



## **ANALÝZA RIZIKA ÚZEMIA V OKOLÍ CEMENTÁRNE TURŇA NAD BODVOU**

**Júl 2024**  
**PRAVDEPODOBNÁ ENVIRONMENTÁLNA ZÁŤAŽ**

Projekt „Analýza znečistenia ovzdušia a stanovenie dopadov na pôdny ekosystém a potravinový reťazec v súvislosti s blízkou výrobnou prevádzkou“ je realizovaný s podporou Environmentálneho fondu.



**Environmentálny  
fond**

**Zodpovedný riešiteľ:** Ing. Jaroslav Šuba, Phd.

**Vypracoval:** Ing. Iveta Štyriaková, PhD.

**Overil:** Ing. Ivo Jech

**Ďalej spolupracovali:** Ing. Darina Štyriaková, PhD.  
Ing. Marta Prekopová, PhD.  
Milan Lacko

Dátum spracovania: 30.07.2024

## OBSAH

<b>ÚVOD</b> .....	<b>10</b>
<b>1. DOPLŇUJÚCE ÚDAJE O SKÚMANOM ÚZEMÍ</b> .....	<b>11</b>
1.1 EKOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY SKÚMANÉHO ÚZEMIA .....	11
1.1.1 Inžiniersko-geologické pomery .....	11
1.1.2 Pedologické pomery .....	11
1.1.3 Poveternostné podmienky .....	12
1.1.4 Ochrana prírody a krajiny v skúmanom území a v jeho blízkom okolí .....	12
1.2 CHARAKTERISTIKA PRAVDEPODOBNEHO ZDROJA ZNEČIŠŤOVANIA .....	13
<b>2. METÓDY ODBERU VZORIEK</b> .....	<b>27</b>
2.1 OZNAČENIE VZORIEK .....	27
2.2 METÓDA ODBERU VZORIEK .....	30
2.3 Chemická analýza vzoriek .....	33
<b>3. IDENTIFIKÁCIA RIZIKA</b> .....	<b>37</b>
3.1 IDENTIFIKÁCIA NEBEZPEČENSTVA .....	42
3.1.1 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia pôd toxickými prvkami .....	43
3.1.1.1 ARZÉN .....	43
3.1.1.2 OLOVO .....	45
3.1.1.3 KADMIUM .....	47
3.1.1.4 CHRÓM .....	48
3.1.1.5 KOBALT .....	50
3.1.1.6 NIKEL .....	52
3.1.1.7 ZINOK .....	54
3.1.1.8 MEĎ .....	56
3.1.1.9 BÁRIUM, VANÁD, STRONCIUM a LITIUM .....	58
3.1.1.10 ANTIMÓN, CÍN A BERÝLIUM .....	61
3.1.1.11 ORTUŤ, MOLYBDÉN, THÁLIUM a STRIEBRO .....	63
3.1.2 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia pôd organickými zlúčeninami .....	65
3.1.2.1 POLYCYKLICKÉ AROMATICKÉ UHĽOVODÍKY (PAU) .....	65
3.1.2.2 DIOXÍNY A FURÁNY (PCDD, PCDF) a PCB .....	67
3.1.3 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia biomasy anorganickými zlúčeninami .....	68
3.1.3.1 KÔRA .....	68
3.1.3.1 MACHY .....	71
3.1.4 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia biomasy organickými zlúčeninami .....	73
3.1.4.1 KÔRA .....	73
3.1.4.2 MACHY .....	75
3.1.5 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia živočíšnych potravín .....	76
3.1.5.1 VAJCIA .....	77

3.1.5.2	MLIEKO .....	80
3.2	CHARAKTERISTIKA ZNEČISŤUJÚCICH LÁTKO .....	80
3.2.1	Účinky toxických prvkov .....	80
3.2.2	Účinky organického znečistenia .....	85
3.3	SITUAČNÝ MODEL LOKALITY .....	89
<b>4.</b>	<b>HODNOTENIE ENVIRONMENTÁLNYCH RIZÍK .....</b>	<b>90</b>
4.1	VZŤAH DÁVKA – ÚČINOK NA ŽIVOTNÉ PROSTREDIE .....	90
4.2	HODNOTENIE AKTUÁLNOSTI ENVIRONMENTÁLNEHO RIZIKA .....	91
4.3	VÝPOČET RIZIKA ŠÍRENIA.....	91
4.4	ZHRNUTIE ENVIRONMENTÁLNEHO RIZIKA .....	92
4.5	ZHODNOTENIE NEISTÔT PROCESU HODNOTENIA ENVIRONMENTÁLNYCH RIZÍK .....	92
<b>5.</b>	<b>HODNOTENIE ZDRAVOTNÝCH RIZÍK.....</b>	<b>92</b>
5.1	VZŤAH DÁVKA – ÚČINOK NA ĽUDSKÉ ZDRAVIE .....	93
5.2	HODNOTENIE EXPOZÍCIE .....	94
5.3	VÝPOČET ZDRAVOTNÝCH RIZÍK .....	95
5.4	ZHRNUTIE ZDRAVOTNÝCH RIZÍK .....	96
<b>6.</b>	<b>ZÁVERY ANALÝZY RIZIKA .....</b>	<b>96</b>
6.1	SPÔSOB RIEŠENIA ANALÝZY RIZIKA A JEJ VÝSLEDKY .....	96
6.2	ZHODNOTENIE NEISTÔT VNÁŠANÝCH DO PROCESU HODNOTENIA ENVIRONMENTÁLNYCH A ZDRAVOTNÝCH RIZÍK .....	97
<b>7.</b>	<b>STANOVENIE CIEĽOVÝCH HODNÔT SANÁCIE.....</b>	<b>98</b>
<b>8.</b>	<b>NÁVRH A ZHODNOTENIE VARIANTOV SANÁCIE ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE .....</b>	<b>98</b>
<b>9.</b>	<b>SÚHRN ANALÝZY RIZIKA V OKOLÍ CEMENTÁRNE TURŇA NAD BODVOU 2024 .....</b>	<b>104</b>
<b>10.</b>	<b>ZOZNAM POUŽITEJ LITERATÚRY .....</b>	<b>106</b>

## ZOZNAM TABULIEK V TEXTE

- Tab. 1: Zoznam druhov povolených odpadov na spoluspaľovanie v Cementárni Turňa nad Bodvou (v zmysle platného IPKZ)
- Tab. 2: Fyzikálno-chemické vlastnosti upraveného tuhého alternatívneho paliva
- Tab. 3: Zoznam druhov zhodnocovaných odpadov prostredníctvom surovinovej zmesi v prevádzke Cementárne Turňa nad Bodvou (v zmysle platného IPKZ)
- Tab. 4: Predpokladané druhy odpadov na výrobu TAP
- Tab. 5: Predpokladané druhy vyrábaných TAP po realizácii zmeny navrhovanej činnosti
- Tab. 6: Zoznam odpadov zhodnocovaných prostredníctvom surovinovej zmesi
- Tab. 7: Spotreba paliva – pravdepodobne realizovaná zmena
- Tab. 8: Zoznam odpadov na spoluspaľovanie v prevádzke DCM Turňa nad Bodvou - povolené odpady (platné IPKZ) / novo navrhované záujmové odpady v rámci zmeny činnosti.
- Tab. 9: Emisné limity pre znečisťujúce látky z rotačnej pece a surovinovej mlynice pri spoluspaľovaní odpadov
- Tab. 10: Emisné limity pre znečisťujúce látky z rotačnej pece a surovinovej mlynice pri spoluspaľovaní odpadov
- Tab. 11: Priemerné koncentrácie monitorovaných znečisťujúcich látok za rok 2019 pri spoluspaľovaní odpadov – TAP
- Tab. 12: Označenie vzoriek a odberové miesto so vzdialenosťou od DCM
- Tab. 13: Metodické postupy použité pri chemických analýzach pôdy
- Tab. 14: Metodické postupy použité pri chemických analýzach biomasy
- Tab. 15: GPS súradnice odberových miest na sever od DCM
- Tab. 16: GPS súradnice odberových miest na juh od DCM
- Tab. 17: GPS súradnice odberových miest na západ od DCM
- Tab. 18: GPS súradnice odberových miest na východ od DCM
- Tab. 19: GPS súradnice odberových miest sedimentov z povrchových tokov
- Tab. 20: Koncentrácie PCB vo vzorke V31P/1500
- Tab. 21: Chemické analýzy anorganického znečistenia kôry
- Tab. 22: Obsah prvkov v asimilačných orgánoch lesných drevín (Maňkóvká, 1996)
- Tab. 23: Chemické analýzy anorganického znečistenia machu
- Tab. 24: Chemické analýzy organického znečistenia kôry
- Tab. 25: Chemické analýzy organického znečistenia machu
- Tab. 26: Chemické analýzy organického znečistenia vajec
- Tab. 27: Chemické analýzy organického znečistenia mlieka
- Tab. 28: Aktuálnosť rizika šírenia sa znečistenia v pôde, sedimente a biomase, jednoduchý test šírenia sa znečistenia

## ZOZNAM OBRÁZKOV V TEXTE

- Obr. 1 Odber vzoriek pôdy v skúmanom území DCM
- Obr. 2 Odber vzoriek kôry v skúmanom území DCM
- Obr. 3 Odber vzoriek machov v skúmanom území DCM
- Obr. 4 Odber vzoriek dnových sedimentov v skúmanom území DCM
- Obr. 5 Lokalizácia všetkých odberových miest v skúmanej lokalite
- Obr. 6 Lokalizácia odberových miest na mape severne od DCM
- Obr. 7 Lokalizácia odberových miest na mape juh od DCM
- Obr. 8 Lokalizácia odberových miest na mape západ od DCM
- Obr. 9 Lokalizácia odberových miest na mape východ od DCM
- Obr. 10 Lokalizácia odberových miest sedimentov na mape
- Obr. 11 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 12 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 13 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 14 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 15 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v sedimentoch
- Obr. 16 Chemická analýza koncentrácie Pb (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 17 Chemická analýza koncentrácie Pb (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 18 Chemická analýza koncentrácie Pb (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 19 Chemická analýza koncentrácie Pb (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 20 Chemická analýza koncentrácie Pb (mg/kg) v sedimentoch
- Obr. 21 Chemická analýza koncentrácie Cd (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 22 Chemická analýza koncentrácie Cd (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 23 Chemická analýza koncentrácie Cd (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 24 Chemická analýza koncentrácie Cd (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 25 Chemická analýza koncentrácie Cr (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 26 Chemická analýza koncentrácie Cr (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 27 Chemická analýza koncentrácie Cr (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 28 Chemická analýza koncentrácie Cr (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 29 Chemická analýza koncentrácie Cr (mg/kg) v sedimentoch

- Obr. 30 Chemická analýza koncentrácie Co (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 31 Chemická analýza koncentrácie Co (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 32 Chemická analýza koncentrácie Co (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 33 Chemická analýza koncentrácie Co (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 34 Chemická analýza koncentrácie Co (mg/kg) v sedimentoch
- Obr. 35 Chemická analýza koncentrácie Ni (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 36 Chemická analýza koncentrácie Ni (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 37 Chemická analýza koncentrácie Ni (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 38 Chemická analýza koncentrácie Ni (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 39 Chemická analýza koncentrácie Ni (mg/kg) v sedimentoch
- Obr. 40 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 41 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 42 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 43 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 44 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v sedimentoch
- Obr. 45 Chemická analýza koncentrácie Cu (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 46 Chemická analýza koncentrácie Cu (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 47 Chemická analýza koncentrácie Cu (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 48 Chemická analýza koncentrácie Cu (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 49 Chemická analýza koncentrácie Cu (mg/kg) v sedimentoch
- Obr. 50 Chemická analýza koncentrácie V, Ba, Sr, Li (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 51 Chemická analýza koncentrácie V, Ba, Sr, Li (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 52 Chemická analýza koncentrácie V, Ba, Sr, Li (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 53 Chemická analýza koncentrácie V, Ba, Sr, Li (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 54 Chemická analýza koncentrácie Sb, Sn, Be (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou

- Obr. 55 Chemická analýza koncentrácie Sb, Sn, Be (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 56 Chemická analýza koncentrácie Sb, Sn, Be (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 57 Chemická analýza koncentrácie Sb, Sn, Be (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 58 Chemická analýza koncentrácie Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 59 Chemická analýza koncentrácie Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 60 Chemická analýza koncentrácie Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 61 Chemická analýza koncentrácie Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 62 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 63 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 64 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 65 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou
- Obr. 66 Chemická analýza koncentrácie dioxínov v pôdach v okolí DCM
- Obr. 67 Situačný model lokality
- Obr. 68 Stromy s elimináciou a záchyтом toxických častíc v okolí DCM



## ZOZNAM VYBRANÝCH POUŽITÝCH SKRATIEK

ADI	Prijateľná denná dávka
BW	Priemerná telesná hmotnosť
DCM	Cementáreň Turňa nad Bodvou
HCB	Hexachlórbenzén
HQ	Kvocient nebezpečenstva
IARC	Medzinárodná organizácia pre výskum rakoviny
IPKZ	Inšpektorát životného prostredia Košice
IR	Inhalované množstvo
ID	Indikačné kritérium
IUR	Inhalation unit risk-inhalačná jednotka rizika
LOAEL	Najnižšia dávka, pri ktorej je ešte pozorovaná štatisticky významná nepriaznivá odpoveď v porovnaní s kontrolnou skupinou
MF	Modifikujúci faktor
MŽP SR	Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky
NIOSH	Národný ústav bezpečnosti a ochrany zdravia pri práci
NOAEL	Najvyššia dávka, pri ktorej ešte nie je pozorovaná štatisticky významná nepriaznivá odpoveď v porovnaní s kontrolnou skupinou
OCHP	Organochlórované pesticídy
OSF	Perorálny faktor smernice
PAH	Polycyklické aromatické uhľovodíky
PAU	Polycyklické aromatické uhľovodíky
PCB	Polychlorované bifenyly
PCB-TEQ	Príspevok TEQ dioxínom podobných PCB vypočítaný pomocou TEF
PD	Poľnohospodárske družstvo
POP	Perzistentné organické polutanty
RfC	Referenčná koncentrácia
RfD	Referenčná dávka
SAŽP	Slovenská agentúra životného prostredia
SHMÚ	Slovenský hydrometeorologický ústav
STN	Slovenská technická norma
TDI	Tolerovateľný denný príjem
U.S. EPA	Americká agentúra pre ochranu životného prostredia
UF	Faktor neistoty
VSD	Pomyselne zdravotne bezpečná dávka)
VÚVH	Výskumný ústav vodného hospodárstva
WHO	Svetová zdravotnícka organizácia
WHO-TEQ	Celková hodnota TEQ založená na príspevkoch TEQ PCDD, PCDF a PCB vypočítaný pomocou TEF
SCF	Vedecký výbor pre potraviny
SCOOP	Vedecká spolupráca v otázkach týkajúcich sa potravín (smernica 93/5/EHS)
Horná medza	je koncept, ktorého výpočet vyžaduje použiť kvantifikačný limit ako príspevok každého nekvantifikovaného kongenému.
Dolná medza	je koncept, ktorého výpočet vyžaduje použiť nulu ako príspevok každého nekvantifikovaného
Stredná medza	je koncept, ktorého výpočet vyžaduje použiť polovicu kvantifikačného limitu ako príspevok každého nekvantifikovaného kongenému
TEQ	Toxická ekvivalencia
TEF	Faktor toxickej ekvivalencie

## ÚVOD

Analýza rizika územia v okolí Cementárne v Turni nad Bodvou (Danucem Slovensko a.s., DCM) v okrese Košice-okolie je vypracovaná na základe objednávky Košického samosprávneho kraja, Námestie Maratónu mieru 1, 042 66 Košice. Predkladaná analýza rizika je zároveň záverečnou správou zameranou na popisovanie a vyhodnotenie dopadov z prostredia a predkladá návrhy opatrení na stabilizáciu a elimináciu rizika.

Cieľom vypracovanej analýzy rizika je posúdenie vplyvu blízkej výrobnjej prevádzky na pôdny ekosystém a potravinový reťazec, a tým aj na kvalitu života dotknutých obyvateľov a životné prostredie. Výsledky poukazujú, že zatiaľ nie je potrebný podrobný geologický prieskum životného prostredia, ktorý zahŕňa geologicko - prieskumné práce spojené s vrtmi a analýzou podzemných vôd.

Analýza rizika môže slúžiť objednávateľovi ako podklad pre posúdenie závažnosti environmentálnej kontaminácie okolia cementárne. Identifikácia (potvrdenie/zamietnutie) environmentálnej záťaže, a v prípade potvrdenia aj jej klasifikácia, vedie zvyčajne ku stanoveniu ďalších potrebných činností ako sú napr. geologické práce. Zahraničné organizácie ako napr. U. S. EPA používajú rizikovú analýzu pre určenie charakteru a rozsahu zdravotných rizík na človeka (napr. obyvateľov, pracovníkov, turistov) a ako ekologické ukazovatele (napr. vtáky, ryby, iné živočíchy) chemických kontaminantov a iných toxických zložiek, ktoré môžu byť v prostredí prítomné. Na základe výstupov z týchto analýz sa neskôr pristupuje k rozhodovaniu, akým spôsobom je potrebné chrániť ľudské zdravie a životné prostredie od vplyvu znečisťujúcich látok alebo iných toxických zložiek (<http://epa.gov/riskassessment.htm>).

Analýza rizika zahŕňa základné údaje o skúmanom území a o pravdepodobnom zdroji znečistenia. Opisuje metódy odberu vzoriek a analýz a vyhodnocuje prítomnosť vybraných prvkov a zlúčenín anorganického a organického znečistenia v odobratých vzorkách na území v okolí cementárne v Turni nad Bodvou. Metodika analýzy rizika zahŕňa porovnávanie ID kritérií s koncentraciami toxických prvkov a organického znečistenia na základe chemických analýz pôd, sedimentov a biomasy. Vyhodnocujú sa súčasné a potenciálne environmentálne a zdravotné rizika s ohľadom na súčasné a budúce využitie prevádzky spaľovne. Hodnotia sa prípadné negatívne účinky vplyvu pravdepodobného znečistenia v pôde, sedimentoch a biomase na životné prostredie a ovzdušia na dotknutú skupinu ľudí v obciach Zádiel, Dvorníky, Včeláre, Hostovce a Turni nad Bodvou. Na záver sa stanovili návrhy pre zabezpečenie eliminácie environmentálneho a zdravotného rizika okolitého obyvateľstva.

Predkladaná analýza rizika je založená na princípoch opatrnosti, čo znamená, že bude slúžiť ako podklad pri posudzovaní pravdepodobného environmentálneho rizika, vyplývajúceho z možnej prítomnosti znečistenia v pôde, sedimentoch, biomase, ovplyvňujúcom zdravie človeka, pričom sa v súvislosti s priemyselnou činnosťou z chemických analýz vyberajú a hodnotia toxické prvky a organické zlúčeniny, ktoré sú najmenej priaznivé pre ľudský organizmus.

# 1. DOPLŇUJÚCE ÚDAJE O SKÚMANOM ÚZEMÍ

## 1.1 Ekologické charakteristiky skúmaného územia

Ekologická charakteristika dotknutého skúmaného územia sa zameriava na blízke okolie areálu prevádzky Cementáreň Turňa nad Bodvou (ďalej len „DCM“), ktoré sa nachádza v Turnianskej kotline, juhozápadne od obce Turňa nad Bodvou vo vzdialenosti približne 1,8 km a cca 0,5 km južne od zastavaného územia obce Dvorníky a cca 2 km východne od obce Včeláre. Obec Dvorníky leží na náplavovom kuželi potoka Blatnice v nadmorskej výške 214 m n. m. a Včeláre na nive riečky Turňa v nadmorskej výške 195 m n. m. Južná a severná časť územia obce Dvorníky má pahorkatinový ráz s porastom listnatých lesov.

Z hľadiska priemyselnej činnosti ako potenciálneho zdroja znečistenia sa v blízkom okolí vyššie spomenutých obcí nachádza lom Včeláre a prevádzkové zariadenie DCM. Cementáreň od roku 2004 pri výrobe cementu využíva alternatívne palivá, ktoré energeticky zhodnocuje v rotačnej peci (EKOS PLUS s.r.o., 2020). Z ďalších priemyselných odvetví sa v širšom okolí obcí nachádza priemyselný komplex zameraný na metalurgiu železa, ocele a výrobu koksu. Obe odvetvia sú podľa ročenky SHMÚ 2023 (Kremler a kol., 2024) zaradené ku zdrojom znečisťovania ovzdušia v Košickom kraji. Okrem nich k aktuálnym lokálnym zdrojom znečistenia patria – aj doprava, minerálny prach zo stavebnej činnosti, lokálne vykurovacie systémy na tuhé palivá, či malé a stredne lokálne priemyselné zdroje.

### 1.1.1 Inžiniersko-geologické pomery

Z hľadiska inžiniersko-geologickej rajonizácie patrí územie do nasledovných rajónov: - rajón Kvartérnych sedimentov: F – rajón údolných riečnych náplavov a D – rajón deluviálnych sedimentov; - rajón predkvartérnych hornín: SV – rajón vápencovo-dolomitických hornín, SK – rajón spevnených sedimentov v celku a SZ – rajón pieskocovo-zlepených hornín.

Rajóny F a D predstavujú kotlinovú časť územia a rajóny SV, SZ a SK predstavujú planiny, ich svahy a úpätia. V okolí DCM sa nachádzajú nasledovné ložiská nerastných surovín (zdroj: archív ŠGÚ DŠ Bratislava):

- Dvorníky: horečnaté sialitické íly, využívané ložisko;
- Včeláre I.: korekčné sialitické íly;
- Hostšovce: vápenec, využívané ložisko;
- Včeláre: vápenec, využívané ložisko.

### 1.1.2 Pedologické pomery

Z pôd sa v oblasti územia obce Dvorníky – Včeláre vyskytujú v kotlinovej časti prevažne pseudogleje a to pseudogleje modálne, kultizemné a luvizemné nasýtené až kyslé zo sprašových hĺn a svahovín. V západnej časti územia k nim pristupujú čiernice kultizemné karbonátové, sprievodne čiernice černoziemné, čiernice glejové karbonátové stredne ťažké, lokálne čiernice modálne karbonátové, organozeme modálne a glejové nasýtené až karbonátové z karbonátových aluviálnych sedimentov. Severnú a južnú časť tvoria rendziny modálne, kultizemné, liozemné a rubefikované, lokálne liozeme modálne karbonátové z vápencov, miestami s plytkými substrátmi typu terae calcis. Pôdy sú prevažne piesčito-hlinité až hlinité neskeletnaté. Retenčná schopnosť je veľká. Pripustnosť

pôd je na väčšine územia stredná. Z hľadiska vlhkostného režimu sú pôdy mierne vlhké. Pôdna reakcia je slabo alkalická. Obsah humusu v poľnohospodárskej pôde (do hĺbky 25 cm) je na väčšej časti poľnohospodárskej pôdy stredný (1,8-2,3%), pomedzi v južnej časti vysoký (> 2,3%) a v severnej časti sa nachádza ostrovček s obsahom humusu nízkym (< 1,8%). Poľnohospodárska pôda je všeobecne umiestnená v kotlinovej časti územia medzi oboma planinami. Ide o pôdy so svahovitou 0 - 3o rovina a 3 – 7o mierny svah. Zväčša ide o stredne ľahké pôdy piesčito hlinité a stredne ťažké pôdy hlinité mierne vlhké (Sprievodná správa, 2013).

