

ODBORNÉ POSOUZENÍ SLOŽIŠTĚ POPELOVIN NEMILANY PRO MĚSTO OLOMOUC

STATUTÁRNÍ MĚSTO



Objednatel:

Magistrát města Olomouc

Zpracovatel:

Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava

Centrum energetických a environmentálních technologií

Výzkumné energetické centrum

Ing. Radim Kovařík, Ph.D.

Ing. Silvie Purmanská

Prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.

Dr. Ing. Dalibor Matýsek

Ing. Jarmila Drozdová, Ph.D., odborně způsobilá osoba v oboru hydrogeologie, sanační geologie, environmentální geologie a geochemie

Radmila Žitníková

Ing. Karel Černocho, zodpovědný projektant pozemní stavby č. ev. 1103050

MANAŽERSKÉ SHRNUÍ ODBORNÉHO POSOUZENÍ SLOŽIŠTĚ VEP NEMILANY

O zpracování odborného posouzení bylo rozhodnuto z důvodů potřeby komplexního a nezávislého posouzení staré ekologické zátěže v lokalitě Nemilany.

Cílem a předmětem odborného posouzení je definovat reálné nebezpečí plynoucí ze staré ekologické zátěže Olomouc-Nemilany a nalézt nebo doporučit optimální řešení následného využití lokality, která v minulosti sloužila jako pískovna a poté dlouhodobě od 60. let 20. století jako složiště (odkaliště) vedlejších energetických produktů z teplárny Olomouc. Složiště je rozděleno na dvě části, a to lagunu č. 1 a lagunu č. 2. Přičemž laguna č. 1 byla vyhlášena Evropsky významnou lokalitou jako stanoviště významných a ohrožených druhů živočichů. Laguna č. 2 již také z větší části prošla přirozenou sukcesí a prakticky tvoří jeden přírodní celek s lagunou č. 1. Legislativně se ale jedná o odlišnou problematiku než u laguny č. 1 a právě laguna č. 2 je hlavním předmětem tohoto odborného posouzení.

Posouzení analyzovalo veškeré dostupné dokumenty, které byly dosud zpracovány a zhodnotilo komplexně situaci v dané lokalitě z pohledu ohrožení životního prostředí, a především z pohledu ohrožení zdraví obyvatel.

Jednou z klíčových záležitostí v rámci odborného posouzení bylo zhodnocení analýzy rizik, které zpracovala pro firmu Veolia Energie ČR, a.s. firma GEOtest, a.s. v roce 2017. Generelně jsou závěry AR shledány jako správné, byly však identifikovány některé partikulární nedostatky, která by se daly odstranit následnou studií nebo jejím doplňkem. Lze souhlasit s výsledky AR, že stará ekologická zátěž Nemilany nepředstavuje aktuálně žádné reálné nebezpečí pro životní prostředí ani zdraví obyvatel regionu. Toto potvrzení je zásadní a doplnění analýzy rizik proto není doporučeno.

Zásadním ohrožujícím faktorem plynoucím z dosavadních průzkumů je zvýšený obsah arsenu.

Předchozí analýzy, včetně analýzy hodnocení rizik (GEOtest, a.s., 2017), se proto zaměřily na možné toxické znečištění životního prostředí, konkrétně kontaminaci podzemních vod arsenem. Doposud převládal názor, že zvýšené koncentrace arsenu v podzemních vodách pocházejí výhradně z VEP (vedlejších energetických produktů) uložených ve složištích. Rozsáhlé studie a analýzy z ČR i zahraničí dokumentované v tomto posouzení však naznačují, že tato hypotéza nemusí být zcela správná. Byly formulovány i alternativní teorie, jejichž platnost by bylo nutné ověřit dalšími analýzami v okolí složiště a paralelně podrobnějšími rozbory materiálu přímo z tělesa složiště. Pro hodnocení rizika toto ale také není zásadní.

Bylo zjištěno a definováno, že hodnoty obsahu As neodpovídají informacím o obsahu As ve VEP z ostatních hnědouhelných elektráren, které spalovaly uhlí ze stejných povrchových lomů (<160 mg/kg), neodpovídají klarku (pro popílky ze spalování hnědých uhlí), jsou až 8x vyšší. Hodnoty As ve VEP z Nemilan neodpovídají ani hodnotám

vypočteným na základě indexu nabohacení z těžených uhlí v Mostecké a Severočeské uhelné pánvi, ve VEP z Nemilan je obsah As cca 4x vyšší.

Z pohledu eliminace skutečných potenciálních rizik pro zdraví lidí je nutné zabezpečit danou lokalitu likvidací starých stavebních objektů, které mohou představovat reálné ohrožení zdraví potenciálních návštěvníků nebo zvířat.

Závazky firmy Veolia Energie ČR, a.s. jsou dány nutností rekultivace daného území v laguně č. 2, tj. území bývalé havarijní skládky. Byla navržena alternativní možnost, která je ale závislá na nutnosti nalezení legislativní průchodnosti a následném schválení celého procesu. Tato alternativní možnost je preferována z důvodu potenciálních environmentálních profitů daných předpokládaným stavem biologické rozmanitosti území skládky, potenciálem vyšší biodiverzity vzhledem k přítomnosti vodní plochy a předpokládaného výskytu živočichů závislých na tomto prostředí. Dalším důvodem je eliminace rizik spojených s nutností vybudovat novou vodní plochu po odstranění stávající a celkovým narušením území poměrně intenzivní stavební činností.

Pokud se nepodaří nalézt legální legislativní cestu této varianty, bude nutné území rekultivovat dle varianty B) studie proveditelnosti (ENVlprojekt CZECH s.r.o., 2017), tj. standardní cestou dle zákona o odpadech.

Posledním úkolem v dotčené lokalitě je nalezení smysluplného využití území. Na toto téma je v odborném posouzení uvedena úvaha, která reflektuje stávající stav a funkci především laguny č. 1, která je začleněná do soustavy NATURA 2000 a přitom nechává otevřenou možnost pro případné další využívání území laguny č. 2 pro potřeby lidí.

V rámci posouzení jsme navržená opatření rozdělili na doporučená a ta, která doporučujeme pouze za určitých podmínek.

Doporučená opatření:

- Rekultivace území - zahrnuje zahájit nebo pokračovat v procesu rekultivace společností Veolia Energie ČR, a.s., ideálně na variantě doporučené odborným posouzením, tj. ponechání území dalšímu přirozenému vývoji. V případě, že se nepodaří legislativně zprůchodnit doporučenou variantu rekultivace nebo se neprokáže komplexní význam vodní plochy pro biodiverzitu území je nutné přistoupit ke standardnímu řešení definovaného variantou B) studie proveditelnosti.
- Přínosy doporučené varianty rekultivace prověřit provedením komplexního biologického průzkumu autorizovanou osobou m.j. z důvodu výskytu vzácných druhů živočichů a rostlin.
- Odstranění stavebních objektů v laguně č. 2.
- V případě realizace varianty A) rekultivace je nutno zabezpečení okrajů laguny s fólií proti uklouznutí a začlenění do přírodního prostředí.
- Pokračování v monitoringu podzemní vody a doplnění o parametr oxidačně-redukčního potenciálu (Eh).

Podmíněně doporučené opatření:

Pro vydání případného optimálního rozhodnutí (z hlediska předpokládaných environmentálních profitů), tj. doporučené varianty rekultivace z odborného posouzení je doporučeno:

- Provést analýzu materiálu uloženého ve skládce dle platné legislativy.
- Provést rozbor vody v tělese skládky a následně definovat její nezávadnost nebo naopak závadnost pro životní prostředí.
- Konzultovat a případně nechat schválit uvedenou variantu rekultivace s odpovědným orgánem státní správy, tj. příslušným odborem krajského úřadu Olomouckého kraje.

V případě následně zjištěných změn v tělese hráze:

- Ověřit stabilitu tělesa hráze provedením IG (inženýrsko-geologického) průzkumu pro ověření skladby stávajícího tělesa hráze s následným provedením stabilitního posudku metodou konečných prvků osobou autorizovanou v oboru geotechnika s přihlédnutím k daným okrajovým podmínkám – hráz budovaná z teplárenského popílku a štěrkopísku, situování tělesa hráze v blízkosti řeky Moravy, riziko vzestupu hladiny řeky Moravy na úroveň Q100 a její prudké snížení.

V případě, že vyvstane důvod pro detailnější zjištění původu As v monitorovaných podzemních vodách:

- Správný odběr vzorků v půdním profilu (alespoň 2) zajištěný vzorkářem a doplnění analýz v souladu s Vyhláškou č. 153/2016 Sb. Lokalizace - jeden odběr v blízkosti vrtu MV6.
- Odběr a analýza vzorků ze složiště, provedená odbornou osobou – vzorkář, držitel certifikátu vydaného například Českou společností pro jakost.

V případě že bude rozhodnuto o dalším průzkumu předmětné lokality:

- Navrhujeme umístění nového vrtu pro komplexní rozbor uložených VEP. Profil bude zasahovat celou mocnost uložených vrstev VEP (vrty nad 30 m se ohlašují na příslušný krajský úřad a geofond, ostatní vrty se pouze ohlašují na vědomí obci.)

Závěrečné shrnutí:

Z výše uvedeného vyplývá, že lokalita staré ekologické zátěže Nemilany není bezprostředně nebezpečná pro zdraví lidí ani pro životní prostředí v okolí (potvrzené závěry analýzy rizik).

Potenciální znečištění prvkem As je eliminováno umístěním složiště, kdy podzemní vody jsou směřovány a rozptylovány tokem řeky Morava v režimu, že kvalita řeky není ohrožena.

Vegetace na složišti, která vznikla přirozenou sukcesí je stabilizovaná včetně stromového patra.

Z prostoru laguny č. 2 je nutné odstranit stavební objekty na náklady vlastníka objektů, pokud není stanoveno jinak, v tomto případě společnosti Veolia Energie ČR, a.s.

Je potřeba provést rekultivaci území ukončené skládky společností Veolia Energie ČR, a.s. V této souvislosti iniciovat proces pro možnou realizaci doporučené varianty z odborného posouzení, která reflektuje a respektuje specifický status tohoto území související se zařazením vedlejší laguny č. 1 do soustavy NATURA 2000.

Z pohledu města Olomouc je nutné koordinovat a schválit následující postup:

- Projednat nulovou variantu rekultivace území skládky.
- Projednat a koordinovat práce na uvedené variantě se společností Veolia Energie ČR, a.s.
- Veolia Energie ČR, a.s. musí být iniciátorem a hlavním činitelem procesu rekultivace včetně procesu legislativního zajištění a úvodního jednání na KÚ OK.
- Účastnit se procesu projednávání nebo se nechat informovat o možnostech legislativního zajištění.
- Veolia Energie ČR, a.s. zajistí veškeré potřebné doklady k uvedenému procesu, tj. biologický průzkum a rozbor vody v tělese uměle vytvořené vodní plochy a rozbor VEP uložených na daném místě.
- V případě legislativní neprůchodnosti zajistí Veolia neprodleně rekultivaci území dle varianty B) studie proveditelnosti.

Následné komplexní využívání předmětného území je plně v kompetenci vlastníka, tj. města Olomouc.

OBSAH

MANAŽERSKÉ SHRNUÍ ODBORNÉHO POSOUZENÍ SLOŽIŠTĚ VEP NEMILANY	3
1 ÚVOD	10
1.1 Historie lagun.....	10
1.2 Popis lokality.....	11
1.3 Umístění řešeného území	11
1.4 Charakteristika složiště.....	13
1.5 Místní šetření	14
1.6 Zhodnocení životního prostředí v dotčeném území	16
1.7 Evropsky významná lokalita Chropýňský luh	17
1.7.1 Omezení území	18
2 MONITORING ÚZEMÍ SLOŽIŠTĚ.....	20
3 ODBORNÉ ZHDNOCENÍ VŠECH DOSTUPNÝCH DOSAVADNÍCH VÝSLEDKŮ PŘEDCHOZÍCH PRŮZKUMŮ.....	22
3.1 Analýza rizik	22
3.2 Rozbor analýzy rizik.....	23
3.2.1 Ovlivnění kvality podzemní a povrchové vody arsenem	24
3.2.2 Ovlivnění kvality zemědělské půdy	25
3.2.3 Vliv na člověka a jiné složky biosféry (ekosystémy)	26
3.2.4 Podzemní voda	26
3.2.5 Řeka Morava	26
3.2.6 Závěrečné shrnutí	27
3.3 Stanovisko ČIŽP k analýze rizik	27
3.4 Obsah arsenu v tkáních ryb.....	28
3.5 Studie proveditelnosti	28
3.5.1 Rozbor ke studii proveditelnosti.....	31
4 KOMPLEXNÍ POSOUZENÍ DANÉHO TYPU STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE	32
4.1 Komplexní rozbor znečištění As v daném typu ekologické zátěže	32
4.1.1 Forma výskytu As v uhlí	33
4.1.2 Chování As během termických procesů	34
4.1.3 Výskyt As v popílcích	35
4.1.4 Vyluhování As z popílků	38

4.1.5	Sekvenční vyluhování.....	43
4.1.6	Stabilizace vyluhovatelnosti As	43
4.1.7	Zhodnocení ve vztahu k analýze rizik	44
4.1.8	Zhodnocení vlivu složiště na kontaminaci podzemních vod	44
4.1.9	Vyluhování sledovaných parametrů v čase	47
4.1.10	Vliv hladiny podzemních vod na změnu koncentrace	53
4.1.11	Zdůvodnění vyšší koncentrace As ve vrtu MV-6.....	55
4.1.12	Vyhodnocení.....	56
4.2	Stav složišť popelovin v ČR.....	57
4.2.1	Identifikace rizik z Analýzy rizik	59
4.2.2	Doporučení posuzovatele	59
5	LEGISLATIVNÍ ZHODNOCENÍ POVINNOSTÍ A ZÁVAZKŮ PŮVODCE ULOŽENÝCH ODPADŮ – SPOLEČNOSTI VEOLIA ENERGIE ČR, A.S.....	60
5.1	Odkaliště popelovin – vodní dílo	60
5.2	Složisté stabilizátu - odpadů společnosti Veolia Energie ČR, a.s.....	61
5.3	Náklady na rekultivaci.....	62
6	ZHODNOCENÍ TECHNICKÉHO STAVU STAVEB V DANÉ LOKALITĚ (ŠACHTY, POZŮSTATKY VODNÍHO DÍLA, ZBYTKY BUDOV) A STANOVENÍ MOŽNOSTI JEJICH PŘÍPADNÉHO BUDOUCÍHO VYUŽITÍ NEBO JEJICH ODSTRANĚNÍ	63
6.1	Architektonické a stavebně technické řešení.....	63
6.1.1	Těsnicí fólie	65
6.1.2	Revizní šachty drénu	66
6.1.3	Betonové patky	67
6.1.4	Stěny nátokového žlabu	68
6.1.5	Stěny propustku	69
6.2	Technologie postupu bouracích prací	70
6.2.1	Přípravné práce.....	70
6.2.2	Vlastní demoliční práce	71
6.3	Nové úpravy terénu - zatravnění.....	71
6.4	Náklady na odstranění staveb.....	71
7	STANOVENÍ POTENCIÁLNÍCH RIZIK A DOPORUČENÍ JEJICH ELIMINACE.....	72
7.1	Posouzení vlivu na podzemní vody a řeku Moravu	72

7.2	Nestabilita svahů hrází.....	72
7.3	Zabezpečení objektů proti pádu a ohrožení osob a zvířat.....	73
7.4	Vandalství a vznik černé skládky.....	73
7.5	Posouzení rizik mocnosti popílku ve vztahu k setrvání vzrůstných dřevin, vyskytujících se v lokalitě přirozenou sukcesí z náletů, nebo nutnosti snížení mocnosti popílku odtěžením a doplnění orné půdy	73
8	DOPORUČENÍ NA REKULTIVACI ÚZEMÍ A JEHO DALŠÍ VYUŽITÍ	75
8.1	Teoretické možnosti rekultivace daného území s uvedením obecných, ilustračních předpokladů.....	76
8.1.1	Doporučení zpracovatele posouzení	78
9	DOPORUČENÍ PROVEDENÍ NOVÝCH PRŮZKUMNÝCH PRACÍ – NOVÉ SONDY, VRTY, ODBĚR VZORKŮ PRO UPŘESNĚNÍ POTENCIONÁLNÍCH RIZIK, POPŘ. DALŠÍ MONITORING	79
10	ZÁVĚR	81
	SEZNAM ZKRATEK	84
	POUŽITÁ LITERATURA.....	85
	SEZNAM TABULEK A OBRÁZKŮ	91

1 ÚVOD

Předmětem a cílem tohoto dokumentu je vypracování nezávislého posouzení ekologické zátěže nacházející se v lokalitě Olomouc – Nemilany, a to z hlediska jejích dopadů na jednotlivé složky životního prostředí, zejména na kvalitu podzemních a povrchových vod, horninového prostředí, biotických složek a zdraví obyvatelstva.

Součástí tohoto posouzení je rovněž analýza a zhodnocení dosud provedených studií a odborných výstupů vztahujících se k této ekologické zátěži. Cílem je komplexně identifikovat a vyhodnotit stávající i potenciální environmentální rizika a možná ohrožení zdraví obyvatel žijících v blízkém i širším okolí hodnoceného území.

Posuzované území, které je níže specifikováno, může představovat relevantní ekologické a zdravotní riziko. Tento dokument proto formuluje soubor opatření zaměřených na eliminaci či minimalizaci těchto rizik, a to na základě jejich reálného vyhodnocení a odborné interpretace.

1.1 Historie lagun

Prostor původního složiště byl historicky využíván k těžbě písku, která zde probíhala již od konce 19. století. Těžební činnost byla původně soustředěna do oblasti severně od současné laguny č. 1 a od 50. let 20. století pokračovala rovněž přímo v prostoru této laguny.

V roce 1962 byla zahájena úprava bývalé pískovny za účelem přípravy plochy pro naplavování popelovin (vedlejších energetických produktů). V roce 1964 bylo vybudováno naplavovací potrubí, kterým byla popelovina dopravována do složiště z Teplárny Olomouc, provozované tehdy společností Moravskoslezské teplárny, a.s. (dnes Veolia Energie ČR, a.s.). V roce 1971 došlo k rozšíření složiště do jeho finální podoby, zahrnující laguny č. 1 a č. 2, přičemž v následujících letech bylo postupně zvyšováno těleso vnitřních hrází až na výslednou kótu cca 218,0 m n. m.

Hráze byly budovány z vytěženého popílku a šterkopísku, přičemž jejich vnější svahy byly překryty zeminou a zatravněny. Základní hráz byla navíc osázena stromovou vegetací. Po korunách hrází byly vybudovány komunikace zpevněné silničními panely. Každá laguna byla vybavena sjezdovou rampou určenou pro těžbu usazených popelovin, přepadovou věží s instalovaným naplavovacím potrubím a systémem postřikového potrubí napojeným na čerpací stanici umístěnou u vstupu do areálu.

Součástí konstrukce vnitřních zvyšovacích hrází byl plošný drenážní systém, zajišťující odvod prosakujících vod do obvodového příkopu. Odvodnění základní hráze bylo realizováno kombinací obvodového drénu a příkopu s vyústěním do řeky Moravy.

Usazené popeloviny byly následně těženy a odváženy k dalšímu využití či odstranění. V souvislosti s výstavbou kotle K5 v roce 1998 bylo rozhodnuto o ukončení tohoto způsobu manipulace s vedlejšími energetickými produkty, čímž složiště přestalo plnit svůj původní účel.

V roce 2005 bylo společností Dalkia Česká republika, a.s. (dnes Veolia Energie ČR, a.s.) uděleno povolení k provozování havarijního složiště stabilizátu, tzn. jednodruhové skládky ostatních odpadů skupiny „S“, podle tehdejšího zákona o odpadech). Toto

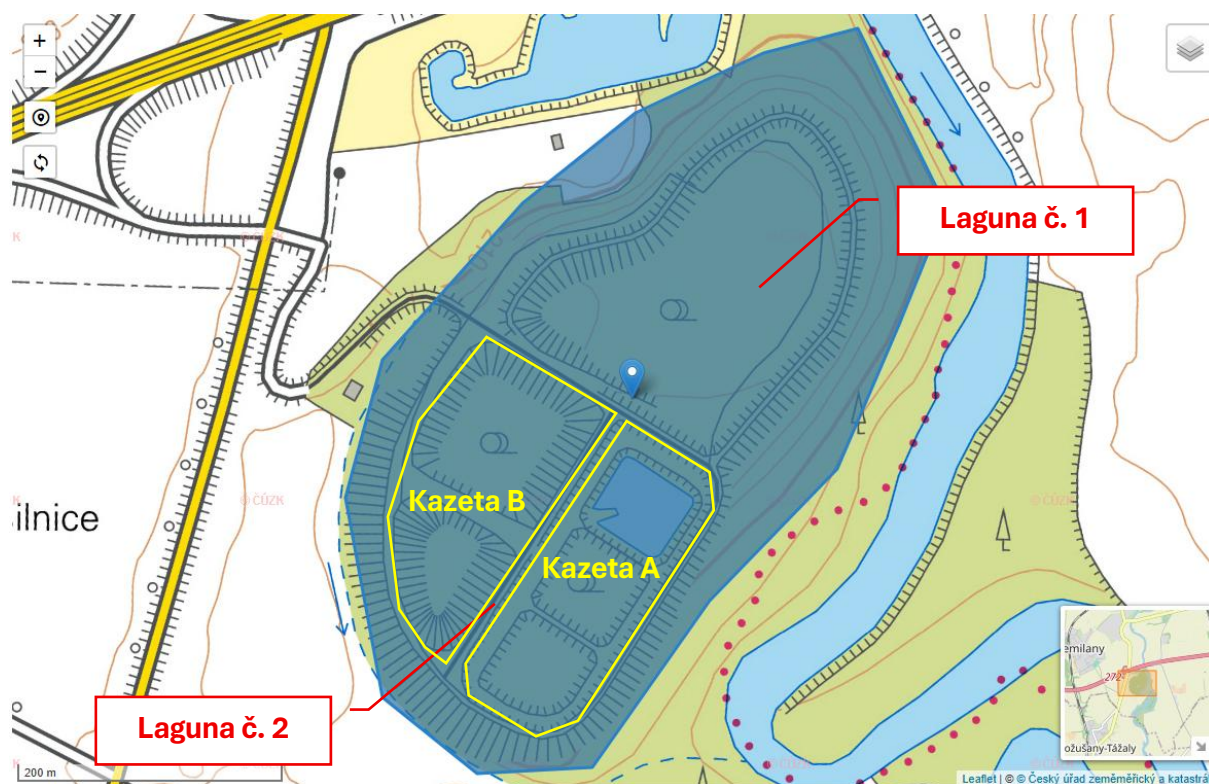
složisko bylo formálně využíváno až do roku 2023, kdy byl jeho provoz ukončen v důsledku uplynutí doby platnosti povolení, nikoli na základě správního rozhodnutí.

V současné době jsou vlastníky pozemků Statutární město Olomouc, společnost Veolia Energie ČR, a.s., a soukromé osoby.

1.2 Popis lokality

V lokalitě se nacházejí dvě samostatné laguny označované jako laguna č. 1 a laguna č. 2. Jedná se o technicky upravené plochy s hrázovitým opevněním, přičemž na korunách hrází jsou vedeny komunikace zpevněné silničními panely.

Po ukončení provozu složiště došlo u laguny č. 1 k postupnému zarůstání náletovou vegetací. Laguna č. 2 je vnitřně rozdělena na dvě kazety, označené jako A a B. Kazeta A je dále členěna na tři sekce, kazeta B na dvě sekce.



Obrázek 1 – Schéma složiště (zdroj: sekm.cz)

1.3 Umístění řešeného území

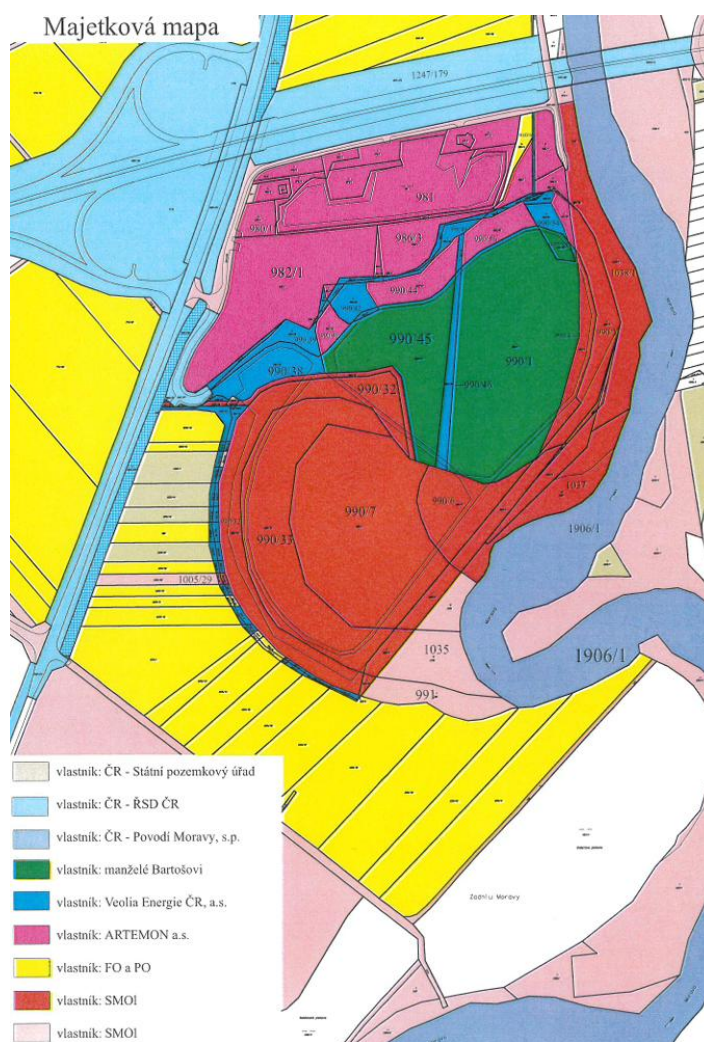
Řešené území se nachází v katastrálním území Nemilany, v jeho jihovýchodní části, v extravilánu obce. V těsné blízkosti složiště se nenachází obytná zástavba, ta je vzdálena cca 550 m východně v lokalitě Nový Dvůr. Severní okraj lokality lemuje silnice D35, ze západní strany silnice č. 435 a východní okraj je lemován korytem řeky Moravy. Část pozemků hraničí se zemědělskými pozemky.

Pozemky ve vlastnictví města Olomouc	
Obec; k.ú.	Olomouc [500496]; Nemilany [703109]
Parcelní č.	990/6, 990/7, 990/32, 990/33, 990/34

Tabulka 1 – Pozemky ve vlastnictví města Olomouc



Obrázek 2 – Umístění staré ekologické zátěže (zdroj: sekm.cz)



Obrázek 3 – Rozdělení pozemků dle vlastnictví (zdroj: SMOL)

1.4 Charakteristika složiště

Původně vodní dílo: „Nemilany – odkaliště“ sloužilo k naplavování popela struskovodem z teplárny v podobě hydrosměsi. Toho času bylo v teplárně spalováno především hnědé uhlí. Maximální kapacita složiště byla plánována na 300 000 m³. Provoz složiště probíhal tak, že byla naplněna vždy jedna laguna a z druhé byl popílek odvážen k rekultivacím. Odsazená voda ze sedimentu byla odváděna do řeky Moravy. Ukončení složiště bylo plánováno na rok 1997 a měla následovat jeho rekultivace. Přepokládá se však, že k ukončení provozu došlo již dříve, toto však nelze ověřit.

Později, od r. 2005, laguna č. 2 sloužila k havarijnímu navážení stabilizátu (tj. stabilizovaného odpadu z provozu fluidního kotle teplárny Olomouc). Stabilizát byl tvořen odpady skupiny ostatní: kat. č. 10 01 01 Škvára, struska a kotelní prach a kat. č. 10 01 02 Popílek ze spalování uhlí.

Provoz úložiště byl ukončen v roce 2023 v důsledku uplynutí doby platnosti povolení vydaného Krajským úřadem Olomouckého kraje.

Jak bylo uvedeno výše, na složišti jsou s ohledem na druh spalovaného paliva sledovány jsou podzemní i povrchové vody a půda. Velkým ekologickým rizikem je arsen (As), který je toxický prvek. Je zde předpoklad migrace arsenu a rizikových prvků do podzemních, povrchových vod a půdy.

V tabulce níže jsou uvedeny základní údaje dle portálu SEKM.CZ

Identifikace zátěže	
Název zátěže	Odkaliště Nemilany
ID lokality	11050007
Typ	odkaliště
Plocha lokality	152 030 m ²
Projektovaná kapacita složiště	300 000 m ³
Celková kontaminovaná plocha	nad 2 000 m ²

Tabulka 2 – Identifikace zátěže

Dle územního plánu Olomouc je lokalita určena pro plochy veřejné rekreace a má celkovou výměru 12,98 ha. Hlavní využití ploch veřejné rekreace je veřejné prostranství, zejména pozemky veřejné zeleně a parků.

Laguna č. 1 patří z hlediska ochrany přírody do soustavy NATURA 2000 - EVL CZ0714085 Morava-Chropýňský luh.

Významným krajinným prvkem lokality je řeka Morava a územním systémem ekologické stability je Regionální biocentrum (RBC 272) Kožušany.

Řešené území se nachází na pravém břehu řeky Moravy, v jeho meandrující části, v oblasti se nachází zatopená těžebna a kalový rybník. V místě se nachází vysoká hladina podzemní vody a plochý terén. V podloží popílků byly archivním vrtem zastiženy polohy fluvialních štěrků, které stratigraficky řadíme mezi tzv. plioleistocenní sedimenty. V okolí odkaliště byly neogenní sedimenty zastoupeny pliocenními jíly a slíny zastiženy od hloubkové úrovně cca 201 - 202 m n. m.

1.5 Místní šetření

Stav životního prostředí a krajinný ráz lokality je výrazně ovlivněn provozem složiště (stará ekologická zátěž). Dle charakteru a dosud provedených průzkumů se zde předpokládá kontaminace vod a půdy.

Přírozenou sukcesí došlo k ozelenění celé lokality, kromě kazety A laguny č. 2, která je odkrytá, jak je vidět na fotografiích níže.



Obrázek 4 – Foto kazety A, laguny č. 2 (22. 1. 2025)

V době místního šetření (v lednu 2025) byly na stanovišti laguny č. 2 viditelné stopy po volně žijící zvěři – např. daněk, prase divoké, prázdné ulity měkkýšů. Dle vyjádření zástupců vlastníka (město Olomouc) se zde v teplém období nachází hojně drobní živočichové jako např. žáby, ještěrky, motýli a dále rozmanití ptáci a jiné druhy volně žijících zvířat.

V kontextu přirozené sukcese jsou náletové dřeviny druhově velmi rozmanité, nachází se zde břízy, topoly, třešeň ptačí, duby, javory jsou zastoupeny více druhy, akáty, jasany, trnka, jilm, borovice lesní, smrk ztepilý. Dále zde jsou hojně zastoupeny vyšší traviny a z keřovitých porostů potom divoká ostružina, šípek, černý bez apod. Porost je hustší, na pohled stabilní, bez výrazných anomálií.

Podloží je pevnější, měkké, bez vyvracených stromů. Ojedinělý případ vyvráceného stromu byl zaznamenán ve starém nefunkčním betonovém žlabu, ve kterém byla nízká vrstva zeminy, a proto se přirozeně vyšší stromy vyvrátily i s kořeny.



