a kyselina boritá. Surovinou byl v obou případech collemanit – tetraboritan vápenatý, později kernit (hydrát tetraboritanu sodného příbuzný boraxu). Odpadem z alkalické výroby boraxu byly kaly uhličitanu vápenatého (kalcit), odpadem z výroby kyseliny borité kaly síranu vápenatého (sádrovec). Kaly byly do značné míry odvodněné, lze předpokládat měkkou konzistenci a poměrně nízkou propustnost. Kaly jsou pravděpodobně znečištěny nevymytými zbytky boraxu a kyseliny borité. Značná pozornost byl i v minulosti během skládkování věnována obsahu arsenu, který byl ve stopovém množství přítomen v collemanitu a představoval rizikový prvek ukládání. Po přechodu na surovinu kernit v roce 1981 příměs arsenu v odpadech údajně poklesla. Absolutní obsah arsenu je (dle rešeršních údajů) srovnatelný s obsahem v popílcích, avšak vyluhovatelnost je vyšší.

Vedle výše uvedené výroby, z níž pocházela většina odpadů, se v provozu vyráběly broušící pasty, membránové filtry a směsi pro galvanické lázně s obsahem Ni, Zn, Cu a dalších kovů. V těchto případech šlo o nízkoodpadové výroby, většina surovin byla nakupována a zde pouze adjustována. V nevelké míře se po určitou dobu přímo vyráběla modrá skalice a dusičnan olovnatý. Odpadem výroby byly neutralizační kaly, v nichž je uváděna přítomnost hydroxidů Cu, Ni, Zn, Cd, Ag, příp. Cr a možnost výskytu kyanidů. Přechodně se na skládce likvidovaly i odpadní vody z výroby rozstříkem.

Znečištění bórem je pro zájmovou oblast specifické a představuje zde jedno z nejvýznamnějších. Bývá sledováno jen výjimečně, i v této lokalitě bylo dříve stanovováno jen ojediněle. Sloučeniny bóru jsou ve vyšších koncentracích poměrně málo obvyklým kontaminantem vázaným pouze na oblasti těžby, zpracování a používání sloučenin bóru ve větším měřítku. V přírodě se vyskytuje nejčastěji ve formě borosilikátů (turmalíny) a boritanů (colemanit, kernit, borax). Přítomnost boritanů a zvýšené koncentrace ve vodách jsou mimo oblasti přirozeného výskytu považovány za kontaminaci. Obvykle jde o průmyslové využití

boraxu, méně často kyseliny borité. Rozpustnost boraxu při teplotách podzemní vody kolem 7 °C je cca 17 mg/l boru, potenciální mobilita je tedy relativně vysoká.

Bór je stopovým prvkem, který je v malém množství potřebný pro živočichy a vyšší rostliny. Obsah dosažitelného bóru v zemědělských půdách pod 1 mg/kg je považován za nízký a projevuje se poruchami růstu rostlin, při koncentracích vyšších než 5 mg/kg však již působí fyto toxicky. Potřeby a citlivost rostlin na bór jsou velmi rozmanité, proto je rozmezí mezi jeho deficitem a toxicitou relativně úzké. Příznaky deficitu bóru jsou pro rostliny obecně běžnější, než u jiných mikronutrientů, a tento deficit je kompenzován dodáváním 1–2 kg/ha, přičemž se však nedoporučuje umělé zavlažování vodou s obsahem bóru přes 1 mg/l. Bór je využíván v lékařství ve formě 2–3% roztoku kyseliny borité (tzv. borová voda, základ oční dezinfekce).

Bór ovšem není součástí monitoringu podzemních a povrchových vod, monitorovány jsou jiné ukazatele – viz kap. 2.2.1.2.

### 2.1.3 Vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů

Níže uvedený seznam polutantů vychází z předpokládaného původu znečištění ve vztahu k činnosti – řízeného skládkování různorodých odpadů.

Základním cílem průzkumných prací je stanovení míry ovlivnění základního, zejména chemického složení podzemní a povrchové vody ověření přítomnosti zvýšených koncentrací látek rizikových pro životní prostředí a zdraví osob. Z možného spektra nebezpečných látek byly vybrány:

**Ropné uhlovodíky** jsou látky lehčí než voda a málo rozpustné ve vodě, které vytváří volnou fázi na hladině (LNAPL). Toxicita pro živé organismy je nízká, nejsou považované za karcinogeny, jsou biologicky odbouratelné. Stanovují se jako NEL a C<sub>10</sub>–C<sub>40</sub>. Materiál znečištěný např. zbytky olejů a maziv, vykazující kontaminaci RU může být obsažen v komunálním odpadu.

**Kovy a polokovy (Cd, B, As, Cr, Hg, Pb, Ni, Zn, Be, V)** jsou v nízkých koncentracích běžné v horninovém prostředí. Z hlediska toxicity lze vyčlenit skupinu kovů a polokovů, které se vyznačují karcinogenními a teratogenními účinky – (As, Cd, Cr, Ni, Be, Pb) a jsou tedy zvláště nebezpečné. Nadlimitní koncentrace signalizují znečištění mající původ především v odpadech z průmyslové činnosti (popílek a kaly), nicméně nelze je zcela vyloučit i v komunálním odpadu. Vysoké obsahy těžkých kovů v imobilizované formě hydroxidů lze očekávat v neutralizačních kalech (Slanec 2009). Obsah zbytkového bóru (pravděpodobně ve formě rozpustného boraxu) je primárně vázán zpravidla na kaly z výroby boraxu a kyseliny borité, sekundárně se může nacházet v materiálech zasažených kontaminovanou vodou (zjištěný obsah v kalech až 17 g/kg sušiny).

**Fenoly** se jako fenolové sloučeniny přirozeně vyskytují v pletivech rostlin a dřevin. Nadlimitní koncentrace signalizují znečištění mající původ především v odpadech z průmyslové činnosti, nicméně nelze je zcela vyloučit i v komunálním odpadu neboť se používá např. pro výrobu léčiv, herbicidů a syntetických pryskyřic.

**Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)** tvoří širokou škálu látek s rostoucí molekulovou hmotností. Nejsou lehčí než voda, ale nejsou ani typickými DNAPL. Kromě naftalenu jsou málo rozpustné ve vodě. Jako významné škodliviny jsou definovány tyto sloučeniny: anthracen, benzo(a)anthracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthén, benzo(g,h,i)perylene, benzo(k)fluoranthén, fluoranthén, fenantren, chrysen, indeno(1,2,3-c,d)pyren, naftalen, pyren. Tyto látky mají významné toxické účinky. Významným zdrojem

znečištěním PAU jsou průmyslové podniky (chemičky, hutě, elektrárny, teplárny), ale také spalovací motory dopravních prostředků nebo lokální topeniště. V rámci monitoringu na předmětné lokalitě jsou ze skupiny PAU stanovovány pouze fluoranthen a benzo(a)pyren.

**BTEX** je zkratka pro benzen, toluen, ethylbenzen a xyleny. Tyto těkavé aromatické uhlovodíky se vyskytují ve formě kapalin, mají bohaté uplatnění v chemickém průmyslu např. jako ředidla či odmašťovadla. Benzen je prokazatelně karcinogenní. Toluén je toxický především při dlouhodobé expozici. Akutní toxicita ethylbenzenu je nízká, je považován za možný karcinogen. Toxicita xylenu není příliš velká. Nebezpečí hrozí při náhlém úniku xylenu do prostředí, ohrožené jsou hlavně vodní ekosystémy.

**Chlorované ethyleny CIU (DCE, TCE, PCE)** jsou deriváty (halogenderiváty) uhlovodíků, ve kterých jsou všechny nebo část atomů vodíku nahrazeny atomy chloru. V průmyslu byly využívány hlavně jako rozpouštědla a odmašťovadla strojů. Hojné používání a střední až velmi rychlá mobilita kontaminace činí z CIU jeden z nejčastějších globálních kontaminantů vyskytujících se ve všech složkách životního prostředí.

Na základě provozního řádu jsou dále sledovány **PCB** a **AOX**.

Do souboru prováděných laboratorních prací byly zařazeny další analýzy nezbytné pro detailní vyhodnocení podmínek na lokalitě. Ve vodě byly stanoveny fyzikálně-chemické ukazatele v rozsahu úplného fyzikálně-chemického rozboru (**ÚFCHR**).

## 2.1.4 Předběžný koncepční model znečištění

Predběžný koncepční model předpokládá existenci jednoho plošného zdroje kontaminace, a to tělesa skládky.

V rámci provedených rekultivačních prací byla na východní část skládky natažena těsnicí vrstva PEHD folie, zakotvená do ostruhy min. 50 cm hluboké. Po natažení folie byla natažena ochranná netkaná geotextilie o plošné hmotnosti 600 g/m<sup>2</sup>, která má za úkol chránit těsnicí vrstvu proti průrazům. Na geotextilii byla položena drenážní vrstva o mocnosti 30 cm, jež byla vytvořena z recyklovaného stavebního odpadu o frakci 16 až 32 cm. Tuto vrstvu následovala vrstva podorniční mocná 60 cm mocná, jejíž základní funkcí je propustnost zajišťující rovnoměrný vsak vody. Na tuto vrstvu byla položena vrstva ornice o mocnosti 30 cm. Tyto vrstvy dohromady tvoří vyrovnávací vrstvu skládky, která upravuje podmínky odtokových poměrů. Dále byla skládka zajištěna vrstvou uzavírací, jež po zhutnění dosahovala mocnosti nejméně 20 cm a byla podrobena zkouškám propustnosti na každých 500 m<sup>2</sup>. Předposlední položenou vrstvou byla opět vrstva podorniční (mocnosti 70 cm) a dále vrstva ornice o mocnosti 30 cm. Povrch skládky byl následně osazen dřevinami a travou.

V rámci rekultivace skládky byly vybudovány nový odvodňovací příkop o délce 490 m, jehož trasa je vedena jako standardní zemní koryto se šířkou dna 50 cm. Tento nový příkop se napojuje na starší odvodňovací příkop ohraničující západní část skládky a společně odvodňují její severní část, přičemž celková délka je cca 1400 m. Jižní část skládky je odvodňována novým korytem o šířce 40–60 cm, svahy příkopu byly zpevněny zatravněním a celková délka jižní větve odvodňovacího příkopu je cca 1 250 m. Pro akumulaci přívalových dešťových srážek byl vybudován těsněný poldr o objemu 400 m<sup>3</sup>, jelikož střední část skládky nelze přirozeně odvodnit. Hloubka dna poldru je 1 m pod okolním terénem a je potažen geotextilií a zavezen kamenivem.

I přes tato opatření však nelze vyloučit potenciální únik látek nebezpečných pro životní prostředí a zdraví obyvatelstva, které jsou přítomny zejména v průsakové vodě, tj. vodě, která přichází do styku s uloženým odpadem, popř. ve vodě odváděné ze zpevněných ploch areálu

skládky. Vzhledem k delšímu časovému úseku, který uplynul od provedení rekultivačních prací (2007), nelze vyloučit možnost poškození technického zabezpečení skládky, zejm. vlivem náletové vegetace dřevin. Únik nezanedbatelného množství těchto průsakových vod do životního prostředí by bylo nutno považovat za havarijný stav.

Pro potřeby zpracování analýzy rizika jsou předpokládány následující expoziční cesty šíření kontaminace.

Předběžný koncepční model

Tabulka č. 2.1.3-1

Expozice č.	Zdroj	Transportní cesta	Příjemce rizik
1	Skládka	Podzemní vodou k domovním studnám	Obyvatelstvo přilehlé domovní zástavby využívající podzemní vodu z domovních studní
2	Skládka	Výluhy ze skládky – přechod do podzemní vody promýváním	Podzemní voda
3	Skládka	Podzemní vodou do povrchových toků	Povrchové toky

## 2.2 Aktuální průzkumné práce

Metodika a rozsah prací realizovaných v rámci analýzy rizika byly navrženy tak, aby v maximální možné míře zajistily splnění cíle uvedeného v úvodní části této zprávy s ohledem na požadavky Metodického pokynu MŽP – analýza rizik kontaminovaného území z ledna 2011.

### 2.2.1 Metodika a rozsah průzkumných a analytických prací

Na lokalitě probíhá od roku 1999 pravidelný monitoring prováděný 2× ročně, a to na jaře v období vegetace a na podzim po vegetačním období. Monitoring podzemních vod probíhá na 6 vrtech umístěných okolo tělesa skládky (PV-101 až PV-106), 2 studních v okolní zástavbě a na 2 potocích:

- Vrt PV-101: vrt na západním okraji skládky (hl. 15 m), monitorující zvědeň zvětralinové zóny algonkia (nejmladší jednotka prekambria)
- Vrt PV-102: vrt východně od skládky (hl. 15 m) monitorující zvědeň zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-103: vrt na jižním okraji skládky (hl. 15 m) monitorující zvědeň zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-104: vrt na jižním okraji skládky (hl. 10 m) monitorující zvědeň zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-105: vrt na východním okraji skládky (hl. 15 m) monitorující zvědeň zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-106: vrt na jihovýchodním okraji skládky (hl. 25 m) monitorující zvědeň hlubšího puklinového oběhu v algonkiu

- ST-7: studna v ulici K dálnici u č.p. 520, v blízkosti vrtu PV-106, severozápadně od skládky
- ST-8: studna v ulici Picassova u č.p. 353, cca 0,5 km severovýchodně od skládky, za tratí
- P-9: potok Říčanka na přítoku do Vodice, cca 1,2 km jihovýchodně od skládky, u rybníka Velká Vodice
- P-10: Pitkovický potok na můstku v Pitkovicích, cca 0,5 km jihozápadně od skládky (severní část Pitkovic)

Situace objektů je znázorněna v přílohách č. 4 a 8.