### **1.1.3 Poveternostné podmienky**

Miestne veterné pomery na predmetnej lokalite sú silne ovplyvnené danou orografiou. Ide o horsko-dolnú cirkuláciu a záveterný efekt Horného vrchu pri severných prúdeniach. V dôsledku chladnejšieho povrchu v raňajších a nočných hodinách pri slabom prúdení vetra dochádza k stekaniu chladnejšieho vzduchu na dno údolia. Vo dne tento prenos podporuje prehrievanie protifaľného svahu Horného vrchu a tým aj vzduchu, ktorý vystupuje nahor. K tomuto prenosu prispieva aj uzavretosť kotliny zo západu, ktorá obmedzuje ventiláciu kotliny. V údolí Turnianskej kotliny v priebehu dňa dochádza k pravidelnému striedaniu vetrov opačných smerov – horských a údolných vetrov. Vzhľadom na os kotliny a svahov v západnej časti kotliny vo dne prehrievaný vzduch okrem výstupu po prehriatom svahu Horného vrchu postupuje aj smerom na západ. Po západe slnka, v dôsledku vyžarovania svahov, vzduch sa tu silne ochladzuje a steká do nižších polôh kotliny. Tieto tzv. svahové vetry sú narušené pri východnom okraji Dolného vrchu, kde sú už viac zastúpené severné zložky prúdenia a kotlina sa stáva otvorenejšia. V tejto časti kotliny sú aj lepšie podmienky pre rozptyl znečisťujúcich látok, t.j. výraznejší dopad na kvalitu ovzdušia sa tu končí. Náhorné planiny sú relatívne teplejšie aj v dôsledku inverzií v kotlinách, ktoré sú najčastejšie v jesennom a zimnom období. Dopad tejto situácie na zhoršenie kvality ovzdušia je obdobný ako pri stekajúcom studenom vzduchu, ale dochádza tu ešte aj ku kumulácii znečisťujúcich látok (CRH, 2020).

### **1.1.4 Ochrana prírody a krajiny v skúmanom území a v jeho blízkom okolí**

Skúmané územie nepodlieha zvláštnemu režimu ochrany prírody. Na všetky plochy areálu DCM a jeho blízkeho okolia sa vzťahuje základný 1. stupeň ochrany v zmysle zákona č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov. Priemyselný areál a ani jeho blízke okolie nie je zasiahnuté či už maloplošnými alebo veľkoplošnými prvkami ochrany prírody a krajiny ani ich ochrannými pásmami (CRH, 2020).

V širšom okolí od DCM smerom na sever, západ a južne sa rozprestiera Národný park (NP) – Slovenský kras. Zádielska tiesňava sa nachádza v NP Slovenský kras v okrese Košice-okolie, v katastri obce Háj a v okrese Rožňava, v katastri obce Bôrka. Územie Zádielska tiesňava bolo za chránené vyhlásené v roku 1954, novelizované v roku 1986. Zákomom 287/1994 o ochrane prírody a krajiny bolo vyhlásené za národnú prírodnú rezerváciu (NPR). Vyhláškou 17/2003 z 9.4.2003, účinnou od 1.2.2003 bola potvrdená NPR (<https://www.krizom-krazom.online/pojmy/priroda/maloplosne-chronene-uzemia/zadielska-tiesnava/>).

Podľa Nariadenia vlády SR č. 174/2017 Z. z. v znení neskorších predpisov je z obcí v blízkom okolí DCM medzi zraniteľné oblasti zaradená len obec Turňa nad Bodvou. Južne a juhovýchodne od DCM sa nachádzajú územia európskeho významu – Dlhý vrch a Stredný tok Bodvy. Slovenský kras

obkolesujúci skúmanú oblasť z juhu, západu aj severu predstavuje aj chránené vtáčie územie. Ramsarské lokality sa na skúmanej lokalite ani v jej blízkom okolí nevyskytujú. Severne od skúmanej oblasti sa nachádza chránená vodohospodárska oblasť Slovenský kras (CRH, 2020).

## 1.2 Charakteristika pravdepodobného zdroja znečisťovania

Cementáreň v Turni nad Bodvou (DCM) patrí podľa dostupných údajov medzi vyspelé moderné závody a to nielen v rámci Slovenska ale aj v rámci strednej Európy. Od roku 2004 je v prevádzke moderná technológia, ktorá umožňuje využívať pri výrobe cementu alternatívne palivá a energeticky ich zhodnocovať v rotačnej peci. Prírodné zdroje energie (uhlie, zemný plyn) sú tak nahradené alternatívnymi zdrojmi, čím sú emisie CO<sub>2</sub> znížené na jedny z najnižších v rámci Európy (EKOS PLUS s.r.o., 2020).

Rotačná pec s výmenníkom tepla slúži súčasne aj ako zariadenie na spoluspaľovanie odpadov (odpady uvedené v Tabuľke č. 1, zhodnocované činnosťou R1), ktoré vo výrobnom procese nahrádzajú časť základných fosílnych palív. V prípade spoluspaľovania odpadu katalógové číslo 16 01 03 Opotrebované pneumatiky dochádza k zhodnocovaniu aj činnosťou R4 a R5, keďže kovová časť pneumatiky (oceľový kord cca 40% hmotnosti pneumatiky) sa pri vysokých teplotách v rotačnej peci roztaví, stane sa súčasťou výsledného produktu slinku, resp. cementu, čím sa recykluje. Vykonávanie činnosti v prevádzke Cementáreň Turňa nad Bodvou bolo povolené integrovaným povolením č. 1332/196-OIPK/2006-Mer/750810105 zo dňa 20. 10. 2006, ktoré bolo vydané Slovenskou inšpekciou životného prostredia, Inšpektorát životného prostredia Košice, v znení jeho neskorších zmien (ďalej len „povolenie IPKZ“). Činnosťou R4 je v rotačnej peci zhodnocovaný odpad kategórie „O“ zaradený podľa Katalógu odpadov pod katalógovým číslom: 16 01 03 – opotrebované pneumatiky (CRH, 2020).

Činnosťou R5 sú v rotačnej peci zhodnocované druhy odpadov kategórie „O“ uvedené v povolení IPKZ – Tab. 3. DCM je oprávnený pomocou činnosti R5 využívať odpady kategórie „O“ ako surovinu v procese prípravy surovinovej múčky. Súbežné zhodnocovanie energetické R1 a materiálové R5 pomerom podľa bilancie zhodnocovania opotrebovaných pneumatík (R1:R5 = 60:40) (CRH, 2020).

V prevádzke sa vykonávajú činnosti, ktoré sú podľa prílohy č. 1 k zákonu č. 79/2015 Z. z. o odpadoch (zhodnocovanie odpadov) zaradené: R1 – Využitie najmä ako palivo, alebo na získavanie energie iným spôsobom, R4 – Recyklácia alebo spätné získavanie kovov a kovových zlúčenín a R5 – Recyklácia alebo spätné získavanie iných anorganických materiálov (Patrí sem aj čistenie pôdy, ktorého výsledkom je jej obnova a recyklácia anorganických stavebných materiálov.). Činnosťou R1, R4 a R5 sú v rotačnej peci zhodnocované druhy odpadov kategórie „O“ (CRH, 2020).

V prevádzke sa vykonávajú činnosti, ktoré sú podľa prílohy č. 1 k zákonu č. 79/2015 Z. z. o odpadoch (zhodnocovanie odpadov) zaradené: R1 – Využitie najmä ako palivo alebo na získavanie energie iným spôsobom, R4 – Recyklácia alebo spätné získavanie kovov a kovových zlúčenín a R5 – Recyklácia alebo spätné získavanie iných anorganických materiálov (Patrí sem aj čistenie pôdy, ktorého výsledkom je jej obnova, a recyklácia anorganických stavebných materiálov.). Činnosťou R1, R4 a R5 sú v rotačnej peci zhodnocované druhy odpadov kategórie „O“ (CRH, 2020).

Technologická linka rotačnej pece slúži na výrobu cementového slinku kalcináciou a slinovaním surovinovej múčky a pozostáva z týchto najdôležitejších zariadení: výmenník tepla (päťstupňový cyklónový disperzný predhrievač surovinovej múčky), rotačná pec, roštový chladič slinku, zariadenie „SNCR“ a odprašovacia linka vrátane komína. Výkon rotačnej pece je 2 650 t slinku za deň. Rotačná pec má priemer 5 m a dĺžku 79 m. Na výrobu tepla je v prednej časti pece inštalovaný trojpalivový horák o

výkone 107 MW, kde sa ako palivo môže použiť tradičné fosílné palivo, zemný plyn a zmes upravených tuhých alternatívnych palív. Spaliny prúdia pecou proti pohybu surovinovej múčky, ktorá prechádza postupne pásmami predkalcinácie, kalcinácie, slinovania a chladenia do výmenníka tepla, kde prebieha sušenie, zahrievanie a predkalcinácia zhomogenizovanej surovinovej múčky. Surovinová múčka sa z medzizásobníkov mlynice a homogenizácie surovín do výmenníka tepla dávkuje cez sústavu pneumatikových dopravníkov, korčekový mechanický elevátor, zásobník surovinovej múčky na tenzometrických snímačoch, dávkovaciú váhu, pneumatikový dopravník, korčekový mechanický elevátor a rotačný podávač (CRH, 2020).

Zhodnocovanie odpadov v rotačnej peci pri výpale šedého slinku prebieha spoluspaľovaním za tým účelom upravených tuhých odpadov. Na hlavnom horáku rotačnej pece sa spoluspaľujú upravené tuhé odpady kategórie ostatný odpad „O“. Cez výmenník tepla rotačnej pece sa spoluspaľujú celé pneumatiky, drvené pneumatiky ako aj upravené tuhé odpady kategórie „O“. Druhy povolených odpadov na spoluspaľovanie sú uvedené v tabuľke 1 (v zmysle platného povolenia IPKZ). Na parametre spoluspaľovaných odpadov sa vzťahujú špecifické podmienky uvedené v tabuľke č. 2. Upravené tuhé odpady sú od oprávnených osôb dodávané pod obchodnými názvami tuhé alternatívne palivo (ďalej len „TAP“) alebo plastový aglomerát (PA) (CRH, 2020).

Na zníženie emisií NOx v odpadových plynoch vznikajúcich pri výpale slinku v rotačnej peci slúži zariadenie SNCR – Selektívna nekatalytická redukcia NOx, ktoré pozostáva zo zásobnej jednoplášťovej nadzemnej oceľovej nádrže pre kryštalickú močovinu o objeme 65 m<sup>3</sup>, z oceľovej nadzemnej zásobnej dvojplášťovej nádrže pre kvapalnú močovinu o objeme 50 m<sup>3</sup> a nádrže na prípravu roztoku (príprava 40% roztoku močoviny) o objeme 5 m<sup>3</sup>, ktoré sú umiestnené v betónovej záchytnej vani (29,4 m<sup>3</sup>). Plnenie kryštalickej močoviny z cisterien s kapacitou cca 24 ton granulátu močoviny s vyprázdňovaním stlačeným vzduchom do zásobnej nádrže je vykonávané na manipulačnej ploche. Všetky dopravné pásy a dopravníky prašných materiálov sú prachotesne zakapotované. Maximálne množstvo spoluspaľovaných tuhých alternatívnych palív na horák rotačnej pece je 9 t/h (CRH, 2020).

Kontinuálny monitorovací systém emisií do ovzdušia Kontinuálny monitorovací systém (ďalej „AMS“) monitoruje koncentrácie TZL, SO<sub>2</sub>, NOx, CO, TOC, HCl, NH<sub>3</sub>, a referenčných a stavových veličín (obsahu kyslíka, H<sub>2</sub>O, tlaku, teploty a objemového prietoku) spalín odvádzaných do ovzdušia z rotačnej pece, resp. rotačnej pece a surovinovej mlynice. Odberové miesta AMS sú inštalované na spalínovode rotačnej pece za elektrostatickým odlučovačom TZL. Výsledky merania sú spracované a vyhodnocované pomocou programového vyhodnocovacieho PC (CRH, 2020).

**Tab. 1 Zoznam druhov povolených odpadov na spoluspaľovanie v Cementárni Turňa nad Bodvou (v zmysle platného IPKZ)**

Katalógové číslo	Názov odpadu	Kategória
02 01 04	odpadové plasty /okrem obalov/	O
03 01 01	odpadová kôra a korok	O
03 01 05	piliny, hobliny, odrezky, odpadové rezivo alebo drevotrieskové /drevovláknité dosky, dyhy iné ako uvedené v 03 01 04	O
03 03 01	odpadová kôra a drevo	O
03 03 07	mechanicky oddelené výmety z recyklácie papiera a lepenky	O
03 03 08	odpady z triedenia papiera a lepenky určených na recykláciu	O
04 01 01	odpadová glejovka a štiepenka	O

04 01 08	odpadová vyčinená koža /holina, stružliny, odrezky, brúsny prach/ obsahujúca chróm	0
04 02 09	odpad z kompozitných materiálov (impregnovaný textil, elastomér, plastomér)	0
04 02 21	odpad z nespracovaných textilných vlákien	0
04 02 22	odpad zo spracovaných textilných vlákien	0
07 02 13	odpadový plast	0
07 02 99	odpady inak nešpecifikované	0
08 02 01	odpadové náterové prášky	0
08 03 18	odpadový toner do tlačiarne iný ako uvedený v 08 03 17	0
09 01 07	fotografický film a papiere neobsahujúce striebro, alebo zlúčeniny striebra	0
09 01 08	fotografický film a papiere neobsahujúce striebro, alebo zlúčeniny striebra	0
12 01 05	hobliny a triesky z plastov	0
15 01 01	obaly z papiera a lepenky	0
15 01 02	obaly z plastov	0
15 01 03	obaly z dreva	0
15 01 05	kompozitné obaly	0
15 01 06	zmiešané obaly	0
16 01 03	opotrebované pneumatiky	0
16 01 19	plasty	0
16 02 14	vyradené zariadenia iné ako uvedené v 16 02 09 až 16 02 13	0
16 02 16	časti odstránené z vyradených zariadení iné ako uvedené v 16 02 15	0
16 03 06	organické odpady iné ako uvedené v 16 03 05	0
17 02 01	drevo	0
17 02 03	plasty	0
17 06 04	izolačné materiály iné, ako uvedené v 17 06 01 a 17 06 03	0
19 09 04	použitú aktívne uhlie	0
19 09 05	nasýtené alebo použité iontomeničové živice	0
19 12 01	papier a lepenka	0
19 12 04	plasty a guma	0
19 12 07	drevo iné ako uvedené v 19 12 06	0
19 12 08	textílie	0
19 12 10	horľavý odpad (palivo z odpadov)	0
19 12 12	iné odpady vrátane zmiešaných materiálov z mechanického spracovania odpadu iné ako uvedené v 19 12 11	0
20 01 01	papier a lepenka	0
20 01 10	šatstvo	0
20 01 11	textílie	0
20 01 38	drevo iné ako uvedené v 20 01 37	0
20 01 39	plasty	0

Tuhý odpad musí spĺňať tieto kvalitatívne parametre:

a) Fyzikálno-chemické vlastnosti každej homogenizovanej dodávky upraveného tuhého odpadu – Tab.2 (CRH, 2020).

**Tab. 2 Fyzikálno-chemické vlastnosti upraveného tuhého alternatívneho paliva**

Parameter	Určujúca hodnota pre upravený odpad spoluspaľovaný na hlavnom horáku	Určujúca hodnota pre upravený odpad spoluspaľovaný cez výmenník tepla
<b>Granulometria*</b> (rozmer častíc)	priemer 25 mm (max. 60 mm)	priemer 25 mm (max. 60 mm)
<b>Charakteristika</b>	tuhý, nelepivý, biologický stabilizovaný, obťažne manipulovateľný s tendenciou zhutňovania	tuhý, nelepivý, biologický stabilizovaný, obťažne manipulovateľný s tendenciou zhutňovania
<b>Sypná hmotnosť</b>	100 až 800 kg.m <sup>-3</sup>	100 až 800 kg.m <sup>-3</sup>
<b>Obsah vody</b>	max. 25 % hmotnosti	max. 25 % hmotnosti
<b>Obsah síry</b>	max. 1 % hmotnosti	max. 1 % hmotnosti
<b>Obsah popola</b>	max. 20 % hmotnosti	max. 20 % hmotnosti
<b>Tl</b>	max. 10 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 10 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Zn</b>	max. 2 000 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 2 000 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Cl</b>	max. 1,5% hmotnosti	max. 1,5% hmotnosti
<b>Co</b>	max. 200 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 200 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Ni</b>	max. 1 000 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 1 000 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Cd</b>	max. 100 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 100 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>As</b>	max. 200 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 200 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Cr</b>	max. 2 500 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 2 500 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Cu</b>	max. 1 000 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 1 000 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Hg</b>	max. 2 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 2 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Pb</b>	max. 200 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 200 mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Mn</b>	max. 600 mg.kg <sup>-1</sup>	max. 600 mg.kg <sup>-1</sup>

\* Opotrebované pneumatiky do priemeru 1 200 mm.

b) Prevádzkovateľ je oprávnený spoluspaľovať upravené tuhé odpady na horáku rotačnej pece a cez výmenník tepla rotačnej pece odpady kategórie O uvedené v tabuľke 1 iba ak:

- a) výkon rotačnej pece bude väčší ako 50% z menovitého výkonu pece,
- b) teplota slinku na konci sliňovacieho pásma musí byť vyššia ako 1250°C a zdržná doba, spalín v priestore rotačnej pece musí byť minimálne 2 sekundy,
- c) na konci výmenníka rotačnej pece za posledným prívodom spaľovacieho vzduchu musí byť obsah kyslíka najmenej 3% obj.
- d) Prevádzkovateľ je oprávnený spoluspaľovať cez výmenník tepla rotačnej pece celé pneumatiky, zaradené podľa vyhlášky MŽP SR č. 284/2001 Z. z., ktorou sa ustanovuje Katalóg odpadov v znení neskorších predpisov ako odpad 16 01 03 opotrebované pneumatiky, do priemeru 1 200 mm s maximálnym hmotnostným tokom 3 t/h (CRH, 2020).

Na linke rotačnej pece sa používajú alternatívne suroviny, ktoré sú dávkované ako zmes tradičných a alternatívnych surovín cez výmenníkový systém na výpal šedého slinku. Ako alternatívny zdroj suroviny pre surovinovú múčku sú využívané povolené odpady uvedené v tabuľke 3. Prevádzkovateľ je oprávnený pomocou činnosti R5 – Recyklácia alebo spätné získavanie iných anorganických materiálov využívať odpady kategórie O ako surovinu v procese prípravy surovinovej múčky, resp. opotrebované pneumatiky kat. číslo „16 01 03“ (CRH, 2020).



**Tab. 3 Zoznam druhov zhodnocovaných odpadov prostredníctvom surovinovej zmesi v prevádzke Cementárne Turňa nad Bodvou (v zmysle platného IPKZ)**

Katalógové číslo odpadu	Názov odpadu	Katégoria odpadu
<b>01 01</b>	<b>ODPADY Z ŤAŽBY NERASTOV</b>	
01 01 01	Odpad z ťažby rudných nerastov	0
01 01 02	Odpad z ťažby nerudných nerastov	0
<b>01 03</b>	<b>ODPADY Z FYZIKÁLNEHO A CHEMICKÉHO SPRACOVANIA RUDNÝCH NERASTOV</b>	
01 03 06	hlušina iná ako uvedená v 01 03 04 a 01 03 05	0
01 03 08	prachový a práškový odpad iný ako uvedený v 01 03 07	0
<b>01 04</b>	<b>ODPADY Z FYZIKÁLNEHO A CHEMICKÉHO SPRACOVANIA NERUDNÝCH NERASTOV</b>	
01 04 08	odpadový štrk a drvené horniny iné ako uvedené v 01 04 07	0
01 04 09	odpadový piesok a íly	0
01 04 10	prachový a práškový odpad iný ako uvedený v 01 04 07	0
01 04 11	odpady zo spracovania potaše a kamennej soli iné ako uvedené v 01 04 07	0
01 04 12	hlušina a iné odpady z prania a čistenia nerastov iné ako uvedené v 01 04 07 a v 01 04 11	
01 04 13	odpady z rezania a pílenia kameňa iné ako uvedené v 01 04 07	0
<b>06 13</b>	<b>ODPADY Z ANORGANICKÝCH CHEMICKÝCH PROCESOVINAK NEŠPECIFIKOVANÉ</b>	
06 13 03	priemyselné sadze	0
<b>10 01</b>	<b>ODPADY Z ELEKTRÁRNÍ A INÝCH SPAĽOVACÍCH ZARIADENÍ (OKREM 19)</b>	
10 01 01	popol, škvára a prach z kotlov (okrem prachu z kotlov uvedeného v 10 01 04)	0
10 01 02	popolček z uhlia	0
10 01 05	tuhé reakčné splodiny z odsírovania dymových plynov na báze vápnika	0
10 01 15	popol, škvára a prach z kotlov zo spaľovania odpadov iné ako uvedené v 10 01 14	0
10 01 17	popolček zo spaľovania odpadov iný ako uvedený v 10 01 16	0
10 01 19	odpady z čistenia plynu iné ako uvedené v 10 01 05, 10 01 07 a 10 01 18	0
<b>10 02</b>	<b>ODPADY ZO ŽELEZIARSKÉHO A OCELIARSKÉHO PRIEMYSLU</b>	
10 02 01	odpad zo spracovania trosky	0
10 02 02	nespracovaná troska	0
<b>10 03</b>	<b>ODPADY Z TERMICKEJ METALURGIE HLINÍKA</b>	
10 03 02	anódový šrot	0
10 03 05	odpadový oxid hlinitý	0
10 03 22	iné tuhé znečisťujúce látky a prach (vrátane prachu z guľových mlynov) iné ako uvedené v 10 03 21	0
<b>10 05</b>	<b>ODPADY Z TERMICKEJ METALURGIE ZINKU</b>	
10 05 01	trosky z prvého a druhého tavenia	0
10 05 04	iné tuhé znečisťujúce látky a prach	0
<b>10 06</b>	<b>ODPADY Z TERMICKEJ METALURGIE MEDI</b>	
10 06 01	trosky z prvého a druhého tavenia	0
10 06 04	iné tuhé znečisťujúce látky a prach	0