Obrázek 5 – Foto náletových dřevin (22. 1. 2025)

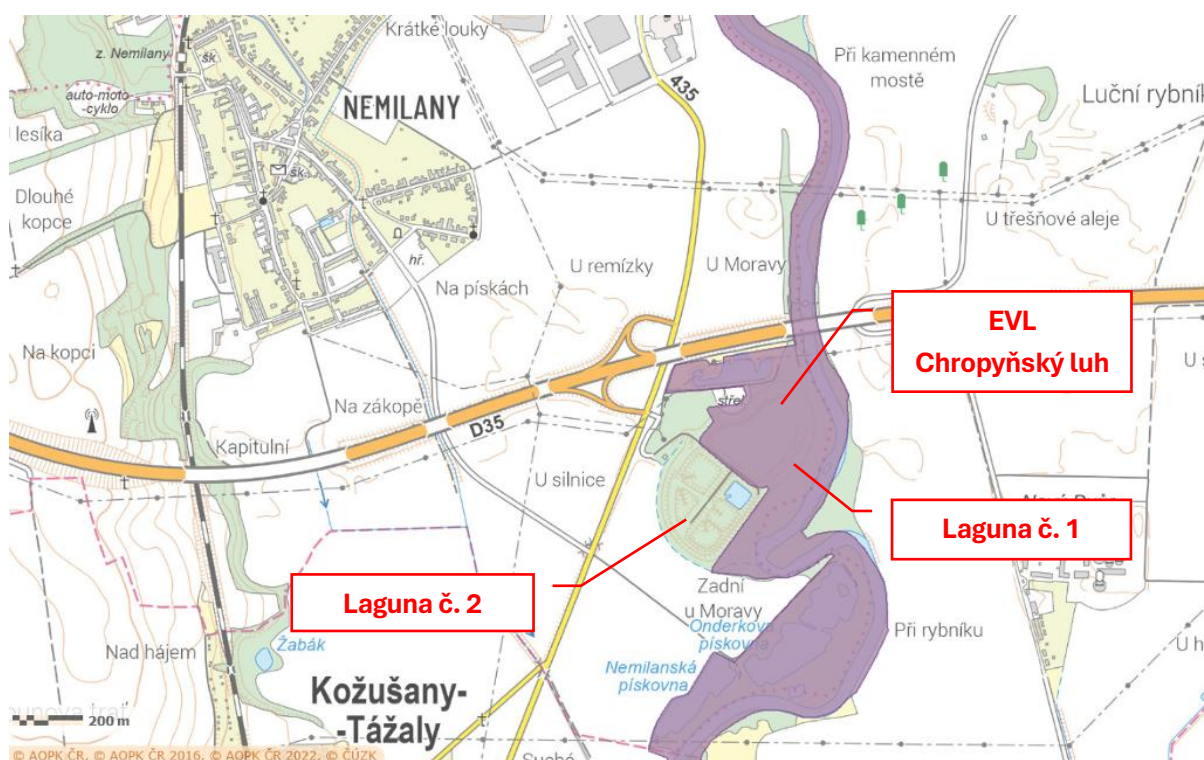


Obrázek 6 – Foto vyvráceného stromu v betonovém žlabu (22. 1. 2025)

1.6 Zhodnocení životního prostředí v dotčeném území

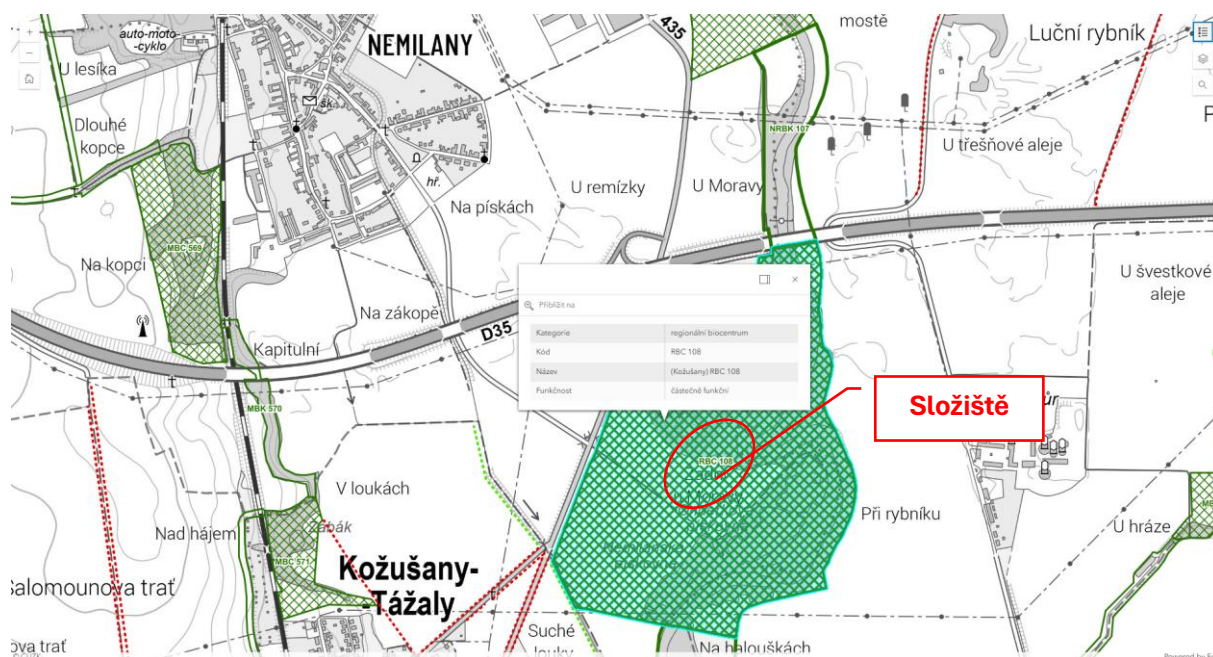
Řešené území lemuje Evropsky významná lokalita Morava – Chropýňský luh. Předmětem ochrany jsou smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy; přirozené eutrofní vodní nádrže s vegetací typu Magnopotamion nebo Hydrocharition; vlhkomilná vysokobylinná lemová společenstva nížin a horského až alpínského stupně; extenzivní sečené louky nížin až podhůří; smíšené lužní lesy s dubem letním, jilmem vazem, jilmem habrolistým, jasanem ztepilým nebo jasanem úzkolistým podél velkých řek atlantské a středoevropské provincie; lokalita bobra evropského, čolka velkého, hrouzka Kesslerova, modráska bahenního, ohniváčka černočárného.

zdroj: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR



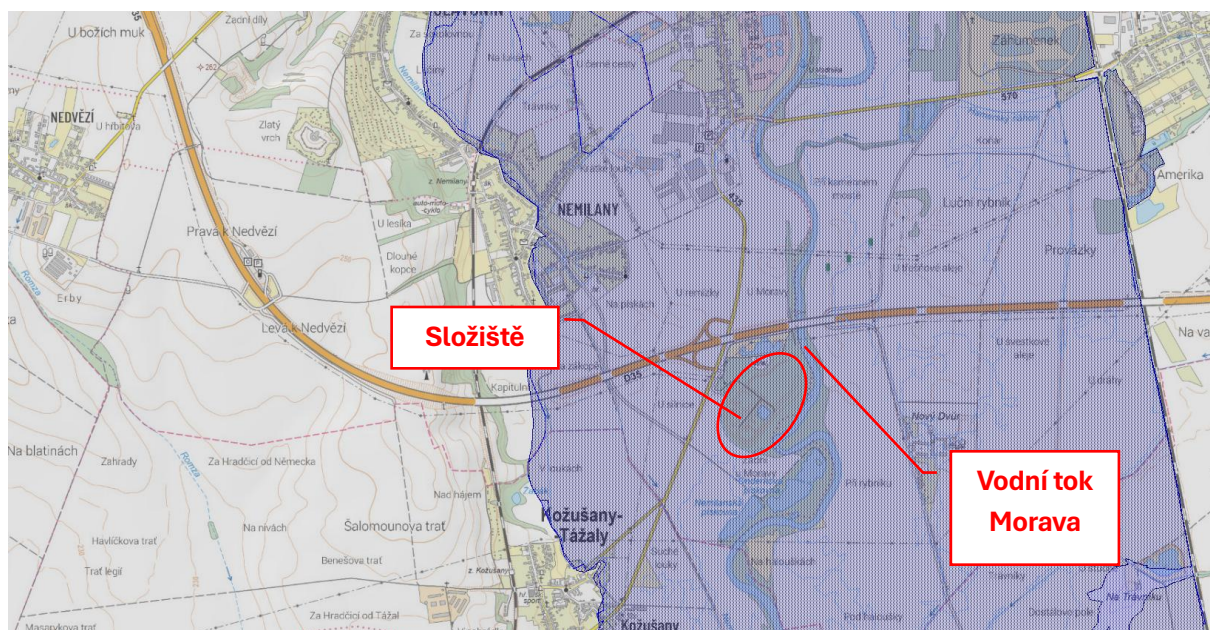
Obrázek 7 – Evropsky významná lokalita Morava – Chropýňský luh (zdroj: AOPK ČR)

Lokalita je součástí regionálního biocentra RBC 108 Kožušany. RBC je součástí územního systému ekologické stability, jeho cílem je zachování přírodních ekosystémů a podpora biodiverzity ochranou a revitalizací přírodních stanovišť. Je snaha o vytvoření sítě biotopů z bývalých pískoven pro podporu různých druhů rostlin a živočichů.



Obrázek 8 – Regionální biocentrum RBC 108 Kozušany (zdroj: olomouc.eu)

Vzhledem k terénu a blízkosti řeky Moravy (významného krajinného prvku) se řešené území nachází v záplavovém území 5leté vody. Dle dostupných údajů se voda nikdy nepřevalila přes hráz lagun, ani v roce 1997.



Obrázek 9 – Záplavové území (zdroj: geoportal.gov.cz)

1.7 Evropsky významná lokalita Chropýňský luh

Laguna č. 1 je součástí od roku 2013 EVL č. CZ0714085 „Morava - Chropýňský luh“. Níže uvedená omezení a podmínky platí pro celou lokalitu Chropýňský luh, tj. i pro jeho část, kterým je území laguny 1.

Evropsky významná lokalita (EVL) je území, které bylo vybráno jako součást evropské sítě chráněných oblastí NATURA 2000. Tato síť byla vytvořena na základě dvou hlavních směrnic Evropské unie: Směrnice o stanovištích a Směrnice o ptácích. Cílem sítě NATURA 2000 je chránit nejcennější a nejohroženější druhy a stanoviště napříč Evropou.

EVL je oblast, která je významná z hlediska ochrany přírody a obsahuje stanoviště a druhy, které jsou důležité pro biologickou rozmanitost na evropské úrovni. Tyto lokality jsou vybrány na základě vědeckých kritérií a přispívají k ochraně druhů a stanovišť, které jsou uvedeny v přílohách směrnic EU. Dle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny dle § 40 odst. 4 byl v roce 2013 Morava – Chropýňský luh vyhlášen zvláště chráněným územím pro výskyt dvou motýlů, a to ohniváčka černočárného a modráška bahenního.

Ohniváček černočárný je zařazen do kategorie silně ohrožených druhů podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. V České republice se jeho výskyt v posledních letech rozšířil, zejména na Moravě a východních Čechách. Tento druh se vyskytuje na mezofilních, podmáčených až rašelinných loukách, v mokřadech a u okrajů vodních toků. Živnou rostlinou pro housenky jsou druhy šťovíku, zejména šťovík tupolistý (*Rumex obtusifolius*) a šťovík kadeřavý (*Rumex crispus*). Modrásek bahenní je myrmekofilní parazit, což znamená, že jeho housenky jsou přeneseny mravenci do jejich mravenišť, kde se živí mravenčími dělnicemi. Tento motýl je zařazen do kategorie téměř ohrožených druhů podle IUCN. Motýl žije hlavně na vlhkých loukách a pastvinách s kolísající hladinou podzemní vody, které jsou extenzivně využívány a obvykle jednou ročně kosené. Vyskytuje se také při okrajích vodních nádrží a říčních toků. Housenky se živí semeníky rostliny krvavec toten (*Sanguisorba officinalis*).

1.7.1 Omezení území

Dle údajů portálu informačního systému ochrany přírody (ISOP) platí pro uvedenou lokalitu tato omezení: Pro zlepšení celkového stavu evropsky významné lokality je nutné zlepšit vodní režim v území. Ve vodních tocích je nutné zachovat případně obnovit přirozený splaveninový a plaveninový režim. Zabránit nevhodným vodohospodářským úpravám, zejména odtěžování šterkových náplavů (stěžejní z pohledu existence hrouzka Kesslerova). Na území NPR Zástudánčí a NPP Chropýňský rybník je nutné hospodařit v souladu se schválenými plány péče. V lesích mimo stávající NPR Zástudánčí začít aplikovat zásady přírodě blízkého hospodaření - tzn. maloplošnými obnovnými prvky docílit přirozené druhové a věkové struktury těchto porostů. V co největší míře podporovat přirozené zmlazení původních dřevin. Cíleně se zaměřit na ochranu především topolu černého, jasanu úzkolistého a jilmů. Zcela vyloučit vysazování nepůvodních dřevin. Nejzachovalejší porosty ponechat samovolnému vývoji. Vhodné je zvýšit podíl ponechané dřevní hmoty v porostech. Snížit stavy zvěře do takové míry, aby bylo umožněno úspěšné odrůstání přirozeného zmlazení. Louky je žádoucí pravidelně 1-2x ročně kosit s využitím lehčí techniky či ručně. Zcela vyloučeno je hnojení luk. Na ochranu bezobratlých je nutné ponechávat nepokosené plochy. Mezi jednotlivými roky pokosené a nepokosené plochy střídat. Louky s výskytem modráška bahenního (*Maculinea nausithous*) a ohniváčka černočárného (*Lycaena dispar*) je žádoucí pravidelně kosit, nejlépe v měsíci červen, striktně je vylučována druhá seč. Tento typ managementu (vyloučení otavy) je na některých lokalitách v rozporu s managementem doporučovaným pro daný typ vegetace. Populace modráška a ohniváčka jsou vázány na druhově bohaté vlhké louky. Tyto porosty by měly být každoročně 2x koseny. Doporučujeme tedy, aby zde

byla aplikována fázová seč, s první sečí v červnu a s druhou v období července až konec srpna. Nutné je ponechat alespoň 1/5 plochy nepokosenou nejlépe s vyšším podílem živných rostlin (krvavec toten, šťovíky). Tyto neposečené pásy by měly být dosékány o několik týdnů později a obměňovány mezi jednotlivými roky.

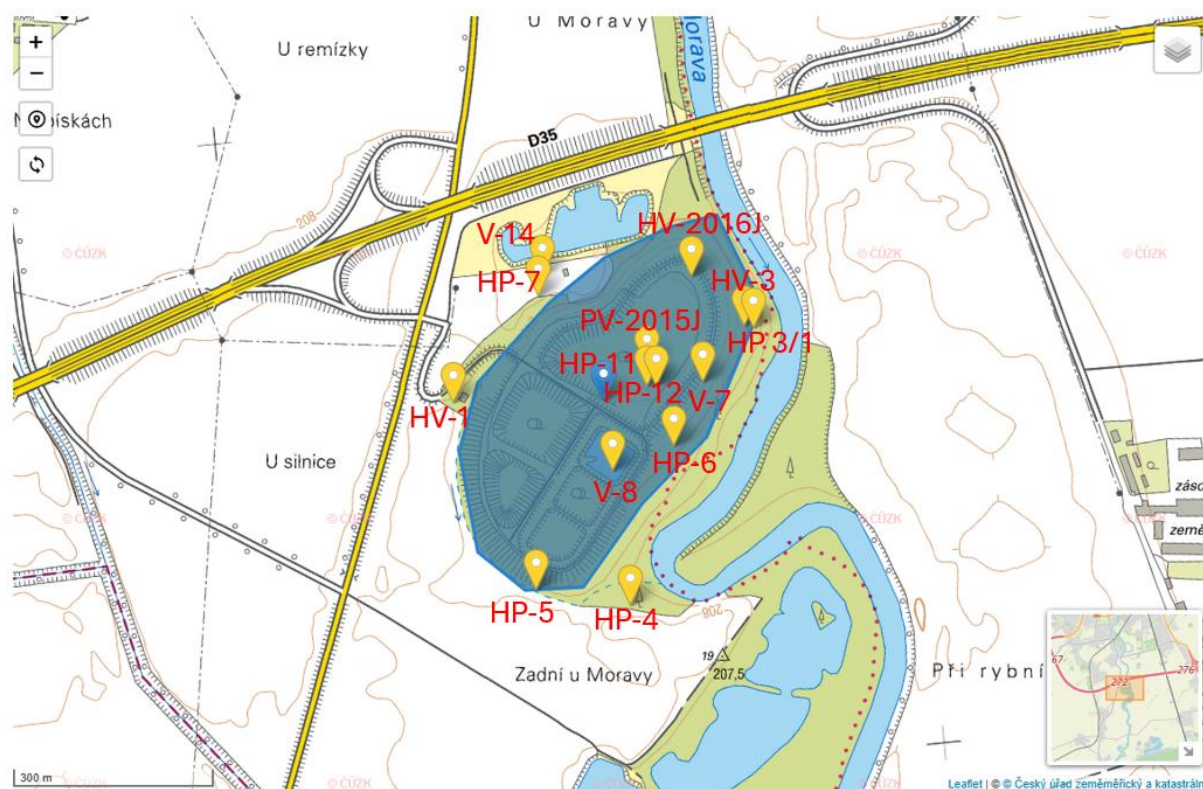
zdroj: ISOP

2 MONITORING ÚZEMÍ SLOŽIŠTĚ

Celé území je dlouhodobě monitorováno. Probíhá základní pohledový monitoring vlastníky území a z pozice klíčového vlastníka, kterým je město Olomouc i pověřenými odbornými úředníky města.

Hlavním zdrojem informací z monitoringu prováděného společností Veolia Energie ČR, a.s., resp. jejím právním předchůdcem jsou od roku 1990 hydrogeologické vrtů. Jedná se o 8 monitorovacích vrtů, které tvoří základ monitorovacího systému. Kompletní vyhodnocení monitoringu je uvedeno v kapitole 4.

Na obrázku níže je uvedeno rozmístění vrtů pro odběr vzorků, který byl stanoven jednorázově v roce 2017. Sledovány byly ukazatele: arsen a kovy (Cd, Cr celk., Hg, Ni, Pb, V, Zn). Rozmístění vrtů bylo převzato z webových stránek evidence starých ekologických zátěží: Systém evidence kontaminovaných míst zřízený Ministerstvem životního prostředí. Protokoly z měření nejsou na SEKM k dispozici.



Obrázek 10 – Rozmístění vrtů pro jednorázový odběr v roce 2017 (zdroj: sekm.cz)

Odběrná místa		
Název	Typ	Hloubka
HP-11	VRT	10,1 m
HP-12	VRT	7 m
HP-3/1	VRT	8 m
HP-4	VRT	8 m
HP-5	VRT	8 m
HP-6	VRT	8 m
HP-7	VRT	7,5 m
HV-1	VRT	8 m
HV-2016J	KS	8 m
HV-3	VRT	9,5 m
PV-2015J	ZEM	1
V-14	VRT	6,8 m
V-7	VRT	6,6 m
V-8	VRT	6,8 m

Tabulka 3 – Seznam odběrných míst (zdroj: sekm.cz)

3 ODBORNÉ ZHODNOCENÍ VŠECH DOSTUPNÝCH DOSAVADNÍCH VÝSLEDKŮ PŘEDCHOZÍCH PRŮZKUMŮ

Celé území je průběžně monitorováno, přičemž na základě získaných dat již bylo zpracováno několik studií a odborných analýz. Výsledky těchto dokumentů jsou přehledně uspořádány v časové posloupnosti. Hodnocení relevance a významu obsažených informací bude mít zásadní vliv na formulaci závěrů a navržených doporučení.

Jedná se o tyto dokumenty:

1. Závěrečná zpráva - Analýza rizik kontaminovaného území: Olomouc–Nemilany, složiště popelovin (GEOtest Brno, květen 2017).
2. Olomouc-Nemilany, složiště popelovin: Doplněk analýzy rizik kontaminovaného území“ (GEOtest Brno, leden 2018).
3. ČIŽP-Stanovisko k analýze rizika Nemilany-složiště popelovin-závěrečná zpráva analýzy rizik.
4. Obsah arsenu v tkáních ryb řeky Moravy, Mendelova Univerzita v Brně, oddělení rybářství a hydrobiologie, (Brno, leden 2018).
5. Studie proveditelnosti: Uzavření a rekultivace skládky Složiště popelovin Nemilany (09/2022).

3.1 Analýza rizik

Zpracování analýzy rizik v lokalitě v Nemilanech uložil vodoprávní úřad, Magistrát města Olomouc vlastníkovu tehdejšího vodního díla společnosti Veolia Energie ČR, a.s., a to v rámci jednání ve věci odstranění vodního díla a dalšího postupu na lokalitě. Cílem bylo prověřit riziko ovlivnění životního prostředí při ponechání naplavených popelovin obsahujících nadlimitní koncentrace arsenu. Ze zpracované analýzy rizik měl vyplynout návrh opatření.

Jedná se o zásadní dokument zpracovaný na základě legislativních norem a právních předpisů, především zákona č. 62/1988 Sb. o geologických pracích v platném znění. Postup zpracování aktualizace analýzy rizik byl proveden dle Metodického pokynu č. 1 MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území z ledna 2011. Vzorkovací práce byly provedeny v souladu s Metodickým pokynem MŽP Vzorkovací práce v sanační geologii z roku 2007.

Objednatelem předmětného dokumentu byla společnost Veolia Energie ČR, a.s. Zpráva doporučuje zachování stávajícího rozsahu monitoringu s ohledem na stávající a plánované využití území.

Níže jsou uvedeny závěry Analýza rizik kontaminovaného území: Olomouc – Nemilany, složiště popelovin (GEOtest Brno, květen 2017):

V případě podzemní vody byla zjištěna kontaminace, ale ve směru proudění podzemní vody se nenachází žádné zdroje, které by mohla ohrozit a kontaminace podzemní vody je vázána na velmi krátký úsek mezi složištěm popílku a řekou Moravou.

V případě řeky Moravy nebyla kontaminace arsenem v rámci monitoringu nikdy prokázána – dochází zde k velkému naředění podzemní vody s říční vodou.

Z hlediska negativního vlivu na životní prostředí je riziko představované ponecháním stavebních prvků v krajině zanedbatelné; pouze jímka v objektu bývalé čerpací stanice představuje bezpečnostní riziko, tedy poškození zdraví pádem do hloubky a bude nutné ji zabezpečit.

Vzhledem k absenci zdravotních i environmentálních rizik je irelevantní stanovovat nápravná opatření. Postačí splnění cílových parametrů, které byly navrženy v následujícím rozsahu:

- *Monitoring stability svahů hrází;*
- *Stávající monitoring podzemní a povrchové vody;*
- *V případě změny funkčního využívání území postupovat s platnými legislativními předpisy a usneseními (území je součástí NATURA 2000);*
- *Zamezení ukládání nelegálních odpadů na skládku (tedy vzniku černé skládky);*
- *Zabezpečení objektu čerpací stanice proti pádům do otevřené jímky.*

Vzhledem ke zjištěným skutečnostem lze doporučit zachování stávající podoby hrází včetně materiálu uloženého uvnitř odkaliště. Hráze tvoří bariéru, která zabraňuje kontaktu říční vody (vylité z břehů při povodních) s uloženým popílkem. V případě jeho vymístění (např. při změně funkčního využívání území) bude nutné postupovat v souladu se Zákonem č. 185/2001 Sb., o odpadech, v platném znění.

V případě pozemků, na kterých se v současnosti nachází skládka odpadů skupiny S-OO (havarijní složiště stabilizátu), by již dle uvedených informací v žádosti Magistrátu města Olomouce měly být stanoveny příslušným úřadem podmínky péče pro skládku po jejím uzavření. ČIŽP k těmto pozemkům, kde se nachází skládka odpadů, konstatuje, že postup uzavírání skládek se řídí platnou legislativou v odpadovém hospodářství, zákonem č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a také dle souboru platných norem, např. ČSN 83 80 35 Skládání odpadů – uzavírání a rekultivace skládek, TNO 83 80 39 skládání odpadů – provozní řád skládek.

zdroj: Závěrečná zpráva - Analýza rizik kontaminovaného území: Olomouc–Nemilany, složiště popelovin (GEOtest Brno, květen 2017)

3.2 Rozbor analýzy rizik

V rámci Analýzy rizik byly podrobně zpracovány všeobecné údaje o území, přírodní poměry zájmového území a dosavadní prozkoumanost území. Dále bylo provedeno vytipování látek potenciálního zájmu a dalších rizikových faktorů a vypracování předběžného koncepčního modelu znečištění. V rámci analýzy rizik byla rovněž provedena rekognoskace lokality a následně za účelem ověření rozsahu kontaminace a ovlivnění okolí vzorkovací a analytické práce včetně vyhodnocení výsledků. Vzorkovací práce byly provedeny v rozsahu odběru 2 vzorků zemin a 1 vzorku popílku. Závěr AR je věnován hodnocení rizika a doporučení nápravných opatření.

V lednu 2018 byl na základě žádosti společnosti Veolia Energie ČR a.s. vypracován společností GEOtest, a.s. doplněk k Analýze rizik kontaminovaného území s názvem: „Olomouc-Nemilany, složiště popelovin, doplněk AR“. Nutnost vypracování doplnku vyplynula ze stanoviska ČIŽP, č.j. ČIŽP/48/2017/2836 k výše uvedené AR, vydaného v prosinci 2017. Účelem doplnku bylo doplnění výpočtu přídávku arsenu pomocí směšovací rovnice, doplnění podkladu o rozbor ryb a o rozbor v sedimentu v řece Moravě nad a pod odkalištěm v ukazateli arsen.

Analýza rizik na základě zhodnocení předcházejících průzkumů, charakteru činnosti a složení popílku definovala arsen jako jedinou látku potenciálního zájmu.

Níže je uveden rozbor ovlivnění vybraných složek životního prostředí arsenem.

3.2.1 Ovlivnění kvality podzemní a povrchové vody arsenem

Jak uvádí AR, nejvyšší koncentrace arsenu v podzemní vodě byly zjištěny v roce 2001 ve vrtu MV-5 v jihozápadní části složiště, a to v koncentraci 7,6 mg/l. V následujících letech (2002 až 2016) byly zjištěné koncentrace již výrazně nižší a pohybovaly se v rozsahu od meze stanovitelnosti (0,001 mg/l) do 3,34 mg/l. Dle předchozích průzkumů je směr proudění podzemní vody jihovýchodním směrem, k toku řeky Moravy. Vzhledem ke směru proudění lze předpokládat, že podzemní voda, jež je vlivem infiltrace atmosférických srážek přes složiště popílku obohacená arsenem, se dostává do řeky Moravy, kde dochází k výraznému naředění. V rámci předchozích monitoringů nebyla kontaminace vod v řece Moravě nikdy zjištěna.

V rámci doplnku AR byla pomocí směšovací rovnice vypočtená maximální celková koncentrace arsenu v řece Moravě na 0,0174 mg/l, potenciální maximální přírůstek vlivem složiště popelovin na 0,0004 mg/l, tedy 0,85 %, a to v případě zadání maximálně zjištěných koncentrací. Průměrná celková koncentrace arsenu v řece Moravě byla vypočtena na 0,00405 mg/l. Jak je uvedeno v doplnku AR, tato koncentrace odpovídá průměrným požadovým koncentracím v řece Moravě (0,004 mg/l), nelze tedy mluvit o signifikantním ovlivnění (přírůstek cca 0,001 %).

Nicméně při vyšších vodních stavech řeky Moravy bude docházet k břehové infiltraci, čímž dojde k otočení hydraulického gradientu a možné změně generálního proudění podzemní vody. V těchto případech bude docházet k naředění podzemní vody obohacené arsenem o infiltrovanou říční vodu. Vliv dotace je v případě vysokých vodních stavů v blízkosti zájmového území zpravidla omezen na příbřežní zónu, jelikož podzemní voda teče téměř souběžně s tokem a poté opět infiltruje. Zájmové území se nachází v oblasti s potenciálním rizikem povodní (Q5). V období extrémních vodních stavů tedy hrozí riziko kontaminace arsenem při kontaktu říční vody s uloženým popílkem. Vzhledem k faktu, že ani při extrémních povodních v roce 1997, kdy bylo široké okolí lokality zaplaveno, nedošlo k přelití hráze, se toto riziko jeví jako velmi nepravděpodobné.

Významným potenciálním rizikem je možná nestabilita obvodových hrází složiště popelovin, která dosud nebyla žádným průzkumem hodnocena. Vzhledem k faktu, že se složiště nachází v záplavovém území řeky Moravy, hrozí v případě nestability obvodových hrází jejich zborcení a následné zavlčení kontaminace do širokého okolí. Na základě uvedeného považujeme za nezbytné ověřit stabilitu tělesa hráze následovně:

- Provedení IG průzkumu (inženýrsko-geologického průzkumu) pro ověření skladby stávajícího tělesa hráze.
- Provedení stabilitního posudku metodou konečných prvků osobou autorizovanou v oboru geotechnika.
- Posudek by měl být proveden s přihlédnutím k daným okrajovým podmínkám – hráz budovaná z teplárenského popílku a štěrkopísku, situování tělesa hráze v blízkosti řeky Moravy, riziko nastoupání hladiny v řece Morava na úroveň Q100 a její prudké snížení.

Potenciální riziko kontaminace povrchové vody v řece Moravě vodou podzemní hrozí rovněž při velmi nízkých vodních stavech v období sucha. V obdobích sucha nedochází k infiltraci atmosférických srážek do podzemní vody, což následně vede ke snížení její hladiny. Důsledkem je snížení dotace infiltrovaných podzemních vod do vod povrchových. Na základě výše uvedeného lze i toto riziko považovat za velmi nepravděpodobné.

3.2.2 Ovlivnění kvality zemědělské půdy

V rámci AR byly v roce 2017 odebrány a analyzovány dva vzorky zemin. Vzorky byly odebrány severně a jižně od složiště popílků na pozemcích, jež jsou v katastru nemovitostí vedeny jako orná půda. Pro analytické stanovení obsahu arsenu byly v laboratořích zvoleny metody vhodné pro srovnání s Metodickým pokynem MŽP: „Indikátory znečištění“ a tab. 10.1 Vyhlášky č. 294/2005 Sb., která stanovovala limitní koncentrace škodlivin v sušině odpadů využívaných na povrchu terénu (dnes je tato vyhláška nahrazena Vyhláškou č. 273/2021 Sb.). Stanovené koncentrace arsenu činily 5,10 a 5,83 mg/l a následně byly srovnány s výše uvedenými indikátory a limity.

Dle našeho názoru srovnání stanovených obsahů arsenu v zeminách odebraných mimo složiště popílků na orné půdě s limitními koncentracemi uvedenými v tab. 10.1 Vyhlášky č. 294/2005 Sb. nemá z hlediska její kontaminace žádnou vypovídací schopnost. Orná půda v okolí složiště není odpadem, nebylo a ani v budoucnu není uvažováno o její skryvce, a tudíž není nutné s ní jako s odpadem nakládat a dle výše uvedené vyhlášky ji hodnotit. Obsahy arsenu v zeminách odebraných na orné půdě měly být srovnány s preventivními hodnotami obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou dle Vyhlášky č. 153/2016 Sb. Dodatečné srovnání stanovených obsahů arsenu v odebraných zeminách s touto Vyhláškou bohužel z důvodu použití jiných extrakčních činidel při analýze není možné. V AR rovněž zcela chybí polohová a hloubková lokalizace bodů odběrů vzorků, stanovení půdního typu, včetně půdního profilu s definováním jednotlivých půdních horizontů.

AR dále srovnává výsledné koncentrace arsenu v zeminách s geochemickým pozadím v půdách v Olomouckém kraji, kde uvádí hodnoty v rozmezí cca 4 až 14 mg/l. U tohoto údaje však není uveden citovaný zdroj. Otázkou je, proč je v AR srovnáváno s průměrnými koncentracemi v organogenních půdách, když není stanoven půdní typ na zájmové lokalitě? Dále jsou zřejmě v celém odstavci věnovaném srovnání s geochemickým pozadím chybně uvedeny jednotky, a to mg/l.

Převažujícím půdním typem je ve sledovaném území a jeho blízkém okolí dle půdní mapy ČR fluvizem glejová a fluvizem modální. Beneš a Fabiánová (1987) uvádí koncentrační rozmezí obsahu arsenu v půdách v poměrně širokém rozsahu 0,1 až 194 mg/kg. Dle Sáňky

a Materny (2004) průměrná koncentrace arsenu v půdách ČR činí 6 mg/kg. Podlešáková a Němeček (1997) uvádí hodnotu geochemického pozadí v nivních půdách ČR 13,5 mg/kg. Kelly (1979) ve své metodické pomůcce pro klasifikaci kontaminovaných půd udává typickou hodnotu pro půdy bez kontaminace v případě arsenu rozsah 0 až 30 mg/kg. Ze srovnání stanovených koncentrací arsenu v odebraných vzorcích s výše uvedenými publikovanými daty je zřejmé, že se zjištěné koncentrace arsenu pohybují na úrovni geochemického pozadí a nejedná se zde o antropogenní znečištění.

Vzhledem k pokročilé přirozené sukcesi se kontaminace zemědělské půdy prašným spadem ze složiště popílku jeví jako velmi nepravděpodobná.

3.2.3 Vliv na člověka a jiné složky biosféry (ekosystémy)

Hodnocené složiště popelovin se nachází v extravilánu na jihovýchodním okraji městské části Nemilany statutárního města Olomouc. Dle AR není podzemní voda v zájmovém území využívána pro pitné ani užitkové účely. V blízkosti složiště nebylo zjištěno využívání území obyvateli jakýmkoliv způsobem a obyvatelé nepřicházejí do kontaktu s uloženým popílkem. **Lze konstatovat, že ohrožení zdraví osob je velmi nepravděpodobné.**

Na základě doporučení ČIŽP bylo v doplňku AR provedeno hodnocení zdravotního rizika pro scénář kontaktu lidí s obnaženými popílkem na povrchu terénu přímo na složišti popelovin. Důvodem byl možný vstup osob na lokalitu (pozemek není oplocen) a územní plán počítá s využitím území jako rekreační zeleň. Provedeným hodnocením bylo zjištěno, že v případě rekreačního pobytu (dle EPA 45-75 dní/rok, po dobu 9 let – jedná se vzhledem k umístění složiště o velmi nereálný a přehnaný scénář) nebylo identifikováno riziko vyplývající z dermálního kontaktu s popílkem ani z jeho náhodného požití ($HQ < 1$).

Z hlediska environmentálních rizik byla AR jako příjemce identifikována podzemní voda a řeka Morava.

3.2.4 Podzemní voda

V rámci AR bylo jednoznačně prokázáno nadlimitní ovlivnění podzemní vody arsenem. Nicméně ve směru proudění podzemní vody se nenachází žádné zdroje, které by mohla ohrozit.

Kontaminace podzemní vody je vázána pouze na velmi krátký úsek mezi složištěm popelovin a řekou Moravou.

3.2.5 Řeka Morava

Jak již bylo uvedeno výše, kontaminace povrchové vody v řece Moravě nebyla nikdy prokázána. V rámci doplňku AR byl proveden rozbor říčního sedimentu v řece Moravě. Na základě zhodnocení výsledků a srovnání s příslušnou legislativou bylo v doplňku AR konstatováno, že veškeré zjištěné koncentrace arsenu v říčním sedimentu odpovídají přirozeným koncentracím, daným přirozeným geologickým pozadím (geochemickému fonu). Dále byl v rámci doplňku AR proveden rozbor ryb v řece Moravě. Zhodnocením výsledků analýz bylo prokázáno, že naměřené hodnoty arsenu v tkáních ryb odpovídají běžným hodnotám pro sladkovodní ekosystémy bez antropogenního zatížení arsenem.

V rámci AR a jejího doplňku nebyla identifikována významná zdravotní ani environmentální rizika.

3.2.6 Závěrečné shrnutí

Na základě komplexního přezkumu předložené Analýzy rizik (AR) a jejího doplňku konstatujeme, že nebyly zjištěny zásadní nedostatky. Identifikovány byly pouze dílčí nedostatky, a to zejména v části věnované odběru zemin a hodnocení jejich kontaminace. V této souvislosti považujeme za problematickou zejména volbu nevhodného legislativního rámce pro posouzení možné kontaminace orné půdy. Dále v dokumentaci zcela chybí polohové a hloubkové určení odběrných míst, specifikace půdního typu a popis půdního profilu včetně vymezení jednotlivých půdních horizontů.

V kapitole zaměřené na srovnání výsledků s geochemickým pozadím byly nesprávně uvedeny jednotky (mg/l namísto jednotek odpovídajících hmotnostní koncentraci v pevné matici půdy). Zároveň postrádáme uvedení citačního zdroje hodnot geochemického pozadí vztahujících se k půdám na území Olomouckého kraje.