U odebraných vzorků jsou sledovány na základě platného Provozního řádu tyto ukazatele:

- NEL
- PAU (fluoranthren, benzo(a)pyren)
- BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny)
- AOX
- PCB
- CIU (tetrachlorethylen, trichlorethylen, dichlorethylen)
- fenoly
- kovy (Be, Pb, As, Cd, Cr, Ni, Hg, V)
- dusitany

V průběhu monitorovacího kola v listopadu 2020 byly navíc na základě zpracovatele této AR sledovány základní fyzikálně-chemické ukazatele (ZFCHR) včetně koncentrací bóru v podzemní vodě na každém ze sledovaných objektů.

Výsledky monitoringu jsou uvedené v příloze č. 9.

### 2.2.2 Výsledky průzkumných prací

V příloze č. 9 jsou uvedeny výsledky laboratorních analýz porovnané s platnými legislativními limity. Výsledky analýz vzorků podzemních vod jsou porovnány s:

- Vyhláškou 5/2011 Sb. (Vyhláška o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod),
- Metodickým pokynem MŽP Indikátory znečištění z roku 2013.

Indikátory znečištění nezastupují sanační limity a neměly by být jako sanační limity používány při rozhodování správních orgánů, kdy lze jako podklad pro stanovení sanačních limitů použít výsledky AR. IZ podzemních vod jsou určeny bez ohledu na způsob využití území. Jedná se o převzaté screeningové hodnoty znečištění užitkových a pitných vod, které vycházejí z expozičních scénářů kontaktu člověka s pitnou či užitkovou vodou v případě využívání podzemní vody. IZ podzemních vod nenahrazují mezní hodnoty látek v pitné vodě, ale pouze indikují jejich výskyt.

Povrchové vody jsou porovnány s limity dle Nařízení vlády 401/2015 Sb., Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod pro látky uvedené v příloze II Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU – prioritní látky a některé další znečišťující látky (nejvyšší přípustná koncentrace).

Vzorky podzemní a povrchové vody byly odebrány zástupci společnosti VODNÍ ZDROJE, a.s. a analyzovány v laboratoři VZ lab s.r.o., a to od roku 2004 včetně. V roce 2003 byly analyzovány v laboratoři Zdravotního ústavu Praha (městská hygienická stanice), v letech 1999–2002 v laboratoři Městské hygienické stanice. Vysvětlivky k jednotlivým odkazům uvádíme níže:

\* prahové hodnoty pro ukazatele A (dle vyhl. 5/2011 Sb.)

\*\* referenční hodnoty pro ukazatele B (dle vyhl. 5/2011 Sb.)

\*\*\* norma environmentální kvality vyjádřená jako celoroční průměrná hodnota (NEK-RP) dle vyhl. 401/2015 Sb.

\*\*\*\* Vyhl. 401/2015 Sb. – 1a: Ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a vod užívaných pro vodárenské účely, koupání osob, lososové a kaprové vody, vztahující se k místu odběru vody pro úpravu na vodu pitnou, místu provozování koupání, respektive k úseku vodního toku stanoveného jako lososová nebo kaprová voda.

\*\*\*\*\* Vyhl. 401/2015 Sb. – 1c: Norma environmentální kvality pro specifické znečišťující látky pro útvary povrchových vod a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod užívaných pro vodárenské účely, vztahující se k místu odběru vody pro úpravu na vodu pitnou.

### 2.2.2.1 Podzemní voda

Níže je uveden přehled látek vyskytujících se v podzemní vodě v okolí skládky ve zvýšeném množství (porovnáno s referenčními hodnotami vyhl. č. 5/2011 Sb., popř. IZ):

#### *Fyzikálně-chemické parametry*

Z obecných fyzikálně-chemických parametrů lze usuzovat následující:

- **pH** je vyhovující, zpravidla neutrální (6,9–8,3), ve studnách zjištěno shodně pH 6,9
- **Elektrická vodivost** je mírně zvýšená, pohybuje se od 437  $\mu\text{S}/\text{cm}$  do 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ve studnách 1530–1970  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , což odpovídá střední až vysoké mineralizaci vody.
- Z hlediska **tvrdosti** se jedná o středně tvrdou až velmi tvrdou vodu, přičemž koncentrace vápníku byly nejvyšší právě v monitorovaných studnách (216–261 mg/l), nejvyšší koncentrace hořčíku byly zjištěny ve vrtu PV-101 (79,9 mg/l).
- Z hlediska koncentrace **hydrogenuhličitanů** byly zjištěny koncentrace obvyklé pro podzemní vodu, a to 122–482 mg/l.
- Z dusíkatých látek byly zjišťovány koncentrace dusitanů, dusičnanů, amonných iontů a volného amoniaku.
- Z hlediska přítomnosti **dusitanů** nebyly zjištěny významné hodnoty – v rámci aktuálních rozborů se tyto pohybovaly do 0,2 mg/l. V rámci dlouhodobého monitoringu se zvýšené koncentrace dusitanů objevovaly ve vrtu PV-104, případně také ve vrtu PV-103, oba v jižní části skládky, s maximem v roce 2014 (18,5 mg/l). V rámci monitorovacích studní byly zjištěny zvýšené koncentrace dusitanů ve studni ST-8, a to pouze v letech 2003–2004 (až 8,05 mg/l).
- Z hlediska přítomnosti **dusičnanů** rovněž nebyly zjištěny významné hodnoty – v rámci aktuálních rozborů ani kontinuálního monitoringu nebyly dusičnany prakticky zjištěny (pravděpodobně došlo k jejich redukci na amonné ionty). V rámci monitorovacích studní byly zjištěny obvyklé koncentrace dusičnanů v podzemních

vodách, a to ve studni ST-7 39,6 mg/l (v minulosti s maximem v roce 2003 – 84 mg/l) a ST-8 35,9 mg/l (v minulosti s maximem v roce 2003 – 81,4 mg/l)

- **Amonné ionty** byly v podzemní vodě zjištěny ve zvýšené míře, a to zejména ve vrtu PV-104 v jižní části skládky, kde bylo aktuálním průzkumem zjištěno 23,9 mg/l amonných iontů, přičemž ve vrtech PV-101, PV-103 a PV-105 byly zjištěny koncentrace 1,7–2,9 mg/l. V monitorovaných studnách nebyly zjištěny významné koncentrace amonných iontů (byly zde přítomny dusičnany v obvyklých koncentracích).
- Zvýšené koncentrace **fosforečnanů** byly zjištěny ve vrtech PV-104 a PV-105 (v obou případech 4,9 mg/l), v ostatních případech byly pod mezí detekce analytického stanovení. V monitorovaných studnách byly i v minulosti zjištěny nevýznamné koncentrace fosforečnanů.
- **Sířany** byly v nadlimitní koncentraci zjištěny pouze ve vrtu PV-101 na severovýchodním okraji skládky (518 mg/l).
- **Fluoridy** byly v mírně zvýšené koncentraci zjištěny pouze ve vrtu PV-105 na západním okraji skládky (1 mg/l).
- **Chloridy** byly zjištěny ve zvýšené koncentraci pouze ve vrtu PV-101 (263 mg/l) a studni ST-7 (280 mg/l).
- Dle **chemické spotřeby kyslíku** se jedná o **neznečištěnou vodu**, mírně zvýšená spotřeba byla zjištěna ve vrtu PV-105 (5,1 mg/l), kde byly rovněž zjištěny zvýšené koncentrace **draslíku** (20,1 mg/l).

#### **Kovy a polokovy**

- Ve všech monitorovacích vrtech byly zjištěny zvýšené koncentrace **železa a manganu**, anomálně zvýšené byly ve vrtu PV-101 (Fe – 114 mg/l), kde byly zjištěny nejvyšší koncentrace Mn na úrovni 0,98 mg/l. V monitorovaných studnách byly naopak zjištěny nízké koncentrace těchto kovů.
- Koncentrace **lithia** se pohybovaly mírně nad mezí detekce (max. 0,027 mg/l).
- Z hlediska koncentrace **bóru** byl tento zjištěn ve velmi vysokých hodnotách ve vrtu PV101 na západním okraji skládky, a to ve všech případech, kdy byl stanovován – v roce 2006 to bylo 31,6 mg/l, v roce 2008 **50 mg/l** a na konci roku 2020 bylo zjištěno 43,8 mg/l bóru. V rámci aktuálního průzkumu byly zjištěny vysoké koncentrace bóru (10,7 mg/l) rovněž ve studni ST-8, přičemž ve všech ostatních objektech se koncentrace bóru pohybovaly pod mezí detekce, max. 1,4 mg/l.
- **Arsen** byl ve zvýšených koncentracích zjištěn zpravidla v nevýznamných koncentracích, pohybujících se na hraně detekce analytické stanovení (0,002 mg/l), s maximem v roce 2000, kde bylo zjištěno 0,0041 mg/l arsenu ve vrtu PV-106 na jihovýchodě skládky.
- **Olovo** bylo zjištěno ve zvýšených koncentracích pouze v roce 2002, kdy bylo zjištěno ve vrtech PV-104 (0,0798 mg/l) a PV-105 (0,0468 mg/l), dále pak v roce 2017 ve studni ST-8 (0,039 mg/l) – limit pro kvalitu podzemních vod dle vyhl. 5/2011 Sb. je 0,005 mg/l a dle MP MŽP Indikátory znečištění 0,01 µg/l.
- **Kadmium** bylo zjištěno v mírně zvýšené koncentraci pouze v roce 2008, kdy bylo zjištěno 0,001 mg/l ve studni ST-7, jinak je vždy pod mezí detekce.

- Koncentrace **rtuti** se zpravidla pohybuje pod mezí detekce analytické metody, ale v rámci monitoringu, nárazově bývá její koncentrace zvýšená téměř ve všech vrtech a obou studnách. Maximální koncentrace byla zjištěna v roce 2010 ve vrtu PV-104 (0,018 mg/l), ve studnách o řád až dva nižší (v ST-7 0,00069 mg/l v roce 2020 a v ST-8 0,0013 v roce 2019).
- Koncentrace **niklu** byla zvýšená pouze v rámci 2. monitorovacího kola v roce 2017, kdy bylo zjištěno max. 0,082 mg/l ve vrtu PV-105, 0,033 mg/l ve vrtu PV-101 a 0,03 mg/l ve studni ST-8.
- Koncentrace **vanadu** byly rovněž pouze mírně zvýšené, a to na úrovni 0,026 mg/l ve vrtu PV-105 v roce 2016 a v témže roce 0,025 mg/l ve vrtu PV-106, přičemž v monitorovaných studnách byly zjištěny vyšší koncentrace, a to 0,029 ve studni ST-7 v roce 2020 a 0,044 ve studni ST-8 v roce 2014.
- Další sledované kovy, jako beryllium a chrom nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu ve významných koncentracích.

#### ***Těkavé organické látky (Chlorované uhlovodíky + BTEX)***

- Koncentrace chlorovaných uhlovodíků se pohybuje zpravidla pod mezí detekce, případně mírně nad ní – nejvyšší koncentrace **TCE** byla zjištěna v roce 2004 ve vrtu PV-102, kde bylo zjištěno 0,021 mg/l TCE, v monitorovacích studnách byly zjištěny koncentrace o řád nižší – ve studni ST-7 0,0016 mg/l v roce 2008 a ve studni ST-8 0,0052 mg/l v roce 2007.
- Zvýšené koncentrace **DCE** jsou nárazově analyzovány ve vrtech PV-102 a PV-103, s maximem v roce 2014 – 0,046 mg/l cis-1,2-DCE ve vrtu PV-103 a 0,00017 mg/l trans-1,2-DCE ve vrtu PV-102 (těsně nad mezí detekce). V roce 2020 byla zjištěna koncentrace mírně převyšující limit detekce (0,0001 mg/l DCE) ve studni ST-8 (0,00018 mg/l cis-1,2-DCE).
- Koncentrace **BTEX** se pohybují na nízkých, zpravidla poddetekčních úrovních. Maximální koncentrace sumy **ethylbenzenu a xylenu** byla zjištěna v letech 2000 a 2001 ve vrtech PV-104 a PV-106 (shodně 0,024 mg/l).
- Nejvyšší koncentrace samostatných **xylenu** byla zjištěna v roce 2014 ve vrtu PV-101 – 0,0012 mg/l, což je těsně nad detekčním limitem (0,001 mg/l).
- **Toluen** byl v roce 2001 identifikován ve všech vrtech a studnách, s maximem ve vrtu PV-106 (0,039 mg/l) a ve studni ST-7 (0,059 mg/l). V pozdějších kolech monitoringu již byly koncentrace toluenu velmi nízké.
- **Benzen** byl zjištěn pouze ve vrtu PV-104, a to jen v letech 2009–2010, přičemž se jednalo o koncentraci 0,0016 mg/l.

#### ***Polycyklické aromatické uhlovodíky***

- **PAU** stanovované jako suma byly pouze do roku 2003, přičemž pouze v roce 2001 byly ve všech vrtech a studnách zjištěny zvýšené koncentrace ve všech objektech, s maximem ve vrtu PV-104, kde bylo zjištěno 0,06 mg/l PAU, přičemž ve studnách bylo zjištěno 0,028 mg/l (ST-7) a 0,05 mg/l (ST-8).
- Od roku 2004 jsou ze skupiny PAU analyzovány pouze fluoranthen a benzo(a)pyren, přičemž se nejedná o významné koncentrace.