<b>10 08</b>	<b>ODPADY Z TERMICKEJ METALURGIE INÝCHNEŽELEZNÝCH KOVOV</b>	
10 08 04	tuhé znečisťujúce látky a prach	0
10 08 09	iné trosky	0
10 08 13	odpady obsahujúce uhlík z výroby anód, iné ako uvedené v 10 08 12	0
10 08 14	anódový šrot	0
10 08 16	prach z dymových plynov iný ako uvedený v 10 08 15	0
<b>10 09</b>	<b>ODPADY ZO ZLIEVANIA ŽELEZNÝCH KOVOV</b>	
10 09 03	pecná troska	0
<b>10 10</b>	<b>ODPADY ZO ZLIEVANIA NEŽELEZNÝCH KOVOV</b>	
10 10 03	pecná troska	0
<b>10 11</b>	<b>ODPADY Z VÝROBY SKLA A SKLENÝCH VÝROBKOV</b>	
10 11 03	odpadové vláknité materiály na báze skla	0
10 11 05	tuhé znečisťujúce látky a prach	0
10 11 10	odpad zo surovínovej zmesi pred tepelným spracovaním inýako uvedený v 10 11 09	0
10 11 12	odpadové sklo iné ako uvedené v 10 11 11	0
<b>10 12</b>	<b>ODPADY Z VÝROBY KERAMIKY, TEHÁL, OBKLADAČIEKA DLAŽDÍC A STAVEBNÝCH VÝROBKOV</b>	
10 12 01	odpad zo surovínovej zmesi pred tepelným spracovaním	0
10 12 03	tuhé znečisťujúce látky a prac	0
10 12 06	vyradené formy	0
10 12 08	odpadová keramika, odpadové tehly, odpadové obkladačky a dlaždicea odpadová kamenina (po tepelnom spracovaní)	0
<b>10 13</b>	<b>ODPADY Z VÝROBY CEMENTU, PÁLENÉHO VÁPNA A SADRY A VÝROBKOV Z NICH</b>	
10 13 01	odpad zo surovínovej zmesi pred tepelným spracovaním	0
10 13 04	odpady z pálenia a hasenia vápna	0
10 13 06	tuhé znečisťujúce látky a prach iné ako uvedené v 10 13 12 a 10 13 13	0
10 13 07	kaly a filtračné koláče z čistenia plynov	0
10 13 14	odpadový betón a betónový kal	0
<b>11 05</b>	<b>ODPADY Z GALVANICKÝCH PROCESOV</b>	
11 05 01	tvrdý zinok	0
11 05 02	zinkový popol	0
<b>12</b>	<b>ODPADY Z TVAROVANIA, FYZIKÁLNEJ A MECHANICKEJ ÚPRAVY POVRCHOV KOVOV A PLASTOV</b>	
<b>12 01</b>	<b>ODPADY Z TVAROVANIA A FYZIKÁLNEJ A MECHANICKEJ ÚPRAVY POVRCHOV KOVOV A PLASTOV</b>	
12 01 01	piliny a triesky zo železných kovov	0
12 01 02	prach a zlomky zo železných kovov	0
12 01 03	piliny a triesky z neželezných kovov	0
12 01 04	prach a zlomky z neželezných kovov	0
12 01 13	odpady zo zvarovania	0
12 01 17	odpadový pieskovací materiál iný ako uvedený v 12 01 16	0
<b>16</b>	<b>ODPADY INAK NEŠPECIFIKOVANÉ V TOMTO KATALÓGU</b>	
<b>16 01</b>	<b>STARÉ VOZIDLÁ Z ROZLIČNÝCH DOPRAVNÝCH PROSTRIEDKOV VRÁTANE STROJOV NEURČENÝCH NA CESTNÚ PREMÁVKU A ODPADY Z DEMONTÁŽE STARÝCH VOZIDIEL A ÚDRŽBY VOZIDIEL OKREM 13, 14, 16 06 A 16 08</b>	
16 01 03*	opotrebované pneumatiky	0
<b>17</b>	<b>STAVEBNÉ ODPADY A ODPADY Z DEMOLÁCIÍ (VRÁTANEVÝKOPOVEJ ZEMINY Z KONTAMINOVANÝCH MIEST)</b>	

<b>17 01</b>	<b>BETÓN, TEHLY, DLAŽDICE, OBKLADAČKY A KERAMIKA</b>	
17 01 01	betón	0
17 01 02	tehly	0
17 01 03	obkladačky, dlaždice a keramika	0
17 01 07	zmesi betónu, tehál, obkladačiek, dlaždíc a keramiky iné ako uvedené v 1701 06	0
<b>17 05</b>	<b>ZEMINA (VRÁTANE VÝKOPOVEJ ZEMINY ZKONTAMINOVANÝCH PLÔCH), KAMENIVO A MATERIÁL Z BAGROVÍSK</b>	
17 05 04	zemina a kamenivo iné ako uvedené v 17 05 03	0
17 05 06	výkopová zemina iná ako uvedená v 17 05 05	0
17 05 08	štrk zo železničného zvršku iný ako uvedený v 17 05 07	0
<b>17 08</b>	<b>STAVEBNÝ MATERIÁL NA BÁZE SADRY</b>	
17 08 02	stavebné materiály na báze sadry iné ako uvedené v 17 08 01	0
<b>17 09</b>	<b>INÉ ODPADY ZO STAVIEB A DEMOLÁCIÍ</b>	
17 09 04	zmiešané odpady zo stavieb a demolácií iné ako uvedené v 17 09 01, 1709 02 a 17 09 03	0
<b>19 13</b>	<b>ODPADY ZO SANÁCIE PÔDY A PODZEMNEJ VODY</b>	
19 13 02	odpady zo sanácie pôdy iné ako uvedené v 19 13 01	0
<b>20 02</b>	<b>ODPADY ZO ZÁHRAD A Z PARKOV (VRÁTANE ODPADU ZCINTORÍNOV)</b>	
20 02 02	zemina a kamenivo	0

\* Súbežné zhodnocovanie energetické R1 a materiálové R5 pomerom podľa bilancie zhodnocovania opotrebovaných pneumatík (R1:R5 = 60:40).

Druhy odpadov určené na výrobu TAP sú uvedené v nasledujúcej tabuľke 4. Druhy vyrábaných TAP uvádza tabuľka 5.

Zmena činnosti spočíva vo zvýšení dávkovania tuhých alternatívnych palív a to nasledovne: a) TAP na hlavný horák zo súčasného stavu 0 – 9 t/h na 0 – 10 t/h, b) TAP na výmenník tepla zo súčasného stavu 0 – 3,5 t/h na 0 – 10 t/h, čo predstavuje zvýšenie substitúcie tepelnej energie z alternatívnych palív zo súčasných cca 55% na 80 – 90% a to pri zachovaní maximálne povolenej výrobnéj kapacity 2 650 t/deň cementového slinku. Zmena činnosti je spojená s rozšírením palivovej základne o nové druhy spoluspaľovaných alternatívnych palív (Tab. 8) (CRH, 2020).

V prevádzke DCM sú zhodnocované len odpady kategórie „O“, t. j. ostatný odpad a do rozšírenej palivovej základne nebudú zahrnuté nebezpečné odpady kategórie „N“. Z hľadiska zhodnocovania alternatívnych surovín pre surovinovú múčku zmena činnosti zahŕňa zvýšenie množstva zhodnocovaných alternatívnych surovín ako aj rozšírenie portfólia alternatívnych surovín, t.j. odpadov zhodnocovaných prostredníctvom surovinovej zmesi, ktoré sa dávajú ako zmes tradičných a alternatívnych surovín cez výmenníkový systém na výpal šedého slinku. Ide o dva nové odpady kategórie „O“ (Tab. 6) (CRH, 2020).

**Tab. 4 Predpokladané druhy odpadov na výrobu TAP**

Katalógové číslo	Názov odpadu	Kategória
02 01	ODPADY Z POĽNOHOSPODÁRSTVA, ZÁHRADNÍCTVA, LESNÍCTVA, POĽOVNÍCTVA A RYBÁRSTVA, AKVAKULTÚRY A Z VÝROBY A SPRACOVANIA POTRAVÍN	
02 01 04	odpadové plasty /okrem obalov/	O
02 03	ODPADY Z ÚPRAVY A ZO SPRACOVANIA OVOCIA, ZELENINY, OBILNÍN, JEDLÝCH OLEJOV, KAKAA, KÁVY, ČAJU A TABAKU; ODPAD Z KONZERVÁRENSKÉHO A TABAKOVÉHO PRIEMYSLU, VÝROBY KVASNÍC A KVASNICOVÉHO EXTRAKTU, PRÍPRAVY MELASY A FERMENTÁCIE	
02 03 04	látky nevhodné na spotrebu alebo spracovanie	O
03 01	ODPADY ZO SPRACOVANIA DREVA A VÝROBY REZIVA A NÁBYTKU	
03 01 01	odpadová kôra a korok	O
03 01 05	piliny, hobliny, odrezky, odpadové rezivo alebo drevotrieskové/drevovláknitédosky, dyhy iné ako uvedené v 03 01 04	O
03 03	ODPADY Z VÝROBY A SPRACOVANIA CELULÓZY, PAPIERA A LEPENKY	
03 03 07	mechanicky oddelené výmety z drvenia odpadového papiera a lepenky	O
03 03 08	odpady z triedenia papiera a lepenky určených na recykláciu	O
03 03 10	výmety z vlákien, kaly z vlákien, plnív a náterov z mechanickej separácie	O
04 02	ODPADY Z TEXTILNÉHO PRIEMYSLU	
04 02 09	odpad z kompozitných materiálov (impregnovaný textil, elastomér, plastomér)	O
04 02 21	odpady z nespracovaných textilných vlákien	O
04 02 22	odpady zo spracovaných textilných vlákien	O
07 02	ODPADY Z VÝROBY, SPRACOVANIA, DISTRIBÚCIE A POUŽÍVANIA PLASTOV, SYNTETICKÉHO KAUKČUKU A SYNTETICKÝCH VLÁKIEN	
07 02 13	odpadový plast	O
07 02 99	odpady inak nešpecifikované	O
12 01	ODPADY Z TVAROVANIA, FYZIKÁLNEJ A MECHANICKEJ ÚPRAVY POVRCHOV KOVOV A PLASTOV	
12 01 05	hobliny a triesky z plastov	O
15 01	OBALY VRÁTANE ODPADOVÝCH OBALOV Z TIREDEŇÉHO ZBERU KOMUNÁLNYCH ODPADOV	
15 01 01	obaly z papiera a lepenky	O
15 01 02	obaly z plastov	O
15 01 03	obaly z dreva	O
15 01 05	kompozitné obaly	O
15 01 06	zmiešané obaly	O
16 01	STARÉ VOZIDLÁ Z ROZLIČNÝCH DOPRAVNÝCH PROSTRIEDKOV VRÁTANE STROJOV NEURČENÝCH NA CESTNÚ PREMÁVKU A ODPADY Z DEMONTÁŽE STARÝCH VOZIDIEL A ÚDRŽBY VOZIDIEL OKREM 13, 14, 16 06 A 16 08	

16 01 03	opotrebované pneumatiky	0
16 01 19	plasty	0
16 01 22	časti inak nešpecifikované	0
16 02	ODPADY Z ELEKTRICKÝCH A ELEKTRONICKÝCH ZARIADENÍ	
16 02 14	vyradené zariadenia iné ako uvedené v 16 02 09 až 16 02 13	0
16 02 16	časti odstránené z vyradených zariadení iné ako uvedené v 16 02 15	0
16 03	VÝROBNÉ ŠARŽE A NEPOUŽITÉ VÝROBKY NEVYHOVUJÚCEJ KVALITY	
16 03 04	anorganické odpady iné ako uvedené v 16 03 03	0
16 03 06	organické odpady iné ako uvedené v 16 03 05	0
17 02	STAVEBNÉ ODPADY A ODPADY Z DEMOLÁCIÍ VRÁTANE VÝKOPOVEJ ZEMINY A KONTAMINOVANÝCH MIEST	
17 02 01	drevo	0
17 02 03	plasty	0
19 12	ODPADY Z MECHANICKÉHO SPRACOVANIA ODPADU NAPRÍKLAD TRIEDENIA, DRVENIA, LISOVANIA, HUTNENIA A PELETIZOVANIA INAK NEŠPECIFIKOVANÉ	
19 12 01	papier a lepenka	0
19 12 04	plasty a guma	0
19 12 07	drevo iné ako uvedené v 19 12 06	0
19 12 08	textílie	0
19 12 10	horľavý odpad (palivo z odpadov)	0
19 12 12	iné odpady vrátane zmiešaných materiálov z mechanického spracovania odpadu iné ako uvedené v 19 12 11	0
20 01	ZLOŽKY KOMUNÁLNYCH ODPADOV Z TRIEDENÉHO ZBERU OKREM 15 01	
20 01 01	papier a lepenka	0
20 01 03	viacvrstvé kombinované materiály na báze lepenky (kompozity na báze lepenky)	0
20 01 10	šatstvo	0
20 01 11	textílie	0
20 01 38	drevo iné ako uvedené v 20 01 37	0
20 01 39	plasty	0
20 03	INÉ KOMUNÁLNE ODPADY	
20 03 01	zmesový komunálny odpad	0
20 03 07	objemný odpad	0

**Tab. 5 Predpokladané druhy vyrábaných TAP po realizácii zmeny navrhovanej činnosti**

Katalógové číslo	Názov odpadu	Kategória
19 12	ODPADY Z MECHANICKÉHO SPRACOVANIA ODPADU NAPRÍKLAD TRIEDENIA, DRVENIA, LISOVANIA, HUTNENIA A PELETIZOVANIA INAK NEŠPECIFIKOVANÉ	
19 12 10	horľavý odpad (palivo z odpadov)	0
19 12 12	iné odpady vrátane zmiešaných materiálov z mechanického spracovania odpadu iné ako uvedené v 19 12 11	0

Aktuálne je povolených 67 druhov alternatívnych surovín pre surovinovú múčku (ostatné odpady „O“). Zoznam druhov zhodnocovaných odpadov prostredníctvom surovinovej zmesi, v zmysle platného povolenia IPKZ, prezentuje tabuľka 3. Nové záujmové odpady určené ako alternatívne suroviny pre surovinovú zmes sú navrhované dva, kategórie „O“ a sú uvedené v nasledujúcej tabuľke 6 (CRH, 2020).

**Tab. 6 Zoznam odpadov zhodnocovaných prostredníctvom surovinovej zmesi**

Katalógové číslo	Názov odpadu	Kategória
19 01 12	popol a škvara iné ako uvedené v 19 01 11	O
10 01 03	popolček z rašeliny a neošetreného dreva	O

Prevádzkovateľ má povinnosť uskutočňovať kontrolu množstva preberaného odpadu určeného na energetické zhodnocovanie, zabezpečiť odber vzorky s hmotnosťou cca 1,0 kg z každej dodávky odpadu (okrem celých pneumatík) a zabezpečiť ich uskladnenie na dobu 1 roka. V rotačnej peci sa energeticky zhodnocujú iba odpady (upravené tuhé odpady, plastový aglomerát, drvené a celé pneumatiky), ktorých dodávateľ preukáže kvalitatívne parametre každej dodávky odpadov v súlade s podmienkami určenými v platnom povolení IPKZ. V prevádzke je vedená evidencia o množstve a druhoch odpadov preberaných na energetické zhodnotenie v súlade so všeobecne záväzným právnym predpisom odpadového hospodárstva. Súčasne sa pravidelne vykonáva analýza zo zmesnej vzorky tuhých upravených odpadov v rozsahu: výhrevnosť, voda, popol, Cl, S, Hg a PCB (CRH, 2020).

**Tab. 7 Spotreba paliva – pravdepodobne realizovaná zmena**

Palivo	Spotreba v roku 2019	Spotreba po realizácii navrhovanej zmeny
Čierne uhlie	16 330 t	3 000 t
Ropný koks	18 492 t	4 000 t
Zemný plyn naftový	374 085 m <sup>3</sup>	374 000 m <sup>3</sup>
Alternatívne palivá – TAP	64 485 t	115 000 t
Pneumatiky	88 t	90 t

Pravdepodobná zmena súvisí predovšetkým so zvýšením množstva spoluspaľovaných alternatívnych palív so súčasným rozšírením palivovej základne o nové typy alternatívnych palív. Realizovaná zmena predpokladá navýšenie spotreby spoluspaľovaných alternatívnych palív zo stavu 0 – 9 t/h na 0 – 10 t/h na hlavný horák a na výmenník tepla zo stavu 0 – 3,5 t/h na 0 – 10 t/h. Doplnkové zhodnocovanie pneumatík vo výmenníku tepla ostáva nezmenené v rozsahu 0 – 3,0 t/h. V súčasnosti má prevádzka povolených 44 druhov alternatívnych palív, t.j. ostatných odpadov, na zhodnocovanie. Zmenou sa doplnilo portfólio alternatívnych palív o 4 druhy ostatných odpadov. Zoznam odpadov povolených na spoluspaľovanie v rámci zmeny navrhovanej činnosti je uvedený v tabuľke 9. Ide o odpady kategórie „O“ ostatný odpad. Zmena navrhovanej činnosti spôsobí nárast spotreby alternatívnych palív z množstva cca 64 500 t na 115 000 t. V minimálnom rozsahu dochádza aj k nárastu v spotrebe pneumatík (Tab. 7) (CRH, 2020).

V prevádzke DCM sa po realizácii zmeny navrhovanej činnosti aj naďalej budú zhodnocované odpady kategórie „O“, t.j. ostatný odpad a do rozšírenej palivovej základne nie sú zahrnuté nebezpečné odpady kategórie „N“ (Tab. 8). Dôsledkom realizácie zmeny navrhovanej činnosti je podstatné zníženie spotreby fosílnych palív a to konkrétne čierneho uhlia (z 16 330 t/rok na 3 000 t/rok) a ropného koksu (z 18 492 t/rok na 4 000 t/rok), čo cementárne považujú za pozitívnu zmenu (CRH, 2020).

**Tab. 8 Zoznam odpadov na spoluspaľovanie v prevádzke DCM Turňa nad Bodvou - povolené odpady (platné IPKZ) / novo navrhované záujmové odpady v rámci zmeny činnosti.**

Katalógové číslo	Názov odpadu	Kategória
02 01	ODPADY Z POĽNOHOSPODÁRSTVA, ZÁHRADNÍCTVA, LESNÍCTVA, POĽOVNÍCTVA A RYBÁRSTVA, AKVAKULTÚRY A Z VÝROBY A SPRACOVANIA POTRAVÍN	
02 01 04	odpadové plasty /okrem obalov/	O
02 03	ODPADY Z ÚPRAVY A ZO SPRACOVANIA OVOCIA, ZELENINY, OBILNÍN, JEDLÝCH OLEJOV, KAKAA, KÁVY, ČAJU A TABAKU; ODPAD Z KONZERVÁRENSKÉHO A TABAKOVÉHO PRIEMYSLU, VÝROBY KVASNÍC A KVASNICOVÉHO EXTRAKTU, PRÍPRAVY MELASY A FERMENTÁCIE	
02 03 04	látky nevhodné na spotrebu alebo spracovanie	O
03 01	ODPADY ZO SPRACOVANIA DREVA A VÝROBY REZIVA A NÁBYTKU	
03 01 01	odpadová kôra a korok	O
03 01 05	piliny, hobliny, odrezky, odpadové rezivo alebo drevotrieskové/drevovláknitédosky, dyhy iné ako uvedené v 03 01 04	O
03 03	ODPADY Z VÝROBY A SPRACOVANIA CELULÓZY, PAPIERA ALEPENKY	
03 03 07	mechanicky oddelené výmety z drvenia odpadového papiera a lepenky	O
03 03 08	odpady z triedenia papiera a lepenky určených na recykláciu	O
04 02	ODPADY Z TEXTILNÉHO PRIEMYSLU	
04 02 09	odpad z kompozitných materiálov (impregnovaný textil, elastomér, plastomér)	O
04 02 21	odpady z nespracovaných textilných vlákien	O
04 02 22	odpady zo spracovaných textilných vlákien	O
07 02	ODPADY Z VÝROBY, SPRACOVANIA, DISTRIBÚCIE A POUŽÍVANIA PLASTOV, SYNTETICKÉHO KAUČUKU A SYNTETICKÝCH VLÁKIEN	
07 02 13	odpadový plast	O
07 02 99	odpady inak nešpecifikované	O
08 02	ODPADY Z VÝROBY, SPRACOVANIA, DISTRIBÚCIE A POUŽÍVANIA INÝCH NÁTEROVÝCH HMŔ VRÁTANE KERAMICKÝCH	
	MATERIÁLOV	
08 02 01	odpadové náterové prášky	O
08 03	ODPADY Z VÝROBY, SPRACOVANIA, DISTRIBÚCIE A POUŽÍVANIA TLAČIARENÝCH FARIEB	

08 03 18	odpadový toner do tlačiarne iný ako uvedený v 08 03 17	0
09 01	ODPADY Z FOTOGRAFICKÉHO PRIEMYSLU	
09 01 07	fotografický film a papiere obsahujúce striebro alebo zlúčeniny striebra	0
09 01 08	fotografický film a papiere neobsahujúce striebro alebo zlúčeniny striebra	0
12 01	ODPADY Z TVAROVANIA, FYZIKÁLNEJ A MECHANICKEJ ÚPRAVY POVRCHOV KOVOV A PLASTOV	
12 01 05	hobliny a triesky z plastov	0
15 01	OBALY VRÁTANE ODPADOVÝCH OBALOV Z TIREDEŇHO ZBERU KOMUNÁLNYCH ODPADOV	
15 01 01	obaly z papiera a lepenky	0
15 01 02	obaly z plastov	0
15 01 03	obaly z dreva	0
15 01 05	kompozitné obaly	0
15 01 06	zmiešané obaly	
16 01	STARÉ VOZIDLÁ Z ROZLIČNÝCH DOPRAVNÝCH PROSTRIEDKOV VRÁTANE STROJOV NEURČENÝCH NA CESTNÚ PREMÁVKU A ODPADY Z DEMONTÁŽE STARÝCH VOZIDIEL A ÚDRŽBY VOZIDIEL OKREM 13, 14, 16 06 A 16 08	
16 01 03	opotrebované pneumatiky	0
16 01 19	plasty	0
16 01 22	časti inak nešpecifikované	0
16 02	ODPADY Z ELEKTRICKÝCH A ELEKTRONICKÝCH ZARIADENÍ	
16 02 14	vyradené zariadenia iné ako uvedené v 16 02 09 až 16 02 13	0
16 02 16	časti odstránené z vyradených zariadení iné ako uvedené v 16 02 15	0
16 03	VÝROBNÉ ŠARŽE A NEPOUŽITÉ VÝROBKY NEVYHOVUJÚCEJKVALITY	
16 03 04	anorganické odpady iné ako uvedené v 16 03 03	0
16 03 06	organické odpady iné ako uvedené v 16 03 05	0
17 02	STAVEBNÉ ODPADY A ODPADY Z DEMOLÁCIÍ VRÁTANEVÝKOPOVEJ ZEMINY A KONTAMINOVANÝCH MIEST	
17 02 01	drevo	0
17 02 03	plasty	0
17 06	IZOLAČNÉ MATERIÁLY A STAVEBNÉ MATERIÁLY OBSAHUJÚCEAZBEST	
17 06 04	izolačné materiály iné ako uvedené v 17 06 01 a 17 06 03	0
19 09	ODPADY Z ÚPRAVY PITNEJ VODY ALEBO VODY NA PRIEMYSELNÉPOUŽITIE	
19 09 04	použité aktívne uhlie	0
19 09 05	nasýtené alebo použité iontomeničové živice	0
19 12	ODPADY Z MECHANICKÉHO SPRACOVANIA ODPADU NAPRÍKLAD TRIEDENIA, DRVENIA, LISOVANIA, HUTNENIA A PELETIZOVANIAINAK NEŠPECIFIKOVANÉ	
19 12 01	papier a lepenka	0
19 12 04	plasty a guma	0
19 12 07	drevo iné ako uvedené v 19 12 06	0
19 12 08	Textílie	0



19 12 10	horľavý odpad (palivo z odpadov)	O
19 12 12	iné odpady vrátane zmiešaných materiálov z mechanického spracovania odpaduiné ako uvedené v 19 12 11	O
20 01	ZLOŽKY KOMUNÁLNYCH ODPADOV Z TRIEDENÉHO ZBERU OKREM15 01	
20 01 01	papier a lepenka	O
20 01 03	viacvrstvové kombinované materiály na báze lepenky (kompozity na bázelepenky)	O
20 01 10	Šatstvo	O
20 01 11	Textílie	O
20 01 38	drevo iné ako uvedené v 20 01 37	O
20 01 39	Plasty	O

Emisné limity pre znečisťujúce látky z rotačnej pece (RP) pri spoluspaľovaní odpadov kategórie „O“ (TAP) sú uvedené v tabuľke č. 9.