V souladu se závěry uvedenými v AR identifikujeme významné potenciální riziko spojené s možnou nestabilitou svahů lagun složiště popelovin. V případě narušení jejich stability by mohlo dojít k rozsáhlému šíření kontaminantů do okolního prostředí. AR v této souvislosti odkazuje na posudek Ing. Žateckého z roku 2017, podle něhož je vodní dílo aktuálně hodnoceno jako bezpečné, nicméně zvýšené riziko porušení hrází je spojeno s výskytem povodňových průtoků řeky Moravy.

S ohledem na výše uvedené skutečnosti doporučujeme provedení inženýrsko-geologického průzkumu za účelem ověření skladby stávajícího tělesa hráze. Na tento průzkum by mělo navazovat zpracování stabilitního posudku metodou konečných prvků, vypracovaného autorizovanou osobou v oboru geotechnika. Při zpracování posudku je nutné zohlednit specifické okrajové podmínky, zejména konstrukci hráze z teplárenského popílku a štěrkopísku, její lokalizaci v těsné blízkosti řeky Moravy, potenciální nárůst hladiny toku na úroveň Q100 a riziko jejího náhlého poklesu.

Závěrem je třeba upozornit, že hodnocení kontaminace podzemních a povrchových vod arsenem vychází z dat získaných v období 1985–2016, zatímco hodnocení zemin je založeno na analýzách provedených v roce 2017.

3.3 Stanovisko ČIŽP k analýze rizik

MMO, OŽP, odd. vodního hospodářství požádal v roce 2018 Českou inspekci životního prostředí, oblastní inspektorát Olomouc, oddělení ochrany vod o poskytnutí stanoviska k danému dokumentu analýze rizik.

V návaznosti na uvedenou žádost provedla Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP) místní šetření v dané lokalitě za účelem ověření aktuálního stavu. Místní šetření generovalo deset připomínek, na jejichž základě byl následně zpracován doplněk Analýzy rizik (AR).

Formou samostatné zprávy byly řešeny 3 připomínky:

1. Výpočet přídávku arsenu za pomoci směšovací rovnice při zadání maximálně zjištěných koncentrací arsenu v podzemní vodě a minimálních průtoků Q365 v řece Moravě.
2. Doplnění podkladu o rozboru sedimentu v řece Moravě a pod odkalištěm v ukazateli arsen.

3. Stanovení obsahu As v tkáních ryb.

Hodnocení doplňku AR je zahrnuto částečně i ve výše uvedeném hodnocení vlastní AR. Zásadní příloha daného dokumentu, kterou je stanovení obsahu As v tkáních ryb je uvedena níže samostatně.

Další připomínky byly vypořádány v daném dokumentu společně jako doplněk zpracovatele ke stanovisku ČIŽP Ol Olomouc.

3.4 Obsah arsenu v tkáních ryb

Jedná se o samostatnou přílohu doplňku analýzy rizik, kterou zpracovala Mendelova Univerzita v Brně, oddělení rybářství a hydrobiologie a týkala se analýzy obsahu arsenu v rybách ulovených v řece Moravě v blízkosti předmětného složiště.

Bylo uloveno 10 druhů ryb v celkovém počtu 40 ks. U všech ryb byla provedena délkohmotnostní charakteristika a v závislosti na hmotnosti ryby byla odebrána svalovina a játra nebo jen opracovaný rybí trup. Stanovení obsahu arsenu bylo provedeno v laboratoři Povodí Moravy a.s. akreditovanou metodou SOP 106, EPA Method 6020A.

Pro celkový obraz možného obsahu As v těle ryb je ve studii uvedena řada příkladů ze světa i ČR u různých druhů ryb včetně mořských (Taiwan).

Závěr provedené analýzy je následující:

Na základě provedených analýz obsahu arsenu v tkáních ryb tří lokalit řeky Moravy pod městem Olomouc lze konstatovat, že vliv složiště, podobně i ČOV, nebyl z hlediska obsahu arsenu pozorován. Naměřené hodnoty arsenu v tkáních ryb odpovídají běžným hodnotám pro sladkovodní ekosystémy bez antropogenního zatížení arsenem.

zdroj: Obsah arsenu v tkáních ryb řeky Moravy, Mendelova Univerzita v Brně, oddělení rybářství a hydrobiologie, (Brno, leden 2018)

3.5 Studie proveditelnosti

Studie proveditelnosti byla zadána společností Veolia Energie ČR, a.s. na základě potřeby rekultivovat území a na základě zjištěných údajů z analýzy rizik a také na základě zprávy ČIŽP.

Níže uvedené navržené varianty rekultivace byly zadány i na základě závěrů z analýzy rizik a jeho doplnění.

V doplňku analýzy rizik je kapitola varianta rekultivace území, která právě definuje rámcové podmínky pro potenciální rekultivaci. Je zde základní úvaha nad účelem a možnostmi rekultivace daného území. I z těchto závěrů vychází předmětná studie proveditelnosti.

V souvislosti s následným využitím lokality bylo v zadání studie uvažováno s následujícími variantami:

- *Varianta A – Uzavření skládky ponecháním její přirozené sukcese bez provedení technické či biologické rekultivace.*
- *Varianta B – Uzavření skládky odtěžením a likvidací zkušebně uloženého množství stabilizátu ze sekce A1, odčerpáním vody a likvidací nepropustné fólie*

s následným ponecháním přirozené sukcese bez provedení technické a biologické rekultivace (tj. bez nutnosti 3. fáze provozu skládky).

- *Variantu C – Uzavření skládky a provedení technické a biologické rekultivace skládky s využitím technicky vhodného odpadu, popř. certifikovaného výrobku.*

zdroj: Studie proveditelnosti: Uzavření a rekultivace skládky Složiště popelovin Nemilany (09/2022)

Všechny varianty počítají s ukončením provozu skládky, která byla využívána k tomuto účelu pouze v letech 1998 – 1999, a to pouze v sekci A1 na místě původní laguny č. 2 odkaliště. Vzhledem k tomu, že tato skládka není stále vyřešena je třeba ukončit provoz skládky ohlášením této skutečnosti krajskému úřadu s doložením dokumentace (návrhu) způsobu uzavření skládky.

Závěry převzaté ze studie proveditelnosti jsou následující:

Variantu A: Celá laguna č. 2 byla povolenou jednodruhovou skládkou odpadů skupiny S-OO (havarijní složiště stabilizátu), z toho sekce A1 je zatěsněna, je zde uloženo 410 t stabilizátu a sekce je zavodněna srážkovou vodou (srážková voda nemá možnost odtoku). Skládka v sekci A1 nemá potřebné vybavení pro skládkování – nemá jímku průsakových vod, nemá ani další technické zázemí – váhu, oplocení. Tato sekce musí být buď sanována – skládka vymístěna (varianta B této studie) nebo vymístěna a doplněna dalšími odpady vhodnými pro zasypávání (varianta C této studie). V současné době jsou obě části bývalého odkaliště, tj. laguna č. 1 a laguna 2, vzhledem k pokročilé sukcesi přirozenou složkou okolní krajiny a jsou útočištěm mnoha druhů zvířat rostlin. Na základě požadavku provozního řádu povolené skládky je prováděn společností Veolia Energie ČR, a.s. monitoring kvality podzemní a povrchové vody v okolí areálu. Jedná se o tzv. nultou variantu, která předpokládá ponechání laguny 2 včetně skládky v sekci A1 její přirozené sukcese bez provedení technické či biologické rekultivace.

Variantu B: Realizace varianty B předpokládá vymístění skládky ze sekce A1 a zbytek laguny ponechat beze změny. Vymístěním skládky se rozumí odtěžení uložených 410 tun stabilizátu a zrušení stávajícího těsnění dna - fólie.

Stabilizát a fólii je nutné uložit na některou provozovanou skládku odpadů. Zahájení odstranění dna konstrukce skládky musí předcházet odčerpání akumulovaných vod s převozem na ČOV. Provoz stávající skládky bude ukončen bez nutnosti 3. fáze provozu skládky. Provozovatel, tj. Veolia Energie ČR, a.s. předloží krajskému úřadu řešení – návrh vymístění skládky a návrh případné následné úpravy sekce po vymístění. Následně bude úřadu předložen doklad o uložení odpadu na jinou provozovanou skládku. Ostatní části zájmové lokality (laguny č. 2) budou ponechány bez zásahu. Tato část bývalého odkaliště je vzhledem k pokročilé sukcesi přirozenou složkou okolní krajiny a je útočištěm mnoha druhů zvířat a rostlin. Povrch sekce A1 upravený dle výše popsanych zásad bude rovněž ponechán přirozené sukcesí bez provedení technické a biologické rekultivace (tj. bez nutnosti 3. fáze provozu skládky).

Variantu C: Rekultivace skládky na sekci A1 vymístěním a zasypáním - V rámci varianty C je navrženo provedení technické a biologické rekultivace skládky v sekci A1 s využitím technicky vhodného odpadu, popř. certifikovaného výrobku, tzv. zasypáváním. Zbytek laguny č. 2 je ponechán ve stávajícím stavu.

Rekultivaci území je navrženo řešit jako klasickou rekultivační stavbu, kdy tvar násypu sekce A1 bude navržen tak, aby plynule navazoval na okolní krajinu. Rekultivace by probíhala provozem zařízení k zasypávání – terénními úpravami.

Nejprve je nutné odtěžit z prostoru sekce A1 uložený stabilizát a odstranit nebo pro vody zprůchodnit stávající těsnění dna. Odebraný stabilizát a PE-HD fólii uložit na provozovanou skládku skupiny S–OO. Zahájení odstranění dna konstrukce skládky musí předcházet odčerpání akumulovaných vod s přemístěním vod k likvidaci na ČOV.

Následně po dokončení přípravných prací je možné zahájit technickou rekultivaci území násypem odpadu nebo materiálu. V případě použití odpadu musí odpad nahrazovat neodpadní materiály, vyhovovat danému účelu a být omezen na množství nezbytně nutné pro dosažení tohoto účelu.

Následně upravený povrch bude zatravněn a může být osázen rozptýlenou zelení původní druhové skladby (autochtonní druhy). Variantně je možné řešit ozelenění povrchu pouze zatravněním s ponecháním ploch pro invazi dřevin vytvořených v lokalitě přirozenou sukcesí.

Doporučení vyplývající ze studie proveditelnosti:

Doporučení zpracovatele studie byla učiněna před projednáním s dotčeným správním úřadem (ČIŽP). Ze zpracované studie vyplynulo následující:

- K realizaci se doporučuje varianta B.*
- Varianta A není zatím legislativně možná.*
- Varianta C je investičně i provozně nákladná.*

zdroj: Studie proveditelnosti: Uzavření a rekultivace skládky Složiště popelovin Nemilany (09/2022)

Varianty	Varianta A	Varianta B	Varianta C
Stručný popis	Žádná opatření, přirozená sukcese celé laguny 2 (tj. povolené skládky)	Vymístění vody, odpadu a těsnění na sekci A1, ostatní sekce bez zásahu	Vymístění vody, odpadu a těsnění na sekci A1, zavezení sekce A1 odpady/materiály vhodnými k zasypávání, ostatní sekce bez zásahu
Proveditelnost	Není možná (povolenou skládku není možné ponechat bez opatření)	Ano	Ano
Investiční a provozní náklady		Investiční náklady: 11 mil. Kč Provozní náklady: 0	Investiční náklady: 18,7 mil. Kč Provozní náklady: 9 – 9,8 mil. Kč
Konečný stav lokality		Provoz skládky ukončen, lokalita začleněna do krajinné zeleně přirozenou sukcesí	Provoz skládky ukončen, na sekci A1 bude provozováno zařízení k zasypávání, po zavezení A1 celá lokalita začleněna do krajinné zeleně
Postupné kroky		<ul style="list-style-type: none">• IGP• Geodetické zaměření• Projektová dokumentace (ÚR, SP)• Projektová dokumentace (provedení stavby)	<ul style="list-style-type: none">• IGP• Geodetické zaměření• Projektová dokumentace (ÚR, SP)• EIA (zjišťovací řízení)• Projektová dokumentace (provedení stavby)• PŘ, povolení nakládání s odpady (zasypávání)

Obrázek 11 – Návrhy řešení rekultivace (ENVlproject CZECH s.r.o.)

3.5.1 Rozbor ke studii proveditelnosti

Studie je zpracována na odpovídající technické a odborné úrovni a navržené varianty je možné akceptovat jako odpovídající. Také vyhodnocení a doporučení pro variantu B je možné považovat jako legislativně schůdné řešení.

V rámci řešení aktuální studie budeme ještě hledat alternativu, jakým způsobem a zda je možné realizovat variantu A, která může mít řadu environmentálně prospěšných a ekonomicky udržitelných profitů.

4 KOMPLEXNÍ POSOUZENÍ DANÉHO TYPU STARÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE

Stará ekologická zátěž na pozemcích v Nemilanech není výjimečnou lokalitou ani svým rozsahem ani svým charakterem. Je to dáno tím, že energetika v ČR, a především v bývalém Československu byla dlouhodobě závislá na uhlí a s tím byla spojena také likvidace zbytků po spalování uhlí, tj. vedlejších energetických produktů (VEP) téměř ze všech elektrárenských a teplárenských zdrojů. V minulosti byla převážná většina produkce VEP v ČR ukládána ve formě hydrosměsi na odkalištích v blízkosti daných uhelných zdrojů. Plavení VEP do odkališť bylo standardem především v období masivního rozvoje uhelné energetiky v 60. a 70. letech 20. století, kdy uhelná energetika byla naprostým základem pro výrobu tepla i elektrické energie v ČSSR.

Postupně se začaly VEP využívat i jako druhotná surovina ve stavebnictví při výrobě betonů, cementu, suchých omítkových zdících směsí atd., stavbách pozemních komunikací a násypových konstrukcí, v cihlářské výrobě, nebo jako rekultivační materiál pro sanaci a rekultivaci lokalit dotčených povrchovou a hlubinnou těžbou. V současnosti většina VEP nachází odbyt jako stavební výrobek mimo režim zákona o odpadech. V minulosti byly především popílký využívány jako technologický materiál v hlubinný dolech na černé uhlí v Ostravsko-karvinské uhelné pánvi nebo následně na zásyp zde utlumovaných dolů. Také složení VEP bylo obdobné vzhledem k omezenosti ložisek uhlí, kdy se výhradně energeticky využívalo tuzemské černé nebo hnědé uhlí. Teprve v posledních 25 letech se přešlo standardně na odbyt popelovin mimo plavení na odkaliště, tedy na suchý odběr popílků a suchý nebo vlhčený odběr škváry a strusky.

V současnosti dochází v důsledku masivního útlumu elektrárenských a teplárenských provozů na uhlí k paradoxní situaci, jelikož stavební průmysl je zvyklý využívat statisíce tun výrobků na bázi VEP ze spalování uhlí s ekonomickým, a především s environmentálním prospěchem. Tyto odpadové materiály ve stavebnictví nahrazují primární suroviny jako je cement (betonárny) nebo plniva (písek). V době útlumu nastává nedostatek těchto druhotných surovin a je snaha hledat alternativní zdroje např. využíváním deponovaných VEP z nerektivovaných složišť.

Na uvedené téma je zpracován dokonce projekt na možnost využívání popelovin ve stavební výrobě ze složišť popelovin z programu technologické agentury ČR (TAČR).

Výše uvedené druhotné využití deponovaných VEP je pro složiště v Nemilanech již z mnoha důvodů vyloučeno.

4.1 Komplexní rozbor znečištění As v daném typu ekologické zátěže

Objasnění možností vzniku ekologické zátěže v širším kontextu daného tématu pomůže uvést celou problematiku do logického rámce, což usnadní pochopení všech souvislostí. Následující podkapitoly přecházejí od obecných ke konkrétním analýzám a rozborům týkajícím se daného složiště. Jsou zahrnuty v této kapitole pro lepší přehlednost, i když by se mohly promítnout i do dalších částí hodnocení, jako je monitoring nebo analýza rizik.

Pro širší souvislosti jsou uváděny i relevantní příklady a zkušenosti ze zahraničí.

4.1.1 Forma výskytu As v uhlí

Světový průměrný obsah As v uhlí (klark) je pro bituminózní uhlí a lignity je $9,0 \pm 0,8$ a $7,4 \pm 1,4$ mg/kg a pro jejich popílky se pohybuje v rozmezí 60 ± 35 a 90 ± 74 mg/kg (*Yudovich a Ketris 2005*). Hnědé uhlí v České republice se řadí mezi oblasti, které mají vyšší obsahy As (až 324 mg/kg), než je celosvětová hodnota clarku (*Yudovich a Ketris 2005*). Jedná se převážně o uhlí ze Sokolovské uhelné pánve (viz tabulka níže). As má silnou afinitu jak k uhelné hmotě – organické a (nebo) anorganické, je chalkofilní (má silnou afinitu k síře). Uhlí nižšího stupně prouhelnění (lignit a subbituminózní) má zpravidla větší podíl arsenu vázán na organickou, uhelnou složku. Některá uhlí obsahují nezvykle vysoký obsah arsenu, který není závislý na stupni prouhelnění (*USGS 2005*). *Vassilev a Vassileva (1997)* uvádí výskyt As jako organicky vázaný v uhelné matici nebo popelovinách: Fe-sulfidech, arsenopyritu, sfaleritu, galenitu, auripigmentu, realgaru, jílových minerálech, karbonátech (kalcit, aragonit, siderit), sádrovci, molybdenanech a vanadátech. Ve většině případů se As vyskytuje v pyritu (diagenetický), a to je buď izomorfně vázán v pyritu nebo vytváří mikročástice arsenopyritu uvnitř pyritu (*Finkelman, 1995*). Některé pyrity obsahují až 1 % As (*Yudovich a Ketris 2005*).

Z tabulky níže je patrné, že nejvyšší obsahy As pochází z uhlí ze Sokolovské uhelné pánve. Přibližně čtyřnásobně vyšší obsahy pro Severočeskou uhelnou pánev než informace publikované v katalogu hnědého uhlí z roku 2011 a 2012 uvádí *Pešek et al. 2005*. V roce 1997 – 2000 odebírala Teplárna Olomouc hnědé uhlí z Mostecké uhelné pánve (Bílina a Libouš), kde byly obsahy As nízké v rozmezí 9-13 mg/kg (*Fojtík et al. 2018*).

Před rokem 1990 se v teplárně Olomouc spalovalo hnědé uhlí převážně ze Severočeské hnědouhelné pánve, tedy z dolů v oblasti Mostecka, Chomutovska a Teplicka. Hlavními dodavateli byly například doly v oblasti Mostu (důl ČSA, důl Vršany) nebo Sokolovská uhelná pánev (důl Jiří, důl Družba).

Obsah As v uhlí			
Koncentrace As (mg/kg)	Druh uhlí	Oblast, stát	Informace z literatury
10,91	Uhlí s nízkým stupněm prouhelnění	Xinjiang province and Inner Mongolia, China	Zhou et al. (2025)
55	Lignit	Black Warrior Basin, Alabama	Zielinski (2007)
24	Energetická uhlí - průměr	USA	USGS (2005)
28	Černé uhlí	Appalachian, Northern, USA	USGS (2005)
22	Černé uhlí	Appalachian, Central, USA	USGS (2005)
10	Bituminózní uhlí	Eastern Interior, Indiana, USA	USGS (2005)
6,3 - 7,4	Subbituminózní uhlí	Fort Union, USA	USGS (2005)
38-122	Lignity	Bulharsko	Vassilev a Vassileva (1997)
3	Hnědé uhlí	Česká republika	Pěgřímek a Valášek (1998)
1	Černé uhlí	Česká republika	
5	Energetické uhlí	SRN	
4	Energetické uhlí	EU	
2	Černé uhlí	Austrálie	
6,3 - 7,4	Hnědé uhlí	Doly Bílina, Severočeské doly	Severočeské doly, a.s. (2011 a 2012)
10	Hnědé uhlí	Doly Nástup Tušimice	
9-13	Hnědé uhlí	Mostecká uhelná páne (Důl Bílina, Libouš)	Fojtík et al. (2018)
1,59 - 5,77	Hnědé uhlí	Mostecká uhelná pánev	Slejkovec a Kanduc (2005)
0,26-37,1	Hnědé uhlí	Velenje and Tebovlje, Slovinsko	
40 AVG (0-1101)	Hnědé uhlí	Severočeská uhelná pánev (Bílina, Vršany, Libouš, ČSA)	Pešek et al. (2005)
333 AVG(0-2020)	Hnědé uhlí	Sokolovská uhelná pánev (lom Jiří, Družba)	Pešek et al. (2005)

Tabulka 4 – Obsah arsenu v uhlí

4.1.2 Chování As během termických procesů

Uvolňování As a Pb během pyrolýzy je závislé na jejich formě výskytu v uhlí. As a Pb vázané v organické hmotě se uvolňuje při nižších teplotách, zatímco v disulfidových formách se uvolňuje při středních až vysokých teplotách při rozkladu pyritu. V uhlí s nízkým stupněm prouhelnění se As vyskytoval i v alumosilikátech, které se díky své stabilitě rozkládají velmi pomalu, a proto je i uvolňování As pomalé. Simulace FactSage ukázaly, že arsen byl uvolňován plynule se zvyšujícími se teplotami, což potvrdil i *Chen et al. (2017)*, který navíc uvádí jako klíčový faktor i dobu setrvání ve spalovacím zařízení. K nejvyššímu uvolňování As do emisí dochází v teplotním rozmezí 700 – 800 °C (*Zhang et al. 2018*). Z některých studií forem výskytu As v uhlí vyplývá, že As je vázán dominantně na pyrit, ale v případě, že je množství pyritu v uhlí nízké, pak je As vázán do struktury alumosilikátů (*Zhao et al. 2020*).

K uvolňování As do emisí dochází při teplotě nižší než 450 °C, kdy se uvolňuje As vázaný na organickou složku. As vázaný na pyrit se v redukční atmosféře začíná uvolňovat při teplotě nad 450 °C a končí při teplotě 600 - 700 °C. Částečně roztavené alumosilikáty mohou omezit emise As až do teploty 700 - 800 °C (*Zheng et al. 2006*), při teplotách vyšších, než 750 °C se vliv silikátové matrice minimalizuje a As je uvolněn do emisí (*Zhou et al. 2025*).

V roce 2009 zavedl Meij a Winkel (2009) klasifikace prvků na základě jejich chování při spalování uhlí v kotlích na základě hodnoty faktoru obohacení (RE). As se řadí mezi prvky (třída IIc), které jsou těžké v kotli, ale v elektrostatických odlučovačích (ESP) dochází ke kompletní kondenzaci na částicích popílku. Faktor obohacení RE byl pro popílky z elektrostatických odlučovačů stanoven na >4 .

Pokud bychom přepočít pomocí faktoru obohacení uplatnili na popílky z Mostecké uhelné pánve, získáme předpokládanou koncentraci As v popílcích v rozmezí 8-52 mg/kg (ppm).

4.1.3 Výskyt As v popílcích

Podle Jin et al. (2023) je více než 90 % celkového As v popílku ve formě $\text{As}^{(\text{V})}$ a pouze 10 % je ve formě toxičtějšího $\text{As}^{(\text{III})}$. Při zvýšených teplotách (600 - 900 °C) se mohou plynné As sloučeniny přednostně adsorbovat na povrchy Fe oxidů, Ca oxidů a na Al oxidy. Z termodynamických výpočtů vyplývá, že při teplotách spalování uhlí mohou v popílcích vznikat různé fáze s obsahem arsenu: AlAsO_4 , $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ a FeAsO_4 , K_3AsO_4 , $\text{Mg}_3(\text{AsO}_4)_2$ (Sutopo et al. 2021).

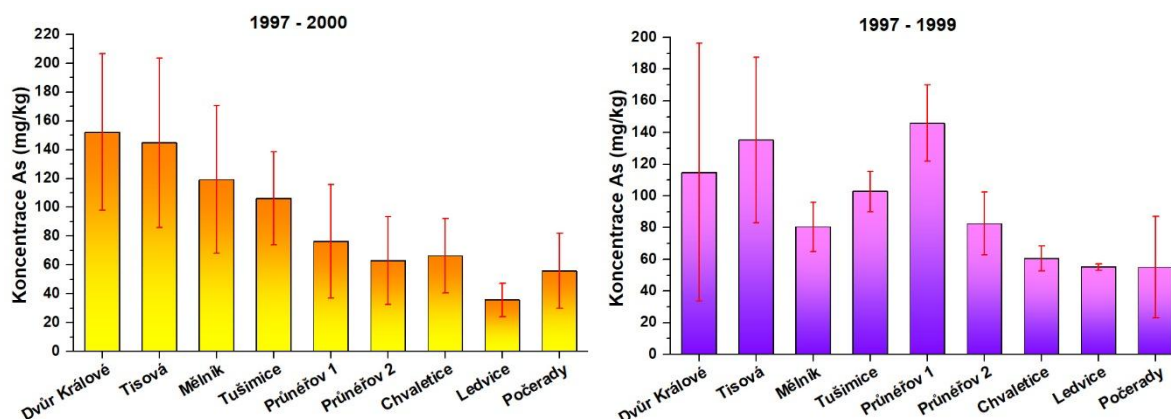
Arsen se v elektrárnenských popílcích (tabulka 2) vyskytuje převážně ve formě arseničnanů (As^{5+}), minoritně ve formě arsenitanů (As^{3+}) (Shah et al. 2007; Huggins et al. 2007; Tian et al. 2018). Při spalování uhlí dochází k nabožení arsenu v částicích popílku především v důsledku jeho adsorpce na oxidy železa a silikátovou matici (Jegadeesan et al. 2008; Zielinski et al. 2007). V popílcích ze spalování hnědého uhlí z Mostecké pánve se arsen vyskytuje především v síranech-arsenátech vápníku, stroncia a barya, tvořících malé izometrické částice s radiální texturou (Sulovsky 2002).

Koncentrace As v popílcích				
Jednotky	Koncentrace	Matrice	Oblast, stát	Informace z literatury
mg/kg	100-370	Popílek z ESP a tkaninových filtrů	Appalachian Coal Basins, USA	Jin et al. (2023)
	20 - 100	Popílek z ESP a tkaninových filtrů	Illinois Coal Basins, USA	
	230	Popílek z ESP a tkaninových filtrů	Black Warrior Basin, Alabama, USA	Zielinski, 2007
	16-38	Ložový popel	Bulharsko - lignit	Vassilev a Vassileva (1997)
	34-116	Popílek z ESP		
	33-63	Popílek plavený - laguny		
mg/l	0,014 - 1,3	Vodný výluh z popílku ESP		

Tabulka 5 – Koncentrace As v popílcích uváděné v literatuře, včetně vyluhovatelného As

V České republice se dosahovala střední hodnota (medián) koncentrace arsenu v popílcích ze spalování uhlí těžného v hnědouhelném lomu Bílina (mostecká pánev) v letech 1997 až 2010 29,75 mg/kg (24,85 – 56,5 mg/kg), důl Nástup Tušimice (mostecká pánev) 59,35 mg/kg, 65,30 mg/kg a 108 mg/kg (37,45 – 157,5 mg/kg), mostecká pánev 116,75 mg/kg, 49,68 mg/kg a 60 mg/kg (28 – 157,5 mg/kg) a sokolovská pánev 134,50 mg/kg (38,5 – 288,5 mg/kg) (Dolníčková et al. 2012). Z pasportizačních listů

popílků, které zajišťoval ORGREZ jsme získali data o celkovém chemickém složení popílků, a hodnocení jejich vyluhovatelnosti, která byla částečně použita v publikaci *Dolníčková et al. (2012)* a pro konstrukci následujících obrázků a tabulky.



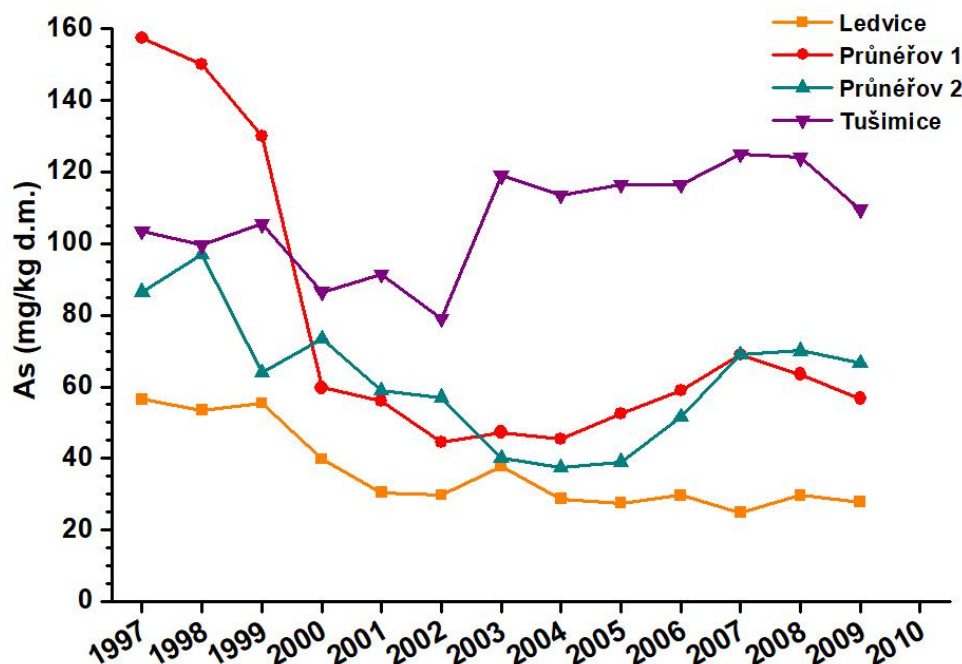
Obrázek 12 – Průměrné koncentrace As v popílcích z energetických zdrojů (data pasportizační listy ORGREZ)

Z koncentrace As v popílcích uvedené jak na obrázcích výše, tak z tabulky níže vyplývá, že v případě elektrárny Pruněřov 1 a 2 byly během roku 1997-1999 koncentrace As vyšší než průměrné hodnoty za celé sledované období. V ostatních energetických zdrojích, které také spalovaly uhlí z Dolu Nástup, Tušimice byly obsahy As nižší nebo srovnatelné. Koncentrace As v popílcích byla primárně ovlivňována sirnatostí uhlí.

Přehled průměrných koncentrací As včetně standardní směrodatné odchylky (STD)					
Energetický zdroj	1997-2010		1997-1999		Zdroj paliva
	AVG	STD	AVG	STD	
Dvůr Králové	152,1	54,3	114,83	81,32	Bílina + Sokolovská uhelná
Tisová	144,82	58,83	135,33	52,13	Sokolovská uhelná
Mělník	119,26	51,14	80,50	15,53	Bílina + Sokolovská uhelná
Tušimice	106,22	32,14	102,83	12,73	Doly Nástup Tušimice
Pruněřov 1	76,4	39,57	145,83	24,13	Doly Nástup Tušimice
Pruněřov 2	63,05	30,37	72,50	19,87	Doly Nástup Tušimice
Chvaletice	66,31	25,78	60,50	7,87	Doly Nástup Tušimice
Ledvice	35,7	11,4	55,17	1,94	Bílina (MUS)
Počeradý	55,78	26,03	55,00	31,95	Bílina (MUS)

Tabulka 6 – Přehled průměrných koncentrací As včetně standardní směrodatné odchylky (STD) pro jednotlivé energetické zdroje získaný z databáze ORGREZ

Teplárna Olomouc v letech 1997–2000 odebírala hnědé uhlí především z lomů v severních Čechách, konkrétně z Mostecké uhelné pánve. Mezi hlavní zdroje patřily lomy Bílina a Libouš, které byly provozovány společností Severočeské doly, koncentrace As v popílcích by měly odpovídat popílkům z elektrárny Ledvice a Počeradý. Všechny energetické zdroje uváděné v tabulce výše v té době byly vybaveny granulačním topeništěm, elektrostatickým odlučovačem (ESP) pro záchyt tuhých znečišťujících látek (TZL).

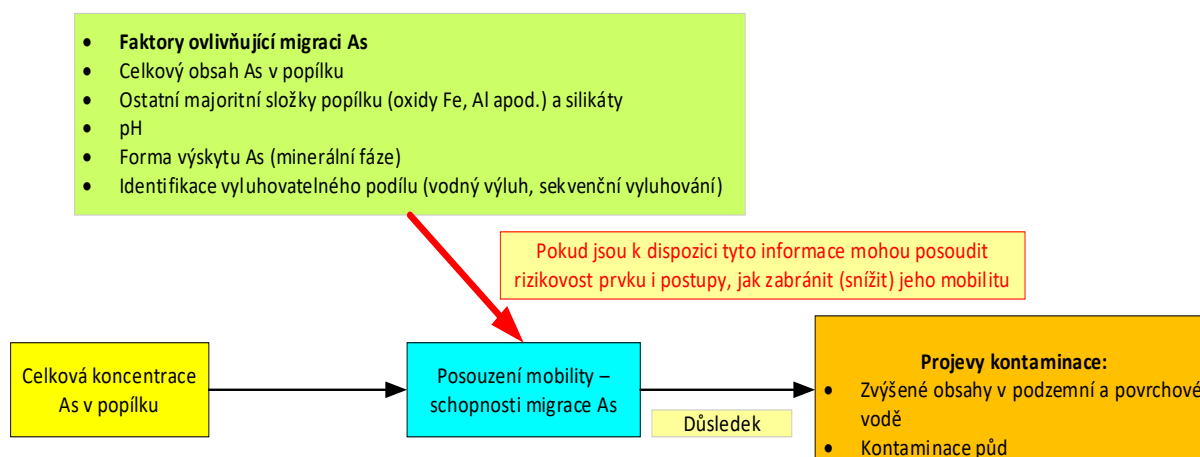


Obrázek 13 – Koncentrace As v letech 1997-2010 pro elektrárnu Pruněřov 1 a 2, Tušimice a Ledvice

V rámci regresní analýzy byly sledovány závislosti mezi rizikovými prvky a oxidy prvků pro popílků. Pro As byla prokázána statisticky významná závislost na Fe-oxidech (6 z 9 popílků), na síranech (6 z 9 popílků), minimální závislost byla prokázána pro CaO (pouze 3 z 9 popílků). Nejvyšší počet statisticky významných závislostí byl zjištěn mezi As a Pb (7 z 9) a u As a Zn (6 z 9 popílků). Tyto informace lze využít pro odhad mobility As, případně pro návrh sanačních technologií

Pro Teplárnu Olomouc se v evidenčních listech popílku za rok 1994, které zajišťoval ORGREZ, a.s. se uvádí průměrná koncentrace As 168,5 mg/kg. Koncentrace je vyšší než všechny průměrné hodnoty uváděné pro další energetické zdroje spalující hnědé uhlí.