- Maximální koncentrace **fluoranthenu** byly zjištěny rovněž v roce 2001, a to ve vrtu PV-102, kde bylo zjištěno 0,0104 mg/l, přičemž ve studnách bylo zjištěno 0,0811 mg/l (ST-7) a 0,002 mg/l (ST-8).
- Maximální koncentrace **benzo(a)pyrenu** byly zjištěny rovněž v roce 2001, a to také ve vrtu PV-102, kde bylo zjištěno 0,0049 mg/l, přičemž ve studnách bylo zjištěno 0,0046 mg/l (ST-7) a 0,001 mg/l (ST-8).

### **Ropné látky**

- Ropné látky jsou stanovovány po celou dobu monitoringu jako **NEL**, přičemž jejich koncentrace se v posledních letech pohybují zpravidla pod mezí detekce (0,05 mg/l), mírně zvýšené koncentrace se objevují ve vrtech PV-104 a PV-105 – zpravidla na úrovni desetin mg/l, výjimečně na úrovni kolem 2 mg/l – konkrétně 2,4 mg/l ve vrtu PV-104 v roce 2017 a 2,71 mg/l ve vrtu PV-105 v roce 2002.
- V monitorovaných studnách byly zjištěny zvýšené koncentrace NEL v roce 2002 – 0,518 mg/l ve studni ST-7 a 0,101 mg/l ve studni ST-8.

### **Fenoly**

- Fenoly nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu.

### **Polychlorované bifenyly**

- PCB rovněž nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu.

### **Halogenované organické sloučeniny**

- AOX nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu ve významných koncentracích.

#### **2.2.2.2 Povrchová voda**

Dle NV č. 401/2015 Sb. byly v povrchové vodě potoku Říčanka na přítoku do Vodice, cca 1,2 km jihovýchodně od skládky, u rybníka Velká Vodice (profil P-9) překročeny limity v následujících ukazatelích:

- **Dusíkaté látky** – koncentrace dusičnanů v roce 2020 byla 42,3 mg/l, dusitany 0,2 mg/l (v roce 2004 jednorázově až 4,2 mg/l – později však takto vysoké koncentrace nebyly potvrzeny), koncentrace amonných iontů v minulosti až 3,5 mg/l (2001) – v současnosti indikovány již nízké koncentrace, stejně jako v případě volného amoniaku.
- Zvýšené koncentrace **fosforečnanů** – v roce 2020 1,4 mg/l, v minulosti maximálně 2,36 mg (2003)
- Mírně zvýšené koncentrace vybraných stopových kovů – **rtuť** 0,00032 mg/l (těsně nad detekčním limitem – 0,0003 mg/l); **vanad** 0,019 mg/l (těsně nad limitem NV – 0,018 mg/l); **olovo** 0,016 mg/l (těsně nad limitem NV – 0,014 mg/l)
- **Fenoly** – zpravidla pod limitem detekce, jednorázově v roce 2003 zjištěno 0,37 mg/l, přičemž limit NV je 0,003 mg/l.
- Jednorázově, v roce 2020, byla zjištěna koncentrace **toluenu** 0,0052 mg/l, což je těsně nad limit NV (0,005 mg/l).

Dle NV č. 401/2015 Sb. byly v povrchové vodě Pitkovického potoka na můstku v Pitkovicích, cca 0,5 km jihozápadně od skládky (severní část Pitkovic) (profil P-10) překročeny limity v následujících ukazatelích:

- Zvýšená koncentrace **bóru** v rámci aktuálního monitoringu (2020) – 0,68 mg/l (limit dle NV 0,3 mg/l) – v minulosti bór nestanovován (kromě let 2006 a 2008, kdy byl podlimitní)
- **Dusíkaté látky** – koncentrace dusičnanů je v rámci celého monitorovacího období pod limitem NV, v roce 2020 byla zjištěna zvýšená koncentrace dusitanů – 2,6 mg/l (v průběhu dlouholetého monitoringu se však koncentrace dusitanů pohybovaly v řádu desetin mg/l), koncentrace amonných iontů v minulosti až 2,2 mg/l (2000) – v současnosti již nízké koncentrace, stejně jako v případě volného amoniaku.
- Mírně zvýšené koncentrace **fosforečnanů** – maximálně 0,44 mg (2020).
- Mírně zvýšené koncentrace vybraných stopových kovů – **vanad** 0,023 mg/l (mírně nad limitem NV – 0,018 mg/l); **olovo** 0,019 mg/l (mírně nad limitem NV – 0,014 mg/l)
- **Fenoly** – zpravidla pod limitem detekce, jednorázově v roce 2003 zjištěno 0,68 mg/l, přičemž limit NV je 0,003 mg/l.
- Jednorázově, v roce 2008, byla zjištěna koncentrace **cis-1,2-DCE** 0,0015 mg/l, což je těsně nad limit NV (0,001 mg/l).

## 2.2.3 Shrnutí plošného a prostorového rozsahu a míry znečištění

### *Podzemní voda*

Ve vrtu PV-101 byla zjištěna vysoká koncentrace **bóru** (31,6 až 50 mg/l) – tento ovšem nepatří mezi pravidelně sledované analyty – byl zjišťován pouze třikrát, a to v letech 2006, 2008 a 2020 a ve všech případech byly zjištěny takto vysoké koncentrace. V ostatních vrtech ani studnách nebyly takto vysoké koncentrace nikdy zjištěny, pouze na konci roku 2020 byly při jednorázovém vzorkování zjištěny vysoké koncentrace bóru rovněž ve studni ST-8 (10,7 mg/l). V tomto vrtu byla zjištěna také zvýšená koncentrace **síranů** (518 mg/l) a **chloridů** (263 mg/l). Ve vrtu PV-101 byly dále zjištěny vysoké koncentrace **železa** (114 mg/l) a **manganu** (0,98 mg/l).

Ve vrtu PV-102 byla v roce 2004 zjištěna mírně nadlimitní (ve srovnání s vyhl. 5/2011) koncentrace **TCE** (0,021 mg/l) a v roce 2001 nadlimitní koncentrace **fluoranthenu** (0,0104 mg/l) a **benzo(a)pyrenu** (0,0049 mg/l).

V podzemní vodě ve sledovaných vrtech byly v minulosti zjištěny nárazově zvýšené koncentrace **dusitanů**, a to ve vrtech PV-103 a PV-104, s maximem v roce 2014 (18,5 mg/l), ve vrtu PV-104 byly zjištěny zvýšené koncentrace **amonných iontů** (23,9 mg/l). Ve vrtech PV-104 a PV-105 byly také zjištěny zvýšené koncentrace **fosforečnanů** (v obou případech 4,9 mg/l). Ve vrtech PV-104 a PV-105 byly v minulosti (2002) dále zjištěny zvýšené koncentrace **olova** (max. 0,0798 mg/l). Ve vrtu PV-104 byla v roce 2010 zjištěna nadlimitní koncentrace **rtuti** (0,018 mg/l). Ve vrtu PV-103 byla v roce 2014 indikována nadlimitní koncentrace **DCE** (0,046 mg/l). Ve vrtech PV-104 a PV-105 se nárazově objevují zvýšené koncentrace ropných látek, stanovovaných jako **NEL**, a to max. 2,4 mg/l ve vrtu PV-104 v roce 2017 a 2,71 mg/l ve vrtu PV-105 v roce 2002.

Ve vrtu PV-106 byla v roce 2001 zjištěna zvýšená koncentrace **toluenu** (0,039 mg/l), tato později již nebyla indikována.

Ve studni ST-7 byly zjištěny zvýšené koncentrace **chloridů** (280 mg/l) a **dusičnanů** (v roce 2003 – 84 mg/l). Z hlediska obsahu toxických kovů zde byla zjištěna koncentrace **rtuti** 0,00060 mg/l. V roce 2008 zde byla indikována zvýšená koncentrace **TCE**, a to 0,0016 mg/l (nad IZ, avšak pod limity dle vyhl. 5/2011) a v roce 2001 zvýšená koncentrace **toluenu** (0,059 mg/l) a **fluoranthenu** (0,0811 mg/l), v obou případech pod IZ, avšak nad limit dle vyhl. 5/2011, a dále **benzo(a)pyrenu** (0,0046 mg/l). V této studni byly v roce 2002 zjištěny zvýšené koncentrace **NEL** (0,518 mg/l).

Ve studni ST-8 byly zjištěny zvýšené koncentrace **dusitanů**, avšak pouze v letech 2003–2004 (až 8,05 mg/l) a **dusičnanů** (v roce 2003 – 81,4 mg/l). V této studni byly v roce 2017 zjištěny nadlimitní koncentrace **olova** (0,039 mg/l) a v roce 2019 **rtuti** (0,0013 mg/l). V roce 2007 zde byla indikována zvýšená koncentrace **TCE**, a to 0,0052 mg/l (nad IZ, avšak pod limity dle vyhl. 5/2011), v roce 2020 mírně zvýšená koncentrace **DCE**, a to 0,00018 mg/l (pod IZ, mírně nad limit dle vyhl. 5/2011) a v roce 2002 zvýšená koncentrace **benzo(a)pyrenu**, a to 0,001 mg/l. V této studni byly v roce 2002 zjištěny mírně zvýšené koncentrace **NEL** (0,101 mg/l).

Fenoly, PCB ani AOX nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu ve významných koncentracích.

### ***Povrchová voda***

Limitní hodnoty uvedené v NV č. 401/2015 Sb. byly v profilu P-9 (potok Říčanka na přítoku do Vodice, cca 1,2 km jihovýchodně od skládky, u rybníka Velká Vodice) překročeny v případě **dusičnanů** (42,3 mg/l), v roce 2004 i **dusitanů** (max. 4,2 mg/l, později však takto vysoké koncentrace nebyly potvrzeny), koncentrace **amonných iontů** dosahovaly v minulosti až 3,5 mg/l (2001), v současnosti jsou indikovány již nízké koncentrace, stejně jako v případě volného amoniaku. Byly zde také zjištěny zvýšené koncentrace **fosforečnanů** (v roce 2020 1,4 mg/l, v roce 2003 až 2,36 mg). V mírně nadlimitních koncentracích zde byly zjištěny těžké kovy, jako **rtuť** (0,00032 mg/l), **vanad** (0,019 mg/l) a **olovo** (0,016 mg/l). Jednorázově zde byly zjištěny **fenoly** (0,37 mg/l v roce 2003) a **toluen** (0,0052 mg/l v roce 2020).

Limitní hodnoty uvedené v NV č. 401/2015 Sb. byly v profilu P-10 (Pitkovický potok na můstku v severní části Pitkovic, cca 0,5 km jihozápadně od skládky) překročeny v případě **bóru** (0,68 mg/l v roce 2020), **dusitanů** (2,6 mg/l v roce 2020) a **amonných iontů** dosahovaly v minulosti až 2,2 mg/l (2000). V mírně nadlimitních koncentracích zde byly zjištěny těžké kovy, jako **vanad** (0,023 mg/l) a **olovo** (0,019 mg/l). Jednorázově zde byly zjištěny **fenoly** (0,68 mg/l v roce 2003) a mírně nadlimitní **DCE** (0,0015 mg/l v roce 2008).

## **2.2.4 Posouzení šíření znečištění**

V rámci probíhajícího monitoringu neprobíhá monitoring vývoje hladiny podzemní vody v jednotlivých monitorovacích objektech (vrtech a studnách), probíhá pouze kvalitativní monitoring v rozsahu daném provozním řádem.

Posouzení šíření znečištění taky bylo zpracováno na základě archivních údajů (geomorfologická a geologická stavba území, směry odvodňování, hydraulický gradient, existence privilegovaných cest apod.).

### **2.2.4.1 Šíření znečištění v nesaturované zóně**

Nesaturovaná zóna je v zájmovém území tvořena zejména skládkovým tělesem, které se dělí na povrchové vrstvy a hlouběji uložené odpady. Autochtonní geologické podloží je tvořeno sprašovými hlínami a pod nimi uloženými proterozoickými prachovci.

Povrchová vrstva skládky je zpravidla tvořena jílovitou až písčito-jílovitou hlínou s úlomky zvětralých hornin, pocházejících z rozličných výkopových prací, s občasnou příměsí stavebního odpadu inertního charakteru (písek, štěrk, cihly, beton, asphalt), ojediněle i s příměsí popílku. Mocnost této vrstvy kolísá v rozmezí 1–4 m a organolepticky zde není patrná kontaminace (Slanec 2009).

V hlubších částech navážek se nacházejí tyto odpady (viz Kaprasová 1991, Elčknér 1994, Tomášek 2008, Slanec 2009):

- Jílovité a písčito-jílovité hlíny s úlomky zvětralých hornin
- Stavební odpad – suť ze zdiva, tašek, místy s kusy betonů a asfaltů, s příměsí hlín a písku, s omezeným výskytem jiného přimíseného odpadu (dráty, střepy, dřevo, piliny, kůra, plechové nádoby, papír, fólie, trubky apod.)
- Popílek – často s příměsí škváry, písku či jílu
- Kaly (sádrovcové a karbonátové) z anorganických výrob (v západní části skládky větší mocnosti kalů)

K případnému šíření kontaminace v nesaturované zóně obecně dochází vertikálním směrem, infiltrací atmosférických vod, infiltrovaných do tělesa skládky, kdy může docházet k transportu kontaminantů směrem k hladině podzemní vody. Tento proces je závislý na velikosti efektivní infiltrace a vzhledem k provedené rekultivaci je tento transport minimalizován. Transport kontaminantů může být dále zpomalen sorpčními procesy.