**Tab. 9 Emisné limity pre znečisťujúce látky z rotačnej pece a surovinovej mlynice pri spoluspaľovaní odpadov**

Zdroj emisí	Miesto vypúšťania emisí	Znečisťujúca látka	Celkový emisný limit (mg.m <sup>-3</sup> )	Vzťažné podmienky
		Celkové tuhé znečisťujúce látky TZL	20	1), 2)
		Oxidy síry vyjadrené ako SO <sub>2</sub>	50	1), 2)
		Oxidy dusíka vyjadrené ako NO <sub>2</sub>	500	1), 2)
Rotačná pec	Komín (NEIS č. 32)	Celkový organický uhlík (TOC)	30	1), 2)
		HF Plynné zlúčeniny flóru vyjadrené ako HF	1	1), 3)
		Plynné zlúčeniny chlóru vyjadrené ako HCl	10	1), 2)
		Kadmium (Cd) + tálium (Tl)	0,05	1), 4)
		Ortuť (Hg)	0,05	1), 4)
		Antimón (Sb), arzén (As), olovo (Pb), chróm (Cr), kobalt (Co), mangán (Mn), nikel (Ni), vanád (V)	0,5	1), 4)
		Dioxíny a furány PCDD + PCDF	0,05 ng.m <sup>-3</sup>	1), 4), 5)
		Amoniak (NH <sub>3</sub> )	50	1), 2)

NH<sub>3</sub>\* - emisný limit platí pri používaní SNCR na znižovanie NO<sub>x</sub>

1) Hmotnostná koncentrácia vyjadrená ako koncentrácia v suchom plyne pri štandardných stavových podmienkach, tlak 101,325 kPa, teplota 0 °C a referenčný obsah kyslíka 10 %.

2) Emisný limit sa považuje za dodržaný, ak žiadna hodnota denného priemeru neprekročí hodnotu emisného limitu.

3) Emisný limit sa považuje za dodržaný, ak žiadna priemerná hodnota koncentrácie znečisťujúcej látky za periódu odberu vzorky pri diskontinuálnom meraní

neprekročí hodnotu emisného limitu určeného ako denný priemer.

4) Emisný limit sa považuje za dodržaný, ak žiadna priemerná hodnota koncentrácie znečisťujúcej látky za periódu odberu vzorky pri diskontinuálnom meraní neprekročí hodnotu emisného limitu.

5) Emisný limit - hodnota stanovená pre vzorku pri trvaní odberu vzorky minimálne 6 hodín a maximálne 8 hodín v podmienkach ustáleného stavu (CRH, 2020).

**Tab. 10 Priemerné koncentrácie monitorovaných znečisťujúcich látok za rok 2019 pri spoluspaľovaní odpadov – TAP**

Hlavné znečisťujúce látky	Emisný limit	Priemerná koncentrácia AMS
		Rotačná pec rok 2019
	mg.m <sup>-3</sup>	mg.m <sup>-3</sup>
Celkové tuhé znečisťujúce látky (TZL)	20	9,2
Oxidy síry vyjadrené ako SO <sub>2</sub>	50	6,4
Oxidy dusíka vyjadrené ako NO <sub>2</sub>	500	404,0
Celkový organický uhlík (TOC)	30	6,4
Plynné zlúčeniny chlóru vyjadrené ako HCl	10	2,2
Oxid uhoľnatý (CO)	neurčuje sa	210,5
Amoniak (NH <sub>3</sub> )	50	2,5
Vedľajšie znečisťujúce látky	mg.m <sup>-3</sup>	Priemerná koncentrácia DOM
Plynné zlúčeniny flóru vyjadrené ako HF	1	0,195
Kadmium (Cd) + tálium (Tl)	0,05	0,005
Ortuť (Hg)	0,05	0,011
Antimón (Sb), arzén (As), olovo (Pb), chróm (Cr), kobalt (Co), mangán (Mn), nikel (Ni), vanád (V)	0,5	0,019
Dioxíny a furány	0,05 ng.m <sup>-3</sup>	0,0115 ng.m <sup>-3</sup>

Pri spaľovaní fosílnych, alternatívnych palív a odpadu register znečisťujúcich látok tvorí okrem tuhých znečisťujúcich látok aj CO, SO<sub>2</sub> a NO<sub>2</sub> ako aj spektrum vedľajších znečisťujúcich látok ako TOC, HCl, HF, NH<sub>3</sub>, PCDD+PCDF, kovy spolu, Tl, Cd a Hg (Tab. 10). Očakáva sa, že k podstatnému zvýšeniu vypúšťaného množstva uvedených znečisťujúcich látok nedôjde a ich najvyššie hodnoty nebudú presahovať limitné hodnoty ani po realizácii zmeny navrhovanej činnosti (CRH, 2020).

Po realizácii zmeny navrhovanej činnosti sa nepredpokladá podstatná zmena koncentrácií monitorovaných znečisťujúcich látok, keďže alternatívne palivá sú chemicky čistejšie ako petroľ. Naopak, predpokladá sa zníženie koncentrácie NO<sub>x</sub>. Súčasne sa očakáva zníženie špecifických emisií CO<sub>2</sub> z 634 na 573 kg na tonu vyrobeného slinku. Realizácia navrhovanej zmeny môže mať vplyv iba na zvýšenie CO, limity však ostanú dodržané. Očakáva sa aj mierne zvýšenie množstva produkovaných tuhých znečisťujúcich látok, ktoré bude spojené s linkou na pred úpravu odpadov určených na spoluspaľovanie (CRH, 2020).

## 2. METÓDY ODBERU VZORIEK

### 2.1 Označenie vzoriek

V rámci monitoringu boli vykonané odbery vzoriek pôd (obr. 1), sedimentov (obr. 4), biomasy a živočíšnej potravy (vajec, mlieka) vo vybraných lokalitách v máji roku 2024. Následne boli vykonané chemické analýzy, v ktorých sa stanovili 2 významné skupiny organických a anorganických kontaminantov súvisiacich s prevádzkou DCM.

Odber vzoriek bol vykonaný na vybraných lokalitách orientovaných na sever, východ, západ a juh od DCM v súlade s Opisom predmetu zákazky.

Monitorované lokality boli podľa orientácie na svetovú stranu (sever, východ, juh a západ) zhodnotené v samostatných kapitolách a ich pozícia bola graficky znázornená a zaznamenaná GPS súradnicami. Na každej lokalite (okrem lokalít vzdialených len 100 m od DCM – tu sa odobrala 1 vzorka, kvôli blízkosti prevádzky) boli odobrané 2 vzorky na akreditované analýzy vo vzdialenosti približne 500, 1000, 1500, 2000 a 2500 m od cementárne Turňa nad Bodvou. Smerom na východ od DCM sa uskutočnil odber aj na lokalitách vzdialených 3000, 5000, 10 000 a 15000 m, pre posúdenie kontaminácie z iného zdroja. V tabuľke č. 11 je uvedený počet vzoriek a prehľad označenia vzoriek.

**Tab. 11 Označenie vzoriek a odberové miesto so vzdialenosťou od DCM**

Počet vzoriek	Lokalita	Vzdialenosť	Typ vzorky	Označenie vzorky
1.	Sever	100 m	Pôda - vrchný	S1P/100
2.	Sever	500 m	Pôda - vrchný	S2P/500
3.	Sever	500 m	Pôda - vrchný	S3P/500
4.	Sever	1000 m	Pôda - vrchný	S4P/1000
5.	Sever	1000 m	Pôda - vrchný	S5P/1000
6.	Sever	1500 m	Pôda - vrchný	S6P/1500
7.	Sever	1500 m	Pôda - vrchný	S7P/1500
8.	Sever	2000 m	Pôda - vrchný	S8P/2000
9.	Sever	2000 m	Pôda - vrchný	S9P/2000
10.	Sever	2500 m	Pôda - vrchný	S10P/2500
11.	Sever	2500 m	Pôda - vrchný	S11P/2500
12.	Sever	1000 m	Biomasa – mach	S5B/1000
13.	Sever	1000 m	Biomasa – kôra	S5K/1000
14.	Západ	100 m	Pôda - vrchný	Z12P/100
15.	Západ	500 m	Pôda - vrchný	Z13P/500
16.	Západ	500 m	Pôda - vrchný	Z14P/500
17.	Západ	1000 m	Pôda - vrchný	Z15P/1000
18.	Západ	1000 m	Pôda - vrchný	Z16P/1000
19.	Západ	1500 m	Pôda - vrchný	Z17P/1500
20.	Západ	1500 m	Pôda - vrchný	Z18P/1500
21.	Západ	2000 m	Pôda - vrchný	Z19P/2000
22.	Západ	2000 m	Pôda - vrchný	Z20P/2000
23.	Západ	2500 m	Pôda - vrchný	Z21P/2500
24.	Západ	2500 m	Pôda - vrchný	Z22P/2500

Počet vzoriek	Lokalita	Vzdialenosť	Typ vzorky	Označenie vzorky
25.	Západ	3000 m	Pôda - vrchný	Z23P/3000
26.	Západ	3000 m	Pôda - vrchný	Z24P/3000
27.	Západ	1000 m	Biomasa – mach	Z15B/1000
28.	Západ	1000 m	Biomasa – kôra	Z15K/1000
29.	Východ	100 m	Pôda - vrchný	V25P/100
30.	Východ	500 m	Pôda - vrchný	V26P/500
31.	Východ	500 m	Pôda - vrchný	V27P/500
32.	Východ	1000 m	Pôda - vrchný	V28P/1000
33.	Východ	1000 m	Pôda - vrchný	V29P/1000
34.	Východ	1500 m	Pôda - vrchný	V30P/1500
35.	Východ	1500 m	Pôda - vrchný	V31P/1500
36.	Východ	2000 m	Pôda - vrchný	V32P/2000
37.	Východ	2000 m	Pôda - vrchný	V33P/2000
38.	Východ	2500 m	Pôda - vrchný	V34P/2500
39.	Východ	2500 m	Pôda - vrchný	V35P/2500
40.	Východ	3000 m	Pôda - vrchný	V36P/3000
41.	Východ	3000 m	Pôda - vrchný	V37P/3000
42.	Východ	5000 m	Pôda - vrchný	V38P/5000
43.	Východ	5000 m	Pôda - vrchný	V39P/5000
44.	Východ	10 000 m	Pôda - vrchný	V40P/10000
45.	Východ	10 000 m	Pôda - vrchný	V41P/10000
46.	Východ	15 000m	Pôda - vrchný	V42P/15000
47.	Východ	15 000m	Pôda - vrchný	V43P/15000
48.	Východ	1000 m	Biomasa – kôra	V29K/1000
49.	Juh	100 m	Pôda - vrchný	J44P/100
50.	Juh	500 m	Pôda - vrchný	J45P/500
51.	Juh	500 m	Pôda - vrchný	J46P/500
52.	Juh	1000 m	Pôda - vrchný	J47P/1000
53.	Juh	1000 m	Pôda - vrchný	J48P/1000
54.	Juh	1500 m	Pôda - vrchný	J49P/1500
55.	Juh	1500 m	Pôda - vrchný	J50P/1500
56.	Juh	2000 m	Pôda - vrchný	J51P/2000
57.	Juh	2000 m	Pôda - vrchný	J52P/2000
58.	Juh	2500 m	Pôda - vrchný	J53P/2500
59.	Juh	2500 m	Pôda - vrchný	J54P/2500
60.	Juh	500 m	Biomasa – mach	J46B/500
61.	Juh	500 m	Biomasa – kôra	J46K/500
62.	Západ	Včeláre	Pôda - vrchný	D55V
63.	Západ	Včeláre	Pôda - vrchný	D56V
64.	Západ	Včeláre	Pôda - vrchný	D57V
65.	Západ	Včeláre	Pôda - vrchný	D58V
66.	Sever	Zádiel	Pôda - vrchný	D59Z
67.	Sever	Zádiel	Pôda - vrchný	D60Z
68.	Sever	Zádiel	Pôda - vrchný	D61Z
69.	Sever	Zádiel	Pôda - vrchný	D62Z
70.	Sever	Zádiel	Vajíčka	ZV1

<b>71.</b>	Sever	Dvorníky	Pôda - vrchný	<b>D63D</b>
<b>72.</b>	Sever	Dvorníky	Pôda - vrchný	<b>D64D</b>
<b>73.</b>	Sever	Dvorníky	Pôda - vrchný	<b>D65D</b>
<b>74.</b>	Sever	Dvorníky	Pôda - vrchný	<b>D66D</b>
<b>75.</b>	Juh	Hostovce	Pôda - vrchný	<b>D67H</b>
<b>76.</b>	Juh	Hostovce	Pôda - vrchný	<b>D68H</b>
<b>77.</b>	Juh	Hostovce	Pôda - vrchný	<b>D69H</b>
<b>78.</b>	Juh	Hostovce	Pôda - vrchný	<b>D70H</b>
<b>79.</b>	Juh	Hostovce	Vajíčka	<b>HV2</b>
<b>80.</b>	Východ	Turňa nad Bodvou	Pôda - vrchný	<b>D71T</b>
<b>81.</b>	Východ	Turňa nad Bodvou	Pôda - vrchný	<b>D72T</b>
<b>82.</b>	Východ	Turňa nad Bodvou	Pôda - vrchný	<b>D73T</b>
<b>83.</b>	Východ	Turňa nad Bodvou	Pôda - vrchný	<b>D74T</b>
<b>84.</b>	Sever	Háj	Pôda - vrchný	<b>D75A</b>
<b>85.</b>	Sever	Háj	Pôda - vrchný	<b>D76A</b>
<b>86.</b>	Západ	Nad TAP	Sedimenty	<b>B1Z/1000</b>
<b>87.</b>	Západ	Včeláre	Sedimenty	<b>B2Z/2000</b>
<b>88.</b>	Juh	Pod výpustom	Sedimenty	<b>B3J/500</b>
<b>89.</b>	Juh	Nad výpustom	Sedimenty	<b>B4J/500</b>
<b>90.</b>	Sever	Dvorníky Biely	Sedimenty	<b>M1/500</b>
<b>91.</b>	Východ	Turňa nad Bodvou	Mlieko	<b>1M</b>
<b>92.</b>	Východ	Turnianska Nová	Mlieko	<b>2M</b>

Na každom odberovom mieste boli odobraté súhrnné (homogenizované a kvartované) vzorky 2 matric - pôdy a biomasy, pričom vzorky boli označené nasledovne:

- S,V, Z, V - pôda – orná a pasienková z rôznych svetových strán
- D - záhradkárska pôda , vrchný humusový horizont z okolitých dedín
- K a B - biomasa - zmiešaná vzorka kôry z 3 – 10 stromov (K) a machu (B) z ornej alebo záhradnej pôdy.

Biomonitorovanie bolo založené na odbere dostupných vzoriek biomarkerov v skúmanej oblasti počas mesiaca máj a jún 2024. Biomatrice pre túto štúdiu zahŕňajú aj slepačie vajcia z Hostoviec a Zádiela a vzorky mlieka z Turne nad Bodvou a Turnianskej Novej Vsi. Konkrétny typ odobranej matrice je špecifikovaný pri popise jednotlivých lokalít v metodike.

Na týchto lokalitách ako aj vo väčšej vzdialenosti hlavne na východ, vrátane okolitých záhrad sa zrealizovali odbery pre potvrdenie prítomnosti obsahu ťažkých kovov. Vzorky boli zaslané pre akreditovanú analýzu vybraných sledovaných environmentálnych ukazovateľov anorganického a organického charakteru. Vzdialenosti boli modifikované podľa miestnych podmienok tak, aby bola zaistená pokiaľ možno čo najväčšia homogenita odberových miest v rámci lokality. Zameranie odberových miest bolo vykonané pomocou GPS a je uvedená pri popise jednotlivých lokalít.

## 2.2 Metóda odberu vzoriek

Vzorkovanie pôd/zemín bolo riadené osobitnými metodickými pokynmi (Čurlík a Šurina, 1998) a v súlade s ISO normami, ISO 10381 – Soil sampling a novšou verziou ISO 18400-104:2018. Pri vzorkovaní pôd/zemín sa vychádzalo z plánu – schémy vzorkovania zostaveného na základe cieľa vzorkovania – posúdenie vplyvu DCM na pôdny ekosystém a potravinový reťazec. Vzhľadom na tento cieľ sa vzorkovanie uskutočnilo v okolí DCM a obývaných obcí. Počas odberu sa vyberali také pôdy, ktoré makroskopicky javili zvýšený obsah organickej hmoty, oglejenia a obsahu ílovej frakcie a karbonátov, o čom svedčí pH všetkých vzoriek nad pH 7 (Príloha 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8).

Odber vzoriek pôd, sedimentov a biomasy sa vykonával aj v súlade s Vyhláškou MP SR č. 151/2016 Z. z. a Vyhláškou MPRV SR č. 59/2013 Z. z. Pri ornej pôde sa odobrali vzorky do hĺbky 30 cm a pri trávnatých porastoch do hĺbky 15 cm, pričom jedna pôdna vzorka pozostáva najmenej z 10 čiastkových vzoriek, ktorých odbery boli rozmiestnené rovnomerne po ploche kolmo na zdroj kontaminácie a vo vzdialenosti 1m (obr. 1). Pôdna vzorka z 10 odberov bola zhomogenizovaná, bez rastlinných zvyškov, presitovaná sitom s veľkosťou zŕn do 4 mm, pričom sa kvartáciou odobrali dve reprezentatívne vzorky s hmotnosťou do 500 g pre účely chemickej analýzy a uskladnenia po dobu 5 rokov. Vzorka bola uložená do čistého inertného obalu, poskytnutého akreditovaným chemickým laboratóriom ALS SK s. r. o., ktorá uskutočnila chemické analýzy. Označenie vzorkovníc sa vykonalo pomocou štítkov. Odobratých bolo aj 40 slepačích vajec a po 2 litre mlieka.

Na získanie údajov o kontaminácii v zahraničí sa kôra a mach testuje ako veľmi vhodný objekt pre biomonitoring znečistenia. Výhody použitia kôry spočívajú v tom, že jej štruktúra zadrží škodliviny dlhšie, a že je široko dostupná bez ovplyvnenia zdravia stromov. Kôra je vystavená znečisteniu ovzdušia buď priamo z atmosféry alebo z koreňového systému. Machy sú široko rozšírené a môžu akumulovať rôzne znečisťujúce látky s vysokou toleranciou, takže pôvodné machy sa používajú na biomonitoring ťažkých kovov a POPs. Schopnosť adsorbovať lipofilné zlúčeniny, ako sú POP, súvisí so špecifickým povrchom a prítomnosťou lipidov, hlavne na povrchu bunkovej steny a vonkajšej strany membrány. Pre chemickú analýzu boli odobraté vzorky kôry zo stromov druhu buk lesný (*Fagus sylvatica*), javor mliečny (*Acer platanoides*), či javor horský (*Acer pseudoplatanus*) a machu (*Bryophyta*) o hmotnosti 500 g (obr. 2, obr. 3).

Obr. 1 Odber vzoriek pôdy v skúmanom území DCM



Obr. 2 Odber vzoriek kôry v skúmanom území DCM



*Obr. 3 Odber vzoriek machov v skúmanom území DCM*



*Obr. 4 Odber vzoriek dnových sedimentov v skúmanom území DCM*





### 2.3 Chemická analýza vzoriek

Odobraté vzorky boli spracované a analyzované v akreditovanom chemickom laboratóriu ALS SK, s. r. o., protokoly výsledných analýz pôdy, biomasy a živočíšnych produktov tvoria prílohy č. 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 a dodatky 1 - 8 k Prílohám 6 a 7. Všetky chemické analýzy pre pôdu a biomasu sú akreditované a uskutočnené podľa metodických postupov uvedených v tabuľke č. 13 a 14.

V monitoringu boli chemicky analyzované toxické prvky arzenu, striebra, bária, berýlia, kadmia, celkového fosforu, kobaltu, chrómu, medi, železa, ortuti, lítia, mangánu, molybdénu, niklu, olova, antimónu, cínu, stroncia, titánu, vanádu a zinku, aby sa dôsledne realizoval monitoring a zaznamenala súvislosť prítomnosti toxických prvkov a priemyselnej činnosti.

Pre vyhodnotenie organického znečistenia pôd, sedimentov a biomasy boli do chemických analýz vybrané **polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU)** - naftalénu, acenaftylénu, acenafténu, fluorénu, fenantrénu antracénu, floranténu, pyrénu, benzo(a)antracénu, chryzénu, dibenzo(a,h)antracénu, benzo(b)fluoranténu, benzo(k)fluoranténu, benzo(a)pyrénu, indeno(1,2,3-c,d)pyrénu, a benzo(g,h,i)perylénu. V prípade organických znečisťujúcich látok vo forme **PCB** boli analyzované PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180. Z organochlórovaných pesticídov bol analyzovaný **hexochlórbenzén (HCB)** a z **dioxínov a furánov (PCDD a PCDF)** boli analyzované - 2378-TCDD, 12378-PeCDD, 123478-HxCDD, 123678-HxCDD, 123789-HxCDD, 1234678-HpCDD, OCDD, 2378-TCDF, 12378-PeCDF, 23478-PeCDF, 123478-HxCDF, 123678-HxCDF, 123789-HxCDF, 234678-HxCDF, 1234678-HpCDF, 1234789-HpCDF, OCDF.

Pri výpočte koncentrácií TEQ-Lowerbound (TEQ - toxické ekvivalenty, spodná hranica) a TEQ-Upperbound (TEQ - toxické ekvivalenty, vrchná hranica) boli koncentrácie jednotlivých látok v predmetnej vzorke násobené príslušným faktorom TEF (toxický ekvivalentný faktor) stanoveným Svetovou zdravotníckou organizáciou a následne sa spočítavajú, aby sa dospelo k celkovej koncentrácii dioxínom podobných zlúčenín, vyjadrenej v TEQ (Tab. 12):

**Tab. 12 Toxický ekvivalentný faktor TEF**

Kongenér	Hodnota TEF	Kongenér	Hodnota TEF
<b>dibenzo-p-dioxíny (PCDD)</b>		<i>dioxínom podobné PCB</i> <b>Non-orto PCB + mono-orto PCB</b>	
2,3,7,8-TCDD	1		
1,2,3,7,8 – PeCDD	1	<b>Non-orto PCB</b>	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	PCB 77	0,0001
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	PCB 81	0,0003
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	PCB 126	0,1
1,2,3,4,6,7,8 – HpCDD	0,01	PCB 169	0,03
OCDD	0,0003		
<b>Dibenzofurány (PCDF)</b>		<b>Mono-orto PCB</b>	
2,3,7,8-TCDF	0,1	PCB 105	0,00003
1,2,3,7,8-PeCDF	0,03	PCB 114	0,00003
2,3,4,7,8-PeCDF	0,3	PCB 118	0,00003
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	PCB 123	0,00003
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	PCB 156	0,00003
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	PCB 157	0,00003
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	PCB 167	0,00003
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	PCB 189	0,00003
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01		
OCDF	0,0003		
Použité skratky:	T = tetra; Pe = penta; Hx = hexa; Hp = hepta; O = okta; CDD = chlóródibenzodioxín; CDF = chlorodibenzofurán; CB = chlóróbifenyľ.		