V návaznosti na data uváděná pro obsahy As v popílcích ze spalování hnědého uhlí i data získaná v rámci Teplárny Olomouc považujeme informace uvedené v analýze rizik (z odběru jediného vzorku popílků se zjištěnou koncentrací 317 mg/kg) za neodpovídající běžným rozsahům As v popílcích, jak v ČR, tak celosvětově, kdy hodnota klarku pro popílků z hnědého uhlí je určena jako 60 ± 35 mg/kg (Yudovich a Tetris 1995).



Obrázek 14 – Hlavní faktory ovlivňující migraci As, které by měly být posouzeny z hlediska rizikovosti popílku

Na tomto obrázku jsou uvedeny klíčové faktory ovlivňující migraci As, které vycházejí z výsledků vědy a výzkumu a měly by být sledovány před posuzováním možného dosahu a rozsahu kontaminace.

4.1.4 Vyluhování As z popílků

Rizika spojená s opětovným použitím nebo ukládáním uhelného popílku v přírodním prostředí, pokud jde o jeho mobilitu a ekotoxikologický význam, jsou do značné míry dána:

1. Fyzikálně-chemickými podmínkami, do kterých je popílek umístěn,
2. celkovým obsahem vyluhovatelných kovů v popílku,
3. forma výskytu kovů,
4. rozpustnost sloučenin kovů ve výluhu,
5. obsahem majoritních prvků v popílku (Ca, Fe a Al) podle *Jin et al. (2023)*.

Hlavními procesy, které ovlivňují migrační schopnost kovů je rozpouštění primárních minerálů vlivem agresivního prostředí nebo procesy srážení/sorpce, které jsou závislé na pH (*Jankowski et al. 2006*). Podstatnou roli hraje pH, které ovlivňuje a řídí rozpouštění a přeměnu hydroxidů kovů, čímž ovlivňuje chování těžkých kovů v prostředí (*Yang et al. 2023*). U většiny prvků (Fe, Pb a Cr) platí, že jsou mírně rozpustné v oblasti kyselého pH a mírně rozpustné mimo neutrální pH. Uvolňování arsenu je ovlivněno jeho oxyanionickým chováním, takže se významně vyluhuje za agresivních podmínek pH, a to při $\text{pH} < 4$ a $\text{pH} > 9$ (*Jegadeesan et al. 2008*). *Izquierdo a Querol (2012)* uvádí maximální rozpustnost As v rozmezí 7-11.

Zhao et al. (2020) uvádí, že k maximální mobilitě (vyluhovatelnosti) dochází v neutrálních až mírně alkalických podmínkách ($\text{pH} 8 - 9$) a za extrémně kyselých podmínek, kdy se pH prostředí pohybuje kolem 2 (*Zhao et al. 2020*). *Wang et al. (2020)* uvádí maximální vyluhovatelnost As z popílků v rozmezí $\text{pH} 9 - 10$.

K překvapivým výsledkům došel *Jin et al. (2023)*, který v popílcích nepotvrdil matematickým modelem závislost vyluhování As na pH.

Při $\text{pH} > 8$ se afinita arsenu k oxidům kovů snižuje, zvyšuje se afinita k uhličitanům a fosfátům, což lze využít pro jeho imobilizaci (Cornelis et al. 2008). V anoxickém prostředí se rozpouštění arsenu zvyšuje (Chen et al. 2024).

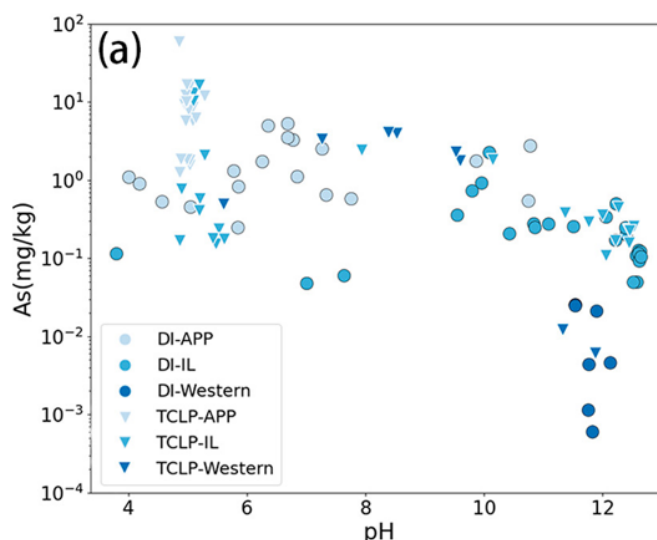
Na základě vazby As do uhelné složky i do disulfidů, bylo možné očekávat, že část As bude v popílku vázána i na nedopal, který je v popílcích stanovován jako ztráta žíháním (LOI). Jin et al. (2023) předpokládal, že kromě vazby As na majoritní oxidy, se část As může vázat na nanostrukturované částice uhlíku nebo v nich může být zapouzdřeno. Tento předpoklad nebyl prokázán, neboť nebyla prokázána statisticky významná závislost mezi množstvím LOI a množstvím As ve vodném výluhu při studiu 52 popílků z různých elektráren v USA, které spalují uhlí pocházející z Illinois a Central Appalachian Coal Basin.

Přítomnost Ca a Fe v relativně vysokých koncentracích může také vyvolat sekundární srážecí reakce, a tím omezit rozpustnost kovů (Kim et al. 2011). As společně s Ca vytváří sraženiny CaHAsO_4 a $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ v oblasti neutrálního pH. Přídavek FeSO_4 může dále redukovat vyluhování As (Yang et al. 2023).

As, B, Ca, Cr, Mg a Sr se při kondenzačních reakcích, které probíhají při spalování dominantně zachycují na povrchu amorfních (skelných částic), což je činí poměrně snadno vyluhovatelné (Verma et al. 2019). Fáze, které vznikají na povrchu částic popílků obsahují jako majoritní prvky nejčastěji Ca jsou charakteristické proměnlivou rozpustností mají proměnlivou rozpustnost (Izquierdo a Querol 2012). Z literatury vyplývá, že podíl As, Se a Cu vyluhovatelný z popílku ze spalování uhlí je obvykle menší než 10 % celkového obsahu kovu (Soco et al. 2007). Izquierdo a Querol (2012) stanovili koncentraci vodorozpustného As v širokém rozpětí 0,3-15 % z celkového obsahu As v popílku. Rozpustnost As v silně alkalickém prostředí uvádí velmi nízkou $< 0,01 \text{ mg/kg}$, zatímco ve slabě alkalických popílcích (0,6 – 3 mg/kg).

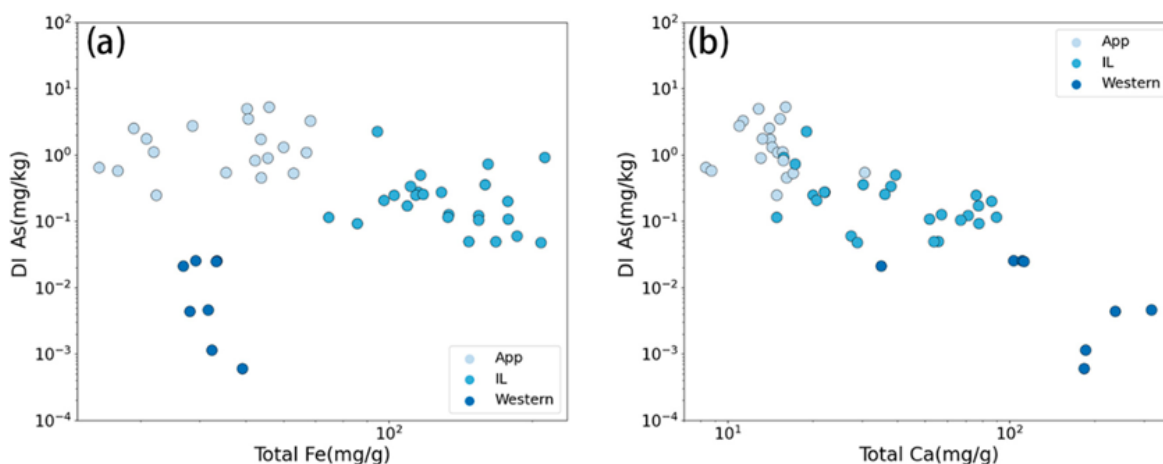
Rozdělení As mezi stabilnější fáze oxidů, přítomnost Ca-minerálů jsou pravděpodobně nejdůležitějšími faktory kontroly mobility As za různých pH podmínek (Jegadeesan et al. 2008). Izquierdo a Querol (2012) také uvádí, že dynamiku uvolňování As do výluhu silně ovlivňuje množství Ca. U popílků bohatých na Ca vzniká arseničnan vápenatý $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$, který se vysráží, zatímco u popílků s nízkým obsahem Ca je tato pravděpodobnost malá. Pokud se v popílku vytvoří ettringit při $\text{pH} > 11,5$, tak je vyluhování As také silně omezeno. Oxyanionická forma As má velkou velikost elementární buňky, takže se nevejde do struktury ettringitu, ale může docházet k sorpci na již vytvořený ettringit. Z hlediska snížení mobility As má také význam přítomnost portlanditu $\text{Ca}(\text{OH})_2$, který je schopen silně sorbovat As. V neutrálním prostředí může k adsorpci As přispívat také mullit, společně s hydroxidy Fe, Mn a Al. Afinita arseničnanů k oxidům kovů klesá v alkalickém prostředí při $\text{pH} > 8$ (Izquierdo a Querol 2012).

pH extrakční kapaliny silně ovlivňuje vyluhování As. Obecně platí, že vyluhovatelnost oxyaniontů s rostoucím pH vzrůstá. U vyluhování As pomocí deionizované vody (DI), odpovídá přirozenému pH popílků (9) a kyselinou octovou při pH 4,94 (TCLP) bude odlišné (Jin et al. 2023).



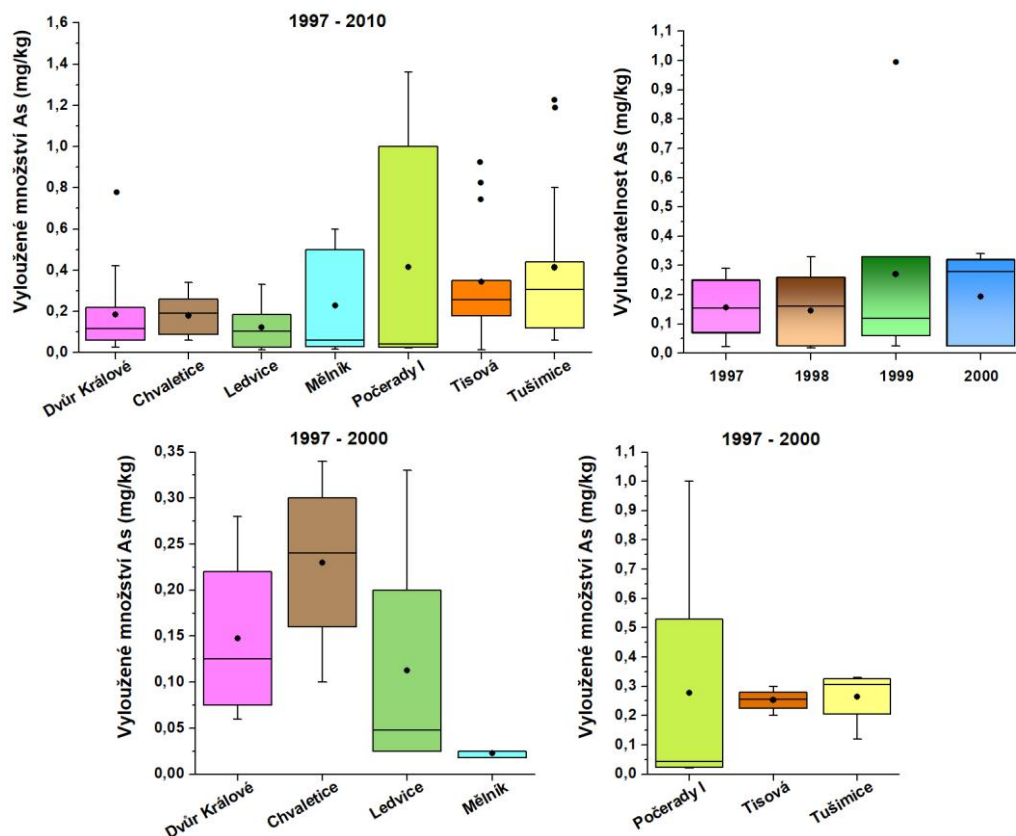
Obrázek 15 – Porovnání vyluhovatelnosti popílků postupem dle TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, které se provádí při pH 4,95 a deionizovanou vodou (DI) podle Jin et al. (2023), v souladu s legislativou ČR

Koncentrace As v deionizované vodě korelovaly s obsahem hlavních prvků popílku. Například obsah As v popílku negativně koreloval s celkovým Fe v popílku z Apalačského a Illinoiského uhlí i Ca. Tento trend bylo možné předpokládat na základě silné adsorpční afinity oxyanionů arseničnanů na povrch oxidů železa. Popílek ze západní části uhelné pánve (West) uhlí tomuto trendu neodpovídal, protože měl nejnížší koncentrace celkového Fe a vyluhovatelného As ve srovnání s ostatními popílky. Koncentrace As v popílku negativně korelovaly také s pH v popílku z Apalačského a Illinoiského uhlí.



Obrázek 16 – Závislost mezi obsahem As ve výluhu a celkovým obsahem Fe (a) a Ca (b) v sušině popílků (Jin et al. 2023)

Z uvedených výsledků vyplývá, že je možné předpovědět vyluhovatelnost arsenu z popílku z uhlí na základě chemického složení popílku, obsahu majoritních prvků. Celkové množství As v popílku je prioritně ovlivněno původem uhlí a také na podmínkami spalování, které vytvářejí složitou škálu vazebných možností arseničnanu na povrchu částic popílku případně jejich zapouzdření. Množství As v uhlí souviselo s genezí uhelných pánví.



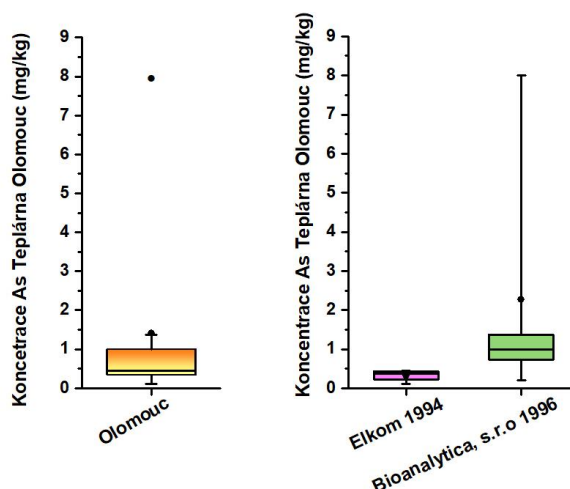
Obrázek 17 – Box-ploty pro vyluhovatelnost As přepočtené na (mg/kg sušiny popílků) pro velké energetické zdroje v období 1997 – 2010, srovnání s obdobím 1997-2000 a box-plot pro jednotlivé roky ze všech sledovaných energetických zdrojů

Vysvětlivky: Medián (středová čára v krabici): ukazuje střední hodnotu dat, Krabice (box): označuje interkvartilové rozpětí (IQR), tedy rozdíl mezi třetím (horním) kvantilem a prvním (dolním) kvantilem. Krabice obsahuje prostředních 50 % dat, Vousy (whiskers): znázorňují rozšíření dat mimo interkvartilové rozpětí. Vousy se obvykle táhnou k minimální a maximální hodnotě, které nejsou považovány za odlehlé a Odlehlé hodnoty (outliers): hodnoty, které leží mimo rozsah vousů, jsou zobrazeny jako samostatné body.

Z obrázku výše vyplývá, že nejnižší hodnota průměrné vyluhovatelnosti byla pro výše uvedené energetické zdroje byla $0,16 \pm 0,11$ mg/kg, nejvyšší hodnota $0,27 \pm 0,34$ mg/kg (ovlivněna Elektrárnou Počerady I) a průměrná hodnota celého souboru $0,19 \pm 0,14$ mg/kg.

Hodnoty vyluhovatelnosti As z popílků získané v rámci pasportizace popílků prováděné organizací ORGREZ, a.s. pro Teplárnu Olomouc jsou statisticky zpracovány ve formě box-plotů na obr. 19. Je zřejmé, že hodnoty vyluhovatelnosti jsou vyšší, než je celočeský průměr ($0,19 \pm 0,14$ mg/kg). Pro soubor dat z roku 1994 a 1996 byla zjištěna průměrná hodnota vyluhovatelnosti $1,40 \pm 2,50$ mg/kg As, s tím, že je zde ovlivnění odlehlou hodnotou 8 mg/kg. Po vyloučení této odlehlé hodnoty dosahuje průměrná hodnota vyluhovatelnosti As $0,57 \pm 0,59$ mg/kg. I tato získaná hodnota je významně vyšší než celočeský průměr. Ve dvou srovnávaných letech navíc došlo ke změně laboratoře, která zajišťovala analýzy popílků. Firma ELKOM byla nahrazena akreditovanou laboratoří firmy Bioanalytica, s.r.o. Hradec Králové. Výsledky vyluhovatelnosti As jsou uvedeny na obr. 17. Průměrná vyluhovatelnost popílků z roku 1994 dosáhla hodnoty $0,33 \pm 0,16$ mg/kg a z roku 1996 $2,26 \pm 3,24$ mg/kg. Z uvedených výsledků

je zřejmé, že reálnější data pochází z laboratoří firmy ELKOM, neboť lépe odpovídají hodnotám celočeského průměru.



Obrázek 18 – Vyluhovatelnost As z popílků Teplárny Olomouc v roce 1994 a 1996

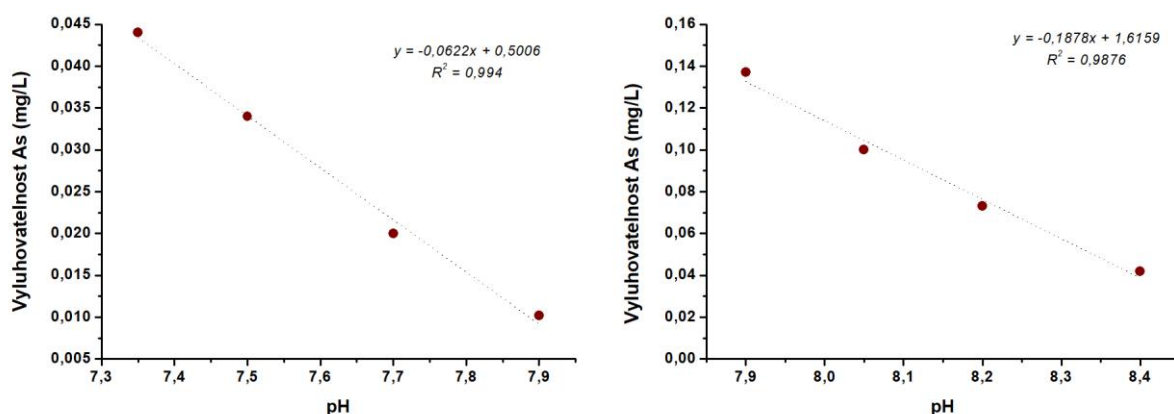
Jak je uvedeno na obrázku výše, je vyluhovatelnost klíčovou informací, pro posouzení možné migrace As do okolního prostředí. Tyto „rozporuplné hodnoty“ neumožňují jednoznačný závěr o schopnosti uloženého popílku uvolňovat As.

Porovnání výsledků vyluhovatelnosti					
Parametr	Jednotka	ELCOM (1994)		BioAnalytica (1996)	
		AVG	STD	AVG	STD
pH	-	7,79	0,47	8,03	0,24
Konduktivita	mS/m	119,75	83,42	13,80	4,76
Ca	mg/kg	2667,50	2100,47	206,40	119,29
Fe	mg/kg	0,57	0,12	pod mezí detekce	
Zn	mg/kg	2,13	2,43	0,28	0,13
Sířany	mg/kg	3887,50	2502,12	1010,80	867,44

Tabulka 7 – Porovnání výsledků vyluhovatelnosti pro ostatní sledované parametry v roce 1994 a 1996

Většina parametrů sledovaných podle vyhlášky byla pod mezí detekce. Z tabulky výše je zřejmý i výrazný rozdíl ve vyluhovatelnosti u Ca, Zn (10x méně) a 3x méně u síranů pro výluhy z roku 1996. Pro sledování vztahů mezi jednotlivými parametry byla použita regresní analýza, která potvrdila pouze statisticky významné závislosti mezi sířany a vápníkem ($r = 0,88$), arsenem a zinkem ($r = 0,89$) a pH a arsenem, ale v tomto případě musel být soubor rozdělen na dva podsoubory do pH 8 a nad pH 8.

Maximální vyluhování As z popílku by mělo probíhat v rozmezí pH 8 - 8 (Thao et al. 2020), naopak Wang et al. (2007) uvádí nárůst vyluhování v rozmezí pH 7 - 8 a pokles vyluhování od pH 8. Ani v tomto případě vyluhování As neprobíhá v souladu s informacemi v literatuře, pravděpodobně i v tomto případě je ovlivněno spíše charakterem souboru analýz z roku 1996, kde byly stanoveny vyšší koncentrace As.



Obrázek 19 – Vyluhování As z popílku z TOL v závislosti na pH

4.1.5 Sekvenční vyluhování

Pro posouzení nebezpečí vyluhování rizikových prvků i As byla zavedena sekvenční extrakční technika, které umožňuje rozdělit rizikové prvky na základě jejich formy výskytu. Sekvenčními vyluhovacími postupy bylo potvrzeno, že As, Cr, Mn, Zn, Cd, Ba, Pb a Co vykazují nejvyšší vyluhovatelnost v kyselém prostředí (Verma et al. 2019).

Sekvenční vyluhování umožňuje sledovat následující formy vazby prvku: vodorozpustná fáze, ionto-výměnná forma, vazba na karbonáty, vazba na amorfni nebo krystalické formy Fe a Mn, organická složka, sulfidy a zbytková frakce, kterou tvoří silikáty. Z hlediska posuzování vlivu na životní prostředí se první 3 formy výskytu (vodorozpustná, ionto-výměnná a uhličitánová) spojují do tzv. labilní frakce, u které se předpokládá, že tato část z celkového obsahu prvku je vyluhovatelná. Řada autorů uvádí, že tato labilní frakce tvoří cca 9 % z celkového obsahu As stanoveného v popílcích (Jegadeesan et al. 2008). Největší podíl v labilní frakci obvykle tvoří As vázaný na karbonáty. Na základě výsledků sekvenční extrakční techniky použité při sledování vyluhovatelnosti As z popílků bylo zjištěno, že vyluhování As ovlivňuje jak amorfni, tak krystalické formy oxidů Fe, což je v souladu s výsledky (Querol et al. 1996; Huggins et al. 2007).

Sekvenční vyluhování je objektivním postupem, jak získat informaci o mobilní složce As z celkového obsahu As v popílcích. V případě popílků z teplárny TOL nejsou k dispozici žádné informace.

4.1.6 Stabilizace vyluhovatelnosti As

Geopolymery s využitím metakaolinu vykazují dobrou schopnost pro imobilizaci As a zároveň vykazují vysokou kompresní pevnost (~15 MPa), což umožňuje využití takového materiálu jako environmentálně šetrného materiálu použitelného pro zásypy (Zhou et al. 2021). Nevýhodou použití metakaolinitu, je jeho příprava kalcinací kaolinitu při teplotě 700 °C, což produkuje značné množství emisí CO₂. Geopolymerní matrice jsou velmi často používány k imobilizaci As.

Během geopolymeryzace může As reagovat buď s Ca-minerálními fázemi tvořit sraženiny arseničnanu vápenatého, nebo reagovat s Friedelovou solí NaFeCl₂·2H₂O, případně reagovat s geopolymerními gely (na bázi vápník-(alumo)-silikát-hydrát) za vzniku povrchových komplexů. Iontová výměna s ettringitem, tvorba Ca-As a Fe-As precipitátů a fyzikální zapouzdření geopolymerním gelem byly převládajícím mechanismem stabilizace arzenu (Zhou et al. 2021). Naopak Bah et al. (2022) nezjistili, že by mobilita

As^(V) byla snížena tvorbou arseničnanu vápenatého, ale přisuzuje ji vzniku geopolymery připraveného s 10M NaOH, který akceleruje rozpouštění alumosilikátů. Někteří autoři, ale nepotvrdili imobilizační potenciál As v geopolymerní matici z důvodu vysokého pH (*Giels et al. 2019*).

Nejčastěji používanou technologií pro minimalizaci vyluhování As je solidifikace/stabilizace (S/S). Technologie S/S využívá čtyři procesy ke snížení vyluhovatelnosti As: adsorpce calcium – silicate- hydrate (C-S-H), srážení alumosilikátu vápenatého (C-A-S-H), tuhnutí ettringitu a fyzikální zapouzdření (*Zhang et al. 2024*).

4.1.7 Zhodnocení ve vztahu k analýze rizik

Posouzení problematiky možného vyluhování As z uložených popelovin je velmi komplikované, protože v předložené zprávě k analýze rizik je k dispozici pouze jediná analýza obsahu As v popílcích. Hodnota je vysoká, neodpovídá koncentracím pro jiné popílků spalované v podobných energetických zařízeních na území ČR. Z pohledu zákona o odpadech nebylo složiště dostatečně ověřováno.

Z doložených výsledků, které jsme získali z pasportizačních listů popílků pro jiná energetická zařízení v rámci celé ČR vyplývá, že hodnota pro složiště je několikanásobně vyšší, je také vyšší než teoretický výpočet možného obsahu As na základě hodnocení faktoru obohacení, a dále vyšší, než byla hodnota obsahu As získaná z pasportizačních listů popílků v roce 1994. Analýza rizik se touto problematikou nezabývá! Celková koncentrace As v popílcích je jedním z faktorů, které určují vyluhovatelný podíl (dle literatury 10 - 15 % z celkového obsahu)!

Podobně nelze posoudit vyluhovatelnost uložených popílků, která se mohla v čase měnit. K dispozici není výluh ze vzorku popelovin odebraných v rámci analýzy rizik.

Bohužel nelze s jistotou využít ani data z TOL, které byly předmětem pasportizačních listů popílků. V roce 1996 došlo ke změně laboratoře, data z roku 1996 vykazují vyšší vyluhovatelnost As a většina dalších parametrů je pod mezí detekce ve srovnání s daty z roku 1994. Parametry stanovené ve výluhu nelze použít ani ke studiu ovlivnění vyluhovatelnosti As při změně pH, nebo v závislosti na koncentraci Fe a Ca.

4.1.8 Zhodnocení vlivu složiště na kontaminaci podzemních vod

Pro posouzení vlivu kontaminace podzemních vod byly využity data z monitorování, které probíhá od roku 2012 ve vrtech MV1 až MV7. Výsledky analýzy podzemních vod včetně informací o hladinách podzemních vod během odběru vzorků byly získány z Veolia Energie ČR, a.s. Generálně lze potvrdit trend klesající koncentrace As v podzemních vodách, s tím že nejvyšší koncentrace byla naměřeny ve vrtu MV-3. Podzemní voda z tohoto vrtu také vykazovala od roku 2020 vyšší koncentrace než vody z ostatních vrtů, výrazně na úroveň ostatních vrtů se snížila až v roce 2024. Podzemní voda z tohoto vrtu vykazovala nejvyšší maximální koncentrace v roce 2014, 2016 i 2018.

Doba, po kterou se těžké kovy vyluhují z popílkových složišť, závisí na několika faktorech: druh popílků, podmínky prostředí a konstrukce složiště. Těžké kovy se mohou vyluhovat po delší dobu, někdy i desítky let. Z hlediska rychlosti a rozsahu vyluhování je klíčovým faktorem pH, složení popílků a průtok podzemní vody. Informací o chemizmu podzemních vod v okolí složišť popílků v literatuře moc není. *Verma et al. (2016)* uvádí koncentrace

obsahu Fe v podzemních vodách v okolí složišť popílků v rozmezí 0,186 – 11,98 mg/l. Tyto koncentrace odpovídají i rozsahům zjištěných v podzemních vodách z vrtu MV1 až MV7.

Jednu z největších studií zaměřenou na vyluhování polutantů z odkališť v USA publikoval (*Harkness et al. 2016*), který uvádí, že sírany, As a Se mohou být z popílkových složišť diferenciálně vyluhovány, neboť jsou modifikovány redoxními a kyselými podmínkami. Vyluhování oxyaniontů (tj. As, B, Cr, Mo, Sb, Se a V) z popílku je řízené poměrem pH a Ca/SO₄. Závislost mezi As a sírany byla prokázána pouze v podzemních vodách s nízkým obsahem síranů. Překvapivě As, poskytoval závislosti i s chloridy. Chloridy byly rozhodující pro rozdělení podzemních vod z okolí odkališť do 2 kategorií, a to <10 mg/l a >10 mg/l (*Harkness et al. 2016*). Koncentrace ostatních sledovaných parametrů se pohybovaly v rozmezí: Fe 151 -10900 µg/L, Ca 4,5 – 146,1 mg/l, sírany 10 – 580 mg/l, chloridy 1,5 - 220 mg/l s tím, že největší počet vzorků obsahoval koncentrace chloridů v rozmezí 10 - 30 mg/l.

Geochemické chování As má určitě standardní zákonitosti, které by měly být uplatnitelné i pro podzemní vody, zvláště v případě, že se očekává jejich ovlivnění vyluhování As ze složiště popílků. Závislosti určené pro popílků, by se měly promítnout i do chemizmu podzemních vod (očekávána vyluhovatelnost As v závislosti na pH, na koncentraci síranů, Ca²⁺ a hlavně na přítomnosti oxido-hydroxidů Fe. Z toho důvodu byla z dat (získaných ze sledování kvality podzemních vod od roku 2012, pro potřeby firmy Veolia) připravena korelační matice (Pearsonův korelační koeficient). Při sledování chemického složení podzemních vod ze všech získaných dat nebyly získány očekávané statisticky významné závislosti mezi koncentrací As, pH, Ca a sírany.

Ve všech vrtech byla prokázána staticky významná korelace mezi Fe a As (nejnižší hodnota korelace byla zjištěna ve vrtu MV1 $r = 0,68$ a nejvyšší v podzemních vodách z vrtu MV4 $r = 0,87$).

Forma výskytu As v podzemních vodách byla ověřena použitím programu PHREEQC, který se využívá pro provádění různých typů geochemických výpočtů, včetně modelování chemických reakcí ve vodách (PHREEQE--A Program for Geochemical Calculations) Pro provedení výpočtu výskytu jednotlivých fází byly použity průměrné hodnoty koncentrací pro vrt MV3 a MV6.

Saturační index (SI) je měřítko nasycení minerálů ve vodním roztoku. Používá se v geochemii k odhadu, zda bude minerál v daném roztoku rozpouštět, srážet, nebo zůstat stabilní.

SI je vypočítán pomocí následujícího vzorce: $SI = \log \left(\frac{IAP}{K_s} \right)$

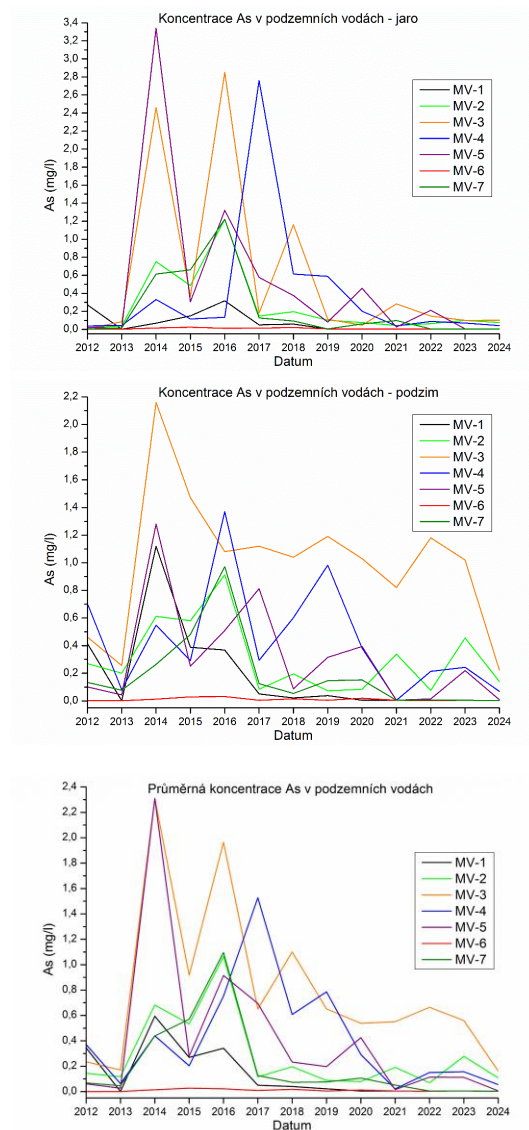
kde:

- **IAP** je iontový produkt aktivity, což je součin aktivit iontů v roztoku,
- **K_s** je rozpouštěcí konstanta minerálu.

Výsledek saturačního indexu může být interpretován takto:

- **SI > 0:** Roztok je přesycený daným minerálem, což znamená, že se minerál může srážet.

- **SI = 0:** Roztok je v rovnováze s minerálem, což znamená, že nedojde k žádné změně.
- **SI < 0:** Roztok je nenasycený daným minerálem, což znamená, že se minerál může rozpouštět.



Obrázek 20 – Vývoj koncentrace As v podzemních vodách v čase, pro celkový soubor, podzimní a jarní období

Z tabulky 7 vyplývá, že ve stavu přesycení jsou různé formy oxidů železa. Korelaci As s Fe v podzemních vodách ze všech vrtů MV6 vysvětlit blízcím se stavem nasycení a možným vznikem fáze $\text{FeAsO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$, kdy se hodnota SI blíží 0. Z vysokých hodnot koeficientu korelace mezi Fe a As v podzemních vodách vyplývá, že vytvoření As-fáze je limitované jeho adsorpcí na Fe-oxidy a oxidačně-redukčními podmínkami prostředí.