#### 2.2.4.2 Šíření znečištění v saturované zóně

Jelikož se zájmové území nachází na hydrologickém a hydrogeologickém rozvodí mezi Říčanským a Pitkovickým potokem, odtok podzemní vody probíhá oběma směry, generelně však k západu, což dokumentuje výskyt vysokých koncentrací bóru (max. 50 mg/l) v indikačním vrtu PV-101, jenž se nachází na západním okraji skládky. Šíření v saturované zóně směrem k východu indikuje přítomnost vysoké koncentrace bóru ve studni ST-8 (10,7 mg/l).

V rámci zabezpečení skládky před průsaky atmosférických srážek byl v rámci rekultivačních prací na skládce instalován drenážní systém, který odvádí vodu směrem k Pitkovickému potoku, tedy západním směrem. Vzhledem k tomu, že povrch skládky je zatěsněn, je možné usuzovat na další tři mechanismy šíření kontaminace:

- **Kontakt podzemní vody s nebezpečnými odpady ve skládce** (neutralizační kaly obsahující borax, kyselinu boritou apod.).

Dle Růžičky (1986) se souvislý horizont podzemní vody nachází asi 2 m pode dnem skládky, tedy promývání odpadů podzemní vodou není pravděpodobné.

V rámci průzkumných prací z roku 2009 (Slanec, Earth Tech CZ s.r.o.) bylo vyhloubeno 6 dočasně vystrojených vrtů až na podloží skládky J-1 až J-6 (hloubky 12–18,5 m), přičemž ve všech případech došlo k naražení hladiny podzemní vody, která měla mírně napjatý charakter, čímž došlo k nastoupání podzemní vody do tělesa skládky. Nutno dodat, že skládka není těsněná zespodu (absence geologické bariéry) a báze skládky byla zjištěna v úrovni kolísání hladiny podzemní vody (která není monitorována). Ve vrtu J-2, kde byly zjištěny významné koncentrace bóru v podzemní vodě, byla podzemní voda naražena v hloubce 15,9 m, přičemž báze skládky byla zjištěna v hloubce 15,2 m a došlo k nastoupání podzemní vody do skládkového tělesa (změřeno 14,45 m). Ve vrtu J-1 byla zjištěna báze skládky 2,1 m nad úrovní naražené

hladiny podzemní vody (tedy v souladu s tvrzením Růžičky 1986), avšak opět došlo k nastoupání podzemní vody do tělesa skládky. Ve zbývajících vrtech J-3 až J-6 byla naražena podzemní voda ještě ve skládkovém tělese (0,3 až 1,1 m nad bází skládky).

Ve zprávě (Slanec 2009) je uvedeno, že ve vrtu J-2 (v místě uložených neutralizačních kalů) byla zjištěna koncentrace 2 970 mg/l bóru v podzemní vodě, přičemž se jedná o zbytkové obsahy dobře rozpustného boraxu, příp. kyseliny borité v uložených kalech z jejich výroby.

- **Vliv ukládání nedostatečně odvodněných kalů** v 70. a 80. letech 20. stol., kdy se z těchto kalů postupně uvolňovala voda nasycená kontaminanty a následně klesala až k hladině podzemní vody, kde se dále šířila ve směru hydraulického gradientu podzemní vodou.

Růžička (1986) ve svém závěrečném doporučení považuje za nutné zajistit instalaci kalolisu pro odvodnění kalů z neutralizační čistírny odpadních vod. Z tohoto doporučení je zřejmé, že kaly nebyly před ukládáním dostatečně odvodněny a zbytková voda se tedy musela hromadit ve skládkovém tělese a kontaminovala tak podzemní vodu.

- **Infiltrace srážkových vod v průběhu skládkování do doby rekultivace.** Po celou dobu ukládání neutralizačních kalů (tedy od 70. let) až do doby rekultivace (2007) muselo docházet ke neustálé dotaci kontaminace v důsledku infiltrace atmosférických vod do tělesa skládky, čímž docházelo ke tvorbě výluhů ze skládky a následné kontaminaci podzemních vod.

Tyto mechanismy nejsou v předchozích zprávách z dílčích průzkumů zmiňovány.

Bohužel bór ani jiné konzervativní látky, které by mohly indikovat šíření kontaminace ze skládky (například chloridy) nejsou součástí prováděného pravidelného monitoringu.

Při řešení problematiky starých ekologických zátěží se ukázalo, že bór je významným indikátorem šíření znečištění, jelikož jeho obsahy při zdroji znečištění (zejména skládky komunálního a průmyslového odpadu a odkaliště elektrárenského popílku) a ve směru šíření jsou vysoce anomální oproti pozadovým koncentracím. Jeho inertní vlastnosti umožňují jeho využití jako stopovače kontaminace (Bartoň, Mikita 2016).

Při šíření kontaminovaných průsaků v horninovém prostředí často dochází v důsledku atenuačních procesů k redukci signalizace znečištění kontrastujícího s hodnotami pozadí. Ze získaných informací o distribuci bóru na zkoumaných lokalitách (Bartoň, Mikita 2016) vyplynulo, že schopnost indikovat znečištění má vzhledem k jeho vlastnostem především bór.

Kromě bóru je při daném typu znečištění důležité identifikovat určitou asociaci kontaminantů. Například skládky s komunálním odpadem často produkují zvýšené koncentrace  $\text{Cl}^-$  a  $\text{NH}_4^+$ . Na základě chování jednotlivých kontaminantů při transportních procesech v horninovém prostředí se potom dají komplexněji charakterizovat vlastnosti zkoumaného prostředí jako geobariéry. Lze se domnívat, že bór se do prostředí dostává z odpadového materiálu po interakci s vodou primárně v důsledku rozpouštěcích procesů.

Na základě porovnání archivních údajů absolutních výšek hladiny podzemní vody lze usuzovat, že hydraulický gradient je minimální a vzhledem k převažující nízké propustnosti hydrogeologického kolektoru je proudění podzemní vody pomalé. Vyšší rychlosti proudění lze očekávat pouze v rozpukaných a zároveň nekolmatovaných proterozoických horninách.

Hydraulický gradient podzemní vody byl pro odtokový profil stanoven na 0,002, max. 0,0045 (Slanec 2009). Koeficient hydraulické vodivosti kolektorských hornin je uvažován v rozmezí

$n \cdot 10^{-5}$  až  $n \cdot 10^{-7}$  m/s. Rychlost proudění podzemní vody je tedy velmi pomalá, v řádu prvních milimetrů až jednoho metru za rok ve směru k Pitkovickému potoku, tedy na jihozápad od skládky, částečně je možné proudění od rozvodnice k Říčanskému potoku, směrem k jihovýchodu.

Uvedenou rychlost proudění podzemní vody je možno považovat za rychlost šíření anorganické kontaminace. Zároveň jsou platná pouze pro kontaminanty dokonale rozpustné ve vodě, které se nesorbují, nepodléhají biodegradaci, jsou chemicky stálé a nejsou zabudovávány do biomasy. Organické kontaminanty podléhají atenuačním procesům, zejména sorpci na organický materiál.

V závěrečné zprávě z geologického průzkumu (Slanec 2009) je uvedeno, že Říčanský potok má průtok v řádu  $Q = 10$  l/s, mocnost zvodněné vrstvy je do 10 m, atenuační ředění je předpokládáno 1:10, atmosférické srážky cca 600 mm/rok, odtok z území 20 % (pro povodí Rokytky uváděno 16 %), z toho podzemní odtok cca 30 %.

#### 2.2.4.3 Šíření znečištění povrchovými vodami

Povrchové vody v blízkosti skládky jsou představovány Říčanským a Pitkovickým potokem, které tvoří místní erozní bázi drénující podzemní vody. Kvalita těchto vod je sledována v rámci monitoringu – viz kap. 2.2.2.2 a 2.2.3.

V závěrečné zprávě z geologického průzkumu (Slanec 2009) je uvedeno, že i při použití konzervativních odhadů nebude docházet ke znečišťování povrchových toků nad imisní standardy ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod, z čehož vyplývá, že riziko kontaminace toků není významné.

Na základě monitoringu lze usuzovat, že zjištěná kontaminace povrchových vod je nevýznamná, případně ojedinělá (viz kap. 2.2.3), vyjma zvýšené koncentrace bóru, zjištěné v Pitkovickém potoce (P-10), kde byla na konci roku 2020 zjištěna koncentrace 0,68 mg/l bóru, tedy více než dvojnásobek imisního limitu pro povrchové vody dle NV 401/2015 (0,3 mg/l). Koncentrace bóru ovšem není sledována systematicky, jelikož není součástí pravidelného monitoringu.

#### 2.2.4.4 Charakteristika vývoje znečištění z hlediska procesů přirozené atenuace

Během transportu kontaminantu dochází k jeho postupnému odbourávání řadou procesů, které jsou komplexem mnoha fyzikálně chemických a termodynamických parametrů, se vzájemným působením dalších prvků a sloučenin včetně vlivu biosféry. Jde o složitý souhrn řady procesů: a kaskádových reakcí, z nichž některé sloučeniny působí jako katalyzátory. Mezi hlavní procesy podmiňující migraci látek v hydrogeologických kolektorech patří procesy:

- oxidačně redukční
- hydratace
- hydrolýza
- tvorba komplexních iontů
- vznik koloidních systémů a suspenzí
- rozpouštění
- srážení a koprecipitace

- sorpce a desorpce
- krystalizace
- různé druhy přeměny, rozpadu a rozkladu (např. radioaktivní, biodegradace)

V horninovém prostředí podléhá většina organických sloučenin biodegradacím procesům aerobním nebo anaerobním. Aerobní biochemická degradace je ovlivněna především přítomností a druhem mikroorganismů ve vodě, teplotou, koncentrací toxických a biogenních prvků a organického znečištění, obsahem kyslíku ve vodě a velikostí povrchu částic volné fáze. Důležitým faktorem je i velikost mezifázové plochy mezi organickou látkou a vodou. Emulgací se rychlost degradace zvýší o jeden až dva řády. Anorganické kontaminanty nepodléhají biodegradacím procesům. Ke snižování koncentrace těžkých kovů dochází ve směru šíření kontaminace procesy hydrodynamické disperze a difuze, tyto procesy však nevedou ke snížení množství kontaminantů ve zvodni.

Organickými polutanty, které byly zjištěny ve zvýšených koncentracích, jsou ropné látky, stanovované jako NEL (vrty PV-104 a PV-105), v omezené míře BTEX, PAU a CIU. Z anorganických polutantů byly v saturované zóně v okolí skládky ve zvýšené míře zjištěny sirany, chloridy, dusičnany, dusitany, amonné ionty, bór, železo, mangan, rtuť, olovo a vanad. U těchto látek není možné počítat s výrazným uplatněním atenuačních procesů ve smyslu snížení celkové hmotnostní bilance polutantů.

## 2.2.5 Shrnutí šíření a vývoje znečištění

Infiltrace atmosférických vod je díky provedené rekultivaci eliminována. Kontaminace podzemní vody, zjištěná v rámci monitoringu na vrtech a studnách, má pravděpodobně původ v době před samotnou rekultivací (před rokem 2007), a to vlivem ukládání nedostatečně odvodněných kalů v 70. a 80. letech 20. stol. a infiltraci srážkových vod v průběhu skládkování do doby rekultivace. Dalším možným mechanismem je částečné promývání uložených odpadů na bázi rekultivované skládky podzemní vodou, kdy by docházelo k vyluhování kontaminantů uložených v odpadech a jejich šíření podzemní vodou ve směru hydraulického gradientu.

Jelikož se zájmové území nachází na hydrologickém a hydrogeologickém rozvodí mezi Říčanským a Pitkovickým potokem, odtok podzemní vody probíhá oběma směry, generelně však k západu, což dokumentuje výskyt vysokých koncentrací bóru (max. 50 mg/l) v indikačním vrtu PV-101, jenž se nachází na západním okraji skládky. Šíření v saturované zóně směrem k východu indikuje přítomnost vysoké koncentrace bóru ve studni ST-8 (10,7 mg/l).

Hydraulický gradient podzemní vody byl pro odtokový profil stanoven na 0,002, max. 0,0045 (Slanec 2009). Koeficient hydraulické vodivosti kolektorských hornin je uvažován v rozmezí  $n \cdot 10^{-5}$  až  $n \cdot 10^{-7}$  m/s. Rychlost proudění podzemní vody je tedy velmi pomalá, v řádu prvních milimetrů až jednoho metru za rok ve směru k Pitkovickému potoku, tedy na jihozápad od skládky, částečně je možné proudění od rozvodnice k Říčanskému potoku, směrem k jihovýchodu.

Uvedenou rychlost proudění podzemní vody je možno považovat za rychlost šíření anorganické kontaminace. Zároveň jsou platná pouze pro kontaminanty dokonale rozpustné ve vodě, které se nesorbují, nepodléhají biodegradaci, jsou chemicky stálé a nejsou zabudovávány do biomasy. Organické kontaminanty podléhají atenuačním procesům, zejména sorpci na organický materiál.

### 2.2.6 Omezení a nejistoty

Provedené výpočty migračních parametrů vycházejí v některých případech pouze z kvalifikovaných odhadů některých veličin. Některé kvalifikované odhady mohou být zatíženy chybou, která vyplývá z nedostatečných znalostí o charakteru horninového prostředí a bodových informací o stavu kontaminace v tělese skládky, zejména co se týká jejího plošného a hloubkového rozsahu.

Část kontaminujících látek mohla proniknout do nehomogenit horninového prostředí, kde je běžnými postupy nezjistitelná.