**Tab. 13 Metodické postupy použité pri chemických analýzach pôdy**

Parameter	Metodický postup	Akreditácia
PCDD a PCDF	CZ_SOP_D06_06_175 - okrem kap. 10.2.3.1, 10.2.3.7, 10.2.3.8, 10.2.5 (US EPA 1613B, ČSN EN 16190): Stanovenie tetra- až okta-chlórovaných dioxínov a furánov metódou riedenia izotopov s použitím HRGC-HRMS a výpočet parametrov TEQ z nameraných hodnôt. Vzorky sa uchovávali v laboratóriu v tme a pri teplote <4 °C. Skutočné LOQ sú uvedené v prílohe.	A
Toxické prvky	CZ_SOP_D06_02_001 (US EPA 200.7, ČSN ISO 11885, US EPA 6010, SM 3120) Stanovenie prvkov metódou atómovej emisnej spektrometrie s indukčne viazanou plazmou a stechiometrické výpočty obsahov zlúčenín z nameraných hodnôt. Vzorka bola pred analýzou homogenizovaná a mineralizovaná lúčavkou kráľovskou. Sušenie a sitovanie pod 2 mm (do 20g).	A
PAU, PCB	CZ_SOP_D06_03_161 (US EPA 8270D, US EPA 8082A, ČSN EN 17503, ISO 18287, ISO 10382, ČSN 17322). Stanovenie semiprchavých organických látok metódou plynovej chromatografie s MS alebo MS/MS detekciou a výpočet súm semiprchavých organických látok z nameraných hodnôt.	A
Organochlórové pesticídy (OCP) - GCECD - HCB	CZ_SOP_D06_03_169 (US EPA 8081, ISO 10382) Stanovenie organochlórových pesticídov a ďalších halogénových látok metódou plynovej chromatografie s ECD detekciou a výpočet súm organochlórových pesticídov a ďalších halogénových látok z nameraných hodnôt.	A
pH	CZ_SOP_D06_07_113 (ČSN ISO 10390, ČSN EN 12176:1999, ČSN EN 13037, ČSN EN 15933, ČSN 46 5735, ÖNORM L1086-1, US EPA 9045D; US EPA 9040C)	A
Vodivosť	CZ_SOP_D06_07_126 (ČSN EN 13038, ČSN ISO 11265, ČSN P CEN/TS 15937) Stanovenie elektrickej konduktivity.	A

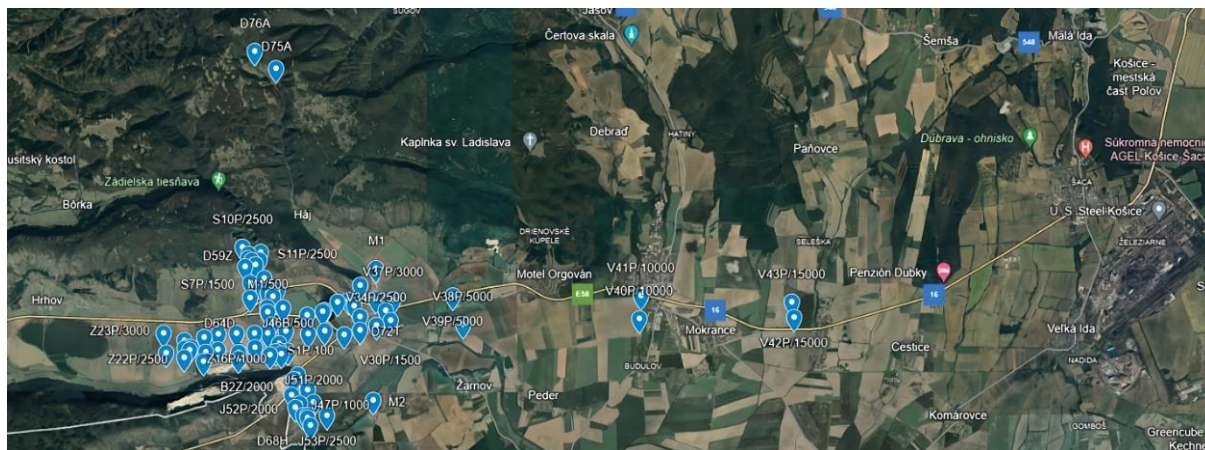
**Tab. 14 Metodické postupy použité pri chemických analýzach biomasy**

Parameter	Metodický postup	Akreditácia
Toxické prvky	CZ_SOP_D06_02_001 (US EPA 200.7, ČSN EN ISO 11885, príprava vzorky podľa CZ_SOP_D06_02_J02 kap. 10.17.1, 10.17.2, 10.17.4, 10.17.7, 10.17.8.) Stanovenie prvkov metódou ICP-OES a stechiometrické výpočty obsahov zlúčenín z nameraných hodnôt. Vzorka bola pred analýzou homogenizovaná a mineralizovaná kyselinami a peroxidom vodíka.	A
PAU	CZ_SOP_D06_06_180 - mimo kap. 10.3.3.1 - 10.3.3.6, 10.3.3.8 - 10.3.3.10, 10.3.5 (US EPA 429-modifikovaný, ISO 11338-modifikovaný, US EPA 3540-modifikovaný): Stanovenie polyaromatických uhľovodíkov metódou izotopového zriedovania s použitím HRGC-HRMS a výpočet sumy polyaromatických uhľovodíkov z nameraných hodnôt. Vzorky v laboratóriu boli do doby spracovania uchovávané v chlade a tme pri max. 4°C. Aktuálne LOQ sú uvedené v prílohe.	A
PCB	CZ_SOP_D06_06_173 (US EPA Metódou 1668A - ČSN EN 16190): Stanovenie polychlórovaných bifenylov metódou izotopového zriedovania s použitím HRGC-HRMS alebo HRGC-MS/MS a výpočet súm PCB a TEQ parametrov z nameraných hodnôt. Vzorky v laboratóriu boli do doby spracovania uchovávané v chlade a tme pri max. 4°C. Aktuálne LOQ sú uvedené v prílohe.	A
pH	CZ_SOP_D06_04_460 (ČSN ISO 2917, ČSN ISO 1842) - Stanovenie pH v biologických materiáloch potenciometricky.	A

### 3. IDENTIFIKÁCIA RIZIKA

Vzorky pôd a biomasy boli odobraté smerom na sever, juh, západ a východ v odlišnej vzdialenosti (obr. 5, 6, 7, 8, 9, 10 a Tab. 15, 16, 17, 18, 19) od okrajovej časti skúmanej priemyselnej zóny DCM, ktorá susedí so 4 najbližšími obývanými obcami Dvorníky, Včeláre, Zádiel a Turňa nad Bodvou. Z každej obývanej lokality sa z rôznych záhrad odobrali 4 vzorky .

**Obr. 5** Lokalizácia všetkých odberových miest v skúmanej lokalite



Postupy použité pri odberoch a chemických analýzach vzoriek kôry a machov sú uvedené v metodologickej časti tejto práce. Vzhľadom na charakter skúmaného prostredia boli v jednotlivých vzorkách merané koncentrácie anorganických prvkov a organického znečistenia v súlade so zadaním objednávky.

**Tab. 15** GPS súradnice odberových miest na sever od DCM

Odberové miesto	Zemepisná šírka	Zemepisná dĺžka	Nadmorská výška
S1P/100	48,5949652n	20,8414921e	193nm
S2P/500	48,5985340n	20,8399247e	206nm
S3P/500	48,5995658n	20,8463287e	197nm
S4P/1000	49,6041541n	20,8440235e	197nm
S5P/1000	48,6035171n	20,8400998e	216nm
S6P/1500	48,6074934n	20,8386650e	215nm
S7P/1500	48,6063770n	20,8335700e	215nm
S8P/2000	48,6106052n	20,8309347e	238nm
S9P/2000	48,6123193n	20,8367968e	244nm
S10P/2500	48,6158177n	20,8299505e	246nm
S11P/2500	48,6144488n	20,8373523e	248nm
S5B/1000	48,6035171n	20,8400998e	216nm
S5K/1000	48,6035171n	20,8400998e	216nm
D59Z	48,6139748n	20,8323674e	245nm
D60Z	48,6127893n	20,8321235e	242nm
D61Z	48,6111426n	20,8351973e	233nm

D62Z	48,6123187n	20,8336435e	238nm
ZV1	48,6123187n	20,8336435e	238nm
D63D	49,6042238n	20,8385096e	214nm
D64D	48,6022587n	20,8329240e	210nm
D65D	48,5996750n	20,8398736e	202nm
D66D	48,6026179n	20,8421983e	199nm

**Obr. 6** Lokalizácia odberových miest na mape severne od DCM



**Tab. 16** GPS súradnice odberových miest na juh od DCM

Odberové miesto	Zemepisná šírka	Zemepisná dĺžka	Nadmorská výška
J44P/100	48,5899667n	20,8446982e	190nm
J45P/500	48,5869579n	20,8409862e	180nm

J46P/500	48,5872093n	20,8456033e	181nm
J47P/1000	48,5803072n	20,8505526e	174nm
J48P/1000	48,5816312n	20,8522488e	174nm
J49P/1500	48,5775626n	20,8562646e	169nm
J50P/1500	48,5761663n	20,8497629e	169nm
J51P/2000	48,5742639n	20,8587002e	168nm
J52P/2000	48,5728100n	20,8512296e	167nm
J53P/2500	48,5706606n	20,8641296e	170nm
J54P/2500	48,5680233n	20,8574199e	169nm
J46B/500	48,5880080n	20,8482198e	185nm
J46K/500	48,5880080n	20,8482198e	185nm
D67H	48,5738779n	20,8531204e	169nm
D68H	48,5706800n	20,8544345e	174nm
D69H	48,5700108n	20,8562459e	167nm
D70H	48,5706864n	20,8561914e	168nm
HV2	48,5738779n	20,8531204e	169nm
2M	48,5747809n	20,8829673e	168nm

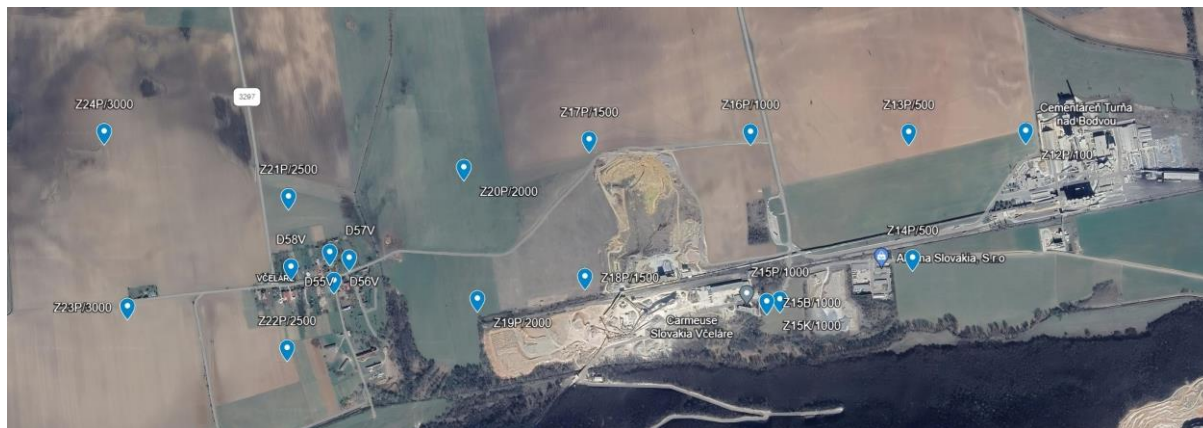
**Obr. 7** Lokalizácia odberových miest na mape juh od DCM



**Tab. 17 GPS súradnice odberových miest na západ od DCM**

Odberové miesto	Zemepisná šírka	Zemepisná dĺžka	Nadmorská výška
Z12P/100	48,5927659n	20,8400483e	190nm
Z13P/500	48,5927286n	20,8346481e	196nm
Z14P/500	48,5889074n	20,8348480e	208nm
Z15P/1000	48,5876410n	20,8287326e	191nm
Z16P/1000	48,5927341n	20,8273672e	202nm
Z17P/1500	48,5925071n	20,8199456e	198nm
Z18P/1500	48,5883387n	20,8197508e	196nm
Z19P/2000	48,5876629n	20,8147929e	191nm
Z20P/2000	48,5916563n	20,8141704e	191nm
Z21P/2500	48,5907685n	20,8060957e	238nm
Z22P/2500	48,5848312n	20,8068934e	170nm
Z23P/3000	48,5874360n	20,7987090e	182nm
Z24P/3000	48,5927459n	20,7976147e	197nm
Z15B/1000	48,5875780n	20,8281237e	199nm
Z15K/1000	48,5875780n	20,8281237e	199nm
D55V	48,5889072n	20,8088948e	188nm
D56V	48,5882231n	20,8082046e	191nm
D57V	48,5890796n	20,8080054e	192nm
D58V	48,5886381n	20,8062269e	195nm

**Obr. 8 Lokalizácia odberových miest na mape západ od DCM**



**Tab. 18 GPS súradnice odberových miest na východ od DCM**

Odberové miesto	Zemepisná šírka	Zemepisná dĺžka	Nadmorská výška
V25P/100	48,5933330n	20,8474140e	191nm
V26P/500	48,5925970n	20,8564990e	188nm
V27P/500	48,5976270n	20,8560900e	195nm
V28P/1000	48,5933771n	20,8632390e	177nm
V29P/1000	48,5986124n	20,8623986e	185nm



V30P/1500	48,5923730n	20,871153e	181nm
V31P/1500	48,6011315n	20,8684610e	196nm
V32P/2000	48,6016233n	20,8729560e	191nm
V33P/2000	48,5936873n	20,8992115e	174nm
V34P/2500	48,5949119n	20,8842784e	171nm
V35P/2500	48,6018869n	20,8840453e	182nm
V36P/3000	48,5962112n	20,8900619e	175nm
V37P/3000	48,6017640n	20,8911798e	180nm
V38P/5000	48,5951190n	20,9196210e	202nm
V39P/5000	48,6028289n	20,9154092e	175nm
V40P/10000	48,5966700n	20,9913700e	194nm
V41P/10000	48,6028540n	20,9920300e	205nm
V42P/15000	48,5969844n	21,0543843e	208nm
V43P/15000	48,6010947n	21,0534215e	208nm
V29K/1000	48,5988996n	20,8630405e	180nm
D71T	48,6056348n	20,8776950e	189nm
D72T	48,6000951n	20,8752348e	181nm
D73T	48,5972244n	20,8775922e	172nm
D74T	48,5988811n	20,8880695e	181nm
D75A	48,6630863n	20,8443869e	582nm
D76A	48,6675924n	20,8359003e	633nm
1M	48,6101508n	20,8840543e	181nm

**Obr. 9 Lokalizácia odberových miest na mape východ od DCM**

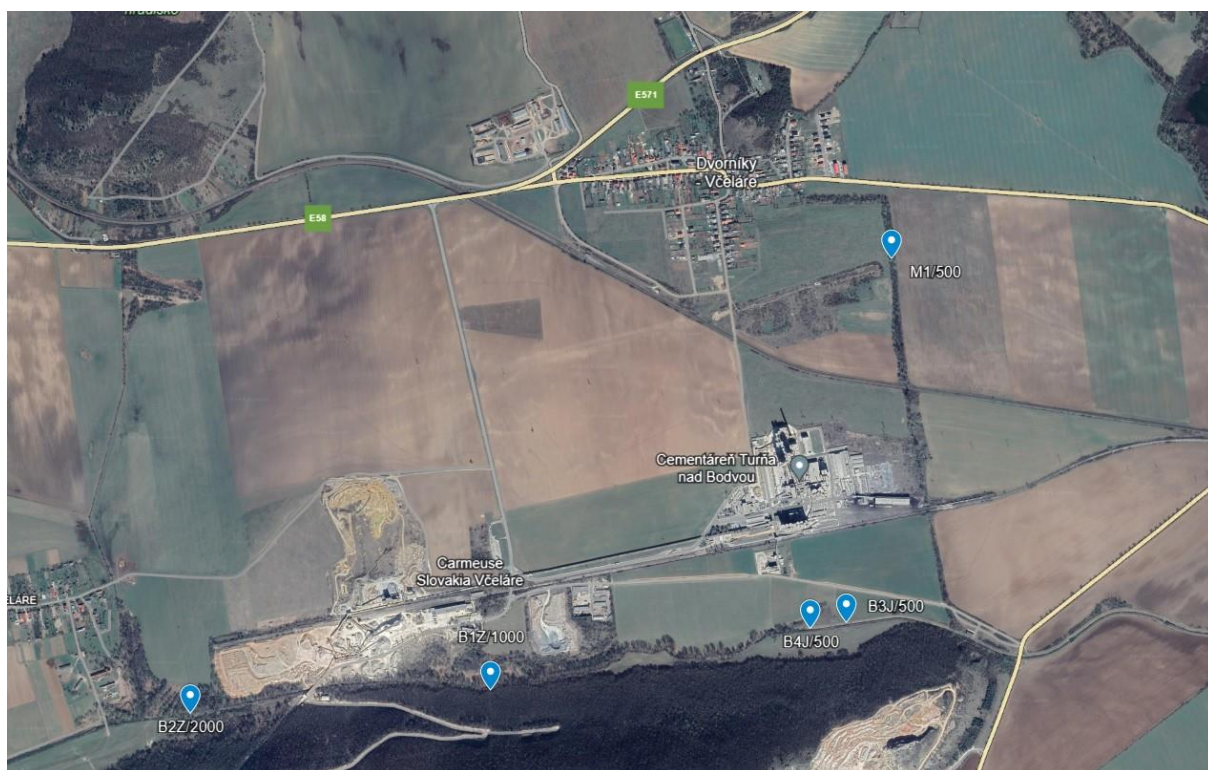


Vzorky sedimentov (obr. 10) boli odobraté z dvoch povrchových tokov, jedna vzorka M1/500 z odberového miesta po toku Blatného potoka z obce Dvorníky a ďalšie vzorky sedimentov v smere toku potoka Turňa pozdĺž priemyselného areálu DCM (obr.10).

**Tab. 19 GPS súradnice odberových miest sedimentov z povrchových tokov**

Odberové miesto	Zemepisná šírka	Zemepisná dĺžka	Nadmorská výška
B1Z/1000	48,5859092n	20,8281817e	195nm
B2Z/2000	48,5851648n	20,8139438e	180nm
B3J/500	48,5880053n	20,8450455e	178nm
B4J/500	48,5878170n	20,8433337e	180nm
M1/500	48,5994080n	20,8471680e	201nm

**Obr. 10 Lokalizácia odberových miest sedimentov na mape**



### 3.1 Identifikácia nebezpečenstva

V pôdach boli sledované vybrané prvky z anorganického znečistenia a organické kontaminácie PAU a POPs, ktorých chemické analýzy sú spracované v grafoch, tabuľkách a slovné porovnané so slovenskými ID limitmi resp. ID limitmi Smernice MŽP SR č. 1/2015-7 z 28. januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia a zahraničnou literatúrou (viď. Kapitoly).

Cieľom určenia nebezpečnosti je stanovenie v akých koncentráciách sa škodlivé látky môžu vyskytovať na lokalite a či môžu predstavovať riziko ohrozenia ekosystému. Na základe analýzy údajov z pôd a sedimentov odobratých na skúmanom území okolo DCM sme zistili, že dané územie nepatrí do environmentálnej záťaže podľa Smernice MŽP SR č. 1/2015-7 z 28. januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. Avšak určité ukazovatele chemických analýz biomasy poukazujú na postupné šírenie znečistenia do životného prostredia, pri porovnaní chemických analýz biomasy so zahraničnou literatúrou.

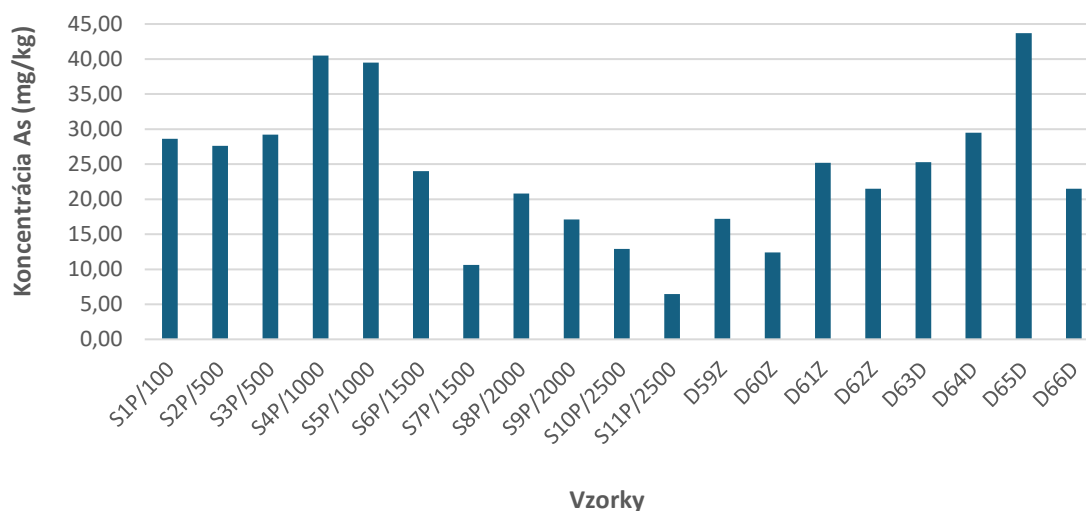
V odobratých vzorkách pôd neboli prekročené analyzované znečisťujúce látky, preto nebola vypracovaná materiálová bilancia a rozloha znečistenej plochy.