Saturační index minerálních fází vypočtený z PHREEQC pro průměrné hodnoty			
Minerální fáze	Chemický vzorec	MV3	MV6
Kalcit	CaCO_3	0,22	-0,89
	$\text{Fe}_3(\text{OH})_8$	3,81	
	$\text{Fe}(\text{OH})_{2.7}\text{Cl}_3$		5,91
Ferrihydrit	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	3,57	1,77
Goethit	FeOOH	6,37	4,58
Hematit	Fe_2O_3	15,08	11,49
Lepidocrocit	FeOOH	5,98	4,18
Maghemit	Fe_2O_3	8,31	4,72
Magnesioferrit	Fe_2MgO_4		1,98
Magnetit	Fe_3O_4	18,97	14,37
Na-Jarosit	$\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	1,06	
	$\text{FeAsO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$	-2,98	-0,5
	$\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2 \times 4\text{H}_2\text{O}$	-1,91	
Smithsonite	ZnCO_3	-1,88	-3,38

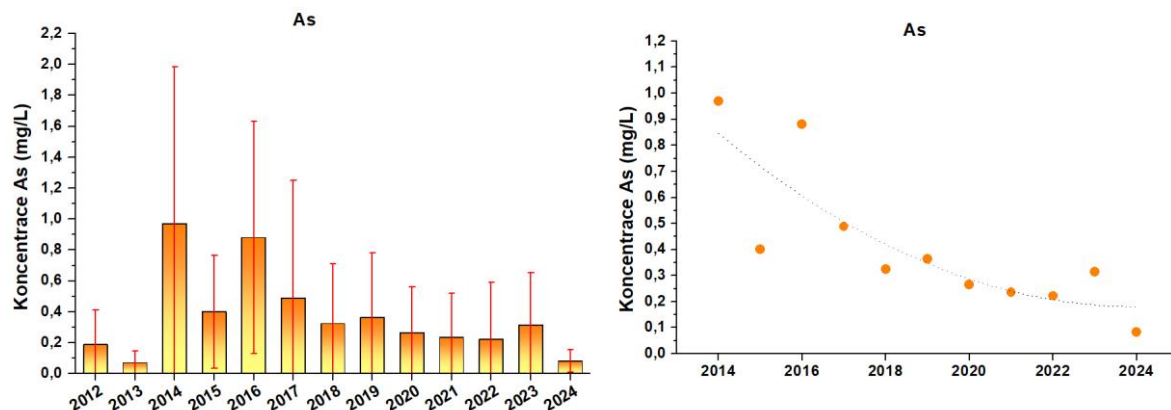
Tabulka 8 – Saturační index minerálních fází vypočtený z PHREEQC pro průměrné hodnoty chemického složení podzemních vod z vrtu MV3 a MV6

4.1.9 Vyluhování sledovaných parametrů v čase

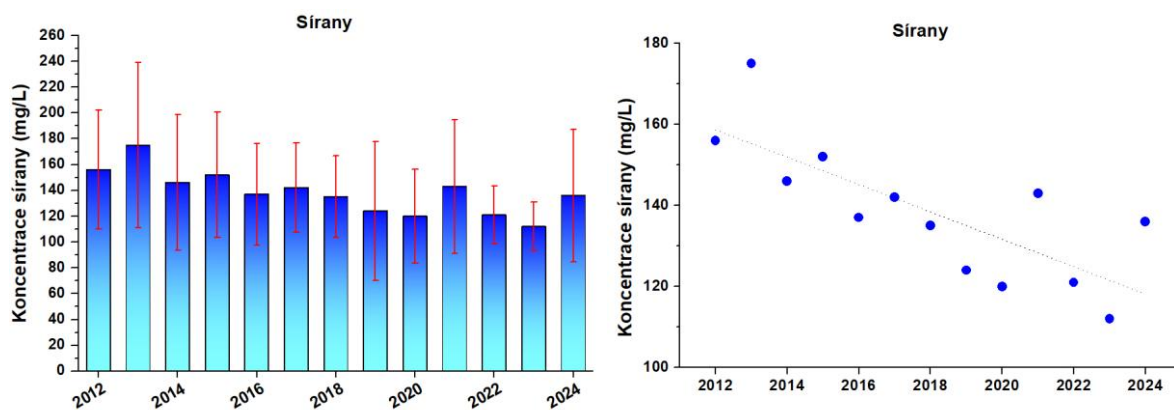
Podzemní vody v jednotlivých vrtech vykazují značnou variabilitu koncentrace As. Pro zhodnocení chování As v dotčeném území byly vytvořeny obrázky průměrné koncentrace včetně standardní směrodatné odchylky pro jednotlivé parametry sledované v podzemních vodách (viz obrázek níže). V pravé části obrázku jsou umístěny závislosti mezi koncentrací sledovaných parametrů a dobou odběru vzorku. Změny koncentrace v čase se projevují nárůstem, poklesem a u některých parametrů nebyla prokázána žádaná změna.

- Pokles koncentrace je prokazatelný pro: As (polynomická závislost), sírany, Fe, Ca, pH (směrem do kyselější oblasti).
- Nárůst koncentrace: chloridy, Na, Zn, konduktivita.
- Beze změny: hydrogenuhličitany.

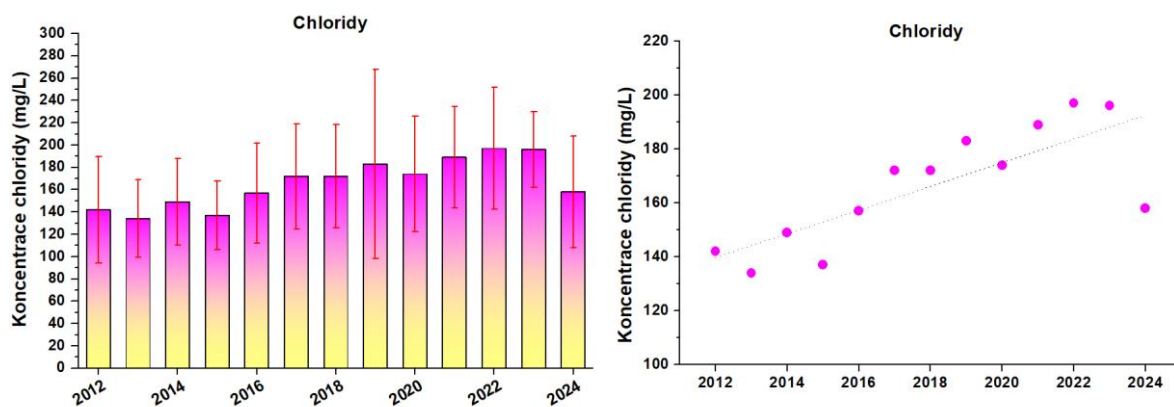
Z hodnot koeficientu korelace vyplývá, že konduktivita je nejvíce ovlivňována koncentrací chloridů ($r = 0,78$), Na ($r = 0,56$), sírany ($r = 0,48$), hydrogenuhličitany ($r = 0,35$) a není ovlivňována Ca.



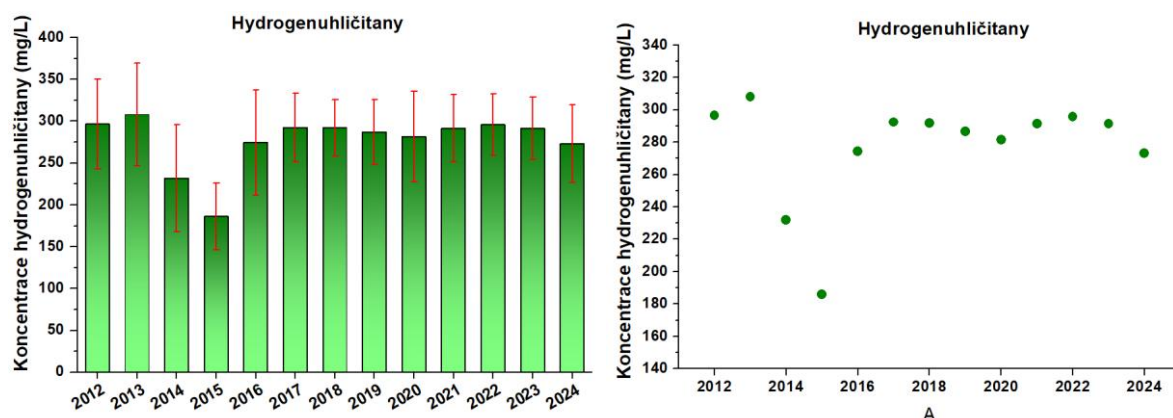
Obrázek 21 – Koncentrace As v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), polynomičká závislost pro pokles koncentrace As s časem



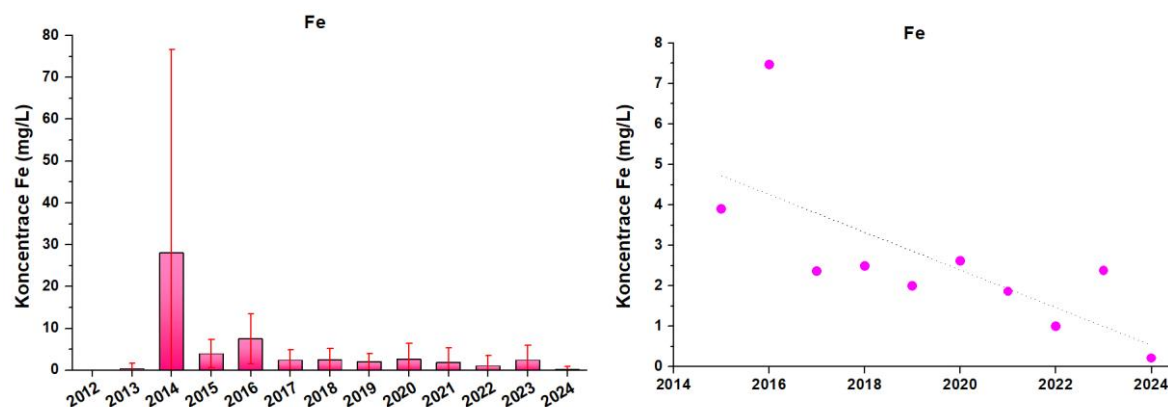
Obrázek 22 – Koncentrace síranů v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), koncentrace síranů s časem kontinuálně klesá



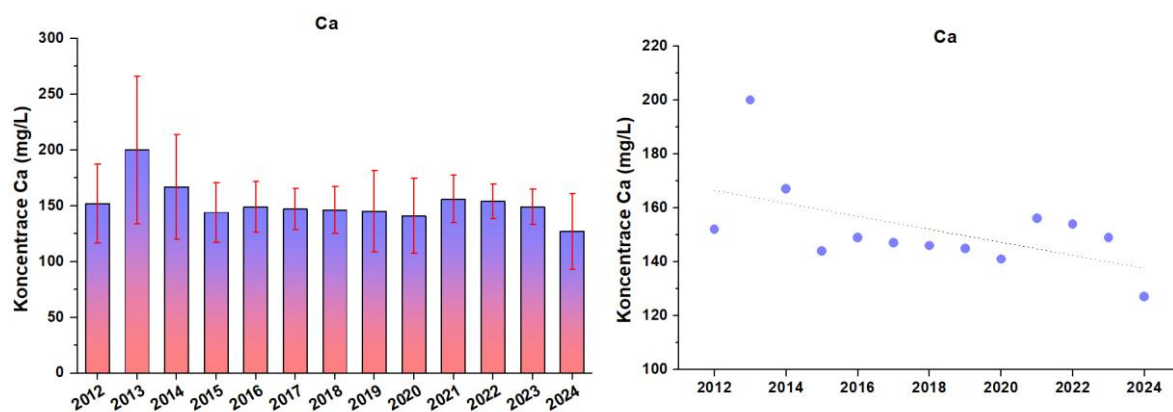
Obrázek 23 – Koncentrace chloridů v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), koncentrace chloridů v podzemních vodách s časem vzrůstá



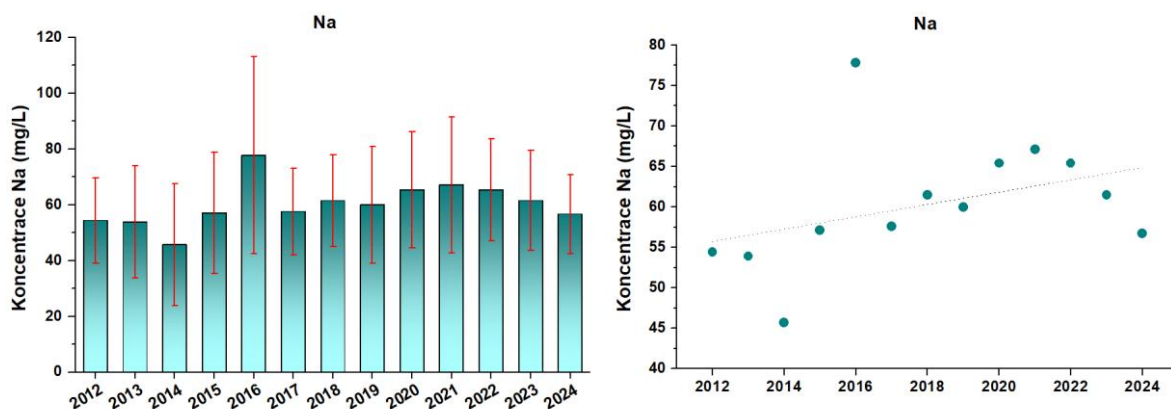
Obrázek 24 – Koncentrace hydrogenuhličitánů v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), s výjimkou roku 2014 a 2015 jsou koncentrace hydrogenuhličitánů téměř konstantní.



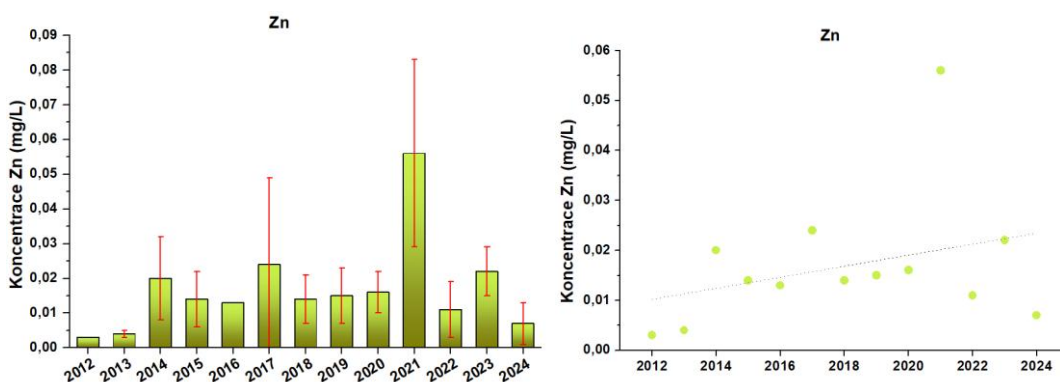
Obrázek 25 – Koncentrace Fe v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), vyloučen rok 2014, kdy byly koncentrace anomální, v dalších letech koncentrace Fe lineárně klesá



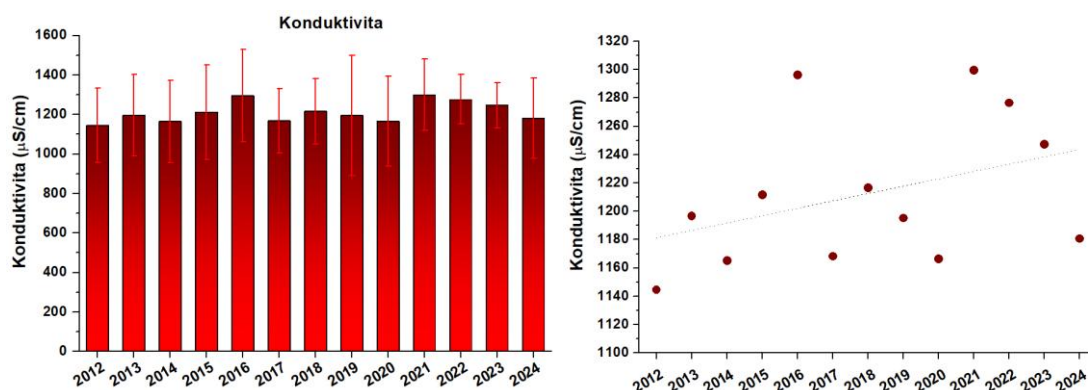
Obrázek 26 – Koncentrace Ca v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), koncentrace Ca s časem klesá



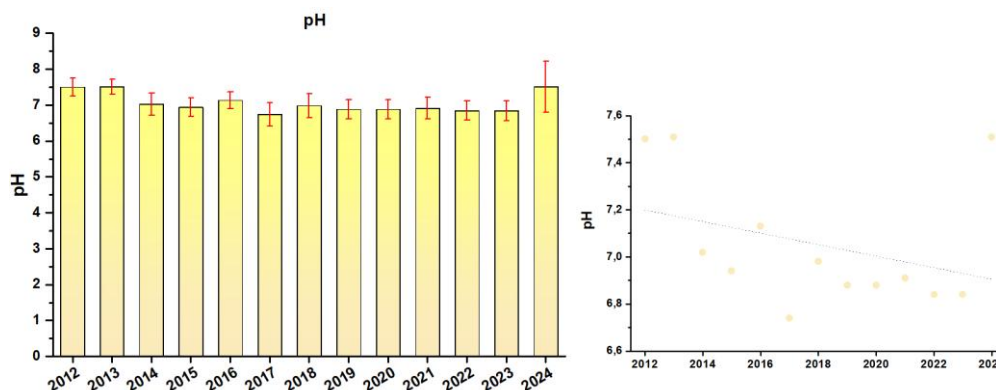
Obrázek 27 – Koncentrace Na v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), koncentrace kontinuálně vzrůstá do roku 2021, s následným poklesem od roku 2022



Obrázek 28 – Koncentrace Zn v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý) mírně vzrůstá až do roku 2020, s extrémní hodnotou 2021 a následným poklesem od roku 2022



Obrázek 29 – Konduktivita v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnutý všechny vrtý), prokázána statisticky méně významná lineární závislost ($r=0.38$) do roku 2023 s následným poklesem v roce 2024



Obrázek 30 – Vývoj hodnoty pH v čase (zahrnutý všechny vrtů), až do roku 2023 hodnota pH klesá, v roce 2024 změna, nárůst na hodnotu 7.51 ± 0.7 , nárůst byl zjištěn u podzemních vod ze všech vrtů s výjimkou vrtu MV-1

Vyhláškou č. 264/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod jsou kromě As sledovány ještě chloridy (limitní hodnota 200 mg/l) a sírany (400 mg/l). V roce 2024 byly koncentrace chloridů ve všech vrtech <200 mg/l. Koncentrace síranů nebyla v podzemních vodách překročena.

Srovnání s Vyhláškou č. 264/2015 Sb.			
Vrt	Chloridy > 200 mg/l	Vrt	
MV1	2017-2023	MV2	Nebyly zvýšené obsahy
MV3	2016-2023	MV5	Nebyly zvýšené obsahy
MV4	2021-2023	MV7	Nebyly zvýšené obsahy
MV6	2021-2023	-	-

Tabulka 9 – Srovnání koncentrace chloridu s Vyhláškou č. 264/2015 Sb.

Obohacování podzemních vod těžkými kovy je způsobeno nízkou propustností horninového podloží a nízkou rychlostí průsaku půdní vody (Verma et al. 2021). Kvalitu vody z hlediska těžkých kovů lze kvantifikovat pomocí metody výpočtu: „Heavy Metal Evaluation Index“ (HEI), autorů Edet a Offiong (2002) v Verma et al. (2021) se vypočítá takto:

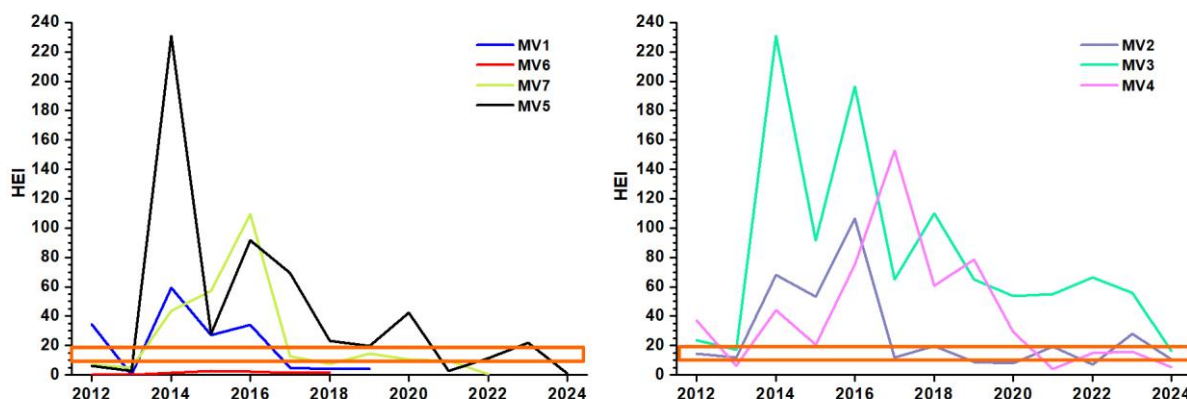
$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_c}{H_{mas}}$$

Kde:

- H_c je sledovaná hodnota parametru
- H_{mac} maximální přípustná koncentrace parametru

Podle Edet a Offiong (2002) jsou navržena kritéria HEI následující:

- **nízká** (HEI < 10),
- **střední** (HEI = 10-20)
- **vysoká** (HEI > 20) míra znečištění.



Obrázek 31 – Hodnoty HEI a jejich vývoj v čase, oranžová značí střední riziko.
Podzemní vody z vrtu MV1, MV5, MV6 a MV7 vykazují nízké riziko, podzemní vody z ostatních vrtů MV2, MV3 a MV4 značí střední riziko (oranžový rámeček)

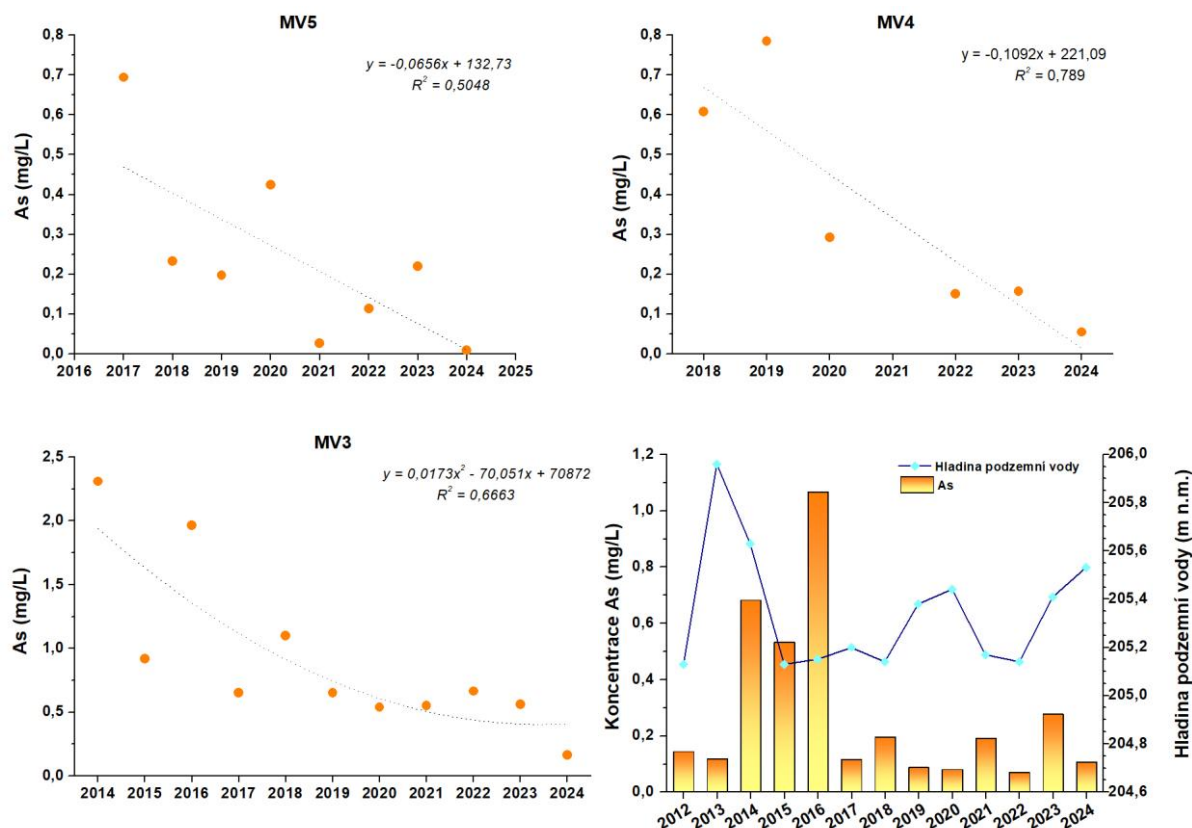
Z hodnot koncentrace As vyplývá, že v některých vrtech se koncentrace dostala pod hodnotu 10 µg/l, a to v podzemních vodách z vrtu MV6 od roku 2019, MV1 od roku 2020, MV7 od roku 2021, MV5 od roku 2024. Koncentrace As je posuzována podle Vyhlášky č. 264/2015 Sb., kterou se mění vyhláška č. 5/2011 Sb., o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod.

Ze sledování časového vývoje koncentrace As vyplývá, že u podzemních vod z vrtu MV1, MV2, MV3, MV6 a MV7 byla v letech 2014 až 2016 naměřena anomální koncentrace As. U vrtu MV 5 byla anomální hodnota naměřena v roce 2014 a ve vrtu MV4 anomální hodnoty nebyly naměřeny. K nejvyšší vyluhovatelnosti As došlo v rozmezí třetího až pátého roku měření.

Nárůst vyluhovatelnosti As ve složitých popílků po roce od jeho uložení uvádí *Lokeshapa a Dikshit (2012)*, zatímco u jiných prvků Se, Cr uvádí pokles vyluhovatelnosti. Koncentrace As v podzemních vodách klesá z důvodu jeho adsorpce na různé formy oxidu železitého, které vznikají při zvětrávání popílku (*Catalano et al. 2012 v Wang et al. 2020*). Matematický model pro sledování vyluhovatelnosti rizikových prvků a Fe z popílků při simulaci srážkové činnosti uvádí *Sing et al. (2007)*. Klíčovými faktory, které určovaly funkčnost modelu bylo pH, velikost částic popílků, vodní kapacita (WHC). Vyluhovatelnost Fe se měnila podle druhu popílků a během 10 let se snížila z 1,247 mg/l na 0,25 mg/l, tj. o 80 %, případně z 0,452 mg/l na 0,059 mg/l, tj. o 87 %). Pro As nebylo vyloužené množství stanoveno, neboť koncentrace As ve vstupním výluhu byla pod mezí detekce. Vzhledem k tomu, že v popílcích ze složiště Nemilany je silná korelační vazba mezi As a Fe, lze předpokládat, že průběh úbytku As bude obdobný.

Pokud nezapočteme anomální hodnoty z let 2014-2016 do průběhu závislosti úbytku As v čase, lze snížení koncentrace As v podzemních vodách vyjádřit lineární regresní rovnicí. Z rovnice lze spočítat, že k poklesu koncentrace As ve vrtu MV5 dojde v roce 2025 a v případě podzemních vod z vrtu MV4 o rok později (v roce 2026). Přibližně 14x vyšší koncentrace As (0,14 mg/l), než je limitní hodnota byla naměřena v podzemních vodách ve vrtu MV2. V tomto případě podzemní vody nevykazují jednoznačný trend v poklesu koncentrace As s časem, který by mohl být vyjádřen modelem. Je pravděpodobné, že

podzemní voda je kontinuálně dotována průsakem As z odkaliště. Ve vrtu MV3, kde byla v roce 2024 naměřena koncentrace As 0,16 mg/l byla pro úbytek koncentrace v závislosti na čase prokázána polynomičká závislost, ze které vyplývá, že hodnota As byla klesnou na 0,01 mg/l v roce 2025. Lze předpokládat, že pod limit 0,01 by se dostala v roce 2026.

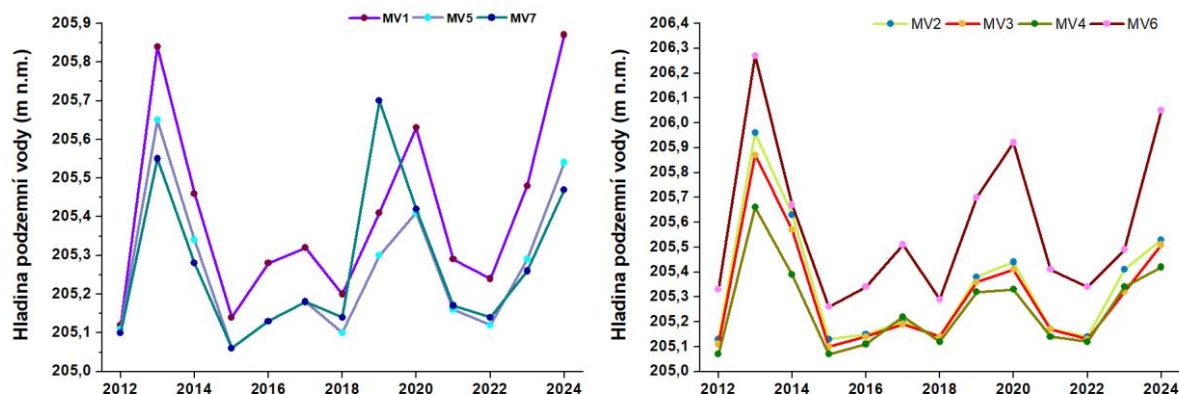


Obrázek 32 – Vývoj koncentrace As v podzemních vodách ve vrtu MV3, MV4 a MV5 od roku 2016 do roku 2024 a vztah mezi hladinou podzemní vody a koncentrací As ve vrtu MV2

4.1.10 Vliv hladiny podzemních vod na změnu koncentrace

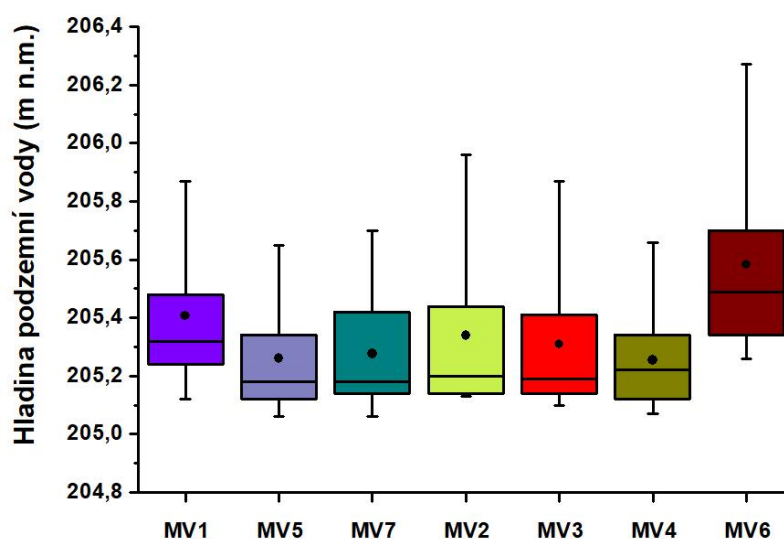
Výšky hladiny podzemních vod byly získány z map *hydroizohyps*, které byly sestaveny při odběrech vzorků podzemních vod k analýzám z databáze Veolia Energie ČR, a.s.

Z ročního sledování výšky hladiny podzemních vod vyplývá, že ve všech vrtech byla hladina nejvýše v roce 2013 s následným poklesem do roku 2015, a nárůstem v roce 2019 a 2020 (nárůst o 20 - 30 cm) poklesem do roku 2022 s následným nárůstem do roku 2024. Hladina podzemních vod v roce 2024 byla ve vrtu MV1 a MV6 srovnatelná s rokem 2013.

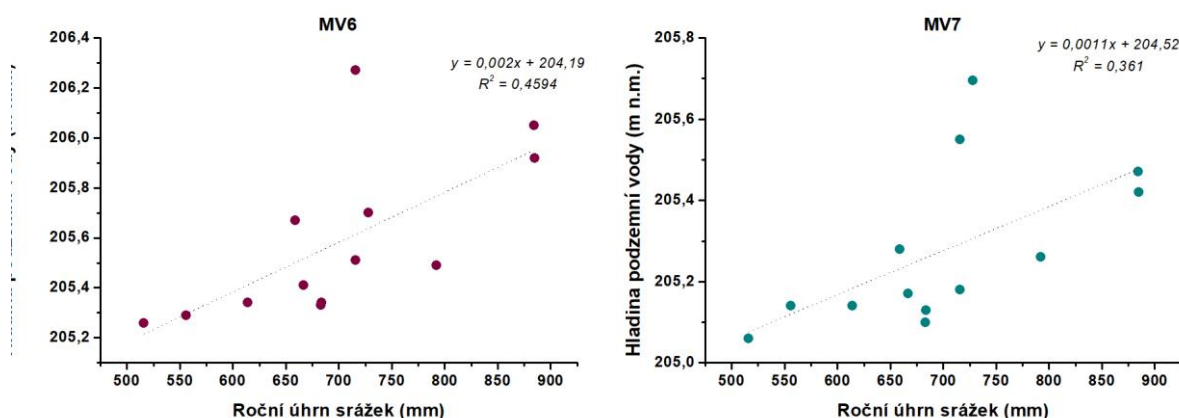


Obrázek 33 – Průměrná roční hodnota hladiny podzemní vody ve vrtech za monitorované období, vlevo vrty vzdálenější od řeky Moravy, vpravo vrty blízko řeky Moravy

Průměrná roční hodnota hladiny byla získána při dvou ročních odběrech vzorků podzemních vod. Z box-plotů pro hladiny podzemních vod za celé sledované období vyplývá, že nejvyšší hladina podzemních vod byla zjištěna ve vrtu MV1 a MV6. Hladina podzemní vody je obvykle ovlivňována množstvím srážek, které se vsakují do půdy, horninovým podložím, půdní strukturou a vegetačním krytem, případně břehovou infiltrací z blízkého povrchového toku. Z dat o ročním srážkovém úhrnu, které jsme získali ze serveru chmi.cz ze stanice Olomouc-Holice (Průběh srážek ve stanici Olomouc, Holice) a z průměrné roční hodnoty pro výšku hladiny podzemní vody byla získána statisticky významná závislost (obr. 24) pro vrt MV1 ($r = 0,75$), MV5 a MV6 ($r = 0,68$) na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ a statisticky méně významná závislost byla prokázána pro vrty MV2 ($r = 0,46$), MV3 ($r = 0,47$), MV4 ($r = 0,56$) MV7 ($r = 0,60$) na hladině významnosti $\alpha = 0,01$. Z hodnoty koeficientu korelace vyplývá, že podzemní voda ve vrtech VM1 a VM6 nejlépe odpovídá celkovému úhrnu srážek, zatímco hladina podzemní vody v ostatních vrtech je ovlivněna i jinými faktory, hlavně charakterem geologického podloží a vodní kapacitou půdního prostředí (*Water Holding Capacity, WHC*).