Velkým omezením je skutečnost, že v rámci pravidelného monitoringu nejsou sledovány primární ukazatele šíření kontaminace, zejména bór, dále chloridy, sírany, dusičnany a amonné ionty. Nelze tak s jistotou tvrdit, že koncentrace těchto ukazatelů, analyzovaných na konci roku 2020 pro potřeby této analýzy rizik, jsou dlouhodobého charakteru.

## 3. Hodnocení rizika

### 3.1 Identifikace rizik

#### 3.1.1 Určení a zdůvodnění prioritních škodlivin a dalších rizikových faktorů

Z výsledků provedených chemických analýz vzorků podzemních a povrchových vod byly zjištěny zvýšené koncentrace některých sledovaných polutantů. Kontaminace byla převážně anorganického, částečně organického charakteru.

**V podzemní vodě** v okolí skládky byly v indikačních vrtech zjištěny zvýšené koncentrace následujících látek:

- **Bór** – max. 50 mg/l ve vrtu PV-101 na odtoku ze skládky a 107 mg/l ve studni ST-8
- **Sírany** – max. 518 mg/l ve vrtu PV-101 na odtoku ze skládky
- **Chloridy** – max. 263 mg/l ve vrtu PV-101 na odtoku ze skládky a 280 mg/l ve studni ST-7
- **Dusičnany** – max. 84 mg/l ve studni ST-7
- **Dusitany** – max. 18,5 mg/l ve vrtu PV-104 a 8,05 ve studni ST-8
- **Amonné ionty** – max. 23,9 mg/l ve vrtu PV-104
- **Fosforečnany** – max. 4,9 mg/l ve vrtech PV-104 a PV-105
- **Železo** – max. 114 mg/l ve vrtu PV-101 na odtoku ze skládky
- **Mangan** – max. 0,98 mg/l ve vrtu PV-101 na odtoku ze skládky
- **Olovo** – max. 0,0798 mg/l ve vrtu PV-104 (v roce 2002) a 0,039 mg/l ve studni ST-8
- **Rtuť** – max. 0,018 mg/l ve vrtu PV-104 (v roce 2010) a 0,0013 mg/l ve studni ST-8 (v roce 2019)
- **Ropné látky stanovené jako NEL** – max. 2,71 mg/l ve vrtu PV-105 a 0,518 ve studni ST-7



- **TCE** – max. 0,021 mg/l ve vrtu PV-102 a 0,0052 mg/l ve studni ST-8
- **DCE** – max. 0,046 mg/l ve vrtu PV-103 (cis-1,2-DCE) a 0,00018 mg/l ve studni ST-8
- **Xyleny** – max. 0,0012 mg/l ve vrtu PV-101 na odtoku ze skládky
- **Toluen** – max. 0,059 mg/l ve studni ST-7 (pouze v roce 2001)
- **Benzen** – max. 0,0016 mg/l ve vrtu PV-104 (pouze v letech 2009 a 2010)
- **Fluoranthén** – max. 0,0811 mg/l ve studni ST-7 (pouze v roce 2001)
- **Benzo(a)pyren** – max. 0,0049 mg/l ve vrtu PV-102 a 0,0046 mg/l ve studni ST-7 (pouze v roce 2001)

V **povrchové vodě** v okolí skládky byly zjištěny zvýšené koncentrace následujících látek:

- **Bór** – max. 0,68 mg/l (P-10)
- **Dusičnany** – max. 42,3 mg/l (P-9)
- **Dusitany** – max. 4,2 mg/l (P-9) a 2,6 mg/l (P-10)
- **Amonné ionty** – max. 3,5 mg/l (P-9) a 2,2 mg/l (P-10) – pouze v letech 2000–2001
- **Fosforečnany** – max. 2,36 mg/l (P-9) – rok 2003
- **Olovo** – max. 0,019 mg/l (P-10) a 0,016 (P-9) – rok 2007
- **Rtuť** – max. 0,00032 mg/l (P-9)
- **Vanad** – max. 0,023 mg/l (P-10) a 0,019 (P-9) – rok 2014
- **DCE** – max. 0,0015 mg/l (P-10) – rok 2008
- **Toluen** – max. 0,0052 mg/l (P-9) – jednorázově v roce 2010
- **Fenoly** – max. 0,68 mg/l (P-10) a 0,37 mg/l (P-9) – rok 2003

Kontaminanty vnášené do životního prostředí, mohou být spolu s biogenními látkami transportovány jednotlivými složkami životního prostředí různou rychlostí, mohou podléhat různým fyzikálním, chemickým, popř. biologickým přeměnám. Těmito změnami mohou mnohdy vznikat produkty s mnohem škodlivějšími účinky, než měl původní polutant.

Hygienický význam jednotlivých škodlivin je hodnocen podle tří základních typů působení:

- organoleptické působení (pach, chuť, barva), které mohou být prvním indikátorem potenciálního zdravotního ohrožení,
- přímá toxicita, resp. karcinogenita, mutagenita, teratogenita,
- nepřímá škodlivost (ovlivnění samočisticích procesů, degradace, resp. rezistentnost, schopnost bioakumulace). Z hlediska toxikologického je pak ve vztahu k ohrožitelným subjektům potřebné zabývat se nejen člověkem, ale i subjekty, jejichž poškození může mít nepřímý dopad na zdraví člověka, tj. půdou a rostlinstvem, neboť přes tyto subjekty se mohou škodliviny dostat až do potravního řetězce.

Škodlivost anorganických a organických látek pro člověka a jiné složky biosféry je posuzována řadou organizací, z nichž můžeme jmenovat kromě U. S. EPA také Světovou zdravotnickou organizaci (WHO), Mezinárodní organizaci pro výzkum rakoviny (IARC) a další. V centru pozornosti uvedených organizací je člověk, resp. škodlivost látek je posuzována z hlediska jejich vlivu na člověka. Na základě toxikologických testů je u těchto

látek zjišťována jejich toxicita, popř. genotoxicita, karcinogenita, mutagenita, teratogenita, případně jejich synergické nebo bioakumulační schopnosti. V hodnocení zdravotního rizika se kromě extrapolace výsledků toxikologických testů na zvířatech vychází i ze studia lidské populace (epidemiologické studie).

### 3.1.2 Základní charakteristika příjemců rizik

Vzhledem k hloubce uložení odpadů a jejich charakteru lze vyloučit přímý kontakt s těmito odpady.

Potenciálními příjemci rizik jsou:

- Obyvatelé městských částí Praha-Uhřetěves a Praha-Pitkovice, využívající podzemní vodu v domovní studnách.
- Podzemní voda – infiltrace srážkových vod do odpadů na skládce je eliminována provedenou rekultivací, část odpadů je však v kontaktu s podzemní vodou (Slanec 2009), kde dochází ke tvorbě výluhů a následné migraci do podzemní vody v okolí skládky.
- Povrchová voda – Říčanský a Pitkovický potok, tvořící erozní bázi mělké zvodni, drénující podzemní vody odtékající ze skládky.

### 3.1.3 Shrnutí transportních cest a přehled reálných scénářů expozice

Na základě aktuálně ověřených informací o charakteru a rozsahu kontaminace byly upřesněny relevantní scénáře expozice potenciálně ohrožených příjemců (lidská populace a ekosystémy). Přehled scénářů je zobrazen v následující tabulce.

Aktualizovaný koncepční model

Tabulka č. 3.1.3-1

Expozice č.	Zdroj	Transportní cesta	Příjemce rizik	Poznámka
1	Skládka	Podzemní vodou k domovním studnám	Obyvatelstvo přilehlé domovní zástavby využívající podzemní vodu z domovních studní	Míra ohrožení reálná
2	Skládka	Výluhy ze skládky – přechod do podzemní vody promýváním	Podzemní voda	Kontaminace potvrzena
3	Skládka	Podzemní vodou do povrchových toků	Povrchové toky	Kontaminace potvrzena

K negativnímu ovlivnění kvality podzemní vody existencí kontaminace ze skládky by mohlo docházet následkem migrace kontaminantů po zónách se zvýšenou propustností a při intenzivnějším promýváním srážkovou či podzemní vodou.

## 3.2 Hodnocení zdravotních rizik

### 3.2.1 Hodnocení expozice

Výpočet karcinogenních i nekarcinogenních rizik byl proveden i u látek, které prokazatelně přesáhly závazné limity dle platných právních předpisů. Tento postup byl zvolen na straně bezpečnosti a upřesnění kvantifikace rizik v případě kumulativního působení více látek v rámci daného média a expozičního scénáře.

Zdravotní riziko bylo kvantifikováno pro ukazatele, které byly zjištěny v monitorovacích studnách ve zvýšených, resp. nadlimitních koncentracích, a zároveň jsou pro ně identifikovány referenční dávky (RfD) – pro nekarcinogenní působení, resp. faktory směrnice (SF) – pro karcinogenní působení.

Pro základní fyzikálně-chemické ukazatele, jako jsou sírany, chloridy, dusičnany, dusitany, amonné ionty a fosforečnany nejsou referenční dávky v dostupných databázích stanoveny.

Nekarcinogenní rizika byly kvantifikovány pro následující ukazatele, pro které jsou dostupné referenční dávky v rámci scénáře ingesce vody, a zároveň byly zjištěny ve zvýšených koncentracích v monitorovaných studnách:

- **Bór** – RfD 0,2 mg/kg/den
- **Rtuť** – RfD 0,00016 mg/kg/den
- **Ropné látky**, stanovené jako NEL – uvažovány alifatické TPH – 0,03 mg/kg/den
- **TCE** – RfD 0,0005 mg/kg/den
- **Cis-1,2-DCE** – RfD 0,7 mg/kg/den
- **Toluen** – RfD 0,08 mg/kg/den
- **Fluoranthén** – RfD 0,04 mg/kg/den
- **Benzo(a)pyren** – RfD 0,0003 mg/kg/den

Karcinogenní rizika byly kvantifikovány pro ukazatele, pro které jsou dostupné referenční dávky v rámci scénáře ingesce vody, a zároveň byly zjištěny ve zvýšených koncentracích v monitorovaných studnách:

- **Benzo(a)pyren** – SF 1 mg/kg/den
- **Olovo** – SF 0,0085 mg/kg/den
- **TCE** – SF 0,046 mg/kg/den

**Množství kontaminantů přijaté obyvatelstvem přilehlé domovní zástavby ingescí kontaminované podzemní vody z domovních studní** bylo vypočteno podle následujícího vztahu:

$$CDI = (CW \times IR \times EF \times ED) / (BW \times AT), \text{ kde}$$

- **CW** koncentrace kontaminantu ve vodě [mg/l]
- **IR** množství požití vody [l/den] (dospělí 2 l, děti 1 l)
- **EF** frekvence expozice [den/rok] (350)
- **ED** trvání expozice [roky] (dospělí 30 let, děti 6 let)

- BW váha těla [kg] (dospělí 70 kg, děti 15 kg)
- AT časový úsek průměrné expozice [dny]
  - nekarcinogenní působení –  $ED \times 365$  dní/rok
  - karcinogenní působení – průměrná doba života (25 550)

### 3.2.2 Odhad zdravotních rizik

**U látek s nekarcinogenním účinkem** se vychází z představy, že škodlivý účinek se projeví teprve po překročení určitého prahu úrovně expozice (referenční dávka – RfD), což je maximální denní dávka chemické látky, která v průběhu celoživotní expozice pravděpodobně nepůsobí poškození zdraví.

Teoretické riziko nekarcinogenních účinků je charakterizováno použitím koeficientu nebezpečnosti ( $HQ$ ), který je vypočten jako poměr průměrné denní dávky ADD, resp. chronického denního příjmu CDI (mg/kg/den) k referenční dávce:

$$HQ = CDI / RfD$$

Pokud je  $HQ \leq 1$  je úroveň expozice přijatelná a nehrozí významnější riziko. Reálné riziko nekarcinogenního účinku hrozí při  $HQ > 1$ . Existuje možnost poškození zdraví, ale nemusí se jednat o indikaci závažných zdravotních rizik, protože RfD a výpočet ADD, resp. CDI jsou účelově nadhodnocené. Při současném působení více kontaminantů je nezbytné uvažovat sumární koeficient nebezpečnosti:

$$HQ_{\Sigma} = HQ_a + HQ_b + HQ_c + \dots + HQ_n$$

**U látek s karcinogenním účinkem** se vychází z představy, že škodlivý účinek se může projevit již v nejmenších dávkách a se zvyšující dávkou roste také pravděpodobnost jeho vzniku. Nadměrné celoživotní karcinogenní riziko ( $ELCR$ ), spojené s expozicí látek identifikovaných jako karcinogeny, je vypočteno jako součin konzervativní hodnoty průměrné celoživotní expozice ( $LADD$ ) a faktoru směrnice karcinogenity ( $SF$ ):

$$ELCR = LADD \times SF$$

respektive jako součin chronického denního příjmu ( $CDI$ ), vztaženého na celoživotní expozici v délce 70 let, a faktoru směrnice karcinogenity ( $SF$ ), tedy:

$$ELCR = CDI \times SF$$

Vzhledem k uvažované 95% pravděpodobnosti účinků je vypočtená hodnota  $ELCR$  většinou horní hranicí rizika a skutečné riziko by nemělo být větší. Za přijatelnou míru rizika jsou považovány tyto hodnoty  $ELCR$ :

- $1 \cdot 10^{-6}$  (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z 1 000 000) při hodnocení regionálních vlivů – obvykle nad 100 ohrožených osob
- $1 \cdot 10^{-5}$  (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka ze 100 000) při hodnocení lokálních vlivů – řádově mezi 10 a 100 ohroženými osobami
- $1 \cdot 10^{-4}$  (pravděpodobnost vzniku rakoviny u 1 člověka z 10 000) při hodnocení jednotlivců do 10 osob

Za přijatelnou míru karcinogenního rizika je tedy pro hodnocení lokálních vlivů považována hodnota  $ELCR = 1 \times 10^{-5}$ , což odpovídá pravděpodobnosti vzniku rakoviny u 1 člověka ze 100 000.