### 3.1.1 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia pôd toxickými prvkami

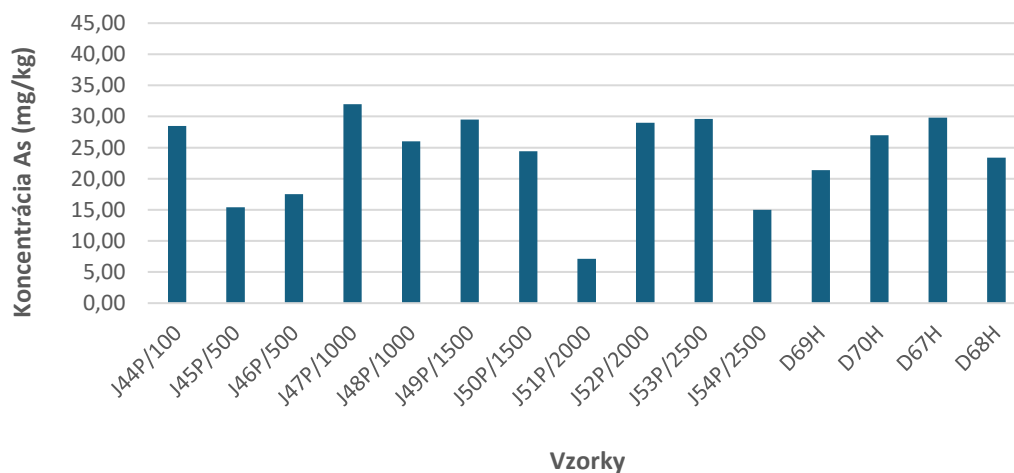
#### 3.1.1.1 ARZÉN

Limitná koncentrácia As v pôdach podľa ID kritéria je **65 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie As** (obr. 11, 12, 13, 14 a 15), pričom najvyššie koncentrácie As sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od 5 mg/kg do **44 mg/kg** (obr. 11), v južnej časti do **32 mg/kg** (obr. 12), v západnej časti do **18 mg/kg** (okrem jednej výnimky vzorky do 26 mg/kg, obr. 13) a východnej časti do **25 mg/kg** (okrem dvoch výnimiek vzorky do 40 mg/kg a vzorky do 42 mg/kg odobratej z lokality mimo skúmaného územia v obci Háj, obr. 14). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

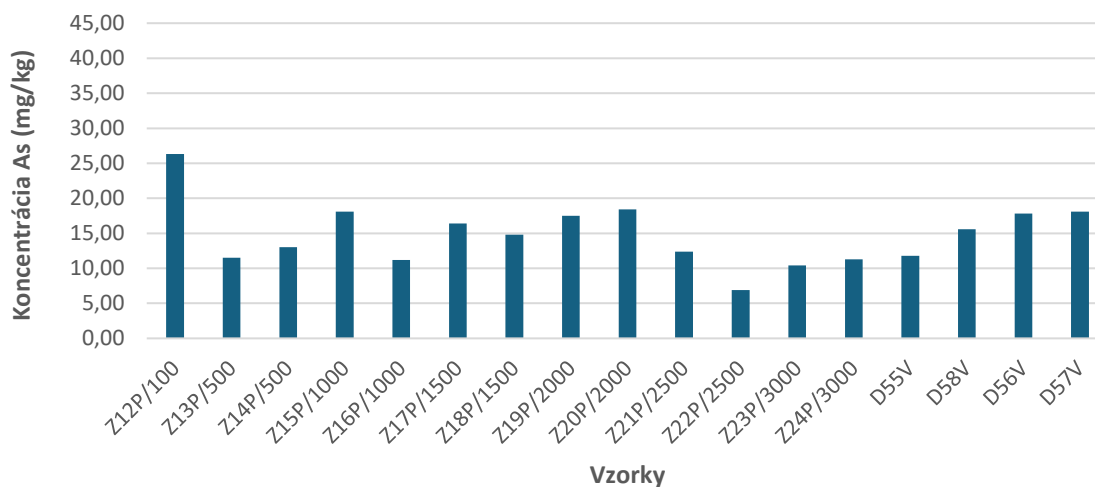
Obr. 11 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



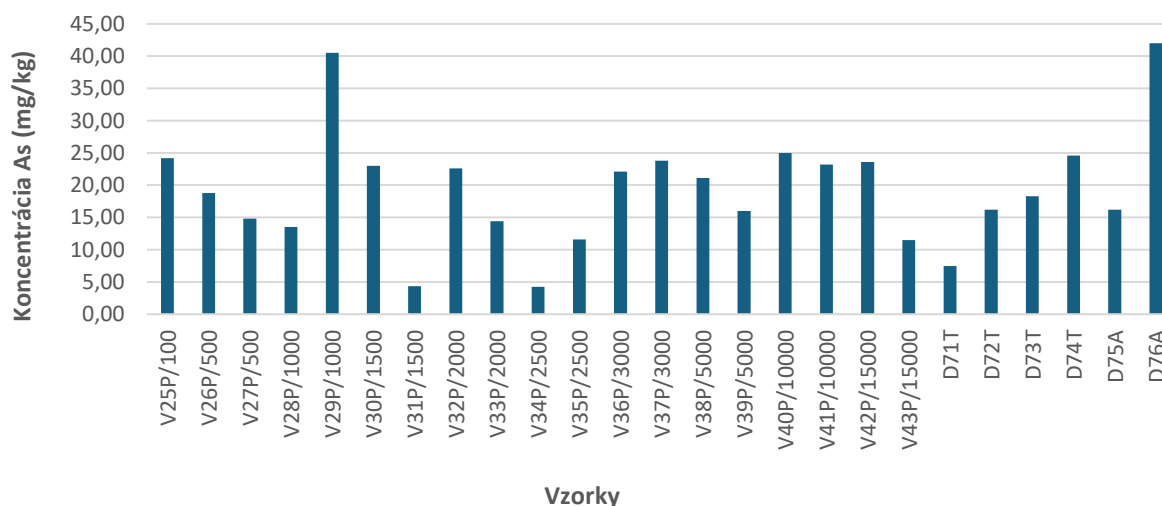
Obr. 12 Chemická analýza koncentrácie As (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



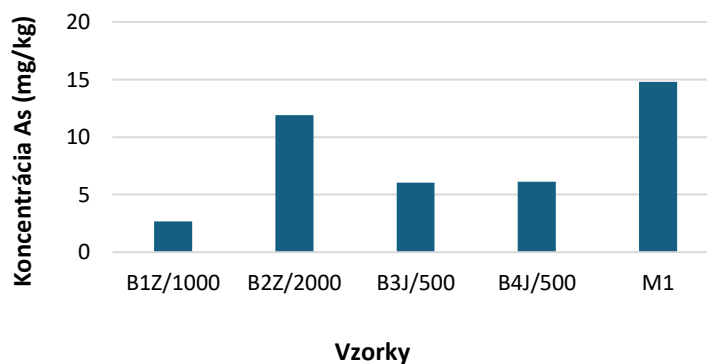
Obr. 13 Chemická analýza koncentrácie **As (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 14 Chemická analýza koncentrácie **As (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 15 Chemická analýza koncentrácie **As (mg/kg)** v sedimentoch

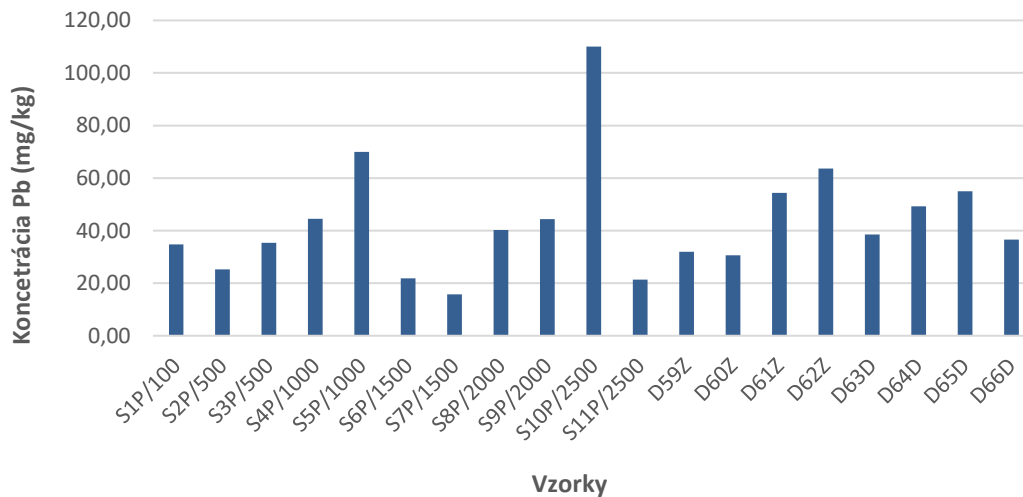


Limitná hodnota As pre dnové sedimenty je 20 mg/kg (Zákon 188/2003 Z.z.), čiže vzorky sedimentov neprekračujú limitnú hodnotu (obr. 15).

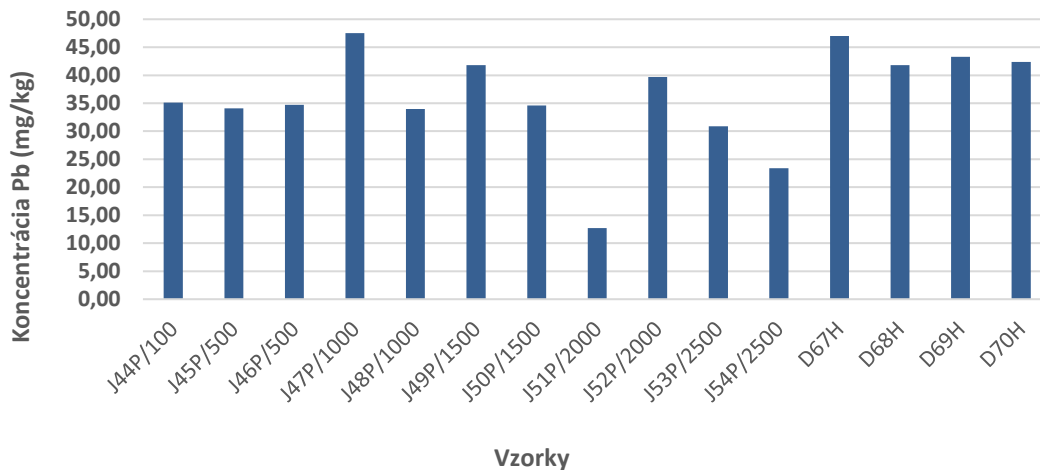
### 3.1.1.2 OLOVO

Limitná koncentrácia **Pb** v pôdach podľa ID kritéria je **250 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie Pb** (obr. 16, 17, 18, 19 a 20), pričom najvyššie koncentrácie **Pb** sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od **16 mg/kg** do **70 mg/kg** (okrem jednej vzorky s hodnotou **110 mg/kg**, obr. 16), južnej časti do **48 mg/kg** (obr. 17), v západnej časti do **49 mg/kg** (obr. 18) a vo východnej časti do **58 mg/kg** (obr. 19). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

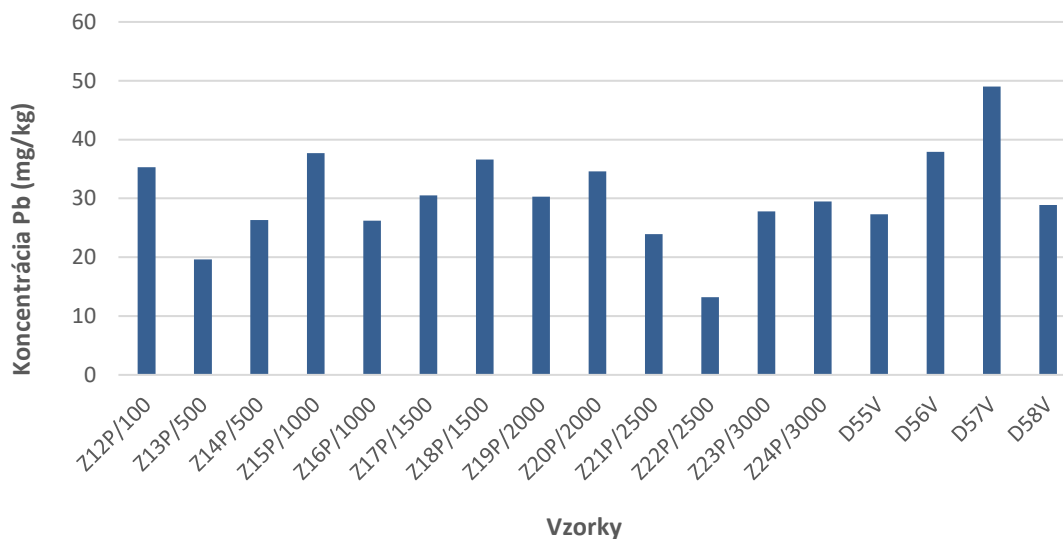
Obr. 16 Chemická analýza koncentrácie **Pb (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



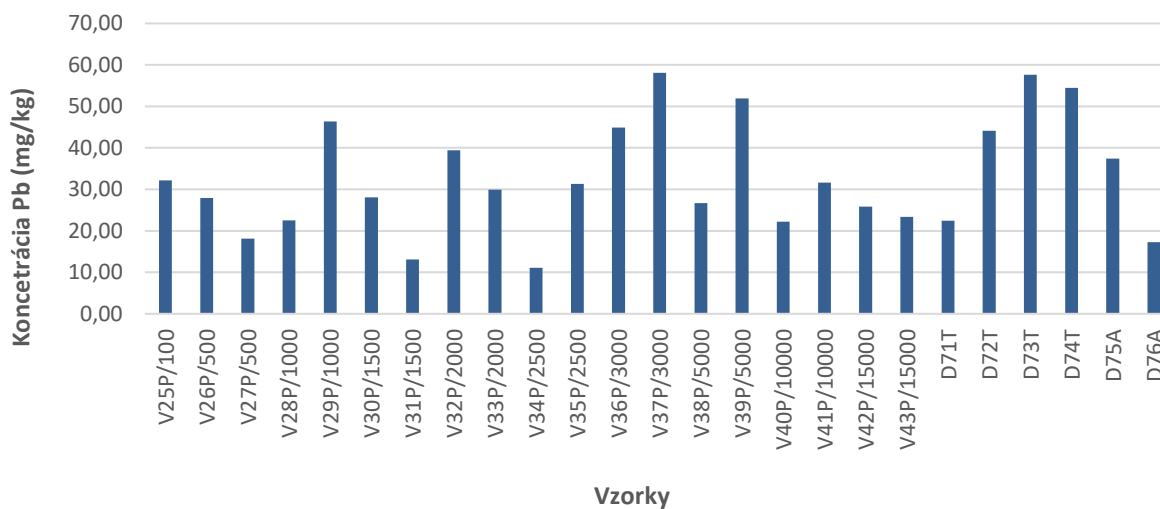
Obr. 17 Chemická analýza koncentrácie **Pb (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



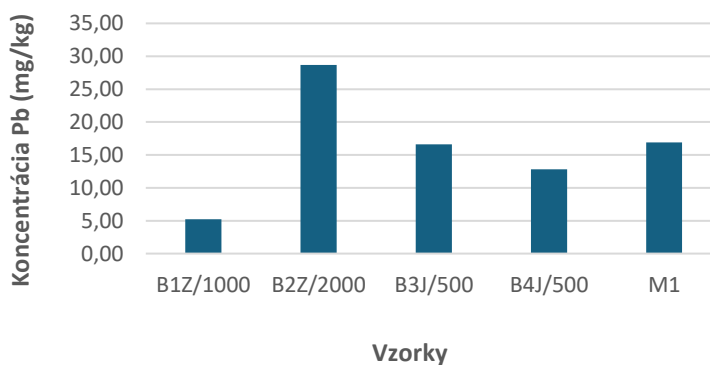
Obr. 18 Chemická analýza koncentrácie **Pb (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 19 Chemická analýza koncentrácie **Pb (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 20 Chemická analýza koncentrácie **Pb (mg/kg)** v sedimentoch

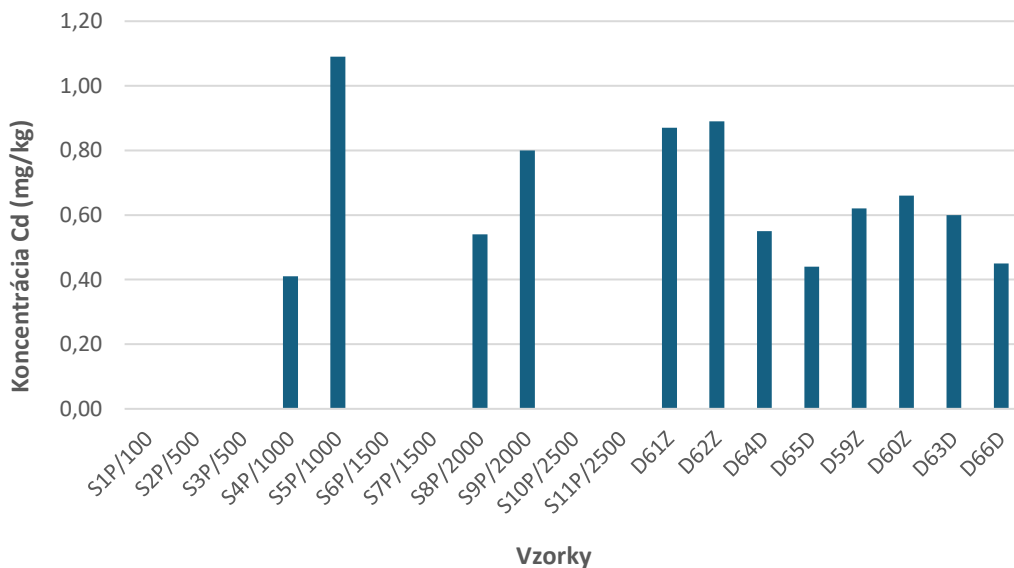


Limitná hodnota Pb pre dnové sedimenty je 750 mg/kg (Zákon 188/2003 Z.z.), čiže vzorky sedimentov neprekračujú limitnú hodnotu (obr. 20).

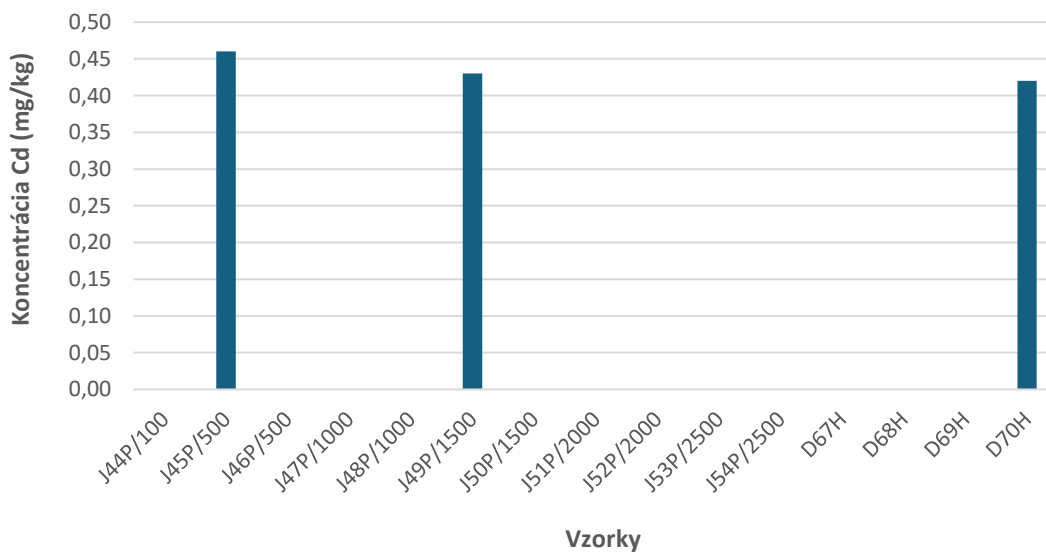
### 3.1.1.3 KADMIUM

Limitná koncentrácia Cd v pôdach podľa ID kritéria je **10 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie Cd** (obr. 21, 22, 23 a 24), pričom najvyššie koncentrácie Cd sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od **0,4 mg/kg** do **1,1 mg/kg** (obr. 21), v južnej časti do **0,46 mg/kg** len v troch vzorkách (obr. 22), v západnej časti do **0,56 mg/kg** len v jednej vzorke (obr. 23) a vo východnej časti do **0,72 mg/kg** len v siedmich vzorkách (obr. 24). V ostatných vzorkách bola koncentrácia Cd pod limitom stanoviteľnosti <0.40 mg/kg. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

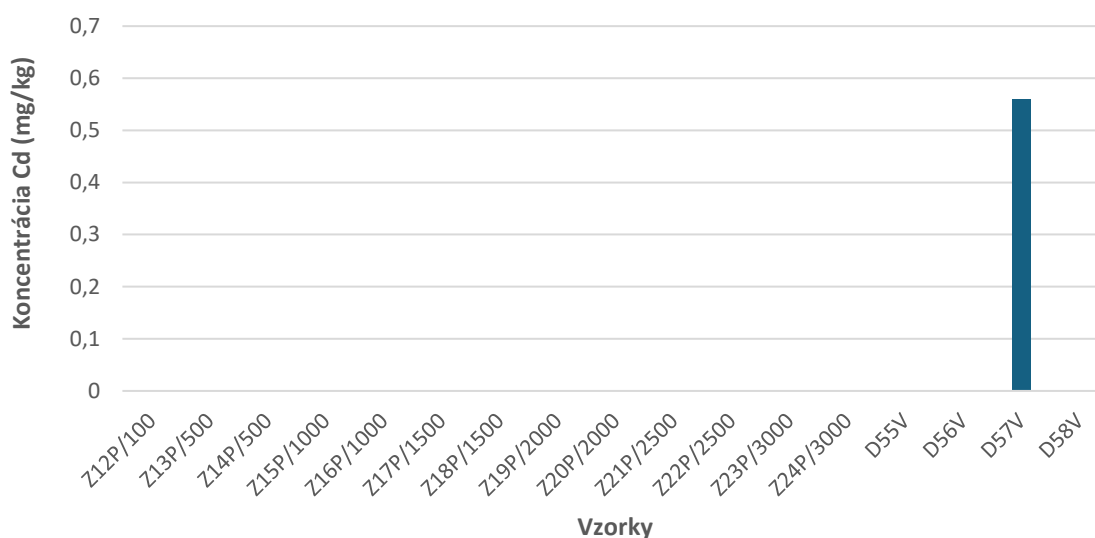
Obr. 21 Chemická analýza koncentrácie Cd (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



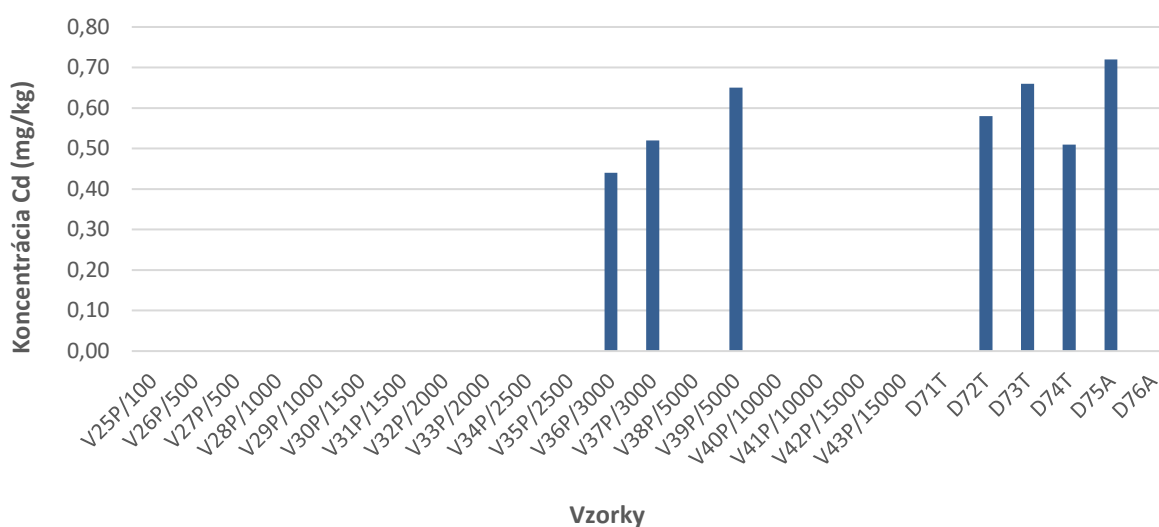
Obr. 22 Chemická analýza koncentrácie Cd (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 23 Chemická analýza koncentrácie **Cd (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 24 Chemická analýza koncentrácie **Cd (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



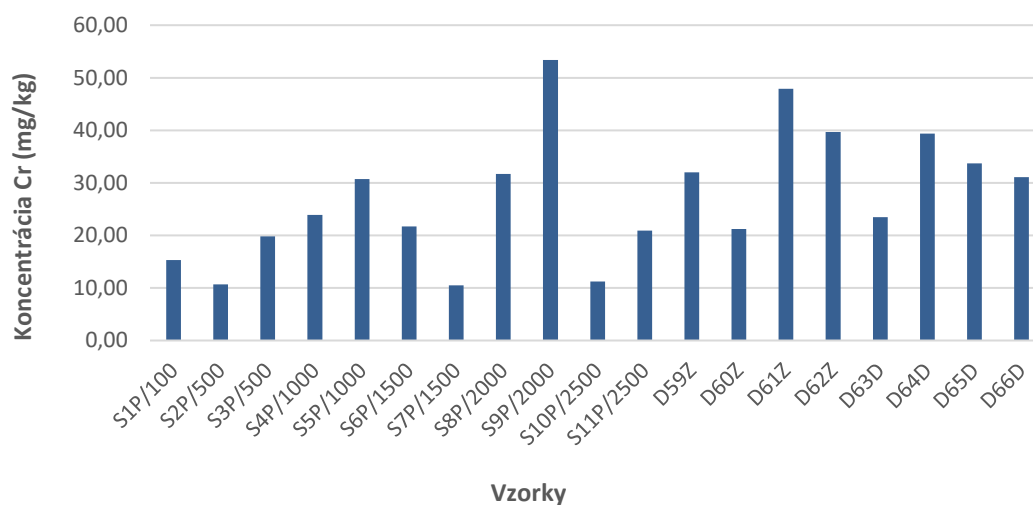
Chemická analýza koncentrácie **Cd (mg/kg)** v sedimentoch je pod limitom stanoviteľnosti <0,40 mg/kg (Príloha 1 - 8).