Obrázek 34 – Box-plot pro výšku hladiny podzemních vod za celé sledované období



Obrázek 35 – Závislost mezi ročním úhrnem srážek a výškou hladiny podzemní vody pro vrt MV6 a MV7

V tabulce 10 je uvedena závislost mezi koncentrací a výškou hladiny podzemní vody. Pouze u jediného vrtu (MV5) platí, že zvýšení hladiny podzemní vody způsobuje vyšší vyluhování všech sledovaných parametrů s výjimkou As – kontaminace je přinášena. U vrtu MV 6 a MV2 je závislost opačná, kdy k nižšímu vyluhování dochází při zvyšování hladiny podzemní vody (vliv ředění). Ve vrtu MV6 tato závislost platí i pro As a Fe. Ve většině vrtů bylo prokázáno, že koncentrace Ca vzrůstá se stoupající hladinou podzemní vody, Ca je do oblasti přinášena. Nejednoznačná je situace u chloridů, kdy v podzemních vodách z vrtů MV1, MV3 a MV5 koncentrace vzrůstá s rostoucí hladinou podzemní vody (chloridy jsou přinášeny), zatímco ve vrtech MV2, MV4 a MV6 koncentrace chloridů klesá s rostoucí hladinou podzemní vody vlivem ředění. Z pohledu chování As je nejdůležitější chování Fe v podzemních vodách, kdy ve většině případů MV1, MV2, MV6 a MV7 koncentrace klesá s rostoucí hladinou podzemní vody (vliv ředění). Výjimkou je podzemní voda z vrtu MV5, kdy koncentrace Fe v podzemních vodách vzrůstá, Fe je do vrtu přinášeno. Vrt MV5 je situován nejbližší hrázi odkaliště. Ve vrtu MV7, který je vzdálen cca 150 m od odkaliště byla prokázána závislost As a Fe na výšce hladiny podzemní vody, kdy s rostoucí hladinou koncentrace klesá, projevuje se vliv ředění.

Hodnoty koeficientu korelace pro koncentraci a výšku hladiny podzemní vody						
Vrt	As	Síraný	Chloridy	Na	Ca	Fe
MV1			↑ 0,48		↑ 0,62	↓ 0,64 polynomická
MV2		↓ 0,62	↓ 0,41	↓ 0,62	↑ 0,40	↓ 0,64 exponenciální
MV3	↓ 0,63		↑ 0,82	↓ 0,56	↑ 0,52	
MV4			↓ 0,51	↓ 0,40	↑ 0,45	
MV5		↑ 0,54	↑ 0,51	↑ 0,56	↑ 0,36	↑ 0,65
MV6	↓ 0,80		↓ 0,54	↓ 0,89		↓ 0,83 polynomická
MV7	↓ 0,48					↓ 0,46

Tabulka 10 – Hodnoty koeficientu korelace pro koncentraci a výšku hladiny podzemní vody

4.1.11 Zdůvodnění vyšší koncentrace As ve vrtu MV-6

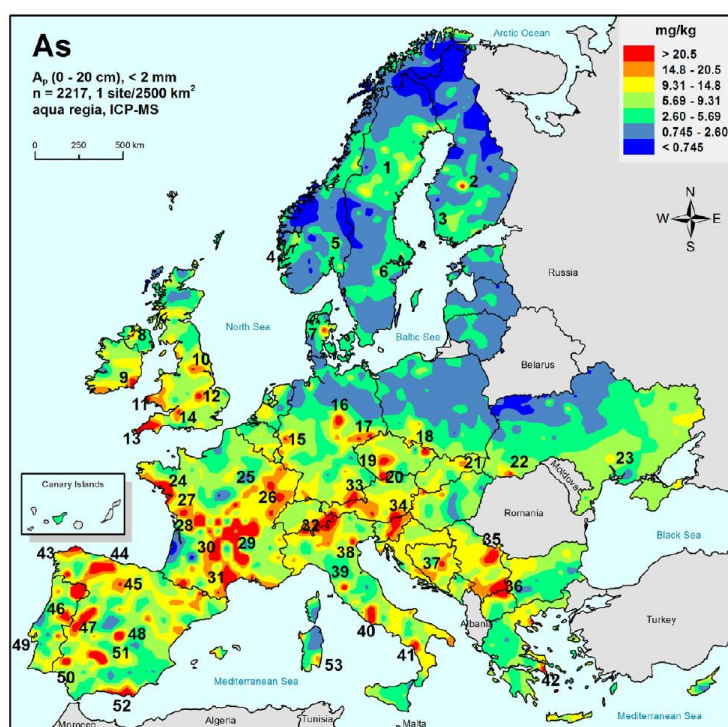
Vrt MV-6 se nachází mimo hodnocené složiště popelovin, ve vzdálenosti přibližně 1,3 km severně na okraji městské části Nemilany. Vrt je umístěn proti směru proudění podzemní

vody na přítokovém profilu čili reprezentuje podzemní vodu přitékající na složiště. Chemismus podzemní vody zde tedy není ovlivněn uloženým materiálem na složišti. Je zřejmé, že zdrojem zvýšených koncentrací As ve vrtu MV-6 není hodnocené složiště popelovin.

Z tabulky 10 vyplývá, že ve vrtu MV-6 se množství As snižuje s nárůstem hladiny podzemní vody, tzn. dochází k ředění v závislosti na množství srážek.

Vzhledem k tomu, že v okolí vrtu MV-6 je zemědělsky intenzivně využívaná oblast je nutné si uvědomit, že se v minulosti používalo až 30 druhů insekticidů a herbicidů s obsahem As. *Jayasumane et al. (2015)* uvádí, že pesticidy mohly obsahovat 0,18 mg/kg až 2,53 mg/kg. **Hlavním zdrojem As v zemědělských půdách ale může být aplikace fosfátových hnojiv, které obsahovaly As v rozmezí 9 – 31 mg/kg (*Jayasumane et al. 2015*).** Množství As ve fosfátových hnojivech se měnilo v závislosti na jejich genezi. V UK se z fosfátových hnojiv do zemědělských půd během jednoho roku dostalo až 6,1 t As (<https://www.saferphosphates.com/f/74720/x/6262375ef9/scaht-2018-arsenic-report.pdf>).

V některých půdách byla zaznamenána historická zátěž způsobená As, protože fosfátová hnojiva používaná před rokem 1948 obsahovala 401–1575 mg/kg ve srovnání s 1,6–20,3 mg/kg v pozdějších letech (*Hartley et al. 2013*). Na obrázku níže je znázorněna koncentrace As v zemědělských půdách nebo v půdách využívaných jako pastviny v Evropě a v ČR (18 – lokalita Ostrava) podle *Tarvainen et al. (2013)*.



Obrázek 36 – Obsah arsenu z hnojiv v půdách

4.1.12 Vyhodnocení

- Z hydrogeochemických výsledků vyplývá, že As v podzemních vodách netvoří vlastní fáze (arseničnany), což vyplývá, že záporné hodnoty saturačního indexu. As je vázán sorpčními procesy na oxidy a hydroxidy Fe.

- Dynamika vyluhování As bude ovlivněna rychlostí oxidace primárních Fe-minerálů v popílku (magnetit, maghemit, hematit) na limonit, goethit apod. Amorfni hydroxidy Fe budou vykazovat vyšší sorpční schopnost As. Z tohoto pohledu by byla důležitá znalost oxidačně-redukčních podmínek v podzemních vodách, které ale nebyly stanovovány. Doporučujeme zařazení parametru Eh pro další monitoring.
- Při zhodnocení chování stanovených parametrů v podzemních vodách v časovém vývoji (společně pro všechny vrty v rámci jednoho roku) se prokázal pokles koncentrace As (polynomická závislost), sírany, Fe, Ca, pH (směrem do kyselejší oblasti).
- Ostatní potenciálně znečišťující prvky či sloučeniny, jako jsou např. těžké kovy, nepřekračují stanovené limity, a proto nejsou předmětem dalšího posuzování.
- Nárůst koncentrace: Zn, dále chloridy + Na, které jsou příčinou vzrůstu hodnot konduktivity. Vzhledem k vysoké rozpustnosti a nízké schopnosti sorpce jsou vyluhovány. Hodnoty chloridů se blíží limitním hodnotám 200 mg/l. Hodnoty chloridů v podzemních vodách jsou relativně vysoké, většinou se jejich obsahy v podzemních vodách v okolí popílkových složišť pohybují do 50 mg/l, ale vyskytují se i koncentrace až do 400 mg/l. Technologické omezení vyluhovatelnosti chloridů je s výjimkou (zabránění prosakování) téměř nemožné z hlediska jejich vysoké migrační schopnosti.
- Koncentrace sledovaných parametrů v podzemních vodách je ovlivněna hladinou podzemní vody. Zvláště významný faktorem je to u Fe.
- **Prokázalo se, že koncentrace As postupně klesají. Nejvyšší (skokový) nárůst byl podobně jako u Fe zaznamenán v roce 2014 a následně ještě v roce 2016, od tohoto roku dochází k poklesu. V některých vrtech se koncentrace As dostala pod limitní koncentraci (0,01 mg/l), ve vrtech pod odkalištěm v nivě řeky Moravy (MV2, MV3 a MV4) ještě koncentrace As převyšují více než 10x limitní koncentraci. Z modelu, který byl vytvořen na základě sledování koncentrace As v čase lze předpokládat, že ve vrtu MV2 a MV4 poklesne koncentrace pod limitní hodnotu nejpozději v roce 2026. Pro podzemní vody z vrtu MV3 nebylo možné model spočítat (viz kap. 4. 1. 11.).**

Z uvedených výsledků vyplývá, že složiště popílku nepředstavuje významné riziko z hlediska kontaminace podzemních vod. 100% jistota pro toto tvrzení by byla v případě, kdyby bylo doloženo, že celkový vyluhovatelný potenciál uloženého popílku je nízký, a to na základě provedené mineralogické analýzy, správných výsledků celkového obsahu As ve složišti a potenciálu jeho vyluhovatelnosti ve vztahu k oxidačně redukčnímu potenciálu prostředí.

4.2 Stav složišť popelovin v ČR

V České republice se nachází několik desítek úložišť vedlejších energetických produktů z elektráren a tepláren o instalovaném výkonu větším než 100 MW a nespočet dalších menších úložišť. V rámci projektu TITSMP0816 bylo přehledně zpracováno 34 významnějších úložišť VEP na území ČR (GET s.r.o. et al., 2021).

V současnosti je část existujících úložišť stále aktivních, jako např. vnitřní výsypka lomu Bílina (Ledvice), úložiště Stodola (Tušimice), úložiště Silvestr (Tisová), úložiště Smolnická výsypka (Vřesová), úložiště Třebovice (Třebovice) atd.

Část úložišť byla již uzavřená a úspěšně rekultivována. Jako příklad lze uvést odkaliště popílku Tušimice, označované tako jako odkaliště T, které bylo využíváno v letech 1967–2003 k hydraulickému ukládání strusky a popílku. Po ukončení provozu úložiště byla v letech 2010–2011 provedena technická rekultivace redeponováním strusky, položením geotextílie a překryvem finální vrstvou zeminy. Následně byla provedena biologická rekultivace. V současnosti se zde nacházejí louky a pastviny charakteru stepi, jež jsou spásány ovci a kozy. Rovněž se zde vyskytuje kriticky ohrožený druh motýla okáče metlicového (*Hipparchia semele*). Území je v současnosti využíváno jako jiná krajinná zeleň. Způsob využívání lokality vyžaduje nutnost institucionální kontroly. V případě změny funkčního využívání lokality na více citlivé ve srovnání s využitím současným by znamenalo vznik neakceptovatelného zdravotního rizika stávající kontaminací (SEKM3, 2025). Dalším z již rekultivovaných úložišť je výsypka Antonín, kde byla v období šedesátých až sedmdesátých let dvacátého století hydraulicky ukládána směs strusky a popílku z elektrárny Tisová. Po ukončení provozu bylo úložiště lesnický zrehabilitováno, přičemž ve střední části bylo vybudováno arboretum Antonín (GET s.r.o. et al., 2021). Odkaliště elektrárenských popílků Dříteč, jež bylo provozováno v letech 1963–2005, bylo rovněž využíváno k hydraulickému ukládání strusky a popílku produkovaných elektrárnou Opatovice. Ve svrchních partiích byl deponován stabilizát, který byl následně využit k rekultivaci území. Dnes se zde nachází golfové hřiště Golf Resort Kunětická hora. (GET s.r.o. et al., 2021).

Jak uvádí Tropek a Běhounek (2014) složiště a odkaliště popílku v ČR se v průběhu času staly útočištěm mnoha ohrožených druhů hmyzu a pavouků. Např. pískomilný brouk Svižník písčinný (*Cylindera arenaria viennensis*) byl jedním z vůbec prvních ohrožených druhů, jež byl na popílkovištích elektráren v Opatovicích a Chvaleticích objeven (Mertlík J., 2011). Tento brouk již na svých původních přírodních stanovištích téměř nežije, avšak na popílkovištích je nacházen i v populacích s početností tisíců jedinců. Na odkališti Hodějovice, kde byl v letech 1980–2009 hydraulicky ukládán popílek z teplárny České Budějovice, byl zaznamenán výskyt zlatěnky tyrkysové (*Chrysis iris*) a zlatěnky *Chrysis graellsii sybarita*, které byly považovány za vyhynulé (Halada M., 2010). Tropek a Běhounek (2014) rovněž ve své práci uvádí, že běžně používaný způsob rekultivace úložišť popílku, spočívající ve vysušení odkalovací nádrže a následném překrytí celé plochy inertním materiálem je naprosto fatální pro unikátní vlastnosti těchto stanovišť.

Rovněž v části hodnoceného území složiště Nemilany, v prostoru laguny č. 1, byl zaznamenán výskyt chráněných druhů. Tato je součástí soustavy NATURA 2000 – evropsky významná lokalita (EVL) Morava – Chropýňský luh (CZ0714085), která byla v roce 2013 vyhlášena NV ČR č. 318/2013 Sb. Předmětem ochrany jsou zde mimo jiné chráněné druhy živočichů, a to bobr evropský (*Castor fiber*), čolek velký (*Triturus cristatus*), hrouzek Kesslerův (*Gobio kesslerii*), modrásek bahenní (*Maculinea nausithous*) a ohniváček černočárny (*Lycaena dispar*). Je velmi pravděpodobné, že se uvedené chráněné druhy vyskytují i v prostoru laguny č. 2. Vzhledem k výše uvedenému doporučujeme za účelem volby vhodného způsobu rekultivace složiště Nemilany provést biologickou studii území, které prozatím do EVL zařazeno není.

Dále je zde nutno uvést, že v současnosti existuje mnoho úložišť nacházejících se ve stavu částečné rekultivace, jako např. úložiště Třískolupy (Počeradý), úložiště Božkov (Plzeň), odkaliště Venuše (Litvínov T700), úložiště Zbrod (Hodonín) atd., nebo na rekultivaci teprve čekají.

Složisté VEP jsou ve většině případů součástí strategického plánování provozu elektráren. Stále však existuje velká potřeba efektivní rekultivace těchto skládek, protože nekontrolované ukládání VEP může mít negativní vliv na kvalitu životního prostředí v okolí. Nicméně při volbě způsobu rekultivace je nutno přistupovat k jednotlivým lokalitám individuálně a citlivě s přihlédnutím nejen k možnému ohrožení zdraví obyvatel, ale i k jejich současnému stavu a výskytu možných chráněných společenstev.

4.2.1 Identifikace rizik z Analýzy rizik

Níže jsou uvedeny výstupy z Analýzy rizik (GEOtest, a.s., květen 2017):

V případě zájmového území sice bylo prokázáno překročení legislativních limitů z hlediska kontaminace podzemní vody, avšak je třeba poukázat na následující skutečnosti:

- *podzemní voda je kontaminována arsenem i proti směru proudění (0,012 až 0,032 mg/l) – tyto koncentrace jsou ovšem výrazně nižší, než v indikačních vrtech (zpravidla 0,01 až 1 mg/l, výjimečně i přes 3 mg/l);*
- *podzemní voda není v zájmovém území nijak využívána, ve směru proudění podzemní vody se nenachází žádné zdroje, které by mohla ohrozit;*
- *kontaminace podzemní vody je vázána na velmi krátký úsek mezi složištěm popílku a řekou Moravou, neexistuje mezi nimi transitní zóna;*
- *z environmentálního hlediska je jediným příjemcem rizik z kontaminované podzemní vody řeka Morava, která protéká bezprostředně vedle zájmového území, zde dochází k výraznému naředění;*
- *kontaminace arsenem v řece Moravě nebyla v rámci monitoringu nikdy prokázána; v rámci monitoringu povrchových vod, který probíhá od roku 2001 2× ročně byla tato norma překročena pouze jednou (0,017 mg/l v roce 2015), avšak pouze v úseku neovlivněném složištěm popílku.*
- *z hlediska hodnocení zdravotních rizik nebyl zjištěn relevantní příjemce rizik;*
- *z hlediska negativního vlivu na životní prostředí je riziko představované ponecháním stavebních prvků v krajině zanedbatelné; Vzhledem ke zjištěným skutečnostem lze doporučit zachování stávající podoby hrází včetně materiálu uloženého uvnitř odkaliště. Hráze tvoří bariéru, která zabraňuje kontaktu říční vody (vytí z břehů při povodních) s uloženým popílkem.*

4.2.2 Doporučení posuzovatele

Vzhledem k výskytu chráněných druhů v části prostoru laguny č. 1 a jejímu zařazení do EVL doporučujeme provést biologické hodnocení i v prostoru laguny č. 2. Výskyt chráněných druhů lze i v této části složiště předpokládat. Následná volba způsobu rekultivace by měla zohlednit výsledky provedeného biologického hodnocení.

5 LEGISLATIVNÍ ZHODNOCENÍ POVINNOSTÍ A ZÁVAZKŮ PŮVODCE ULOŽENÝCH ODPADŮ – SPOLEČNOSTI VEOLIA ENERGIE ČR, A.S.

V kapitole jsou zhodnoceny povinnosti jednoho z vlastníků lokality a původce dané ekologické zátěže, a to i vzhledem k nutnosti rekultivace ukončeného havarijního složiště dle zákona o odpadech na území laguny č. 2.

Důležité termíny v historii území jsou uvedeny v tabulce níže. Havarijní složiště dle zákona o odpadech bylo v provozu 18 let, tj. od roku 2005 až do konce roku 2023. Do roku 2005 se jednalo o vodní dílo podle tehdejšího zákona.

Historie využití území	
19. století	Pískovna
1960	Vodní dílo „Nemilany odkaliště“ laguny č. 1+2
1997	Ukončení provozu odkaliště laguny č. 1+2
2005	Zahájení provozu - Havarijní složiště – laguna č. 2
2013	Laguna č. 1 – Vyhlášení NATURA 2000
2023	Ukončení provozu složiště stabilizátu

Tabulka 11 – Historie využití území

5.1 Odkaliště popelovin – vodní dílo

Na pozemcích obou lagun se nacházelo vodní dílo IV. kategorie dle ust. § 55 odst. 1 písm. h) vodního zákona „Nemilany – odkaliště“ ve vlastnictví spol. Veolia Energie ČR, a.s.

Vodní dílo povolené Okresním národním výborem v Olomouci sloužilo k naplavování popela struskovodem z teplárny v podobě hydrosměsi. Odpadní vody byly z odkaliště vypouštěny do vodního toku Morava.

Dne 26. 8. 2021 Magistrát města Olomouce, odbor životního prostředí vydal usnesení, kterým zastavil řízení o podmínkách dalšího trvání, popřípadě odstranění vodního díla „Nemilany – odkaliště“. Z odůvodnění předmětného usnesení mj. vyplývá, že vodní dílo již zaniklo.

K závěru, že vodní dílo na předmětných pozemcích již zaniklo, dospěl vodoprávní úřad po předchozím opětovném přezkoumání všech spisových podkladů včetně soudních rozsudků a při respektování povinnosti řídit se právním názorem soudu.

Vodoprávní úřad na závěr uvádí, že s ohledem na soudní rozhodnutí považuje dotčené vodní dílo za zaniklé, a to i přesto, že jako celek stále existuje, ale současně upozorňuje, že se na pozemcích parc. č. 990/1 - 46 k.ú. Nemilany nadále nachází stavba zařízení k odstraňování odpadů: „Havarijní ukládání stabilizátů na složišti Nemilany“, která byla vybudována v rozsahu laguny č. 2 na základě platného stavebního povolení stavebního úřadu, odd. pozemních staveb ÚMO č.j. OPS-61104/97/ML ze dne 3. 11. 1997, vydaného v rámci rekonstrukce Teplárny Olomouc, jejíž užívání bylo povoleno rozhodnutím téhož úřadu ze dne 9. 9. 1998 č.j. OPS-4565/98/ML s platností do 31. 12. 2023.

Z výše uvedených důvodů nevznikají původci z titulu vodního díla žádné další povinnosti.

5.2 Složiště stabilizátu - odpadů společnosti Veolia Energie ČR, a.s.

Souhlas k provozování zařízení k odstraňování odpadů – jednodruhové skládky odpadů skupiny S – ostatní odpad – „složiště stabilizátu“ v k.ú. Nemilany byl vydán 10. 3. 2005 č.j. KUOK/608/05/OPŽP/579 podle zákona o odpadech č. 185/2001 Sb. Součástí povolení byl vydán souhlas s provozním řádem skládky. Povolení bylo vydáno Krajským úřadem Olomouckého kraje, odborem životního prostředí a zemědělství.

Zařízení bylo určeno pro odstraňování odpadních produktů spalování fluidního kotle v teplárně Olomouc při výpadech jeho odbytu. Stabilizát je tvořen směsí vody a odpadů kat. č. 10 01 01 Škvára, struska, kotelní prach a kat. č. 10 01 02 Popílek ze spalování uhlí.

Územní rozhodnutí na stavbu bylo vydáno dne 25. 7. 1996 pod č.j. ÚSO-838/96Voj, stavební povolení bylo vydáno dne 3.11.1997 č.j. OPS-61104/97/MI a Rozhodnutí č.j. OPS-4565/98/MI ze dne 9. 9. 1998, kterým se povoluje předčasné užívání stavby nejpozději do 31.12.2023.

Povolená kapacita skládky	
Část skládky	Kapacita [m ³]
Sekce A1	33 800
Sekce A2	36 800
Sekce A3	39 000
Kazeta A celkem	109 600
Sekce B1	69 740
Sekce B2	55 200
Sekce B celkem	124 940
Skládka celkem	234 540

Tabulka 12 – Povolená kapacita skládky „složiště stabilizátu“

Nejedná se o skládku pro trvalé uložení odpadů, nýbrž o záložní prostor pro ukládání odpadních produktů při spalování pevných paliv při výpadech jejich odbytu (např. při přírodních katastrofách, při nedodržení smluvních podmínek pro jeho odběr apod.). Dle přechodných ustanovení § 153 odst. 2 zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů, je předmětné rozhodnutí již neúčinné. Proto bylo rozhodnuto o rekultivaci daného území.

Společnost Veolia Energie ČR, a.s. hodlá vymístit skládku v sekci A1 dle varianty B) studie proveditelnosti, tzn. odčerpat akumulované vody a ekologicky zlikvidovat na ČOV, odtěžit 410 tun zkušebně uloženého stabilizátu a zrušit stávajícího těsnění dna s tím, že odebraný stabilizát, PE-HD fólii uložit na některou provozovanou ekologicky zabezpečenou skládku, ostatní části předmětné lokality (laguny č. 2) ponechat bez zásahu s následným ponecháním přirozené sukcese bez provedení technické a biologické rekultivace.

Legislativní zajištění a prosazení doporučené varianty A) rekultivace skládky bude nutné nejprve projednat na krajském úřadě v rámci prvoinstančního řízení. Vzhledem k tomu, že půjde o výjimku ze zákona o odpadech, bude pravděpodobně nezbytné oslovit rovněž Ministerstvo životního prostředí. Pokud pověřené oddělení KÚ OK vysloví souhlas, bude třeba připravit a podat žádost na příslušný odbor MŽP. Je žádoucí toto záměry předem projednat přímo na ministerstvu, aby se ověřilo, zda již v minulosti neexistuje obdobný případ. Jistou podporou by mohl být pozitivní precedens v podobě vyhlášení lokality

NATURA 2000 na laguně č. 1, kde také k rekultivaci nedošlo, přestože situace byla v některých ohledech odlišná.

Uvedená záležitost byla konzultována Krajským úřadem Olomouckého kraje, odborem životního prostředí a zemědělství.

Z pohledu města Olomouc je nutné koordinovat a schválit následující postup:

- Projednat nulovou variantu rekultivace území skládky.
- Projednat a koordinovat práce na uvedené variantě se společností Veolia Energie, a.s.
- Veolia Energie ČR, a.s. musí být iniciátorem a hlavním činitelem procesu rekultivace včetně procesu legislativního zajištění a úvodního jednání na KÚ OK.
- Účastnit se procesu projednávání nebo se nechat informovat o možnostech legislativního zajištění.
- Veolia Energie ČR, a.s. zajistí veškeré potřebné doklady k uvedenému procesu, tj. biologický průzkum a rozbor vody v tělese uměle vytvořené vodní plochy a rozbor VEP uložených na daném místě.
- V případě legislativní neprůchodnosti zajistí Veolia neprodleně rekultivaci území dle varianty B) studie proveditelnosti.

5.3 Náklady na rekultivaci

Obecně, není-li stanoveno jinak, např. smlouvou, je podle stavebního zákona vlastník stavby povinen udržovat ji v dobrém stavu a také ji odstranit, pokud je k tomu vyzván (např. kvůli havarijnímu stavu nebo rozhodnutí úřadu). Pokud stavba zanikne např. zřícením, nese náklady na její odstranění majitel stavby, v tomto případě Veolia Energie ČR, a.s.

V případě realizace varianty A) rekultivace by bylo žádoucí, aby se společnost Veolia Energie ČR, a.s., alespoň částečně podílela na úpravách uvedené lokality ve prospěch obyvatel města a na opatřeních směřujících ke zlepšení životního prostředí v této oblasti.

6 ZHODNOCENÍ TECHNICKÉHO STAVU STAVEB V DANÉ LOKALITĚ (ŠACHTY, POZŮSTATKY VODNÍHO DÍLA, ZBYTKY BUDOV) A STANOVENÍ MOŽNOSTI JEJICH PŘÍPADNÉHO BUDOUCÍHO VYUŽITÍ NEBO JEJICH ODSTRANĚNÍ

Na ploše složiště bylo provedeno místní šetření dne 22. 1. 2025. Při té příležitosti byla provedena fotodokumentace zbytků stavebních objektů. Objekty byly realizovány společností Veolia Energie ČR, a.s., resp. jejím právním předchůdcem.

Jedná se převážně o betonové šachty, žlaby, studny, skruže, které jsou nefunkční a potenciálně nebezpečné především pro návštěvníky dané lokality. Hrozí zde riziko pádu osob nebo zvířat a jejich zranění.

Náletové dřeviny rostoucí z těchto betonových torz mají často mělce ložené kořeny a hrozí jejich vyvracení.



Obrázek 37 – Fotografie starých betonových objektů

6.1 Architektonické a stavebně technické řešení

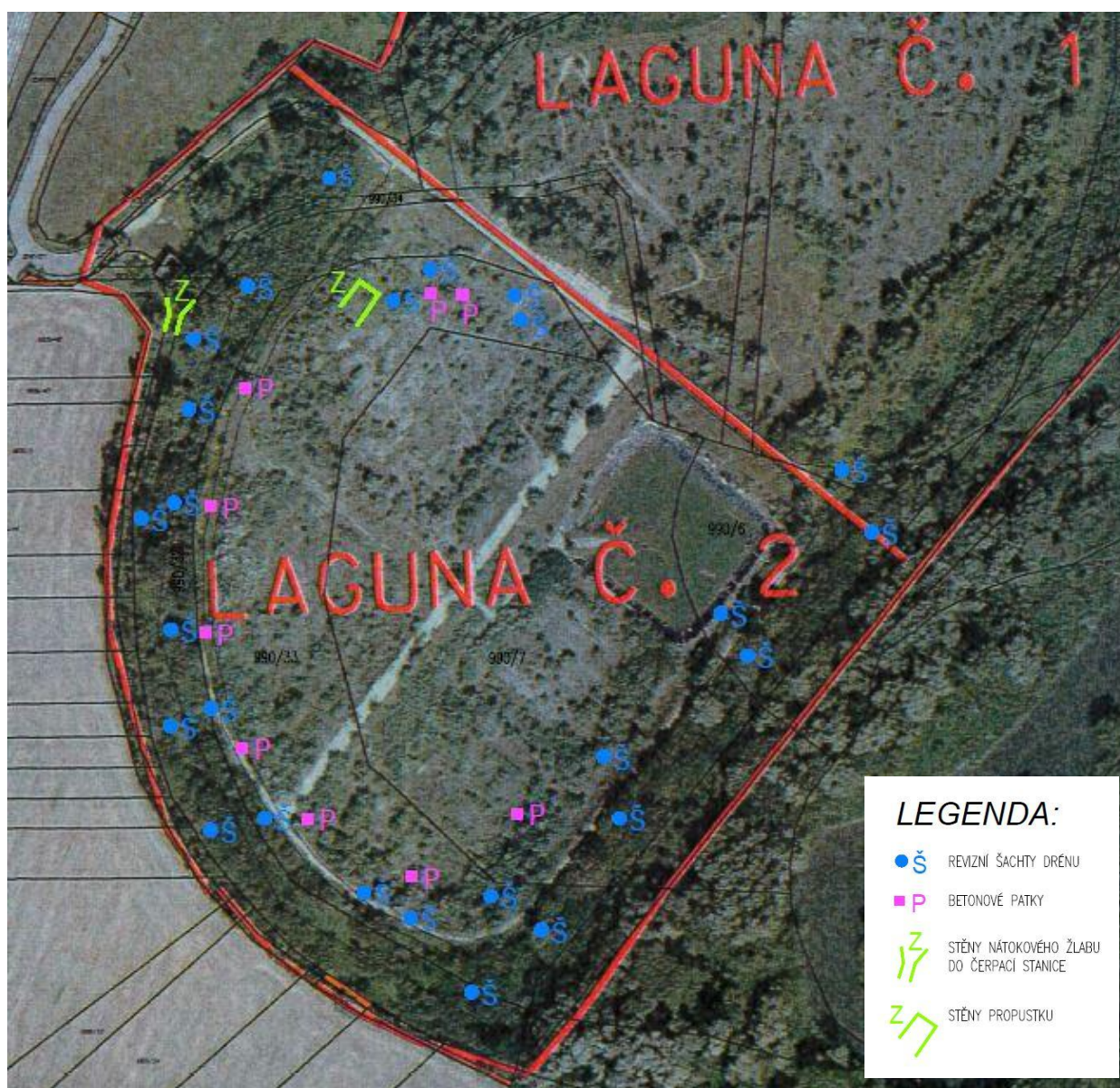
Řešené území složiště popelovin, laguna č. 2, se nachází na parcelách 990/6, 990/7, 990/32, 990/33, 990/34 v obci Olomouc, k.ú. Nemilany o celkové ploše 72 258 m². Pozemky jsou ve vlastnictví Statutárního města Olomouc, Horní náměstí 583, 779 00 Olomouc.

V prostoru laguny č. 2 (odkaliště) se nachází povolená aktuálně nefunkční nebo zaniklá jednodruhová skládka odpadů – havarijní složiště stabilizátu. Tato laguna je rozdělena dělicí hrází na dvě části (kazety) A B. V současné době již není složiště využíváno pro další

skladování popelovin a obě části odkaliště jsou již do značné míry přirozenou složkou okolní krajiny.

V průběhu let docházelo k postupnému odstraňování některých částí technologických zařízení (potrubí, kovových konstrukcí, čerpadel, osvětlení apod.) a po demontáži tohoto zařízení zůstaly na odkališti pozůstatky drobných stavebních objektů, které již neslouží účelu, ke kterému byly původně vybudovány a měly by být taktéž odstraněny. Jedná se o tyto stavební objekty:

- Revizní šachty drénu
- Betonové patky
- Stěny nátokového žlabu do čerpací stanice
- Stěny propustku



Obrázek 38 – Rozmístění stavebních objektů laguny č. 2

6.1.1 Těsnící fólie

Kazeta A laguny č. 2 je vybavena těsnící fólií HDPE-HD, která je po celé délce laguny částečně vystouplá a zdeformovaná a hrozí riziko uklouznutí nebo uvíznutí (viz obrázek níže), proto je potřeba fólii zabezpečit např. výsadbou kompaktní zeleně nebo jiným zabezpečujícím prvkem.

Životnost HDPE geo fólií podle norem a doporučení

- ČSN EN 13361 a EN 13362 – Normy pro těsnící materiály používané ve stavebnictví, včetně geosyntetik (geo fólií). Tyto normy stanovují požadavky na vlastnosti a metody zkoušení, ale konkrétní životnost přímo neudávají.
- ČSN 83 8030 – Norma pro skládky odpadů, která mimo jiné řeší i těsnící vrstvy. Zde se často uvádí požadavek na životnost těsnící vrstvy minimálně 30 let pro HDPE fólie, což odpovídá očekávané době funkčnosti skládky.
- EPA (Environment Protection Agency, USA) a další mezinárodní zdroje uvádějí, že HDPE fólie by měla mít životnost v rozsahu 30 až 50 let, někdy až 100 let za ideálních podmínek, což je odhad založený na laboratorních zkouškách degradace a praxi.