Pro zájmové území je specifické znečištění bórem, který však není součástí pravidelného monitoringu (pouze jednorázově v letech 2006, 2008 a 2020), kdy byly indikovány vysoké koncentrace ve vrtu PV-101 na západním odtoku ze skládky (31,6 až 50 mg/l) a v Pitkovickém potoce na západě od skládky aktuálně 0,68 mg/l.

Akutní toxicita běžných sloučenin bóru (borax, kyselina boritá) je poměrně nízká, letální dávka LD50 u krys je cca 2–3 g/kg, tedy obdobná jako u kuchyňské soli.

V příloze č. 10 jsou uvedeny tabulky s výpočty zdravotních rizik, ze kterých je patrné následující:

- Koeficient HQ byl překročen pouze pro **bór** – v případě pravidelné ingesce vody dospělými jedinci byl HQ = 1,47, v případě pravidelné ingesce vody dětmi byl HQ = 3,42.
- Mezi dalšími látkami se na sumárním HQ podílejí zejména ropné látky (NEL) a PAU – zadané koncentrace však neodpovídají aktuálním monitorovacím pracím, ale naměřeným hodnotám z let 2001–2002 – aktuálně nejsou jejich koncentrace rizikové v rámci daného expozičního scénáře (ingesce vody).
- Nepřijatelná karcinogenní rizika nebyla zjištěna – zvýšené karcinogenní riziko bylo zjištěno pro benzo(a)pyren, avšak pouze pro koncentraci, zjištěnou ve studni ST-7 v roce 2001 – aktuálně nejsou v rámci monitoringu zjištěny zvýšené koncentrace v žádné ze studní.
- Inverzní metodou byly dopočteny tzv. bezpečné koncentrace bóru, jakožto aktuálně jediného rizikového prvku zjištěného v podzemní vodě, tedy koncentrace, které by v případě daného expozičního scénáře nezpůsobila nepřijatelné zdravotní riziko (tedy  $HQ \leq 1$ ) – v případě pravidelné ingesce vody dospělými jedinci se jedná o koncentraci 7,3 mg/l, v případě pravidelné ingesce vody dětmi 3,13 mg/l. V požadavcích na pitnou vodu dle vyhl. 252/2004 je uvedena NMH 1 mg/l.

### 3.3 Hodnocení ekologických rizik

Při hodnocení rizik pro ekosystémy je cílem charakterizovat vzniklá rizika (negativní důsledky působení znečištění na ekosystémy) a stanovit limity znečištění, při jejichž dosažení budou negativní důsledky odstraněny, resp. minimalizovány.

V Pitkovickém potoce na západě od skládky bylo aktuálně zjištěno 0,68 mg/l bóru.

Vyšší dávky bóru mohou působit škodlivě, za nejcitlivější je považován negativní efekt na sladkovodní rybí plůdek (pstruh) při koncentracích ve vodě vyšších než 1 mg/l (takové koncentrace nebyly zjištěny, bór však není pravidelně monitorován). U savců způsobuje dlouhodobý příjem vyšších dávek bóru poruchy reprodukce a vývoje.

Bór je ve vodách významný především pro výživu rostlin, kdy v koncentracích do 0,5 mg/l figuruje jako významný stopový prvek, při vyšších koncentracích se uplatňuje negativně jako inhibitor růstu. Maximální toleranci vůči bóru mají cukrová řepa, cibule, zelí či mrkev (2–4 mg/l), nejméně tolerantní jsou jabloně, švestky a broskve (0,5–1 mg/l). Ryby jsou vůči extrémně vysokým koncentracím bóru tolerantní (až 5 000 mg/l).

Limit dle NV 401/2005 Sb. je 0,3 mg/l bóru, tento byl překročen více než dvojnásobně.

J. Slanec (2009) uvádí, že vzhledem k nízkému hydraulickému gradientu (max. 0,0045) a relativně nízké propustnosti podložních hornin dochází pouze k omezenému transportu podzemní vodou, který nepředstavuje významnější ohrožení pro okolní povrchové toky.

Na profilu P-10 západně od skládky (Pitkovický potok) byly kromě zvýšených koncentrací bóru zjištěny také zvýšené koncentrace dusitanů. Další ukazatele zde byly zjištěny jednorázově v minulosti, navíc pouze v mírně nadlimitních koncentracích.

Na profilu P-9 jihovýchodně od skládky (Říčanský potok) byly zjištěny zvýšené koncentrace dusíkatých látek a fosforečnanů. Další ukazatele zde byly zjištěny jednorázově v minulosti, navíc pouze v mírně nadlimitních koncentracích. Zjištěné zvýšené ukazatele však nemusí souviset s tělesem skládky, jelikož profil P-9 se nachází proti směru proudění podzemní i povrchové vody.

### 3.4 Shrnutí celkového rizika

Vzhledem ke zjištěné míře kontaminace lze za nejzávažnější označit kontaminaci podzemní vody bórem, v menší míře pak rtutí, olovem, nárazově pak ropnými látkami.

Přímý kontakt obyvatel s odpady je možné, vzhledem k jejich hloubce, prakticky vyloučit (skládka je rekultivována). Kromě přímého kontaktu s odpady je možné vyloučit i expozici obyvatel užíváním podzemní vody v případě indikačních vrtů v blízkém okolí skládky – tyto slouží pouze k monitoringu kvality podzemní vody. Podzemní voda je silně ovlivněna výluhy ze skládky.

Za příjemce ekologických rizik z kontaminantů ze skládky lze považovat podzemní i povrchové toky. Kontaminace **podzemní vody** v okolí skládky byla prokázána – jedná se o vysokou koncentraci **bóru** (31,6 až 50 mg/l) ve vrtu PV-101 na západním odtoku podzemní vody z prostoru skládky – tento ovšem nepatří mezi pravidelně sledované analyty – byl zjišťován pouze třikrát, a to v letech 2006, 2008 a 2020 a ve všech případech byly zjištěny takto vysoké koncentrace. V podzemní vodě v indikačních vrtech byly také zjištěny zvýšené koncentrace dusitanů, amonných iontů, fosforečnanů, síranů, chloridů, železa, manganu. Nárazově ropné látky (NEL) a v minulosti též DCE, TCE, vybrané PAU, olovo a rtuť.

V monitorovaných **povrchových tocích** jsou pravidelně identifikovány zvýšené koncentrace dusitanů (tyto však nemusejí mít původ ve sledované skládce – viz profil P-9, který se nachází proti směru proudění podzemní i povrchové vody) a **bóru** v Pitkovickém potoce (profil P-10) na západě od skládky bylo aktuálně zjištěno 0,68 mg/l bóru. Limit dle NV 401/2005 Sb. je 0,3 mg/l bóru, tento byl překročen více než dvojnásobně.

V rámci hodnocení **zdravotních rizik** byla kvantifikována rizika pro obyvatele využívající podzemní vodu z domovních studní pro případné pitné účely – v rámci tohoto scénáře bylo identifikováno nekarcinogenní zdravotní riziko pro pravidelnou ingesci, a to jak v případě dospělých jedinců, tak dětí, jakožto potenciálních příjemců zdravotních rizik. Inverzní metodou byly dopočteny tzv. bezpečné koncentrace bóru, jakožto aktuálně jediného rizikového prvku zjištěného v podzemní vodě, tedy koncentrace, které by v případě daného expozičního scénáře nezpůsobila nepřijatelné zdravotní riziko (tedy  $HQ \leq 1$ ) – v případě pravidelné ingesce vody dospělými jedinci se jedná o koncentraci 7,3 mg/l, v případě pravidelné ingesce vody dětmi 3,13 mg/l. V požadavcích na pitnou vodu dle vyhl. 252/2004 je uvedena NMH 1 mg/l.

Vzhledem k výše uvedené míře kontaminace (zejména bór, olovo a rtuť ve studni ST-8 a rtuť a zvýšené zasolení ve studni ST-7) **nelze doporučit využívat podzemní vodu v okolí skládky k pitným ani závlahovým účelům.**

V případě, že podzemní voda v okolí skládky nebude využívána, není riziko ohrožení lidského zdraví významné.

### 3.5 Omezení a nejistoty

Nejistoty při hodnocení rizik jsou podmíněny typem expozičních cest a odvozením expozičních koncentrací. Další významnou skutečností jsou metabolické přeměny v lidském těle, nevyjímaje otázky působení více škodlivin a jejich vzájemné ovlivňování v organismu, tedy možnosti posouzení synergických efektů látek. Zanedbává se i možnost expozice z jiných zdrojů.

Významnou nejistotou je, že zjištěné nadlimitní koncentrace (zejména v případě bóru) nejsou součástí pravidelného monitoringu, jedná se tedy o víceméně bodové informace.

Toxikologická data použitá ke kvantifikaci rizik byla převzata z oficiálních databází RAIS (<http://rais.ornl.gov>). Podle měřítek US EPA platí při zpracování rizikové analýzy zásada, že riziko je lepší z hlediska posuzování spíše nadhodnocovat, než podhodnocovat.

## 4. Doporučení nápravných opatření

### 4.1 Doporučení cílových limitů parametrů nápravných opatření

#### 4.1.1 Stanovení a zdůvodnění cílů nápravných opatření

Pro zájmové území byly cílové parametry navrženy v následujícím rozsahu:

- Eliminace rizik spojených se zjištěnou kontaminací podzemní vody, pocházející z předmětné skládky
- Sledování vývoje kvality podzemní a povrchové vody v okolí skládky

#### 4.1.2 Odvození cílových parametrů

Odvození cílových parametrů proběhlo pomocí tzv. obrácené úlohy – v případě daného expozičního scénáře (pravidelná ingesce podzemní vody z domovních studní) byla dopočítána „bezpečná“ koncentrace bóru, jakožto aktuálně jediného rizikového prvku zjištěného v podzemní vodě, tedy koncentrace, která by v případě daného expozičního scénáře nezpůsobila nepřijatelné zdravotní riziko (tedy  $HQ \leq 1$ ) – v případě pravidelné ingesce vody dospělými jedinci se jedná o koncentraci 7,3 mg/l, v případě pravidelné ingesce vody dětmi 3,13 mg/l. Na straně bezpečnosti je nutno přiklonit se k přísnější hodnotě, tedy **3,1 mg/l bóru** – tato koncentrace zároveň odpovídá limitu dle MP MŽP Indikátory znečištění z roku 2013.

V MP MŽP pro Analýzu rizik kontaminovaného území z roku 2011 je uvedeno, že v případě, že se bude jednat o látky, převyšující svými koncentracemi legislativní limity, jsou cílovými opatřeními tyto legislativní limity. V případě uvedeného bóru je v požadavcích na pitnou vodu dle vyhl. 252/2004 Sb. uvedena NMH 1 mg/l. Jelikož pravděpodobně nelze očekávat dodržení tohoto limitu v domovních studních (alespoň ve studni ST-8, kde byla na konci roku 2020 zjištěna koncentrace o řád vyšší, a to 10,7 mg/l), je na místě aplikovat institucionální opatření – tedy zakázat využívání podzemní vody v okolí skládky k pitným i závlahovým účelům (v normě na jakost závlahové vody je rovněž uveden limit 1 mg/l bóru). Není známo, kolik domovních studní se v okolí předmětné skládky nachází a jakým způsobem jsou využívány. Monitorovány jsou pouze 2 studny, přičemž ve studni ST-7 nebyla riziková kontaminace bórem zjištěna. Jedná se tedy, jak již bylo uvedeno výše, o bodovou informaci z konce roku 2020, která byla zjištěna v jedné ze dvou sledovaných studní.

## 4.2 Doporučení postupu nápravných opatření

Níže je uveden přehled variantních řešení.

### 4.2.1 Variantní řešení nápravných opatření

#### A) Nulová varianta

Při nulové variantě bude zjištěná kontaminace z předmětné skládky ponechána bez jakékoliv kontroly jejího vlivu na složky životního prostředí (podzemní a povrchovou vodu) – tzn., že lokalita bude ponechána přirozené sukcesi bez monitoringu.

#### B) Minimální varianta – stávající monitoring

Monitoring vlivu skládky odpadů na okolní prostředí zahrnuje provádění odběrů vzorků, jejich analýzy a vyhodnocení.