### 3.1.1.4 CHRÓM

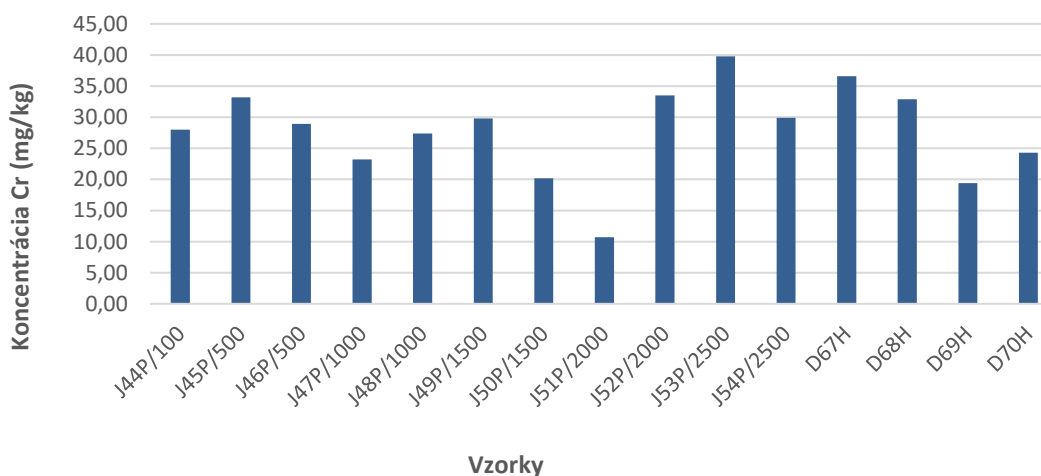
Limitná koncentrácia **Cr** v pôdach podľa ID kritéria je **450 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie Cr** (obr. 25, 26, 27, 28 a 29), pričom najvyššie koncentrácie **Cr** sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od **11 mg/kg** do **53 mg/kg** (obr. 25), v južnej časti do **40 mg/kg** (obr. 26), v západnej časti do **48 mg/kg** (obr. 27), a vo východnej časti do **36 mg/kg** okrem jednej vzorky vzdalenej 5 km s koncentráciou **108 mg/kg** (obr. 28). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.



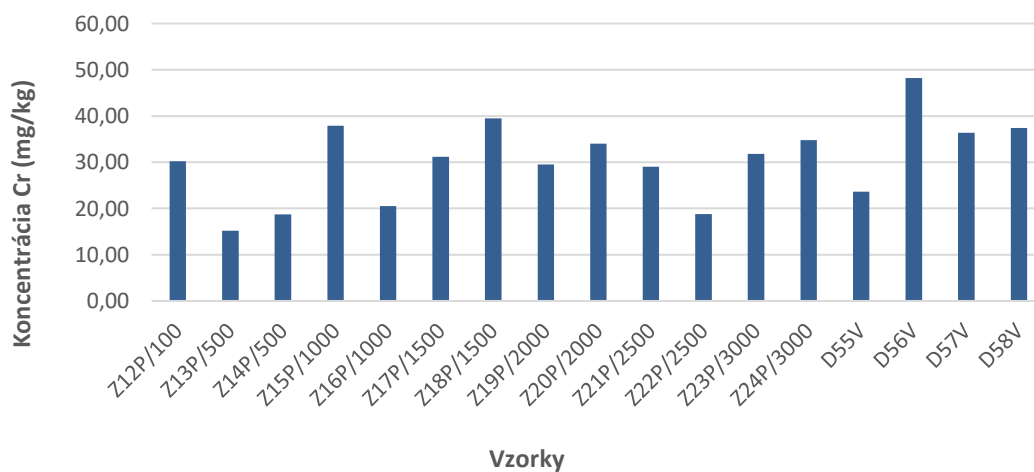
Obr. 25 Chemická analýza koncentrácie **Cr (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



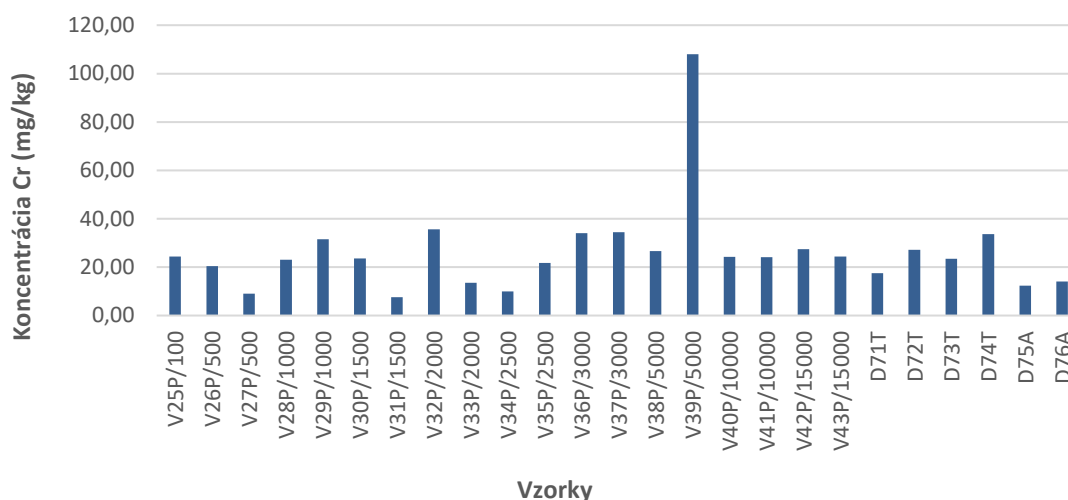
Obr. 26 Chemická analýza koncentrácie **Cr (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



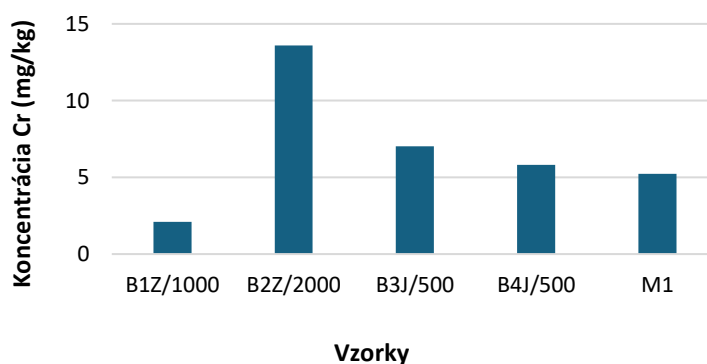
Obr. 27 Chemická analýza koncentrácie **Cr (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 28 Chemická analýza koncentrácie **Cr (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 29 Chemická analýza koncentrácie **Cr (mg/kg)** v sedimentoch

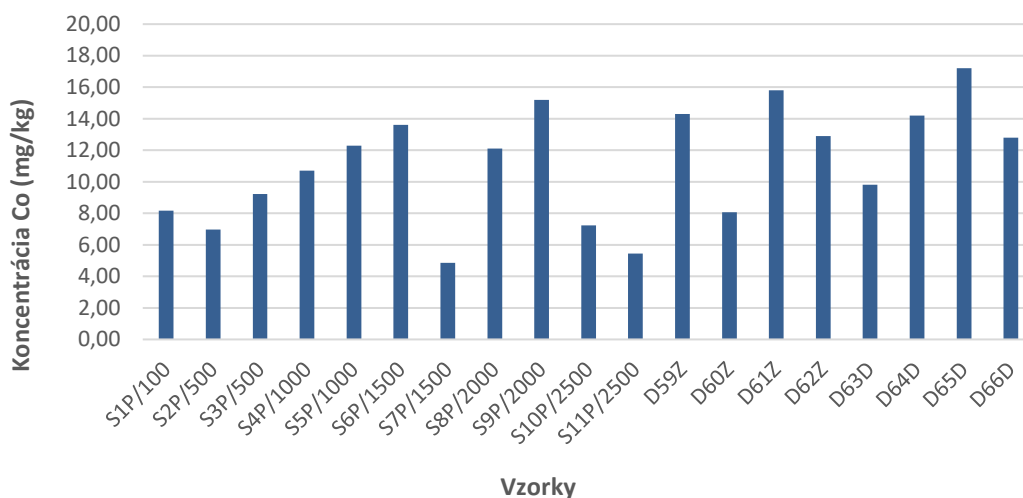


Limitná hodnota Cr pre dnové sedimenty je 1000 mg/kg (Zákon 188/2003 Z.z.), čiže vzorky sedimentov neprekračujú limitnú hodnotu (obr. 29).

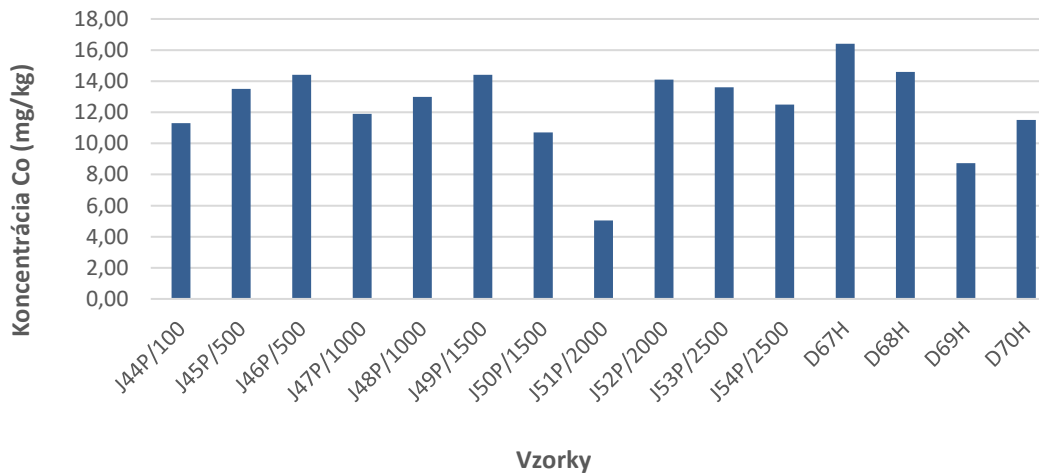
### 3.1.1.5 KOBALT

Limitná koncentrácia **Co** v pôdach podľa ID kritéria je **180 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie Co** (obr. 30, 31, 32, 33 a 34), pričom najvyššie koncentrácie **Co** sa potvrdili vo východnej časti sledovaného územia od **2 mg/kg** do **19 mg/kg** (obr. 33), v západnej a severnej časti do **17 mg/kg** (obr. 30, 32) a v južnej časti do **16 mg/kg** (obr. 31). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

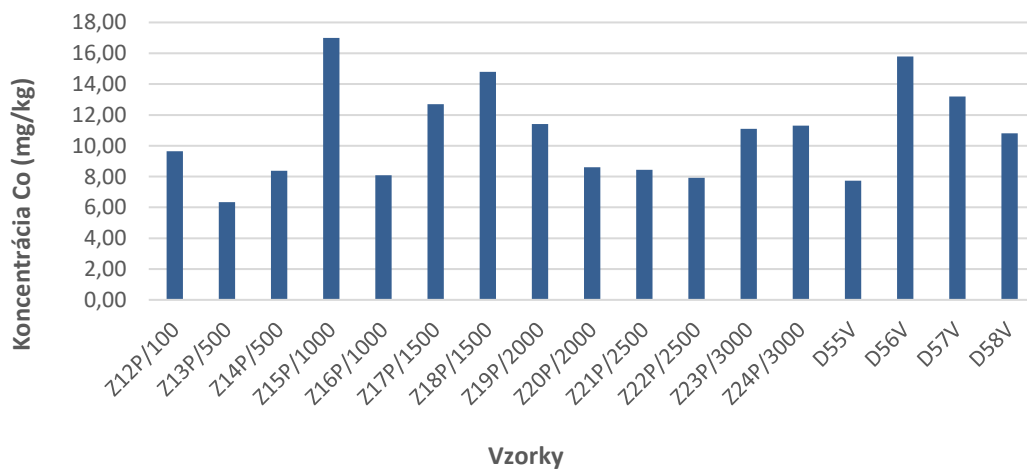
Obr. 30 Chemická analýza koncentrácie **Co (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



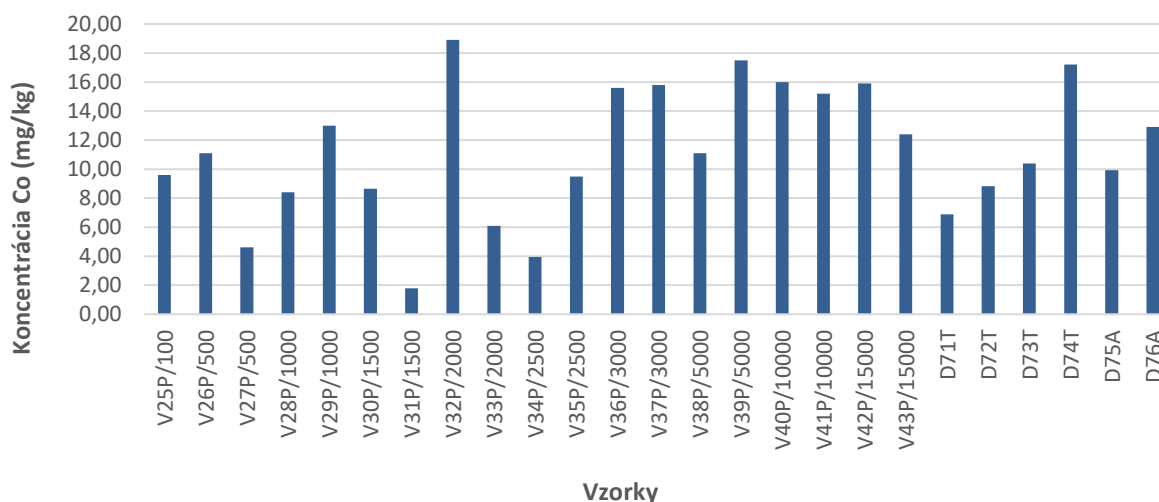
Obr. 31 Chemická analýza koncentrácie **Co (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



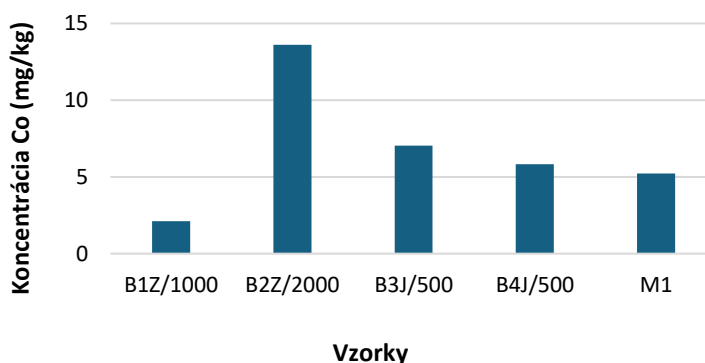
Obr. 32 Chemická analýza koncentrácie **Co (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 33 Chemická analýza koncentrácie **Co** (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 34 Chemická analýza koncentrácie **Co** (mg/kg) v sedimentoch

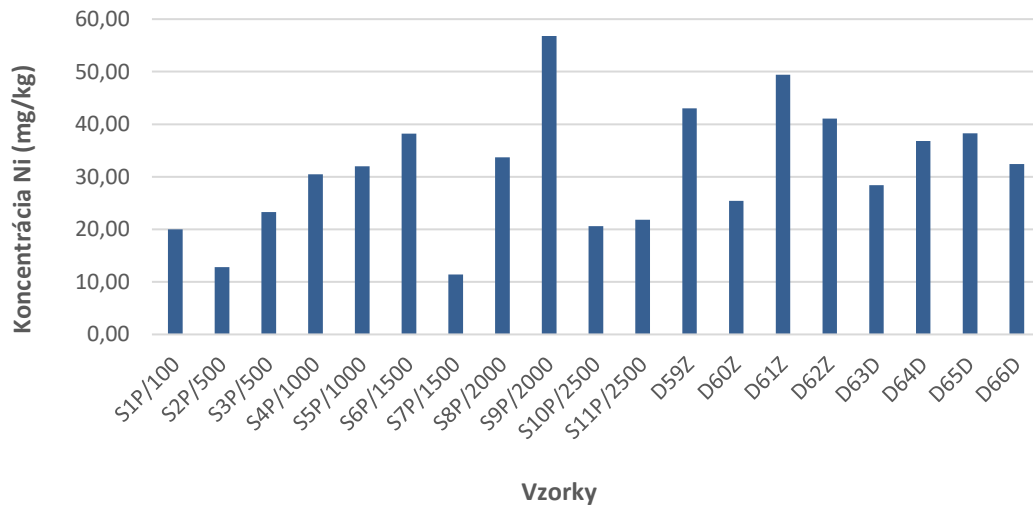


Limitná hodnota Co pre dnové sedimenty sú 180 mg/kg podľa ID kritéria (Zákon 188/2003 Z.z. neudáva hodnotu pre Co), čiže vzorky sedimentov neprekračujú ID limitnú hodnotu (obr. 34).

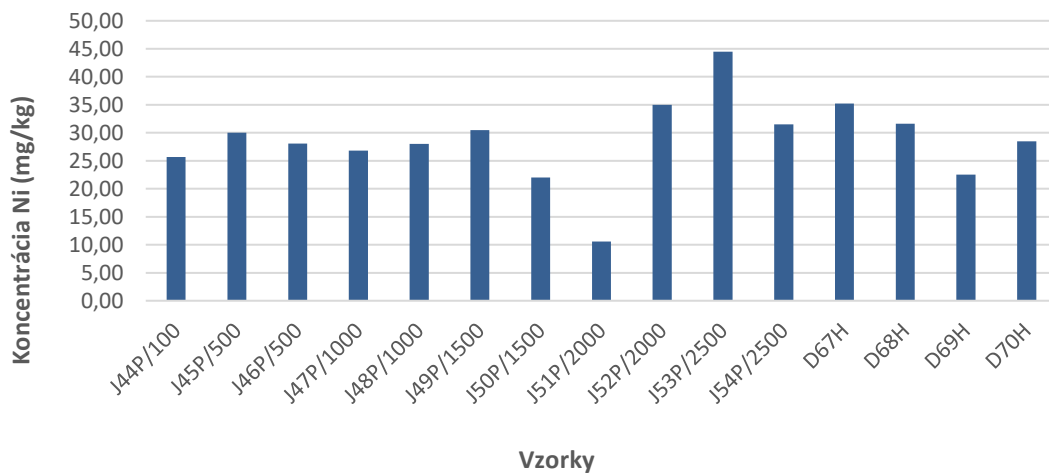
### 3.1.1.6 NIKEL

Limitná koncentrácia **Ni** v pôdach podľa ID kritéria je **180 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie Ni** (obr. 35, 36, 37, 38 a 39), pričom najvyššie koncentrácie **Ni** sa potvrdili v severnej časti do **57 mg/kg** (obr. 35), v južnej časti do **45 mg/kg** (obr. 36), v západnej časti do **39 mg/kg** (obr. 37) a vo východnej časti sledovaného územia do **36 mg/kg** (okrem jednej vzorky vo vzdialenosti 5 km od DCM s koncentráciou **154 mg/kg** (obr. 38). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

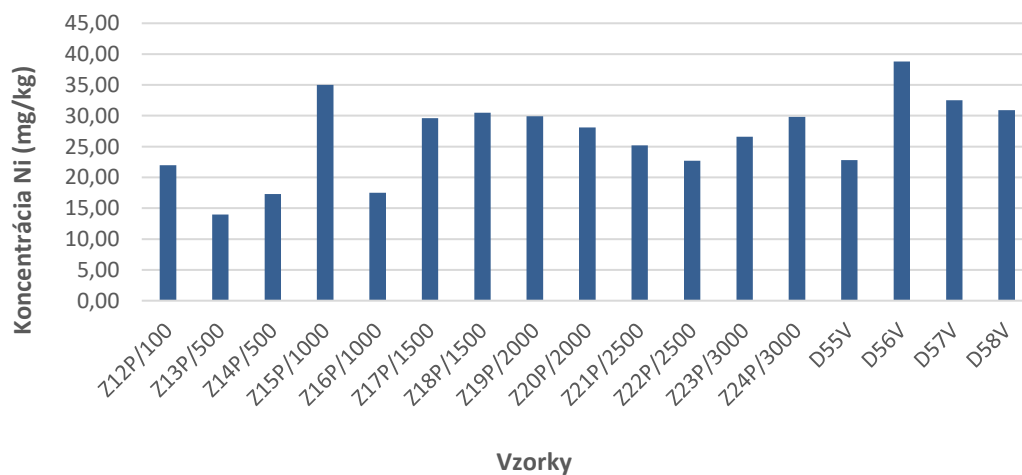
Obr. 35 Chemická analýza koncentrácie **Ni (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



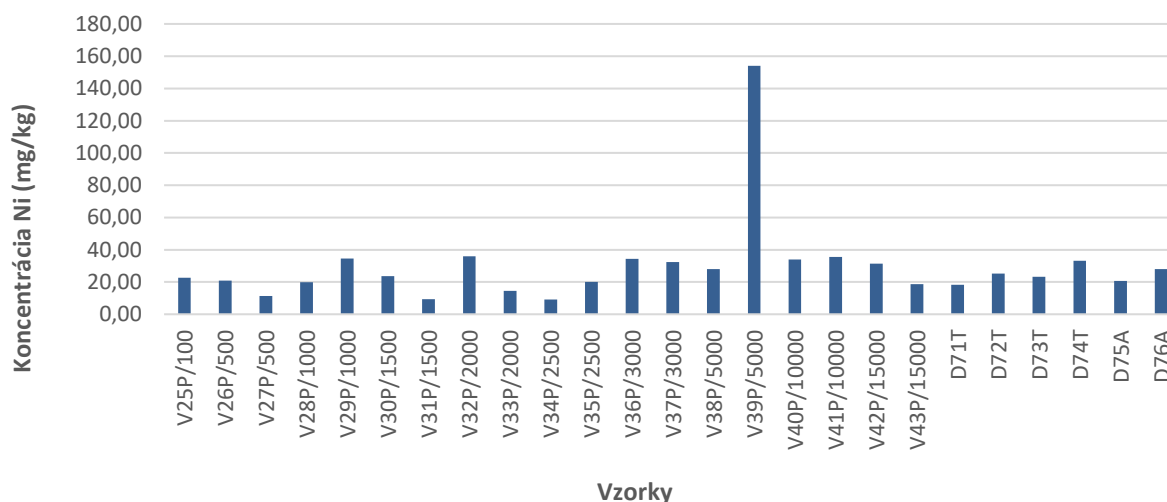
Obr. 36 Chemická analýza koncentrácie **Ni (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



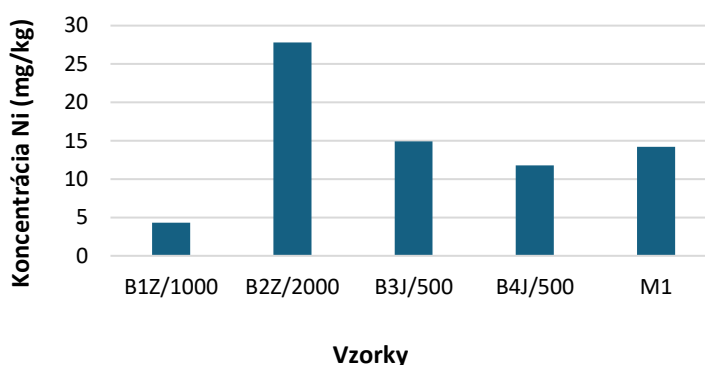
Obr. 37 Chemická analýza koncentrácie **Ni (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 38 Chemická analýza koncentrácie **Ni (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 39 Chemická analýza koncentrácie **Ni (mg/kg)** v sedimentoch

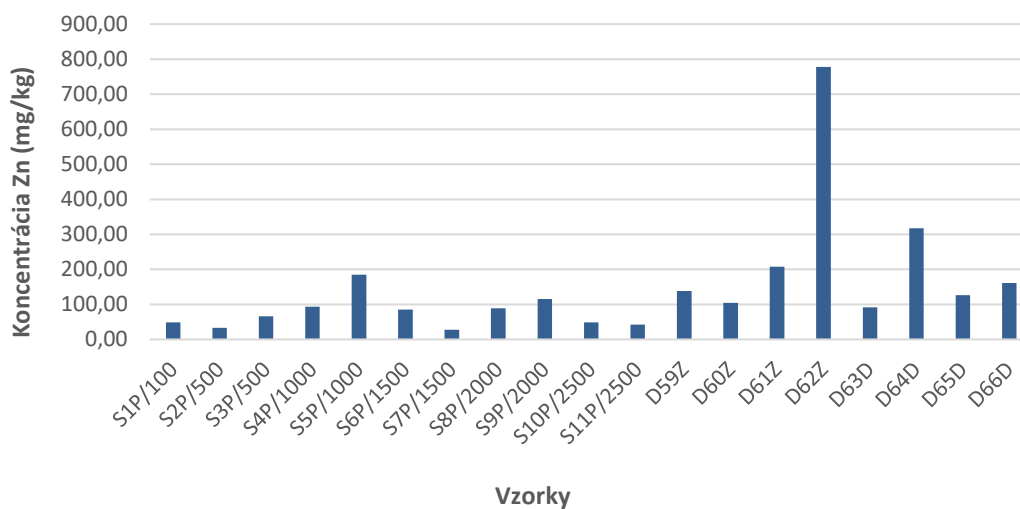


Limitná hodnota Pb pre dnové sedimenty je 300 mg/kg (Zákon 188/2003 Z.z.), čiže vzorky sedimentov neprekračujú limitnú hodnotu (obr. 39).