Zrychlené laboratorní testy (UV, chemikálie, teplota) ukazují, že HDPE geo fólie mohou vydržet i desítky let, ale reálná životnost je závislá na ochraně fólie před UV zářením a mechanickým poškozením

Zde je třeba zdůraznit, že nejedná o agresivní odpad typu komunální odpad apod.



Obrázek 39 – Fotografie těsnící fólie kazety A

6.1.2 Revizní šachty drénu

Revizní šachty jsou tvořeny betonovými skružemi Ø1200 mm, vytaženými cca 1000 mm nad úroveň okolního terénu. Šachty jsou většinou otevřené, bez uzavření betonovým víkem, částečně zasypané zeminou s náletovou zelení. Zákres a počet šachet na obrázku výše, v prostoru kolem laguny č. 2, je pouze orientační.

Šachty jsou v současné době bez dalšího využití. Nemají negativní vliv na životní prostředí, ale mají vliv na bezpečnost osob pohybujících se v areálu.

Všechny šachty jsou volně přístupné, čímž do nich hrozí pád osob případně zvěře, která se v dané lokalitě hojně vyskytuje. Je vhodné proto šachty ubourat 1,0 m pod úroveň okolního terénu, dosypat prostor zeminou a osít travním porostem. Doporučujeme veškeré bourací práce šachet provádět ručně, aby došlo k co nejmenšímu narušení stávajícího biotopu.



Obrázek 40 – Fotografie stavebních objektů – revizní šachty

6.1.3 Betonové patky

Betonové patky jsou pozůstatkem po již dřívější demontáži naplavovacího potrubí v prostoru kolem laguny č. 2 a v současné době jsou již bez využití. Jedná se o betonové bloky 900x900 mm, vyčnívající nad okolní terén cca 100-500 mm. Zákres a počet betonových patek na obrázku výše je pouze orientační.

Betonové patky nemají negativní vliv na životní prostředí, ani na bezpečnost osob pohybujících se v areálu.

Vzhledem k jejich nepoužitelnosti, značnému povrchovému opotřebení betonových konstrukcí způsobené klimatickými podmínkami v daném území a také k přihlednutí, že by mohl být celý areál v budoucnu využíván širokou veřejností, doporučujeme tyto betonové patky odbourat 1,0 m pod úroveň okolního terénu, dosypat prostor zeminou a osít travním porostem. Je vhodné veškeré bourací práce betonových patek provádět ručně, aby došlo k co nejmenšímu narušení stávajícího biotopu.



Obrázek 41 – Fotografie stavebních objektů – patky

6.1.4 Stěny nátokového žlabu

V místě původní čerpací stanice, která již byla odstraněna z důvodu nevyužitelnosti, se nachází pozůstatek nátokového žlabu, který byl součástí této čerpací stanice a je také bez dalšího využití. Stěny nátokového žlabu jsou tvořeny betonovými kvádry, vytaženými cca 1 200 mm nad úroveň původního dna žlabu. Zákres na obrázku výše je pouze orientační.

Stěny nátokového žlabu nemají negativní vliv na životní prostředí, ale mohou mít vliv na bezpečnost osob pohybujících se v areálu.

Vzhledem k jeho nepoužitelnosti, značnému povrchovému opotřebení betonových konstrukcí způsobené klimatickými podmínkami v daném území a také k přihlédnutí, že by mohl být celý areál v budoucnu využíván širokou veřejností, doporučujeme tyto betonové kvádry odbourat pomocí drobné mechanizace až do úrovně 1,0 m pod úroveň dna žlabu, dosypat prostor hutněnou zeminou na úroveň okolního terénu a osít travním porostem. Vzhledem k tomu, že stávající lesní společenstvo je již stabilizované, je důležité, aby došlo během bouracích prací k co nejmenšímu narušení stávajícího biotopu.



Obrázek 42 – Fotografie stavebních objektů – nátokové žlaby

6.1.5 Stěny propustku

V prostoru laguny č. 2 se nacházejí původní stěny s propustky, které již neslouží svému původnímu účelu, jsou bez využití. Stěny jsou tvořeny betonovými kvádry, vytaženými cca 1 500 mm nad úroveň okolního terénu. Zákres na obrázku je pouze orientační.

Stěny propustku nemají negativní vliv na životní prostředí, ale mohou mít vliv na bezpečnost osob pohybujících se v areálu.

Vzhledem k nepoužitelnosti, značnému povrchovému opotřebení betonových konstrukcí způsobené klimatickými podmínkami v daném území a také k přihlédnutí, že by mohl být celý areál v budoucnu využíván širokou veřejností, doporučujeme tyto betonové patky odbourat 1,0 m pod úroveň okolního terénu, dosypat prostor zeminou a osít travním porostem.

Stěny propustku se nachází v těžko přístupné části areálu, proto je nutné veškeré bourací práce betonových stěnových bloků provádět ručně, aby došlo k co nejmenšímu narušení stávajícího biotopu.



Obrázek 43 – Fotografie stavebních objektů – stěny propustku

6.2 Technologie postupu bouracích prací

6.2.1 Přípravné práce

Před zahájením bouracích prací zhotoví prováděcí firma technologický postup bouracích prací, se kterým budou řádně seznámeni všichni zainteresovaní pracovníci.

Před zahájením bouracích prací musí být vydán písemný příkaz k zahájení prací a určena osoba odpovědná za dozor při provádění. Strojní bourání speciálními metodami mohou provádět jen kvalifikovaní pracovníci pod stálým dohledem odpovědného pracovníka.

Zhotovitel provede zabezpečení staveniště proti vstupu nepovolaných fyzických osob (plot, vyhrazující reflexní pásky a cedule), zajistí označení hranic staveniště tak, aby byly zřetelně rozeznatelné i za snížené viditelnosti, a stanoví lhůty kontrol tohoto zabezpečení (předpokládáno každý den při ukončení prací a při jejich započetí druhý den). Zákaz vstupu nepovolaným fyzickým osobám musí být vyznačen bezpečnostní značkou na všech vstupech, a na přístupových komunikacích, které k nim vedou.

6.2.2 Vlastní demoliční práce

Bourání objektů bude prováděno postupně od shora dolů ručně s pomocí ručního náradí, u nátokového žlabu bude použita drobné mechanizace – bagr s bouracím kladivem.

Bourání částí objektů bude provedeno do 1m pod úroveň okolního terénu.

V průběhu provádění demoličních prací je zhotovitel povinen provádět opatření ke snížení prašnosti (u demolic kropení bouraných konstrukcí), u veřejných komunikací pak jejich pravidelné čištění v případě, že je po nich veden stavební provoz.

Při bourání nebudou použity trhaviny. Při všech úkonech je nutno dodržovat všechny předpisy ve vztahu k BOZP, stavebním pracím a životnímu prostředí.

Za veškerou bezpečnost na staveništi a v okolí staveniště, rovněž za celkovou bezpečnost průběhu bouracích prací nese odpovědnost zhotovitel stavby.

Mechanizace spojená s demoličními pracemi:

- Mini bagr s bouracím kladivem
- Nákladní automobil s kontejnerem na stavební suť
- Mini pásový bagr (nakladač)
- Ostatní malá mechanizace
- Ruční bourací kladivo
- Elektrocentrála

6.3 Nové úpravy terénu - zatravnění

V rámci konečných úprav terénu, po odstranění výše uvedených stavebních objektů, dojde k výsevu travního porostu. Dojde k navezení ornice a zatravnění.

Plocha určená k výsevu bude očištěna, zbavena staveništních zbytků a hliněných hrudek. Osev bude proveden technickou travní směsí v množství 3 kg/100 m². Následně bude osetá plocha uvalcována, dle potřeby zavlažována a průběžně udržována posekáním.

6.4 Náklady na odstranění staveb

Obecně, není-li stanoveno jinak, např. ve smlouvě, je podle stavebního zákona vlastník stavby povinen udržovat ji v dobrém stavu a také ji odstranit, pokud je k tomu vyzván (např. kvůli havarijnímu stavu nebo rozhodnutí úřadu). Pokud stavba zanikne např. zřícením, nese náklady na její odstranění majitel stavby. V tomto případě Veolia Energie ČR, a.s.

7 STANOVENÍ POTENCIÁLNÍCH RIZIK A DOPORUČENÍ JEJICH ELIMINACE

V předchozích kapitolách byly na základě především analýzy současných prací jako je Analýza rizik definovány a znovu komentovány potenciální rizika plynoucí z existence složiště popelovin Nemilany. Jedná se o většinu níže uvedených rizik, které už nebudou duplicitně komentovány a v této kapitole se zaměříme pouze na rizika, která definována dosud nebyla.

Mezi hlavní potenciální rizika složiště, resp. tohoto typu staré ekologické zátěže patří:

- Vyhodnocení možností průniku toxických látek obsažených ve složišti do hydrologického režimu a posouzení potenciálního vlivu na ekosystémy.
- Posouzení vlivu na podzemní vody a řeku Moravu.
- Nestabilita svahů hrází.
- Zabezpečení objektů proti pádu a ohrožení osob a zvířat.
- Vandalství a vznik černé skládky.
- Posouzení rizik mocnosti popelovin ve vztahu k setrvání vzrůstných dřevin vyskytujících se přirozenou sukcesí na složišti

Z výše uvedených rizik nebyly dosud hodnoceny především vandalství a vznik černých skládek a stability sukcesí vzniklého porostu dřevin.

7.1 Posouzení vlivu na podzemní vody a řeku Moravu

Dle analýzy rizik a jejího dodatku nebyly při rozborech vody z řeky Moravy nikdy překročeny limity As. Navíc řeka Morava tvoří přirozenou hráz proti pronikání škodlivin dále do životního prostředí.

Posouzení vlivu na podzemní vody je součástí předchozích kapitol a také AR.

V dodatku analýzy rizik je také zkoumání tkání ryb na přítomnost klíčového polutantu, kterým je As. Veškeré zkoumané rybí tkáně byly dle norem čisté, což nepřímo potvrzuje čistotu nebo relativní čistotu vody v řece na As.

7.2 Nestabilita svahů hrází

Nestabilita svahu hrází, resp. jejich dosud neprovedené měření byly identifikovány jako problém již v původní analýze rizik i v aktuálním posouzení.

Z hlediska pozorování a praktickým dopadům na dané území je ale nutné zdůraznit jejich dosavadní stabilitu to i v extrémním případě 100-500 leté povodni v roce 1997. Jedná se sice o zdánlivě subjektivní hodnocení založené na dlouhodobém pozorování bez analytických dat získaných měření, ale praktická dlouhodobá stabilita je nepopíratelná.

Hráze jsou navíc zpevňovány rostoucí dřevní biomasou, která je rok od roku stabilnější a tvoří nepopíratelný stabilizační prvek.

7.3 Zabezpečení objektů proti pádu a ohrožení osob a zvířat

Toto nebezpečí je podrobně rozpracováno, včetně opatření pro eliminaci těchto rizik v kapitole 6.

7.4 Vandalství a vznik černé skládky

Vzhledem k umístění dané lokality, která je v blízkosti dálnice R35, resp. její části obchvatu města Olomouce a v blízkosti obce Nemilany na jehož katastru se daná stará ekologická zátěž nachází, hrozí reálné nebezpečí zavezení území odpady a z toho resultující vznik černých skládek. Jedná se totiž o velmi dobře dostupnou lokalitu a zároveň lokalitu, která je mimo frekventované místa a je proto i hůře sledovatelná okolím.

Pro zamezení tohoto nebezpečí je dobré veškeré přístupové cesty zabezpečit závorou nebo jinou překážkou, dále opatřit na viditelných místech cedule, které striktně pod pokutou budou toto konání perzekuovat. Dále je nutno dané území pravidelně monitorovat.

Pouze v případě opakovaného výskytu černých skládek je možno přistoupit k monitorování kamerovým systémem apod.

Z hlediska dalších možných ohrožení lze jmenovat pouze nezákonnou těžbu dřeva nebo úmyslné poškozování daného biotopu, např. jízdou na terénních motorkách a kolech, rozdělování ohně apod.

7.5 Posouzení rizik mocnosti popílku ve vztahu k setrvání vzrůstných dřevin, vyskytujících se v lokalitě přirozenou sukcesí z náletů, nebo nutnosti snížení mocnosti popílku odtěžením a doplnění orné půdy

Hodnocení rizik mocnosti popílku ve vztahu k setrvání vzrůstných dřevin je jedním z důležitých ukazatelů pro rozhodnutí o dalším managementu území.

Předně je dobré zdůraznit, že předmětné složiště nebylo budováno pouze z popílku. Standardně byly za dobu existence plavení odsunovány všechny druhy popelovin tedy škvára, struska, popílek v různém poměru, které byly v rámci hrází doplňovány štěrkopískem a vnější svahy překryty zeminou. Částečně byly popeloviny v minulosti i odváženy na využití nebo k odstranění a následně znovu doplňovány plavením.

V průběhu tohoto období proběhla pouze u hlavní hráze (tj. mezi lagunou č. 1 a č. 2) rekultivace výsadbou stromové vegetace. Zbytek prostoru obou lagun pak prošel přirozenou sukcesí a ta probíhá dosud. Výsledkem je zapojený porost na úrovni smíšeného, převážně listnatého lesa s křovinným i bylinným patrem.

Část území, tj. laguna č. 1 je součástí chráněné oblasti EVL Morava - Chropýňský luh, kde předmětem ochrany jsou mj. i smíšené lužní lesy s dubem letním, jilmem vazem, jilmem habrolistým, jasanem ztepilým nebo jasanem úzkolistým. Tyto dřeviny jsou také součástí celého prostoru předmětného území nejen na území laguny č. 1.

Součástí sukcese je ale také řada jiných dřevin jako je např. bříza bělokorá, třešeň ptačí, různé druhy topolů a javorů, trnovník akát, z jehličnatých pak borovice lesní a smrk ztepilý.

Celkově se jedná o různověký porost, který dlouhodobě vykazuje stabilitu bez výraznějších vývrátů nebo viditelné nestability a je možno konstatovat, že stávající půdní profil složený převážně z popelovin nemá výrazné záporné vlivy.

Jediné výrazné vývraty u dlouhověkých dřevin byly pozorovány při místním šetření u reziduí stavebních objektů (viz kap. 6).

Pro ověření těchto předpokladů je možno provést dendrologický průzkum, který odborně zmapuje druhovou rozmanitost sukcese a celkový stav dřevinného společenstva a potvrdí výše uvedené předpoklady. Jde ale o to, jestli existuje proto poptávka a skutečný důvod, vzhledem k výše uvedeným skutečnostem a reálnému vývoji daného biotopu.

Stabilita stromového nebo dokonce lesního ekosystému je prověřena časem. Stabilita porostu je pravděpodobně dána i strukturou dané sukcese, kdy velká část předmětných dřevin, tvoří dřeviny s hlubšími kořeny nebo hlubokým kořenovým systémem, např. duby, javory, jasanů nebo z jehličnatých borovice lesní.

Z výše uvedeného nepřímo vyplývá, že není potřeba zasahovat do struktury půdního profilu tvořeného převážně popelovinami.

Zachování přirozené sukcese může výrazně přispět ke stabilitě území, zejména z hlediska:

1. Ochrany půdy a prevence eroze

- Kořenové systémy dřevin a keřů stabilizují povrch, snižují riziko odnosu jemných částic popílku větrem a deštěm.
- Sukcesní porosty vytvářejí humusovou vrstvu, která zlepšuje retenční schopnost půdy.

2. Zlepšení půdních vlastností

- Organická hmota z opadu listů a větví podporuje tvorbu úrodnější vrstvy půdy.
- Některé dřeviny (např. olše) obohacují substrát o dusík a zlepšují chemické složení půdy.

3. Ekologické přínosy

- Přirozeně vzniklé ekosystémy poskytují útočiště pro hmyz, ptáky a další živočichy.
- Sukcesní druhy mohou fungovat jako pionýrské dřeviny pro budoucí stabilní lesní porost.

4. Nákladová efektivita

- Ponechání přirozeně vzniklých porostů je ekonomicky výhodnější než technická rekultivace.
- Minimalizují se náklady na odtěžení a dovoz ornice.

Přirozená sukcese je nevhodná v případě, že jsou v popílku vysoké koncentrace toxických prvků, které se mohou dostávat do potravního řetězce. Pokud mocnost popílkové vrstvy neumožňuje dostatečné zakořenění dřevin, což zvyšuje riziko vývrátů a pokud hrozí nekontrolované šíření invazních druhů, které by mohly potlačit přirozený ekosystém.

Na základě místního šetření zatím výše uvedená rizika nehrozí. Invazní druhy jako trnovník akát nebo javor jasanolistý jsou sice přítomny, ale jsou zatím v udržitelném poměru k původním dřevinám.

8 DOPORUČENÍ NA REKULTIVACI ÚZEMÍ A JEHO DALŠÍ VYUŽITÍ

Možnostmi rekultivace daného území se podrobně zabývá studie proveditelnosti (ENVlprojekt CZECH s.r.o., 2022), která řeší především technickou a legislativní stránku a nezabývá se podrobně dalším uplatněním daného území. Podle této studie je doporučeno rekultivovat území laguny č. 2 dle varianty B), tj. likvidací skládky odpadů odtěžením navezeného stabilizátu a odstraněním těsnicí fólie. Tato varianta předpokládá také vybudování obdobného vodního prostředí pro přepokládaný výskyt vodních živočichů na jiném místě laguny č. 2, ale s využitím přírodních látek pro těsnění jako je jíl.

Dle stávajících podmínek, které jsou determinovány především existencí NATURY 2000 by bylo možná vhodné se pokusit ještě projednat a snažit se nalézt především legislativní řešení pro variantu A) studie proveditelnosti v původní podobě nebo její podobné alternativy. Tato varianta předpokládá uzavření skládky ponecháním přirozenému vývoji (dle studie proveditelnosti přirozené sukcese, což je nepřesné), bez provedení technické nebo biologické rekultivace.

Důvodem pro realizaci rekultivace dle varianty A) jsou především reálné environmentální podmínky:

- Jakékoli větší stavební a rekultivační práce narušují život v daném biotopu.
- Území laguny č. 1 a č. 2 jsou v podstatě jeden celek, ne ale legislativně.
- Stávající skládka odpadů zapadá pravděpodobně integrálně do daného biotopu, a ještě zvyšuje rozmanitost vlivem existence vodní plochy.
- Pokud se reálně prokáže environmentální neškodnost dané skládky a v něm uloženého stabilizátu, bylo by environmentálně i ekonomicky nevýhodné toto rušit.
- Stabilizát byl sice uložen jako odpad kat. č. 10 01 01, ale trvale je produkován jako certifikovaný výrobek s odpovídajícími environmentálními vlastnostmi.

Pro ověření výše uvedených úvah a jejich potvrzení je nutné udělat řadu odborných expertíz:

- Analýza (chemický rozbor) vody v tělese skládky.
- Chemické analýzy uloženého stabilizátu.
- Biologické hodnocení.

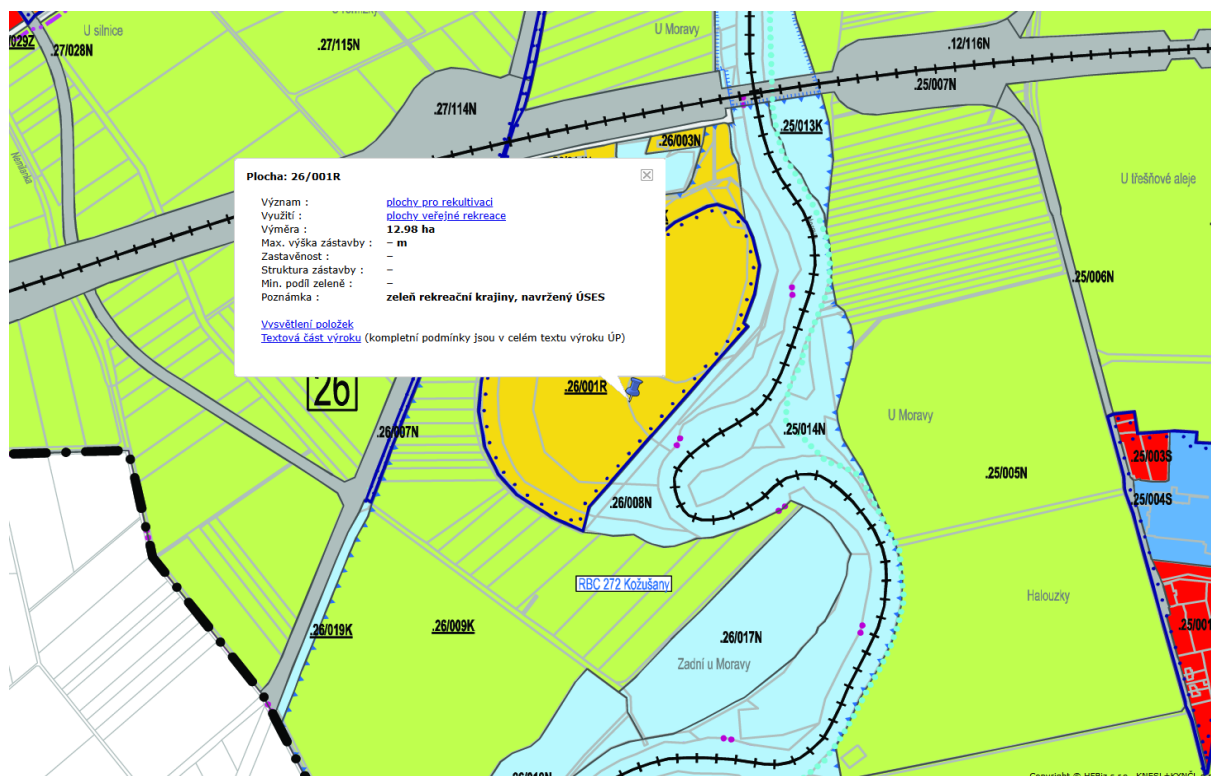
Biologické hodnocení území kolem předmětné skládky, tj. určení druhové rozmanitosti, vč. identifikace chráněných živočichů, popř. rostlin. S velkou pravděpodobností se na tomto území, již nachází chráněné druhy, jen je potřeba je zmapovat.

Klíčové pro danou realizaci optimalizované varianty rekultivace bude nalézt schůdné legislativní řešení. Toto bude nutné následně koordinovat s dotčenými orgány státní správy a v případě nalezení shody a souladu s legislativou vybrané řešení realizovat.

Další využití území po rekultivaci je zatím předmětem diskuzí a tato studie řešení pouze doporučí nebo zhodnotí souvislosti.

8.1 Teoretické možnosti rekultivace daného území s uvedením obecných, ilustračních předpokladů

Dle územního plánu Olomouc lokalita spadá do oblasti rekreační a pro obyvatele regionu by bylo toto řešení přijatelnější, nicméně mnohem vhodnější by bylo zachovat přirozené prostředí tak, aby nedošlo k narušení vyvíjejícího se ekosystému. Vhodnější by bylo vybudování naučné stezky či chodníků pro pěší a do tělesa skládky zasahovat co nejméně.



Obrázek 44 – Územní plán města Olomouc

Níže uvedené možnosti jsou tedy pouze komplexním teoretickým předpokladem možných řešení a jsou uvedeny, aby byl patrný celkový možný rozsah včetně přínosů a negativ řešení.

Níže jsou uvedena obecná **teoretická řešení** možného využití území:

1. Přírodní rekultivace a biodiverzita území

Vhodné pokud:

- Přirozená sukcese dřevin a vegetace je stabilní.
- Nedochází k výraznému znečištění podzemních a povrchových vod.
- Půdní vlastnosti umožňují dlouhodobý růst rostlin.

Možná opatření:

- Ponechání území přirozené sukcesi s monitoringem kvality vody a půdy.
- Výsadba odolných dřevin (olše, bříza, vrba) pro stabilizaci substrátu.
- Vytvoření mokřadních biotopů – podpora biodiverzity a filtrace vody.

- Vybudování naučné stezky – využití pro ekologickou výchovu a rekreaci.

Výhody: Nízké náklady, podpora ekosystémových služeb, ochrana přírody.

Nevýhody: Dlouhodobý proces, nutnost průběžného monitoringu.

2. Přeměna na rekreační a sportovní areál

Vhodné pokud:

- Půda je stabilní a neznečištěná.
- Lokalita je přístupná a vhodná pro veřejné využití.

Možná opatření:

- Zatravnění a výsadba stromů pro vytvoření parku.
- Vybudování cyklostezek, běžeckých tras a sportovišť.
- Vytvoření rekreačního jezera (pokud to hydrogeologické podmínky umožní).
- Instalace laviček, altánků, informačních tabulí o historii lokality.

Výhody: Zvýšení atraktivity území pro obyvatele Olomouce, využití nevyužité plochy.

Nevýhody: Vyšší náklady na realizaci a údržbu.

3. Průmyslové nebo logistické využití

Vhodné pokud:

- Půda je stabilní a je možné zajistit bezpečnost provozu.
- Lokalita je strategicky vhodná pro průmyslovou zónu.

Možná opatření:

- Úprava terénu a sanace půdy pro zajištění stability podloží.
- Výstavba skladových hal nebo výrobních objektů.
- Napojení na dopravní infrastrukturu (dálnice, železnice).

Výhody: Ekonomický přínos, pracovní příležitosti.

Nevýhody: Ztráta přírodního území, potřeba ekologických opatření a bezprostřední blízkost EVL.

4. Zemědělské využití – lesní hospodářství

Vhodné pokud:

- Půda není kontaminovaná a je možné ji úspěšně rekultivovat.
- Lokalita není příliš exponovaná erozním vlivům.

Možná opatření:

- Lesní rekultivace – výsadba hospodářsky cenných druhů (dub, buk, borovice).
- Založení agro-lesnických systémů – kombinace stromů a pastvin.
- Pěstování energetických rostlin (topoly, vrby) pro obnovitelné zdroje energie.

Výhody: Dlouhodobé využití, ekologický přínos.

Nevýhody: Nutnost úpravy půdy, dlouhá doba růstu stromů.

Lokalita Olomouc - Nemilany má dle teoretických předpokladů potenciál pro kombinované využití – část může zůstat přírodním rekultivačním územím, zatímco jiná část může být využita pro rekreační účely. Nejlepší volbou by byla varianta, která bude ekologicky udržitelná, ekonomicky nezatěžující, a především přijatelná a výhodná pro místní komunitu.

8.1.1 Doporučení zpracovatele posouzení

Konkrétní doporučení pro reálné a smysluplné využití předmětného území, kde by se synergicky snoubily zájmy obyvatel města a jeho okolí se zájmy ochrany přírody je velmi těžké nebo diskutabilní navrhnout.

Předpokládaná rekreační oblast je poměrně vzdálena od centra města a je s otazníkem, zda a čím by byla pro obyvatele atraktivní, a to i vzhledem k dalším atraktivním lokalitám v okolí města. Proto navrhuje rozdělit uvedou záležitost na několik časových částí.

V první fázi (i v případě realizace doporučené varianty), po rekultivaci a splnění veškerých zákonných legislativních požadavků doporučujeme nechat území laguny č. 2 svému přirozenému vývoji a fakticky celé území může integrálně fungovat společně s lagunou č.1 jako NATURA 2000 s výhodou většího, a tudíž životaschopnějšího biotopu.

Zároveň ale legislativně zachovat území bez právního omezení NATURA 2000 a ponechat možnost navštěvovat člověkem toto území bez omezení.

Teprve diskuzí mezi odbornou, politickou i laickou veřejností je možné připravit alternativní využití daného území, které bude poplatné názorům lidí a s tím spojenou společenskou poptávkou. Na uvedené téma je možné zpracovat i názorový průzkum mezi výše uvedeným obyvatelstvem a odborníky na danou problematiku. Budoucí řešení může mít i alternativy dle v budoucnu projevených názorů. Časově nedoporučujeme stanovovat ohraničení, neboť názory se mohou vyvíjet a procházet obměnami.

Za tu dobu se může příroda nerušeně vyvíjet a poskytovat možné důkazy o své přizpůsobivosti, byť se jednalo v první fázi o průmyslové znečištění a v podstatě narušení přírody hned dvěma průmyslovými činnostmi, kterým byla v první fázi těžba stavebních materiálů – štěrkopísku a v druhé fázi ukládání odpadů z výroby tepelné a elektrické energie na bázi uhlí.

Uvedený biotop je poté možné považovat jako enklávu volné přírody uprostřed zemědělsky intenzivně obhospodařované krajiny.

9 DOPORUČENÍ PROVEDENÍ NOVÝCH PRŮZKUMNÝCH PRACÍ – NOVÉ SONDY, VRTY, ODBĚR VZORKŮ PRO UPŘESNĚNÍ POTENCIONÁLNÍCH RIZIK, POPŘ. DALŠÍ MONITORING

V rámci posouzení jsme navrhli opatření, které jsme rozdělili na doporučená a ta, která doporučujeme pouze za určitých podmínek.

Doporučená opatření:

- Rekultivace území - zahrnuje zahájit nebo pokračovat v procesu rekultivace společností Veolia Energie ČR, a.s., ideálně na variantě doporučené odborným posouzením, tj. ponechání území dalšímu přirozenému vývoji. V případě, že se nepodaří legislativně zprůchodnit doporučenou variantu rekultivace nebo se neprokáže komplexní význam vodní plochy pro biodiverzitu území je nutné přistoupit ke standartnímu řešení definovaného variantou B) studie proveditelnosti.
- Přínosy doporučené varianty rekultivace prověřit provedením komplexního biologického průzkumu autorizovanou osobou m.j. z důvodu výskytu vzácných druhů živočichů a rostlin.
- Odstranění stavebních objektů v laguně č. 2.
- V případě realizace varianty A) rekultivace je nutno zabezpečení okrajů laguny s fólií proti uklouznutí a začlenění do přírodního prostředí.
- Pokračování v monitoringu podzemní vody a doplnění o parametr oxidačně-redukčního potenciálu (Eh).

Podmíněně doporučené opatření:

Pro vydání případného optimálního rozhodnutí (z hlediska předpokládaných environmentálních profitů), tj. doporučené varianty rekultivace z odborného posouzení je doporučeno:

- Provést analýzu materiálu uloženého ve skládce dle platné legislativy.
- Provést rozbor vody v tělese skládky a následně definovat její nezávadnost nebo naopak závadnost pro životní prostředí.
- Konzultovat a případně nechat schválit uvedenou variantu rekultivace s odpovědným orgánem státní správy, tj. příslušným odborem krajského úřadu Olomouckého kraje

V případě následně zjištěných změn v tělese hráze:

- Ověřit stabilitu tělesa hráze provedením IG (inženýrsko-geologického) průzkumu pro ověření skladby stávajícího tělesa hráze s následným provedením stabilitního posudku metodou konečných prvků osobou autorizovanou v oboru geotechnika s přihlédnutím k daným okrajovým podmínkám – hráz budovaná z teplárenského

popílku a štěrkopísku, situování tělesa hráze v blízkosti řeky Moravy, riziko vzestupu hladiny řeky Moravy na úroveň Q100 a její prudké snížení.

V případě, že vyvstane důvod pro detailnější zjištění původu As v monitorovaných podzemních vodách:

- Správný odběr vzorků v půdním profilu (alespoň 2) zajištěný vzorkářem a doplnění analýz v souladu s Vyhláškou č. 153/2016 Sb. Lokalizace – jeden odběr v blízkosti vrtu MV6.
- Odběr a analýza vzorků ze složiště, provedená odbornou osobou – vzorkář, držitel certifikátu vydaného například Českou společností pro jakost.

V případě že bude rozhodnuto o dalším průzkumu předmětné lokality:

- Navrhujeme umístění nového vrtu pro komplexní rozbor uložených VEP. Profil bude zasahovat celou mocnost uložených vrstev VEP (vrty nad 30 m se ohlašují na příslušný krajský úřad a geofond, ostatní vrty se pouze ohlašují na vědomí obci.)

10 ZÁVĚR

Předmětem a cílem této studie bylo komplexní vyhodnocení stavu staré ekologické zátěže v lokalitě Olomouc - Nemilany.

Zájmové území se skládá z pohledu legislativy ze dvou celků, a to laguny č. 1 a laguny č. 2. Reálně se ale jedná o jeden biotop, jehož plocha byla vytvořena stejnou cestou, tj. postupným nahromaděním - naplavením vedlejších energetických produktů z teplárny Olomouc. Legislativně se ale jedná o naprosto rozdílné celky.

Laguna č. 1 byla v roce 2013 vyhlášena Nařízením vlády lokalitou NATURA 2000. Z tohoto pohledu je území v podstatě vyřešené a podléhá poměrně přísné ochraně přírody bez zásadní možnosti cokoli v předmětné lokalitě provádět.

Laguna č. 2, resp. její menší část, je aktuálně ve fázi před reálnou rekultivací plochy po ukončení provozu havarijní skládky odpadů.

Dle studie proveditelnosti na rekultivaci je doporučena varianta B), tj. odstranění navezeného materiálu a odstranění skládky. Dle úvahy v kapitole 8 je definována a zpracovateli i doporučována jiná varianta, která by respektovala aktuální přírodní stav uvedené lokality, a především sounáležitost s územím NATURA 2000.

Předběžné podmínky a skutečné předpoklady pro realizaci této varianty A) v podstatě nulové varianty, protože zásahy do biotopu budou minimalizovány na minimum, budou dány výsledky navržených analýz a průzkumů. Pokud se potvrdí předpokládaný stav, že voda i zbytkový uložený stabilizát je environmentálně neškodný pro biotop a neohrožuje ani celkově předmětné území, bude nutné variantu projednat s dotčeným orgánem státní správy a nalézt schůdné a legislativně obhajitelné řešení.

Z pohledu města Olomouc je nutné koordinovat a schválit následující postup:

- Projednat nulovou variantu rekultivace území skládky.
- Projednat a koordinovat práce na uvedené variantě se společností Veolia Energie ČR, a.s.
- Veolia Energie ČR, a.s. musí být iniciátorem a hlavním činitelem procesu rekultivace včetně procesu legislativního zajištění a úvodního jednání na KÚ OK.
- Účastnit se procesu projednávání nebo se nechat informovat o možnostech legislativního zajištění.
- Veolia Energie ČR, a.s. zajistí veškeré potřebné doklady k uvedenému procesu, tj. biologický průzkum a rozbor vody v tělese uměle vytvořené vodní plochy a rozbor VEP uložených na daném místě.
- V případě legislativní neprůchodnosti zajistí Veolia neprodleně rekultivaci území dle varianty B) studie proveditelnosti.