Předmětem monitoringu je podzemní voda z trvale instalovaných stávajících monitorovacích objektů a povrchové vody. Monitoring podzemních vod probíhá na 6 vrtech umístěných okolo tělesa skládky (PV-101 až PV-106), 2 studních v okolní zástavbě a na 2 potocích:

- Vrt PV-101: vrt na západním okraji skládky (hl. 15 m), monitorující zvětralinové zóny algonkia (nejmladší jednotka prekambria)
- Vrt PV-102: vrt východně od skládky (hl. 15 m) monitorující zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-103: vrt na jižním okraji skládky (hl. 15 m) monitorující zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-104: vrt na jižním okraji skládky (hl. 10 m) monitorující zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-105: vrt na východním okraji skládky (hl. 15 m) monitorující zvětralinové zóny algonkia
- Vrt PV-106: vrt na jihovýchodním okraji skládky (hl. 25 m) monitorující zvětralinové zóny algonkia
- ST-7: studna v ulici K dálnici u č.p. 520, v blízkosti vrtu PV-106, severozápadně od skládky
- ST-8: studna v ulici Picassova u č.p. 353, cca 0,5 km severovýchodně od skládky, za tratí
- P-9: potok Říčanka na přítoku do Vodice, cca 1,2 km jihovýchodně od skládky, u rybníka Velká Vodice
- P-10: Pitkovický potok na můstku v Pitkovicích, cca 0,5 km jihozápadně od skládky (severní část Pitkovic)

Na lokalitě probíhá od roku 1999 pravidelný monitoring prováděný 2× ročně, a to na jaře v období vegetace a na podzim po vegetačním období. Na základě platného Provozního řádu jsou sledovány tyto ukazatele:

- NEL
- PAU (fluoranthren, benzo(a)pyren)
- BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xyleny)



- AOX
- PCB
- CIU (tetrachlorethylen, trichlorethylen, dichlorethylen)
- fenoly
- kovy (Be, Pb, As, Cd, Cr, Ni, Hg, V)
- dusitany

### C) Optimální varianta – institucionální řešení a optimalizace monitoringu

V rámci institucionálního řešení lze doporučit následný postup:

- **zakázat využívání podzemní vody v okolí skládky k pitným i závlahovým účelům** z toho důvodu, že kvalitativně nesplňuje limity pro pitné účely dle vyhlášky 252/2004 Sb. ani pro závlahové účely dle normy ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu.
- Jelikož není známo, kolik domovních studní se v okolí předmětné skládky nachází a jakým způsobem jsou využívány, lze doporučit tuto skutečnost ověřit pasportem těchto studní a **provedením alespoň jednorázového monitoringu**, zaměřeného na kvalitu podzemní vody, a to minimálně v rozsahu ÚFCHR + Bór.
- **Průběžné čištění odvodňovacího příkopu a poldru** (aby nedocházelo k jejich nadměrnému zanášení), včetně kosení na konci vegetačního období a odstranění stromů a křovin, kořenících přímo v těchto prvcích.

V rámci optimalizace monitoringu lze doporučit následný postup:

- Ponechat četnost monitoringu **2× ročně**, a to na jaře v období vegetace a na podzim po vegetačním období.
- **Ponechat sledovaný rozsah, co se týče indikačních vrtů a studní.** V případě, že budou identifikovány další domovní studny, kde je využívá podzemní voda, tak optimálně zahrnout do monitoringu i tyto studny, a to minimálně v rozsahu ÚFCHR + Bór.
- **Optimalizovat odběrná místa profilů povrchových vod**, a to zejména z toho důvodu, aby byl lépe monitorován vliv dotace podzemní vody odtékající z prostoru předmětné skládky do Říčanského potoka – odběrný profil P-9 by měl být situován do prostoru PP Obora v Uhřetěvsi (ideálně v místě Stromořadí čtyř dubů). Současný odběrný profil P-9 totiž pravděpodobně není ovlivněn předmětnou skládkou, ale spíše zemědělskou činností.
- Minimálně v rámci prvotního pasportu před zahájením optimalizovaného monitoringu by bylo vhodné **sledovat kvalitu povrchové vody z každého toku na dvou profilech**, a to nad místem potenciálního ovlivnění skládkou (tedy proti směru proudění podzemní a povrchové vody) a v místě předpokládaného ovlivnění skládkou, a to z důvodu odlišení kontaminace způsobené předmětnou skládkou a pozadí kontaminace, pocházející z jiných zdrojů (např. zemědělské činnosti, vypouštění odpadních vod apod.). Konkrétně lze navrhnout tato místa:
  - P-9 NAD – na stávajícím profilu P-9, tedy cca 1,2 km jihovýchodně od skládky, u rybníka Velká Vodice,
  - P-9 POD – v prostoru PP Obora v Uhřetěvsi, např. v místě Stromořadí čtyř dubů,

- P-10 NAD – v místech, kde Pitkovický potok opouští Benice, např. u hřiště,
- P-10 POD – na stávajícím profilu P-10, tedy cca 0,5 km jihozápadně od skládky (severní část Pitkovic) – Pitkovický potok na můstku v Pitkovicích.
- Z rozsahu stávajícího monitoringu vypustit ukazatele **PCB, AOX a fenoly**, jelikož tyto nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu ve významných či nadlimitních koncentracích.
- Zaměnit ukazatel ropných látek **NEL** za ukazatel **C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub>** (takto je limitován v relevantních legislativních předpisech – NV 401/2015 Sb., vyhl. 5/2011 Sb., MP MŽP Indikátory znečištění 2013).
- Doplnit monitoring o následující ukazatele: **bór, železo, mangan, měď, zinek** (měď a zinek byly spolu s niklem obsaženy v uložených neutralizačních kalech), **NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>**. Součástí jednorázového monitoringu by měly být i **kyanidy**, jelikož tyto byly na základě archivních údajů obsaženy v kapalných odpadech. Pokud by kyanidy nebyly v podzemní a povrchové vodě zjištěny, není nutné je zahrnovat do dalšího monitoringu.
- Součástí pravidelného monitoringu by mělo být i **měření hladin podzemní vody** v jednotlivých objektech a **měření základních fyzikálně-chemických parametrů in situ** (v minimálním rozsahu teplota, elektrická vodivost, pH).
- PO každých 2 letech monitoringu by bylo vhodné vypracovat **závěrečnou zprávu**, shrnující zjištěné skutečnosti, zejména vývoj kontaminace v monitorovaných objektech.

Vzorky podzemní vody z monitorovacích vrtů a studní budou odebírány v dynamickém režimu a analyzovány v akreditované laboratoři v souladu s ČSN ISO 5667, část 11: „Pokyny pro odběr vzorků podzemních vod“. Vzorky povrchových vod budou odebírány ve statickém režimu (prostým náběrem).

#### D) Maximální varianta

Vzhledem k provedené rekultivaci není nutné stanovovat další sanační opatření, kromě pravidelné údržby, pravidelného monitoringu a institucionální varianty. Nebyly zjištěny indicie, vedoucí ke tvrzení o netěsnosti rekultivačních vrstev (k transportu kontaminace dochází jinými mechanismy – viz kap. 2.2.4.2). Potenciální maximalistické řešení, spočívající v provedení významných zásahů do prostoru skládky a jejího okolí (např. odtěžba části skládky, hydraulická bariéra, podzemní těsnicí stěna apod.) nejsou uvažována.

### 4.2.2 Posouzení variant nápravných opatření

#### A) Nulová varianta

Tato varianta neřeší snížení kontaminace v zájmovém území ani kontrolu vlivu skládky na složky životního prostředí.

#### B) Minimální varianta – stávající monitoring

Tato varianta řešení, při nízkých nákladech, hodnotí dopad uložených odpadů na okolní prostředí. Aktuální rozsah monitoringu lze z důvodů, uvedených výše (zejména absence bóru ve sledovaných ukazatelích) považovat za nedostatečný.

#### C) Optimální varianta – institucionální řešení a optimalizace monitoringu

Kombinaci optimalizace stávajícího monitoringu a institucionálního opatření (viz kap. 4.2.1) lze v současné době považovat za nejúčinnější variantu.

#### **D) Maximální varianta**

Vzhledem k provedené rekultivaci není nutné stanovovat další sanační opatření, kromě pravidelné údržby, pravidelného monitoringu a institucionální varianty.

### **4.2.3 Odhad finančních nákladů**

#### **A) Nulová varianta**

Bez finančních nákladů.

#### **B) Minimální varianta – stávající monitoring**

Cca 200 000,- Kč za každý rok monitoringu (přesněji je vyčísleno v rámci smluvního vztahu objednatele a zhotovitele monitoringu).

#### **C) Optimální varianta – institucionální řešení a optimalizace monitoringu**

Cca 200 000,- Kč za každý rok monitoringu při 10 monitorovacích objektech (předpokládá se předložení závěrečné zprávy po každých 2 letech monitoringu). Lze předpokládat, že pravidelné (1× rok) čištění odvodňovacího příkopu a poldru bude prováděno v rámci technických služeb obce. Náklady na pasport studní a 2 profilů povrchových toků budou jednorázové – odběry a analýzy z každé domovní studny navíc lze v minimální variantě ÚFCHR + bór, včetně odběru, uvažovat cca 1 000,- Kč. Celková cena tedy závisí na počtu vzorkovaných studní v okolí skládky.

#### **D) maximální varianta**

Tato varianta se nepředpokládá.

## **5. Závěr**

Analýza rizik (AR) byla zpracována dle Metodického pokynu odboru ekologických škod MŽP ČR č. 1 z roku 2011 „Analýza rizik kontaminovaného území“.

Cílem prací bylo provedení analýzy rizik rekultivované skládky na území Městské části Praha 22 (jihozápadní okraj katastrálního území Uhřetěves, např. p.č. 1907/2). Skládkování probíhalo postupně od 70. let 20. století a bylo ukončeno v roce 2004. V poslední etapě skládkování probíhala zároveň sanace starších ložisek skládky a následná rekultivace. Z dostupných pramenů se na skládce ukládaly teplárenské popely, odpady z výroby boraxu a kyseliny borité a je možný výskyt dalších neznámých odpadů (nebyla vedena dokumentace).

#### ***Stav podzemní a povrchové vody***

Současný stav kvality podzemní vody v monitorovaných studnách v okolí skládky neumožňuje tuto vodu využívat pro pitné ani závlahové účely, a to z těchto důvodů:

- Kvalita podzemní vody v předmětných studnách nesplňuje legislativní požadavky dle vyhlášky č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na **pitnou a teplou vodu** a četnost a rozsah kontroly pitné vody, a to v ukazatelích:
  - Bór – NMH 1,0 mg/l (ve studni ST-8 zjištěno v roce 2020 10,7 mg/l, ve studni ST-7 nadlimitní koncentrace nezjištěny)
  - Sírany – NMH 250 mg/l (ve studni ST-8 zjištěno v roce 2020 348 mg/l, ve studni ST-7 nadlimitní koncentrace nezjištěny)

- Chloridy – MH 100 mg/l (ve studni ST-7 zjištěno v roce 2020 280 mg/l, ve studni ST-8 nadlimitní koncentrace nezjištěny)
- Olovo – NMH 0,01 mg/l (aktuálně nezjištěny zvýšené koncentrace, zvýšené koncentrace zjištěny v roce 2017 – 0,039 mg/l ve studni ST-8)
- Rtuť – NMH 0,001 mg/l (aktuálně nezjištěny zvýšené koncentrace, zvýšené koncentrace zjištěny v roce 2019 – 0,0013 mg/l ve studni ST-8, tedy pouze mírně nad NMH)
- Benzo(a)pyren – NMH 0,00001 mg/l (aktuálně nezjištěny zvýšené koncentrace, zvýšené koncentrace zjištěny v roce 2001– 0,0046 mg/l ve studni ST-7)
- Kvalita podzemní vody v předmětných studnách nesplňuje požadavky dle normy ČSN 75 7143 **Jakost vody pro závlahu**, dle tab. 1 Nejvýše přípustné hodnoty (NPH) ukazatelů jakosti pro jednotlivé třídy:
  - Bór – NPH třídy 1 (voda vhodná) 0,5 mg/l, NPH třídy 2 (voda podmíněčně vhodná) 1,0 mg/l (ve studni ST-8 zjištěno v roce 2020 10,7 mg/l, ve studni ST-7 nadlimitní koncentrace nezjištěny)
  - Sírany – NPH třídy 1 (voda vhodná) 250 mg/l, NPH třídy 2 (voda podmíněčně vhodná) 300 mg/l (ve studni ST-8 zjištěno v roce 2020 348 mg/l, ve studni ST-7 nadlimitní koncentrace nezjištěny)
- V rámci hodnocení zdravotních rizik byla identifikována nekarcinogenní rizika pro scénář Ingesce vody při pití, a to jak v případě dětí, tak pro případ dospělých jedinců:
  - Bór – referenční dávka pro ingesci je podle aktuální databáze RAIS (rais.ornl.gov) 0,2 mg/kg/den – v rámci aktuálně zjištěných koncentrací ve studni ST-8 (10,7 mg/l) byl v rámci v monitorovacích studnách zjištěný jediný prvek, aktuálně přesahující HQ, a to právě bór, přičemž inverzní metodou byla dopočítána koncentrace, která by neměla způsobit zdravotní riziko v rámci nastaveného expozičního scénáře (každodenní pití) – jedná se o 7,3 mg/l pro dospělé jedince a 3,13 mg/l pro děti.

### **Šíření kontaminace**

Infiltrace atmosférických vod je díky provedené rekultivaci eliminována. Kontaminace podzemní vody, zjištěná v rámci monitoringu na vrtech a studnách, má pravděpodobně původ v době před samotnou rekultivací (před rokem 2007), a to vlivem ukládání nedostatečně odvodněných kalů v 70. a 80. letech 20. stol. a infiltraci srážkových vod v průběhu skládkování do doby rekultivace. Dalším možným mechanismem je částečné promývání uložených odpadů na bázi rekultivované skládky podzemní vodou, kdy by docházelo k vyluhování kontaminantů uložených v odpadech a jejich šíření podzemní vodou ve směru hydraulického gradientu.

Jelikož se zájmové území nachází na hydrologickém a hydrogeologickém rozvodí mezi Říčanským a Pitkovickým potokem, odtok podzemní vody probíhá oběma směry, generelně však k západu, což dokumentuje výskyt vysokých koncentrací bóru (max. 50 mg/l) v indikačním vrtu PV-101, jenž se nachází na západním okraji skládky. Šíření v saturované zóně směrem k východu indikuje přítomnost vysoké koncentrace bóru ve studni ST-8 (10,7 mg/l).