Následně po fyzické rekultivaci území je možné započít diskuzi o dlouhodobém využití této lokality ku prospěchu životního prostředí a užitku pro obyvatelstvo.

Klíčovým výstupem odborného posouzení je také potvrzení zásadních závěrů analýzy rizik:

- podzemní voda je kontaminována arsenem i proti směru proudění, což znamená že donátorem As je i jiný zdroj než složiště popelovin, dané posouzení navíc naznačilo možný původ dalšího As;
- podzemní voda není v zájmovém území nijak využívána, ve směru proudění podzemní vody se nenachází žádné zdroje, které by mohla ohrozit;
- kontaminace podzemní vody je vázána na velmi krátký úsek mezi složištěm popelovin a řekou Moravou, neexistuje mezi nimi transitní zóna;
- z environmentálního hlediska je jediným příjemcem rizik z kontaminované podzemní vody řeka Morava, která protéká bezprostředně vedle zájmového území, zde dochází k výraznému naředění a také odvodu znečištění ze zájmového území
- kontaminace arsenem v řece Moravě nebyla v rámci monitoringu nikdy prokázána; v rámci monitoringu povrchových vod, který probíhá od roku 2001 2x ročně byla tato norma překročena pouze jednou (0,017 mg/l v roce 2015), avšak pouze v úseku neovlivněném složištěm popílku;
- veškeré odebrané vzorky ryb byly bez kontaminace As;
- z hlediska hodnocení zdravotních rizik nebyl zjištěn relevantní příjemce rizik.

V rámci posouzení analýzy rizik (GEOtest, a.s., 2017) byla identifikována řada dílčích nedostatků, které jsou popsány v příslušných kapitolách. Tyto nemají ale zásadní vliv na celkové hodnocení a uvedené závěry, avšak při případných následných analýzách a podrobnějších studiích (např. inženýrsko-geologický průzkum) je nutné toto zohlednit.

Z pohledu nápravných opatření je nutné eliminovat zbytky stavebních objektů a v případě realizace nulté varianty také zabezpečit okraje laguny s PE-HD fólií před uklouznutím např. výsadbou hustých keřů, oplocením, odstraněním přesahujících kusů apod.

Další nápravná opatření není nutné zatím dělat, pouze budou-li následným monitoringem zjištěny negativní změny tak, jak je uvedeno např. u stability hrází.

Rozsáhlá analýza daného typu staré ekologické zátěže v tomto posudku a definovaného znečištění As odhalila další dosud nedefinovanou okolnost pro tuto starou ekologickou zátěž a to, že část kontaminace spodních vod arsenem nepochází pravděpodobně pouze z VEP uložených na složišti, ale možná i z jiných zdrojů, přičemž jeden potenciální zdroj je definován v kapitole 4.

Závěrem posouzení je tedy možné konstatovat, že stará ekologická zátěž složiště Nemilany nepředstavuje pro životní prostředí aktuálně žádné definované reálné nebezpečí a není ani ohrožením pro zdraví obyvatel regionu.

Lokalita se naopak stala integrální součástí NATURA 2000, což je samo o sobě poměrně precedens a představuje paradoxně biotop s větší biodiverzitou, než je okolní zemědělsky intenzivně využívaná krajina. Proto může být v určitém kontextu do budoucna dávána za příklad toho, že průmyslová činnost z dlouhodobého nebo komplexního pohledu nemusí znamenat jen ohrožení životního prostředí, ale při respektování specifických podmínek může být tato v určitém kontextu i zajímavým příspěvkem k biodiverzitě nebo příčinou dynamické změny životního prostředí bez zásadních negativních souvislostí. Tady záleží skutečně na úhlu pohledu a konkrétních dlouhodobých preferencí lidské komunity a

jejích zájmů. Uhelná energetika zajistila dlouhodobě teplo a elektrickou energii pro lidskou komunitu v Olomouci, ale způsobila do jisté míry i specifické znečištění životního prostředí, které jak se ukázalo není fatální, ale může mít i dlouhodobě neutrální nebo zanedbatelné vlivy na životní prostředí nebo z určitého úhlu pohledu i pozitivní (zvýšená biodiverzita).

Konečné rozhodnutí o dlouhodobém využití předmětného území náleží statutárnímu městu Olomouc. Pro tuto fázi doporučujeme, aby po provedené rekultivaci zůstalo území veřejně přístupné a aby bylo o případných dalších úpravách či investičních záměrech rozhodováno na základě diskuze s obyvateli města.

V případě realizace varianty A) rekultivace by bylo žádoucí, aby se společnost Veolia Energie ČR, a.s., alespoň částečně podílela na úpravách uvedené lokality ve prospěch obyvatel města a na opatřeních směřujících ke zlepšení životního prostředí v této oblasti.

V rámci posouzení jsme navrhli opatření, které jsme rozdělili na doporučená a ta, která doporučujeme pouze za určitých podmínek viz kapitola 9.

SEZNAM ZKRATEK

Seznam zkratek	
Zkratka	Název
a.s.	Akciová společnost
AOPK	Agentura ochrany přírody a krajiny
AR	analýza rizik
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
ČSN	Česká státní norma
Eh	Oxidačně-redukční potenciál
EPA	Environmental Protection Agency (Agentura pro ochranu životního prostředí)
EVL	Evropsky významná lokalita
HQ	Hazard quotient (Koeficient rizika)
ID	Identifikace
IG	Inženýrsko-geologický průzkum
ISOP	Informační systém ochrany přírody
IUCN	International Union for Conservation of Nature (Mezinárodní unie pro ochranu přírody)
k.ú.	Katastrální území
KUOK	Krajský úřad Olomouckého kraje
MMO	Magistrát města Olomouce
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NPP	Národní přírodní památka
NPR	Národní přírodní rezervace
OI	Oblastní inspektorát
PE-HD	Polyethylenová fólie vysoké hustoty
RBC	Regionální biocentrum
s.r.o.	společnost s ručením omezeným
SEKM	Systém evidence starých ekolohických zátěží
SMOL	Statutární město Olomouc
S-OO	Odpady skupiny ostatní odpad
TAČR	Technologická agentura České republiky
TOL	Teplárna Olomouc
ÚSES	Územní systém ekologické stability
VEC	Výzkumné energetické centrum
VEP	Vedlejší energetické produkty
VŠB	Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava

Tabulka 13 – Seznam zkratek

POUŽITÁ LITERATURA

Studie proveditelnosti „Uzavření a rekultivace skládky Složiště popelovin Nemilany“, ENVIproject CZECH s.r.o. včetně situačních výkresů a mapových podkladů, září 2022.

Protokol č. 40634/2022 o odběru vzorku a rozboru povrchové vody ze dne 20. 7. 2022, Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě.

Závěrečná zpráva „Olomouc – Nemilany, složiště popelovin, Analýza rizik kontaminovaného území, GEOtest, a.s., květen 2017.

Stanovisko České inspekce životního prostředí k Analýze rizik ze dne 29. 11. 2017 SMOL/240373/2017/OZP/VH/Zvo

Olomouc – Nemilany, složiště popelovin. Doplněk analýzy rizik kontaminovaného území, leden 2018

Nabídka na zajištění komplexních služeb v odpadovém hospodářství firmou Recovera Využití zdrojů a.s.

Studie „Obsah arsenu v tkáních ryb řeky Moravy“, Mendelova univerzita v Brně, leden 2018.

Rozhodnutí KÚ Olomouckého kraje, odboru životního prostředí a zemědělství k provozování zařízení k odstraňování odpadů - jednodruhové skládky odpadů skupiny S – ostatní odpad „složiště stabilizátu“ v k.ú. Nemilany ze dne 7. 3. 2005.

Důvodová zpráva nakládání s nemovitým majetkem, Magistrát města Olomouce ze dne 21.11. 2023.

Usnesení MMO, odboru ŽP, o podmínkách dalšího trvání, popřípadě odstranění vodního díla „Nemilany - odkaliště“, Č. j. SMOL/201342/2021/OZP/VH/Zvo.

BAH, Alseny, Jie JIN, Andrea O. RAMOS, Yang BAO, Mengyu MA a Feihu LI, 2022. Arsenic(V) immobilization in fly ash and mine tailing-based geopolymers: Performance and mechanism insight. Chemosphere [online]. 306, 135636 [vid. 2025-03-17]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2022.135636

BARTOŇ, J. a P. BENKOVIČ, 2017. Olomouc – Nemilany, složiště popelovin, Analýza rizik kontaminovaného území. Brno: GEOtest, a.s.

BARTOŇ, J., 2018. Olomouc – Nemilany, složiště popelovin – Doplněk analýzy rizik kontaminovaného území. Brno: GEOtest, a.s.

BASSAPPA, Lokeshappa a Anil Kumar DIKSHIT, 2012. Fate of Metals in Coal Fly Ash Ponds. International Journal of Environmental Science and Development [online]. 43–48 [vid. 2025-03-17]. ISSN 20100264. Dostupné z: doi:10.7763/IJESD.2012.V3.185

BENEŠ, S. a J. FABIÁNOVÁ, [b.r.]. Přirozené obsahy distribuce prvků v půdách. 1987: VŠZ Praha.

CORNELIS, Geert, C. Anette JOHNSON, Tom Van GERVEN a Carlo VANDECASTEELE, 2008. Leaching mechanisms of oxyanionic metalloid and metal species in alkaline solid wastes: A review. Applied Geochemistry [online]. 23(5), 955–976 [vid. 2025-03-17]. ISSN 08832927. Dostupné z: doi:10.1016/j.apgeochem.2008.02.001

ČIŽP, 2017. Stanovisko k analýze rizika „Nemilany – složiště popelovin – závěrečná zpráva analýzy rizik“, č.j. ČIŽP/48/2017/2836.

ČSN EN 206+A2 (732403). Beton - Specifikace, vlastnosti, výroba a shoda.

DOLNÍČKOVÁ, Dominika, Jarmila DROZDOVÁ, Konstantin RACLAVSKÝ a Dagmar JUCHELKOVÁ, 2012. Geochemistry of trace elements in fly ashes from lignite fired power stations. 13(1), 59–68. ISSN 1640-4920.

FINKELMAN, Robert B., 1995. Modes of occurrence of environmentally-sensitive trace elements in coal. In: Dalway J. SWAINE a Fari GOODARZI, ed. Environmental Aspects of Trace Elements in Coal [online]. Dordrecht: Springer Netherlands, Energy & Environment, s. 24–50 [vid. 2025-03-17]. ISBN 978-90-481-4606-2. Dostupné z: doi:10.1007/978-94-015-8496-8_3

FOJTÍK, Stanislav, Dominik VÖRÖŠ a Eva GERŠLOVÁ, 2018. Distribution of trace elements in the lower and upper benches of the main coal seam in the Most Basin. Geoscience Research Reports [online]. 43–45 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2336-5757, 0514-8057. Dostupné z: doi:10.3140/zpravy.geol.2018.14

GIELS, Michiel, Remus Ion IACOBESCU, Valérie CAPPUYNS, Yiannis PONTIKES a Jan ELSSEN, 2019. Understanding the leaching behavior of inorganic polymers made of iron rich slags. Journal of Cleaner Production [online]. 238, 117736 [vid. 2025-03-17]. ISSN 09596526. Dostupné z: doi:10.1016/j.jclepro.2019.117736

GOTO, Hudson, Vinícius DA SILVA BRAGA, Ana Paula Brandão CAPRARO, Marcelo Henrique Farias DE MEDEIROS, Mariana O. G. P. BRAGANÇA, Kleber Franke PORTELLA a Isabela Cristina DE OLIVEIRA, 2016. Physicochemical evaluation of oxidation of diabase aggregates with sulfide minerals: influence of particle size, pH of the medium and pyrite concentration. Journal of Building Pathology and Rehabilitation [online]. 1(1), 8 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2365-3159, 2365-3167. Dostupné z: doi:10.1007/s41024-016-0013-6

HARKNESS, Jennifer S., Barry SULKIN a Avner VENGOSH, 2016. Evidence for coal ash ponds leaking in the Southeastern United States. Environmental Science & Technology [online]. 50(12), 6583–6592 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0013-936X, 1520-5851. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.6b01727

HUGGINS, Frank E., Constance L. SENIOR, Paul CHU, Ken LADWIG a Gerald P. HUFFMAN, 2007. Selenium and Arsenic speciation in fly ash from full-scale coal-burning utility plants. Environmental Science & Technology [online]. 41(9), 3284–3289 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0013-936X, 1520-5851. Dostupné z: doi:10.1021/es062069y

CHEN, Xueli, Yueqiang QIN a Haifeng LIU, 2017. Release and transformation characteristics of Arsenic during coal pyrolysis and gasification. Energy Procedia [online]. 142, 3332–3337 [vid. 2025-03-17]. ISSN 18766102. Dostupné z: doi:10.1016/j.egypro.2017.12.466

CHEN, Yi, Yingjie FAN, Yu HUANG, Xiaoling LIAO, Wenfeng XU a Tao ZHANG, 2024. A comprehensive review of toxicity of coal fly ash and its leachate in the ecosystem. Ecotoxicology and Environmental Safety [online]. 269, 115905 [vid. 2025-03-17]. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2023.115905

IZQUIERDO, Maria a Xavier QUEROL, 2012. Leaching behaviour of elements from coal combustion fly ash: An overview. International Journal of Coal Geology [online]. 94, 54–66 [vid. 2025-03-17]. ISSN 01665162. Dostupné z: doi:10.1016/j.coal.2011.10.006

JANKOWSKI, J, C WARD, D FRENCH a S GROVES, 2006. Mobility of trace elements from selected Australian fly ashes and its potential impact on aquatic ecosystems. Fuel [online]. 85(2), 243–256 [vid. 2025-03-17]. ISSN 00162361. Dostupné z: doi:10.1016/j.fuel.2005.05.028

JEGADEESAN, G., Souhail R. AL-ABED a Patricio PINTO, 2008. Influence of trace metal distribution on its leachability from coal fly ash. Fuel [online]. 87(10–11), 1887–1893 [vid. 2025-03-17]. ISSN 00162361. Dostupné z: doi:10.1016/j.fuel.2007.12.007

JIN, Zehao, Jie REN, Nelson A. RIVERA, James C. HOWER a Heileen HSU-KIM, 2023. Functional predictor variables for the leaching potential of Arsenic and Selenium from coal fly ash. ACS ES&T Water [online]. 3(4), 1105–1115 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2690-0637, 2690-0637. Dostupné z: doi:10.1021/acsestwater.2c00568

KELLY, R. T., 1979. Guidelines for contaminated soils – suggested range of values (mg per kg) on air dried soils – except for pH.

KIM, Ann G., George KAZONICH a Michael DAHLBERG, 2003. Relative solubility of cations in class F fly ash. Environmental Science & Technology [online]. 37(19), 4507–4511 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0013-936X, 1520-5851. Dostupné z: doi:10.1021/es0263691

KOLKER, Allan, Curtis A. PALMER, Linda J. BRAGG a Joseph E. BUNNELL, 2006. Fact Sheet: Arsenic in coal [online]. B.m.: USGS Publications Warehouse. Dostupné z: <https://pubs.usgs.gov/fs/2005/3152/fs2005-3152.pdf>

PĚGŘÍMEK, Rastislav a Václav VALÁŠEK, 1998. Analytická podpora čistým uhelným technologiím. Acta Montanistica Slovaca. 3, 218–225.

PEŠEK, Jiří, Vladimír BENCKO, Ivana SÝKOROVÁ, M. VAŠÍČEK, O. MICHNA a Karel MARTÍNEK, 2005. Some trace elements in coal of the Czech Republic, environment and health protection implications. Cent Eur J Public Health. 13(3), 153–158.

PODLEŠÁKOVÁ, E. a J. NĚMEČEK, 1997. Stav kontaminace půd v ČR. In: Analýza kontaminovaných zemín a půd. Praha: BIJO TC a.s.

Půdní mapa 1:50 000 [online]. [map]. B.m.: Praha: Česká geologická služba. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/pudy/>

QUEROL, Xavier, Roberto JUAN, Angel LOPEZ-SOLER, José L. FERNANDEZ-TURIEL a Carmen R. RUIZ, 1996. Mobility of trace elements from coal and combustion wastes. Fuel [online]. 75(7), 821–838 [vid. 2025-03-17]. ISSN 00162361. Dostupné z: doi:10.1016/0016-2361(96)00027-0

SÁŇKA, M. a J. MATERNA, 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Planeta: odborný časopis pro životní prostředí. 12(11/2004). ISSN 1213-3393.

SHAH, Pushan, Vladimir STREZOV, Chris STEVANOV a Peter F. NELSON, 2007. Speciation of Arsenic and Selenium in coal combustion products. Energy & Fuels [online]. 21(2), 506–512 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0887-0624, 1520-5029. Dostupné z: doi:10.1021/ef0604083

SINGH, Gurdeep, S. K. GUPTA, Ritesh KUMAR a M. SUNDERARAJAN, 2007. Mathematical modeling of leachates from ash ponds of thermal power plants. Environmental Monitoring and Assessment [online]. 130(1–3), 173–185 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0167-6369, 1573-2959. Dostupné z: doi:10.1007/s10661-006-9387-2

SOCO, E a J KALEMBKIEWICZ, 2007. Investigations of sequential leaching behaviour of Cu and Zn from coal fly ash and their mobility in environmental conditions. Journal of Hazardous Materials [online]. 145(3), 482–487 [vid. 2025-03-17]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2006.11.046

SULOVSÝ, Petr, 2002. Mineralogy and chemistry of conventional and fluidised bed coal ashes. Bulletin of the Czech Geological Survey. 77(1), 1–12. ISSN 1210-3527.

SUTOPO, Ulung Muhammad, Erda Rahmilaila DESFITRI, Yukio HAYAKAWA a Shinji KAMBARA, 2021. A role of mineral oxides on trace elements behavior during pulverized coal combustion. Minerals [online]. 11(11), 1270 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2075-163X. Dostupné z: doi:10.3390/min11111270

ŠLEJKOVEC, Zdenka a Tjaša KANDUČ, 2005. Unexpected Arsenic compounds in low-rank coals. *Environmental Science & Technology* [online]. 39(10), 3450–3454 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0013-936X, 1520-5851. Dostupné z: doi:10.1021/es0400990

TESSIER, Andre. a Peter G. C. CAMPBELL, 1988. Comments on the testing of the accuracy of an extraction procedure for determining the partitioning of trace metals in sediments. *Analytical Chemistry* [online]. 60(14), 1475–1476 [vid. 2025-03-18]. ISSN 0003-2700, 1520-6882. Dostupné z: doi:10.1021/ac00165a025

TIAN, Quanzhi, Binglin GUO, Shingo NAKAMA a Keiko SASAKI, 2018. Distributions and leaching behaviors of toxic elements in fly ash. *ACS Omega* [online]. 3(10), 13055–13064 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2470-1343, 2470-1343. Dostupné z: doi:10.1021/acsomega.8b02096

VASSILEV, Stanislav V a Christina G VASSILEVA, 1997. Geochemistry of coals, coal ashes and combustion wastes from coal-fired power stations. *Fuel Processing Technology* [online]. 51(1–2), 19–45 [vid. 2025-03-17]. ISSN 03783820. Dostupné z: doi:10.1016/S0378-3820(96)01082-X

VERMA, Chanchal a Ranjeet VERMA, 2019. Leaching behaviour of fly ash: A review. *Nature Environment and Pollution Technology*. 18(2), 403–412. ISSN 2395-3454.

VERMA, Chanchal, Athar HUSSAIN, Sangeeta MADAN a Vinit KUMAR, 2021. Assessment of heavy metal pollution in groundwater with respect to distance from ash pond by using heavy metal evaluation index. *Applied Water Science* [online]. 11(3), 58 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2190-5487, 2190-5495. Dostupné z: doi:10.1007/s13201-021-01390-9

VERMA, Chanchal, Sangeeta MADAN a Athar HUSSAIN, 2016. Heavy metal contamination of groundwater due to fly ash disposal of coal-fired thermal power plant, Parichha, Jhansi, India. *Cogent Engineering* [online]. 3(1), 1179243 [vid. 2025-03-17]. ISSN 2331-1916. Dostupné z: doi:10.1080/23311916.2016.1179243

WANG, Nannan, Xiyu SUN, Qiang ZHAO, Ying YANG a Peng WANG, 2020. Leachability and adverse effects of coal fly ash: A review. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 396, 122725 [vid. 2025-03-17]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122725

WANG, Tian, Jianmin WANG a Ken LADWIG, 2007. The leachability and speciation of Arsenic and Selenium in coal fly ash. In: *World of Coal Ash (WOCA)*.

YANG, Chengya, Zhiwei HAN, Guangfei LUO, Shiwan CHEN a Pan WU, 2023. In-situ stability and remediation of typical Antimony (Sb) tailings by combined solid waste in Southwest China. *Polish Journal of Environmental Studies* [online]. 32(3), 2935–2947 [vid. 2025-03-17]. ISSN 1230-1485, 2083-5906. Dostupné z: doi:10.15244/pjoes/161322

YUDOVICH, Ya.E. a M.P. KETRIS, 2005. Arsenic in coal: a review. *International Journal of Coal Geology* [online]. 61(3–4), 141–196 [vid. 2025-03-17]. ISSN 01665162. Dostupné z: doi:10.1016/j.coal.2004.09.003

ZHANG, Feilong, Qian LIANG, Yanhong WEI, Jianhui LI, Ying LIU, Li DONG, Jiao WANG, Chungu DANG a Jiuli RUAN, 2024. A novel solidification/stabilization method for toxic Arsenic sulfide residue with fly ash: Mechanism and efficiency [online]. 2024. [vid. 2025-03-17]. Dostupné z: doi:10.2139/ssrn.5041501

ZHANG, Weiqiang, Qiang SUN a Xiuyuan YANG, 2018. Thermal effects on arsenic emissions during coal combustion process. *Science of The Total Environment* [online]. 612, 582–589 [vid. 2025-03-17]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.262

ZHAO, Yongchun, Jianping YANG, Siming MA, Shibo ZHANG, Huan LIU, Bengon GONG, Junying ZHANG a Chuguang ZHENG, 2018. Emission controls of mercury and other trace elements during

coal combustion in China: a review. *International Geology Review* [online]. 60(5–6), 638–670 [vid. 2025-03-17]. ISSN 0020-6814, 1938-2839. Dostupné z: doi:10.1080/00206814.2017.1362671

ZHENG, Liugen, Guijian LIU, Chenlin CHOU, Lianfen GAO a Zicheng PENG, 2006. Arsenic in Chinese coals: Its abundance, distribution, modes of occurrence, enrichment processes, and environmental significance. *Acta Geoscientica Sinica*. 27(4), 355–366.

ZHOU, Lingmei, Kun XIONG, Hao ZHENG, Yingjie ZHAO, Jiaxuan LI, Meiru ZHAI a Zelin FENG, 2025. Research on the occurrence modes and pyrolysis release characteristics of arsenic and lead in low rank coal. *Journal of the Energy Institute* [online]. 101989 [vid. 2025-03-17]. ISSN 17439671. Dostupné z: doi:10.1016/j.joei.2025.101989

ZHOU, Xian, Zheng-fu ZHANG, Hui YANG, Chong-jun BAO, Jing-song WANG, Yan-hua SUN, Dian-wen LIU, Pei-lun SHEN a Chen SU, 2021. Red mud-metakaolin based cementitious material for remediation of arsenic pollution: Stabilization mechanism and leaching behavior of arsenic in lollingite. *Journal of Environmental Management* [online]. 300, 113715 [vid. 2025-03-17]. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2021.113715

ZIELINSKI, Robert A., Andrea L. FOSTER, Gregory P. MEEKER a Isabelle K. BROWNFIELD, 2007. Mode of occurrence of arsenic in feed coal and its derivative fly ash, Black Warrior Basin, Alabama. *Fuel* [online]. 86(4), 560–572 [vid. 2025-03-17]. ISSN 00162361. Dostupné z: doi:10.1016/j.fuel.2006.07.033

BARTOŇ J. a BENKOVIČ P. Olomouc – Nemilany, složiště popelovin – Analýza rizik kontaminovaného území – Závěrečná zpráva. GEOtest, a.s., Brno, 2017.

BARTOŇ J. Olomouc – Nemilany, složiště popelovin – Doplněk analýzy rizik kontaminovaného území. GEOtest, a.s., Brno, 2018.

BENEŠ S. a FABIÁNOVÁ J. Přirozené obsahy distribuce prvků v půdách. VŠZ Praha, s. 123-149, 1987.

ČIŽP. Stanovisko k analýze rizika „Nemilany – složiště popelovin – závěrečná zpráva analýzy rizik“, č.j. ČIŽP/48/2017/2836. Olomouc, 2017.

Kelly, R. T. Guidelines for Contaminated Soils – Suggested Range of Values (mg per kg) on air dried soils – except for pH. 1979.

Půdní mapa 1 : 50 000. [online]. Praha: Česká geologická služba. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/pudy/>

PODLEŠÁKOVÁ E., NĚMEČEK, J. Stav kontaminace půd v ČR. in: Analýza kontaminovaných zemin a půd. Praha: BIJO TC a.s., 1997.

SÁŇKA M. a MATERNA J. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Planeta: odborný časopis pro životní prostředí. Č. 11/2004 (roč. 12), Praha: MŽP, 2004. ISSN 1213-3393.

Hartley T.N., Macdonald A.J., McGrath S.P., Zhao F.J. Historical arsenic contamination of soil due to long-term phosphate fertiliser applications. *Environmental Pollution*, Volume 180, 2013, 259-264, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.034>.

Jayasumana, C., Fonseka, S., Fernando, A. et al. Phosphate fertilizer is a main source of arsenic in areas affected with chronic kidney disease of unknown etiology in Sri Lanka. *SpringerPlus* 4, 90 (2015). <https://doi.org/10.1186/s40064-015-0868-z>

Tarvainen T., Albanese S., Birke M., Poňavič M., Reimann C. Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe. The GEMAS Project Team. Applied Geochemistry 8 (2013) 2–10
<http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.10.005>

GET s.r.o.; ČGS a VŠCHT v Praze. Výzkum obsahů Be, Ge, Ga a In v odkalištích popílků ze spalování uhlí na území ČR, TAČR: TITSMPO816. 2021.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR. SEKM3. Online. 2025. Dostupné z: <https://www.sekm.cz/portal/>. [cit. 2025-03-22].

TROPEK, Robert a ŘEHOUNEK, Jiří. Popílkoviště jako nečekaná šance na záchranu bezobratlých živočichů ohrožených vyhynutím. Online. ŽIVA. 2014, roč. 6, s. 285–289. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/popilkoviste-jako-necekana-sance-na-zachranu-bezob.pdf>. [cit. 2025-03-22].

Halada M. Teplárenské odkaliště Hodějovice. Inventarizační průzkum zlatěnkovitých (Hymenoptera: Chrysididae). 2010. Ms. [Calla – Sdružení pro záchranu prostředí].

MERTLÍK, J. Příspěvek k ochraně písčitých biotopů východních Čech s uvedením nálezů devíti vzácných psamofilních brouků. Elateridarium. 2011, vol. 5, s. 5–42.

SEZNAM TABULEK A OBRÁZKŮ

Tabulka 1 – Pozemky ve vlastnictví města Olomouc.....	11
Tabulka 2 – Identifikace zátěže.....	13
Tabulka 3 – Seznam odběrných míst (zdroj: sekm.cz).....	21
Tabulka 4 – Obsah arsenu v uhlí.....	34
Tabulka 5 – Koncentrace As v popílcích uváděné v literatuře, včetně vyluhovatelného As.....	35
Tabulka 6 – Přehled průměrných koncentrací As včetně standardní směrodatné odchylky (STD) pro jednotlivé energetické zdroje získaný z databáze ORGREZ	36
Tabulka 7 – Porovnání výsledků vyluhovatelnosti pro ostatní sledované parametry v roce 1994 a 1996.....	42
Tabulka 8 – Saturační index minerálních fází vypočtený z PHREEQC pro průměrné hodnoty chemického složení podzemních vod z vrtu MV3 a MV6	47
Tabulka 9 – Srovnání koncentrace chloridu s Vyhláškou č. 264/2015 Sb.	51
Tabulka 10 – Hodnoty koeficientu korelace pro koncentraci a výšku hladiny podzemní vody...	55
Tabulka 11 – Historie využití území	60
Tabulka 12 – Povolená kapacita skládky „složistiště stabilizátu“	61
Tabulka 13 – Seznam zkratk	84
Obrázek 1 – Schéma složistiště (zdroj: sekm.cz)	11
Obrázek 2 – Umístění staré ekologické zátěže (zdroj: sekm.cz)	12
Obrázek 3 – Rozdělení pozemků dle vlastnictví (zdroj: SMOL)	12
Obrázek 4 – Foto kazety A, laguny č. 2 (22. 1. 2025)	14
Obrázek 5 – Foto náletových dřevin (22. 1. 2025)	15
Obrázek 6 – Foto vyvráceného stromu v betonovém žlabu (22. 1. 2025)	15
Obrázek 7 – Evropsky významná lokalita Morava – Chropyňský luh (zdroj: AOPK ČR)	16
Obrázek 8 – Regionální biocentrum RBC 108 Kožušany (zdroj: olomouc.eu).....	17
Obrázek 9 – Záplavové území (zdroj: geoportal.gov.cz)	17
Obrázek 10 – Rozmístění vrtů pro jednorázový odběr v roce 2017 (zdroj: sekm.cz).....	20
Obrázek 11 – Návrhy řešení rekultivace (ENVlproject CZECH s.r.o.).....	31
Obrázek 12 – Průměrné koncentrace As v popílcích z energetických zdrojů (data pasportizační listy ORGREZ).....	36
Obrázek 13 – Koncentrace As v letech 1997-2010 pro elektrárnu Pruněrov 1 a 2, Tušimice a Ledvice	37
Obrázek 14 – Hlavní faktory ovlivňující migraci As, které by měly být posouzeny z hlediska rizikovosti popílku	38
Obrázek 15 – Porovnání vyluhovatelnosti popílků postupem dle TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, které se provádí při pH 4,95 a deionizovanou vodou (DI) podle Jin et al. (2023), v souladu s legislativou ČR.....	40

Obrázek 16 – Závislost mezi obsahem As ve výluhu a celkovým obsahem Fe (a) a Ca (b) v sušině popílků (<i>Jin et al. 2023</i>)	40
Obrázek 17 – Box-ploty pro vyluhovatelnost As přepočtené na (mg/kg sušiny popílků) pro velké energetické zdroje v období 1997 – 2010, srovnání s obdobím 1997-2000 a box-plot pro jednotlivé roky ze všech sledovaných energetických zdrojů	41
Obrázek 18 – Vyluhovatelnost As z popílků Teplárny Olomouc v roce 1994 a 1996	42
Obrázek 19 – Vyluhování As z popílků z TOL v závislosti na pH	43
Obrázek 20 – Vývoj koncentrace As v podzemních vodách v čase, pro celkový soubor, podzimní a jarní období	46
Obrázek 21 – Koncentrace As v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), polynomičká závislost pro pokles koncentrace As s časem	48
Obrázek 22 – Koncentrace síranů v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), koncentrace síranů s časem kontinuálně klesá	48
Obrázek 23 – Koncentrace chloridů v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), koncentrace chloridů v podzemních vodách s časem vzrůstá	48
Obrázek 24 – Koncentrace hydrogenuhličitanů v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), s výjimkou roku 2014 a 2015 jsou koncentrace hydrogenuhličitanů téměř konstantní	49
Obrázek 25 – Koncentrace Fe v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), vyloučen rok 2014, kdy byly koncentrace anomální, v dalších letech koncentrace Fe lineárně klesá	49
Obrázek 26 – Koncentrace Ca v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), koncentrace Ca s časem klesá	49
Obrázek 27 – Koncentrace Na v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), koncentrace kontinuálně vzrůstá do roku 2021, s následným poklesem od roku 2022 ..	50
Obrázek 28 – Koncentrace Zn v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty) mírně vzrůstá až do roku 2020, s extrémní hodnotou 2021 a následným poklesem od roku 2022	50
Obrázek 29 – Konduktivita v podzemních vodách v jednotlivých letech (zahrnuty všechny vrty), prokázána statisticky méně významná lineární závislost ($r=0.38$) do roku 2023 s následným poklesem v roce 2024	50
Obrázek 30 – Vývoj hodnoty pH v čase (zahrnuty všechny vrty), až do roku 2023 hodnota pH klesá, v roce 2024 změna, nárůst na hodnotu 7.51 ± 0.7 , nárůst byl zjištěn u podzemních vod ze všech vrtů s výjimkou vrtu MV-1	51
Obrázek 31 – Hodnoty HEI a jejich vývoj v čase, oranžová značí střední riziko. Podzemní vody z vrtu MV1, MV5, MV6 a MV7 vykazují nízké riziko, podzemní vody z ostatních vrtů MV2, MV3 a MV4 značí střední riziko (oranžový rámeček)	52
Obrázek 32 – Vývoj koncentrace As v podzemních vodách ve vrtu MV3, MV4 a MV5 od roku 2016 do roku 2024 a vztah mezi hladinou podzemní vody a koncentrací As ve vrtu MV2	53
Obrázek 33 – Průměrná roční hodnota hladiny podzemní vody ve vrtech za monitorované období, vlevo vrty vzdálenější od řeky Moravy, vpravo vrty blízko řeky Moravy	54

Obrázek 34 – Box-plot pro výšku hladiny podzemních vod za celé sledované období	54
Obrázek 35 – Závislost mezi ročním úhrnem srážek a výškou hladiny podzemní vody pro vrt MV6 a MV7.....	55
Obrázek 36 – Obsah arsenu z hnojiv v půdách	56
Obrázek 37 – Fotografie starých betonových objektů.....	63
Obrázek 38 – Rozmístění stavebních objektů laguny č. 2	64
Obrázek 39 – Fotografie těsnící fólie kazety A	65
Obrázek 40 – Fotografie stavebních objektů – revizní šachty	66
Obrázek 41 – Fotografie stavebních objektů – patky	67
Obrázek 42 – Fotografie stavebních objektů – nátokové žlaby	69
Obrázek 43 – Fotografie stavebních objektů – stěny propustku	70
Obrázek 44 – Územní plán města Olomouc	76