Hydraulický gradient podzemní vody byl pro odtokový profil stanoven na 0,002, max. 0,0045 (Slanec 2009). Koeficient hydraulické vodivosti kolektorských hornin je uvažován v rozmezí  $n \cdot 10^{-5}$  až  $n \cdot 10^{-7}$  m/s. Rychlost proudění podzemní vody je tedy velmi pomalá, v řádu prvních

milimetrů až jednoho metru za rok ve směru k Pitkovickému potoku, tedy na jihozápad od skládky, částečně je možné proudění od rozvodnice k Říčanskému potoku, směrem k jihovýchodu.

### **Rizika**

Vzhledem ke zjištěné míře kontaminace lze za nejzávažnější označit kontaminaci podzemní vody bórem, v menší míře pak rtutí, olovem, nárazově pak ropnými látkami.

Přímý kontakt obyvatel s odpady je možné, vzhledem k jejich hloubce, prakticky vyloučit (skládka je rekultivována). Kromě přímého kontaktu s odpady je možné vyloučit i expozici obyvatel užíváním podzemní vody v případě indikačních vrtů v blízkém okolí skládky – tyto slouží pouze k monitoringu kvality podzemní vody. Podzemní voda je silně ovlivněna výluhy ze skládky.

Za příjemce ekologických rizik z kontaminantů ze skládky lze považovat podzemní i povrchové toky. Kontaminace **podzemní vody** v okolí skládky byla prokázána – jedná se o vysokou koncentraci **bóru** (31,6 až 50 mg/l) ve vrtu PV-101 na západním odtoku podzemní vody z prostoru skládky – tento ovšem nepatří mezi pravidelně sledované analyty – byl zjišťován pouze třikrát, a to v letech 2006, 2008 a 2020 a ve všech případech byly zjištěny takto vysoké koncentrace. V podzemní vodě v indikačních vrtech byly také zjištěny zvýšené koncentrace dusitanů, amonných iontů, fosforečnanů, síranů, chloridů, železa, manganu. Nárazově ropné látky (NEL) a v minulosti též DCE, TCE, vybrané PAU, olovo a rtuť.

V monitorovaných **povrchových tocích** jsou pravidelně identifikovány zvýšené koncentrace dusitanů (tyto však nemusejí mít původ ve sledované skládce – viz profil P-9, který se nachází proti směru proudění podzemní i povrchové vody) a **bóru** v Pitkovickém potoce (profil P-10) na západě od skládky bylo aktuálně zjištěno 0,68 mg/l bóru. Limit dle NV 401/2005 Sb. je 0,3 mg/l bóru, tento byl překročen více než dvojnásobně.

V rámci hodnocení **zdravotních rizik** byla kvantifikována rizika pro obyvatele využívající podzemní vodu z domovních studní pro případné pitné účely – v rámci tohoto scénáře bylo identifikováno nekarcinogenní zdravotní riziko pro pravidelnou ingesci, a to jak v případě dospělých jedinců, tak dětí, jakožto potenciálních příjemců zdravotních rizik. Inverzní metodou byly dopočteny tzv. bezpečné koncentrace bóru, jakožto aktuálně jediného rizikového prvku zjištěného v podzemní vodě, tedy koncentrace, které by v případě daného expozičního scénáře nezpůsobila nepřijatelné zdravotní riziko (tedy  $HQ \leq 1$ ) – v případě pravidelné ingesce vody dospělými jedinci se jedná o koncentraci 7,3 mg/l, v případě pravidelné ingesce vody dětmi 3,13 mg/l. V požadavcích na pitnou vodu dle vyhl. 252/2004 je uvedena NMH 1 mg/l.

Vzhledem k výše uvedené míře kontaminace (zejména bór, olovo a rtuť ve studni ST-8 a rtuť a zvýšené zasolení ve studni ST-7) **nelze doporučit využívat podzemní vodu v okolí skládky k pitným ani závlahovým účelům**. V případě, že podzemní voda v okolí skládky nebude využívána, není riziko ohrožení lidského zdraví významné.

### **Doporučení**

Pro zájmové území byly cílové parametry navrženy v následujícím rozsahu:

- Eliminace rizik spojených se zjištěnou kontaminací podzemní vody, pocházející z předmětné skládky
- Sledování vývoje kvality podzemní a povrchové vody v okolí skládky

Odvození cílových parametrů proběhlo pomocí tzv. obrácené úlohy – v případě daného expozičního scénáře (pravidelná ingesce podzemní vody z domovních studní) byla dopočítána „bezpečná“ koncentrace bóru, jakožto aktuálně jediného rizikového prvku zjištěného v podzemní vodě, tedy koncentrace, která by v případě daného expozičního scénáře

nezpůsobila nepřijatelné zdravotní riziko (tedy  $HQ \leq 1$ ) – v případě pravidelné ingesce vody dospělými jedinci se jedná o koncentraci 7,3 mg/l, v případě pravidelné ingesce vody dětmi 3,13 mg/l. Na straně bezpečnosti je nutno přiklonit se k přísnější hodnotě, tedy **3,1 mg/l bóru**, což je zároveň koncentrace odpovídající limitu dle MP MŽP Indikátory znečištění z roku 2013.

Jako optimální způsob řešení lze v současné době spatřovat v kombinaci optimalizace stávajícího monitoringu a institucionálního opatření:

V rámci institucionálního řešení lze doporučit následný postup:

- **zakázat využívání podzemní vody v okolí skládky k pitným i závlahovým účelům** z toho důvodu, že kvalitativně nesplňuje limity pro pitné účely dle vyhlášky 252/2004 Sb. ani pro závlahové účely dle normy ČSN 75 7143 Jakost vody pro závlahu.
- Jelikož není známo, kolik domovních studní se v okolí předmětné skládky nachází a jakým způsobem jsou využívány, lze doporučit tuto skutečnost ověřit pasportem těchto studní a **provedením alespoň jednorázového monitoringu**, zaměřeného na kvalitu podzemní vody, a to minimálně v rozsahu ÚFCHR + Bór.
- **Průběžné čištění odvodňovacího příkopu a poldru** (aby nedocházelo k jejich nadměrnému zanášení), včetně kosení na konci vegetačního období a odstranění stromů a křovin, kořenících přímo v těchto prvcích.

V rámci optimalizace monitoringu lze doporučit následný postup:

- Ponechat četnost monitoringu **2× ročně**, a to na jaře v období vegetace a na podzim po vegetačním období.
- **Ponechat sledovaný rozsah, co se týče indikačních vrtů a studní.** V případě, že budou identifikovány další domovní studny, kde je využívá podzemní voda, tak optimálně zahrnout do monitoringu i tyto studny, a to minimálně v rozsahu ÚFCHR + Bór.
- **Optimalizovat odběrná místa profilů povrchových vod**, a to zejména z toho důvodu, aby byl lépe monitorován vliv dotace podzemní vody odtékající z prostoru předmětné skládky do Říčanského potoka – odběrný profil P-9 by měl být situován do prostoru PP Obora v Uhřetěvsi (ideálně v místě Stromořadí čtyř dubů). Současný odběrný profil P-9 totiž pravděpodobně není ovlivněn předmětnou skládkou, ale spíše zemědělskou činností.
- Minimálně v rámci prvotního pasportu před zahájením optimalizovaného monitoringu by bylo vhodné **sledovat kvalitu povrchové vody z každého toku na dvou profilech**, a to nad místem potenciálního ovlivnění skládkou (tedy proti směru proudění podzemní a povrchové vody) a v místě předpokládaného ovlivnění skládkou, a to z důvodu odlišení kontaminace způsobené předmětnou skládkou a pozadové kontaminace, pocházející z jiných zdrojů (např. zemědělské činnosti, vypouštění odpadních vod apod.). Konkrétně lze navrhnout tato místa:
  - P-9 NAD – na stávajícím profilu P-9, tedy cca 1,2 km jihovýchodně od skládky, u rybníka Velká Vodice,
  - P-9 POD – v prostoru PP Obora v Uhřetěvsi, např. v místě Stromořadí čtyř dubů,
  - P-10 NAD – v místech, kde Pitkovický potok opouští Benice, např. u hřiště,

- P-10 POD – na stávajícím profilu P-10, tedy cca 0,5 km jihozápadně od skládky (severní část Pitkovic) – Pitkovický potok na můstku v Pitkovicích.
- Z rozsahu stávajícího monitoringu vypustit ukazatele **PCB, AOX a fenoly**, jelikož tyto nebyly zjištěny v žádném z vrtů a studní v rámci monitoringu ve významných či nadlimitních koncentracích.
- Zaměnit ukazatel ropných látek **NEL** za ukazatel **C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub>** (takto je limitován v relevantních legislativních předpisech – NV 401/2015 Sb., vyhl. 5/2011 Sb., MP MŽP Indikátory znečištění 2013).
- Doplnit monitoring o následující ukazatele: **bór, železo, mangan, měď, zinek** (měď a zinek byly spolu s niklem obsaženy v uložených neutralizačních kalech), **NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>**. Součástí jednorázového monitoringu by měly být i **kyanidy**, jelikož tyto byly na základě archivních údajů obsaženy v kapalných odpadech. Pokud by kyanidy nebyly v podzemní a povrchové vodě zjištěny, není nutné je zahrnovat do dalšího monitoringu.
- Součástí pravidelného monitoringu by mělo být i **měření hladin podzemní vody** v jednotlivých objektech a **měření základních fyzikálně-chemických parametrů in situ** (v minimálním rozsahu teplota, elektrická vodivost, pH).
- PO každých 2 letech monitoringu by bylo vhodné vypracovat **závěrečnou zprávu**, shrnující zjištěné skutečnosti, zejména vývoj kontaminace v monitorovaných objektech.

Z hlediska finančního objemu je navrhované opatření cenově obdobné jako cena stávajícího monitoringu (redukce nadbytečných ukazatelů a přidání nových, vhodnějších ukazatelů a měření) – tedy cca 200 000,- Kč za každý rok monitoringu při 10 monitorovacích objektech (předpokládá se předložení závěrečné zprávy po každých 2 letech monitoringu). Lze předpokládat, že pravidelné (1× rok) čištění odvodňovacího příkopu a poldru bude prováděno v rámci technických služeb obce. Náklady na pasport studní a 2 profilů povrchových toků budou jednorázové – odběry a analýzy z každé domovní studny navíc lze v minimální variantě ÚFCHR + bór, včetně odběru, uvažovat cca 1 000,- Kč. Celková cena tedy závisí na počtu vzorkovaných studní v okolí skládky.

V Brně dne 24. 3. 2021

Mgr. Jan Bartoň

## Použitá literatura

- Bartoň, J., Mikita, S. (2016) Využití bóru při monitoringu starých ekologických zátěží, Sanační technologie XIX, Třeboň
- Bidrman, Z. (2016) Posouzení vlivu skládky Jezera na životní prostředí (2016) – diplomová práce ČZU
- Elčknér, J. (1994) Vybudování systému monitorovacích vrtů u skládky TKO v Uhřetěvsi, AQUATEST, Stavební geologie a.s. Praha
- Chyba, P. (1974) Hydrogeologické poměry v Uhřetěvsi z hlediska kontaminace podzemních vod, Vodní zdroje s.p., Praha
- Kaprasová, E. (1991) Zpráva o průzkumu pro zjištění toxických materiálů na skládce Uhřetěves, Projektový ústav dopravních a inženýrských staveb, Praha
- Mentlík T., Polák, M. (1995) Skládka TKO Uhřetěves – Hydrogeologické posouzení, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha
- Olmer, M. et al. (2006) Hydrogeologická rajonizace České republiky. Sborník geologických věd, hydrogeologie, inženýrská geologie. – Česká geologická služba, Praha
- Pesl, V. et al. (1988) Geologická mapa ČR 1 : 50 000, list 12-24 Praha, ÚUG, Praha
- Procházka M. (2008) Podklad pro účelový geologický průzkum části území skládky v Jezerách
- Quitt, E. (1971) Klimatické oblasti Československa. – Academia, Praha
- Růžička, J. (1986) Znalecký posudek skládky odpadních kalů produkovaných v n.p. Barvy a laky závod 5. Praha 10 Uhřetěves, Praha
- Slanec, J. (2009) Geologický průzkum v Jezerách, Závěrečná zpráva orientačního geologického průzkumu, EARTH Tech CZ, Praha
- Sopoušková, D. (2007) Provozní řád uzavřené skládky inertních odpadů Jezera I v k.ú. Praha-Uhřetěves
- Straka, F. et al. (1996) Povrchový průzkum skládky TKO Praha 10 – Uhřetěves, Ústav pro výzkum a využití paliv a.s.
- Tomášek, J. (2008) Inženýrskogeologický průzkum pro plánovanou výstavbu komplexu bytových domů v Praze 10 – Uhřetěvsi, EKOHYDROGEO Žitný, s.r.o., Praha
- Tuček, J. (2003) Rekultivace skládky TKO Jezera – Odborný posudek, Projekta Tábor
- Valtr, V. (2008) Geofyzikální průzkum na lokalitě Praha 10 – Uhřetěves, Sihaya s.r.o., Brno
- Žitný, P. (2003) Závěrečná zpráva Uhřetěves skládka Jezera, EKOHYDROGEO Žitný, s.r.o., Praha
- Žitný, P. (2004) Výsledky průzkumných prací II. etapa, EKOHYDROGEO Žitný, s.r.o., Praha
- Žitný, L. (2004) Vyjádření k rekultivaci skládky Jezera, EKOHYDROGEO Žitný, s.r.o., Praha
- Výsledky průběžného monitoringu 1999–2020 (archiv UMČ Praha 22)