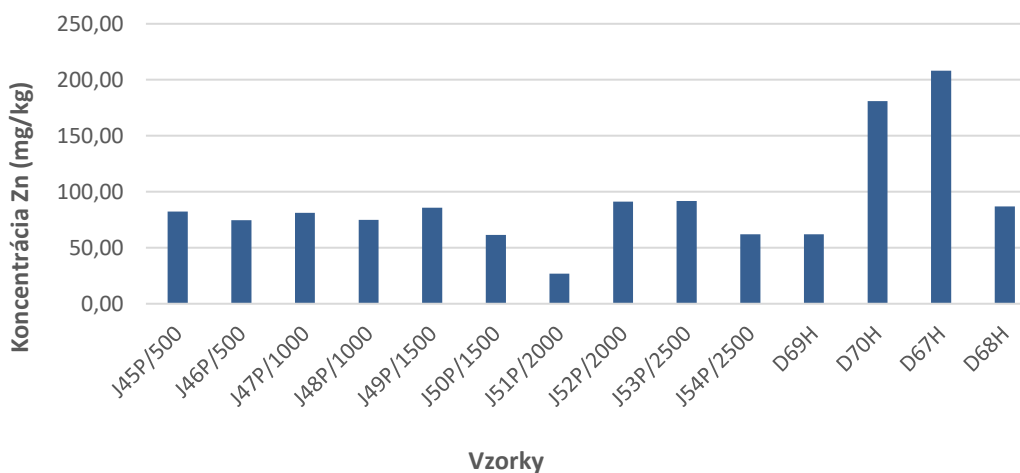
### 3.1.1.7 ZINOK

Limitná koncentrácia **Zn** v pôdach podľa ID kritéria je **1500 mg/kg**. Chemické analýzy pôd a sedimentov preukázali **podlimitné koncentrácie Zn** (obr. 40, 41, 42, 43 a 44), pričom najvyššie koncentrácie Zn sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od **28 mg/kg** do **317 mg/kg** (okrem jednej vzorky s koncentráciou 778 mg/kg, obr. 40), v južnej časti do **208 mg/kg** (obr. 41), v západnej časti do **77 mg/kg** (okrem dvoch výnimiek v záhradách do **174 mg/kg** (obr. 42) a vo východnej časti do **119 mg/kg** (okrem dvoch výnimiek v záhradách do 301 mg/kg, obr. 43). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

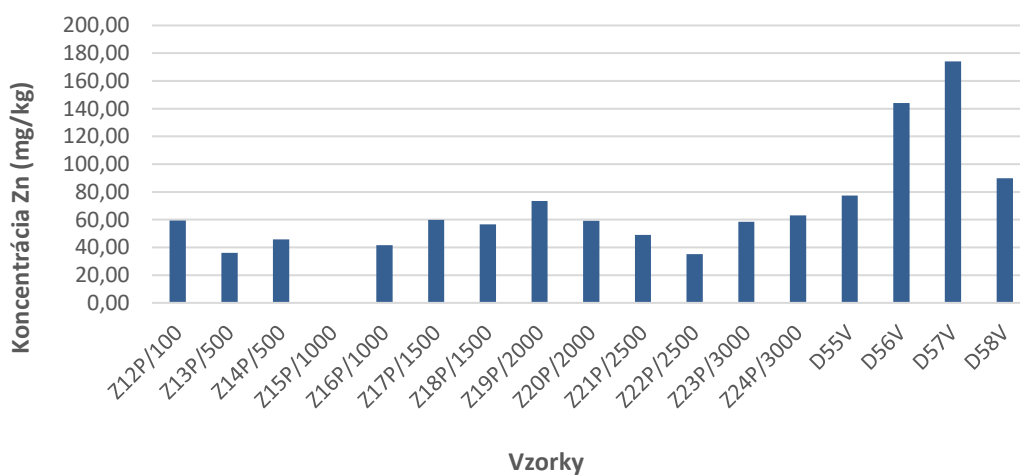
Obr. 40 Chemická analýza koncentrácie **Zn (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



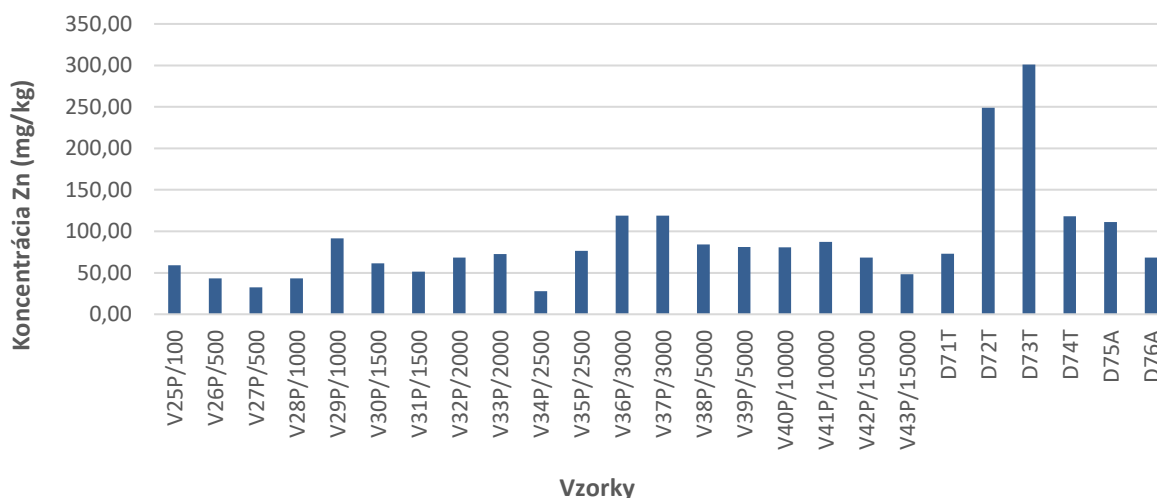
Obr. 41 Chemická analýza koncentrácie **Zn (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



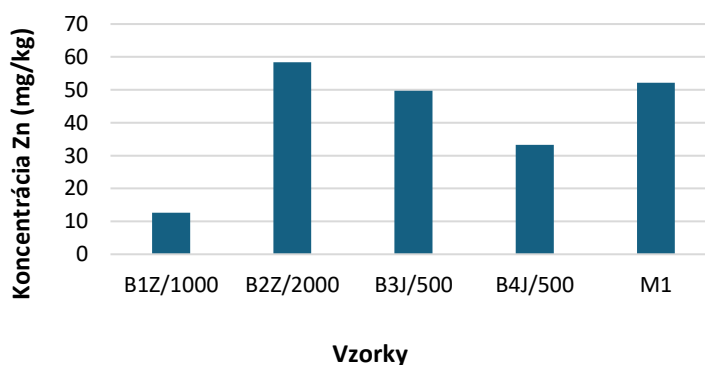
Obr. 42 Chemická analýza koncentrácie **Zn (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 43 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 44 Chemická analýza koncentrácie Zn (mg/kg) v sedimentoch



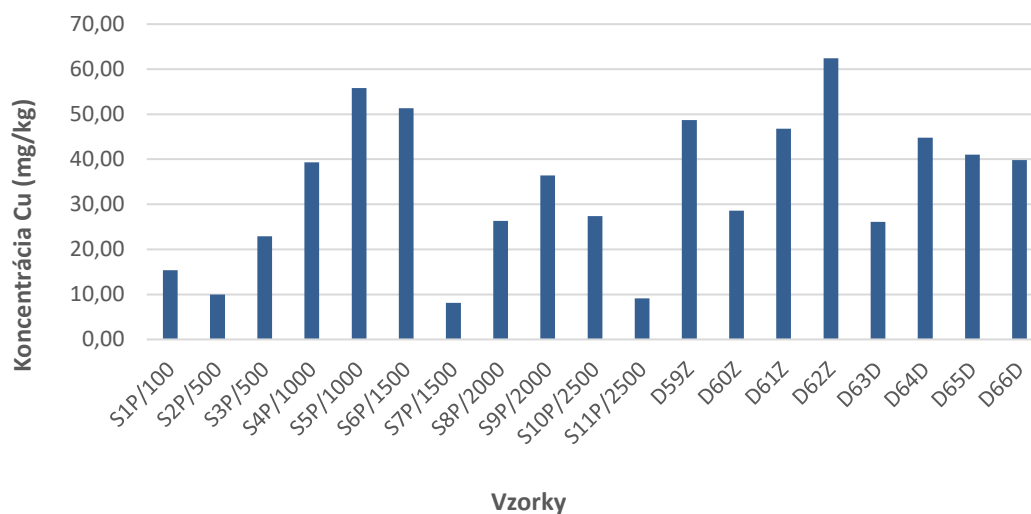
Limitná hodnota Zn pre dnové sedimenty je 2500 mg/kg (Zákon 188/2003 Z.z.), čiže vzorky sedimentov neprekračujú limitnú hodnotu (obr. 44).

### 3.1.1.8 MEĎ

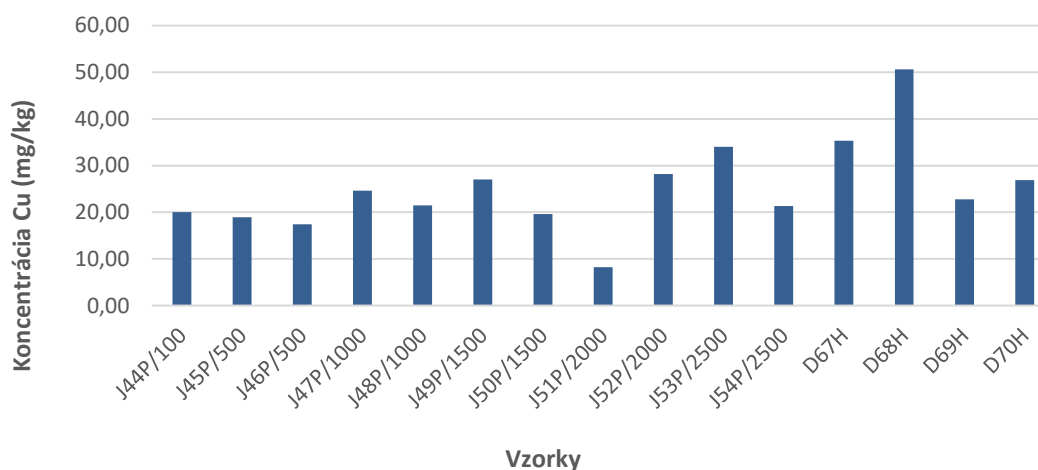
Limitná koncentrácia Cu v pôdach podľa ID kritéria je **500 mg/kg**. Chemické analýzy pôd a sedimentov preukázali **podlimitné koncentrácie Cu** (obr. 45, 46, 47, 48 a 49), pričom najvyššie koncentrácie Cu sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od **8 mg/kg** do **62 mg/kg** (obr. 45), v južnej časti do **35 mg/kg** (okrem výnimky v záhrade v koncentrácii **51 mg/kg**, obr. 46), v západnej časti do **25 mg/kg** (okrem výnimiek v záhradách do **59 mg/kg** (obr. 47) a vo východnej časti do **46 mg/kg** (okrem výnimiek v záhradách do 70 mg/kg, obr. 48). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.



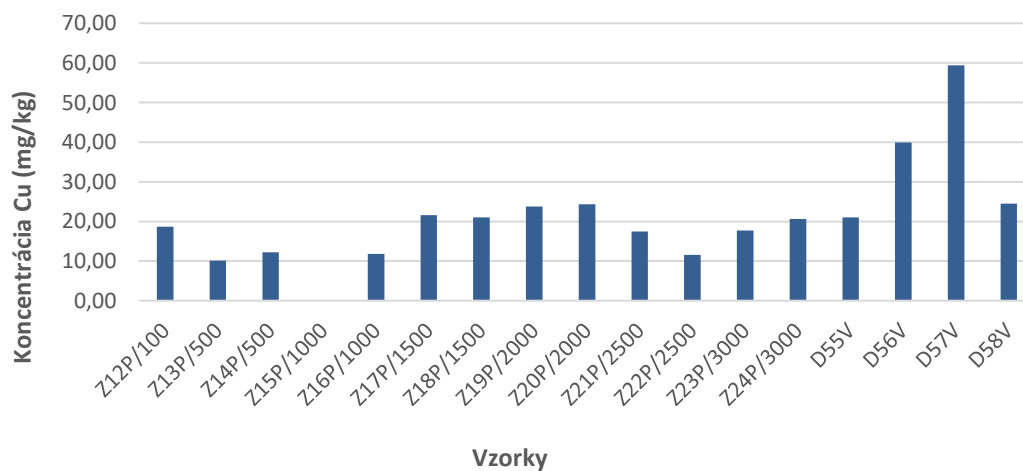
Obr. 45 Chemická analýza koncentrácie **Cu (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



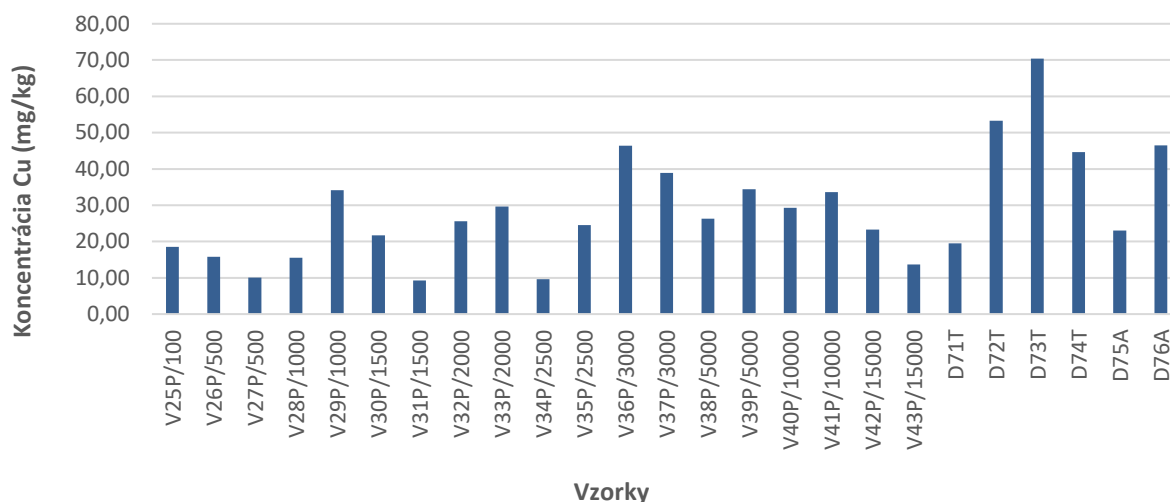
Obr. 46 Chemická analýza koncentrácie **Cu (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



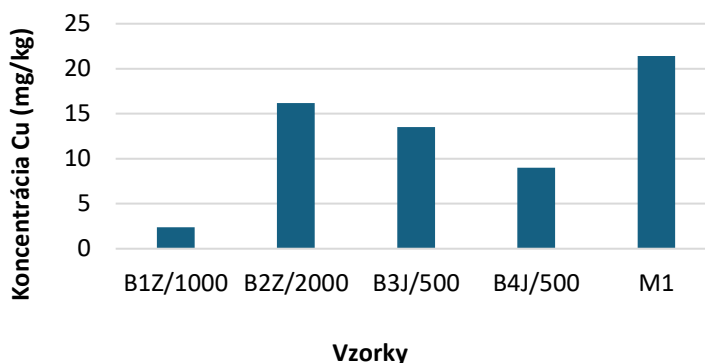
Obr. 47 Chemická analýza koncentrácie **Cu (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 48 Chemická analýza koncentrácie **Cu** (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 49 Chemická analýza koncentrácie **Cu** (mg/kg) v sedimentoch



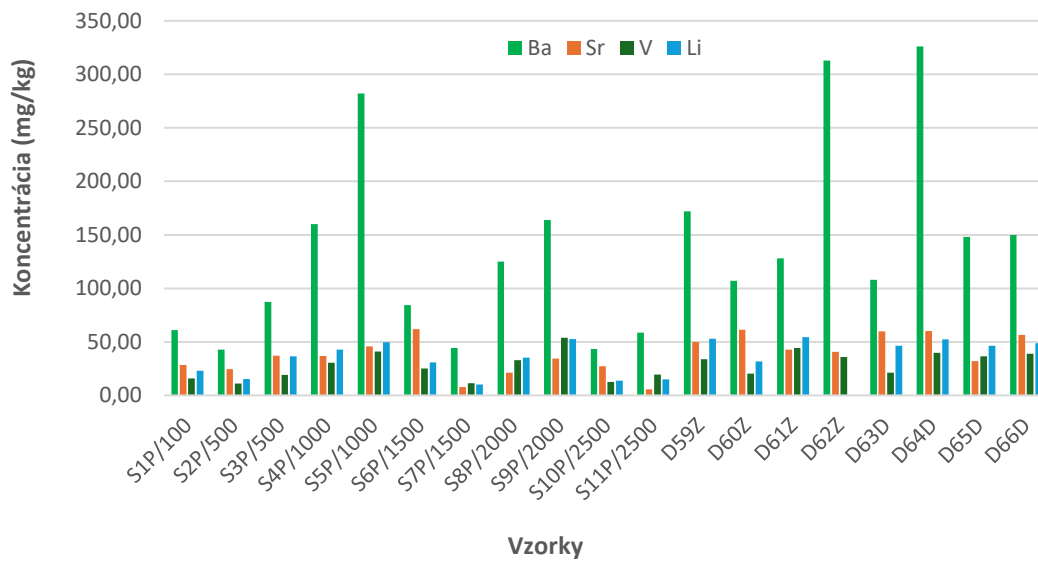
Limitná hodnota Cu pre dnové sedimenty je 1000 mg/kg (Zákon 188/2003 Z.z.), čiže vzorky sedimentov neprekračujú limitnú hodnotu (obr. 49).

### 3.1.1.9 BÁRIUM, VANÁD, STRONCIUM a LITIUM

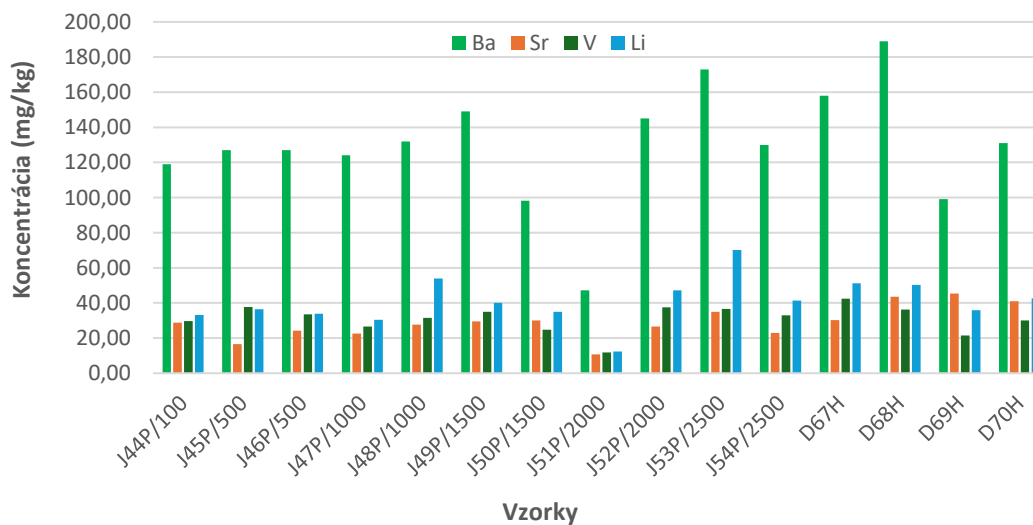
Limitná koncentrácia **Ba** v pôdach podľa ID kritéria je **900 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie** sledovaných prvkov (obr. 50, 51, 52 a 53), pričom najvyššie koncentrácie **Ba** sa potvrdili v severnej časti sledovaného územia od **43 mg/kg** do **326 mg/kg** (obr. 50), v južnej časti do **189 mg/kg** (obr. 51), v západnej časti do **210 mg/kg** (obr. 52) a vo východnej časti do **218 mg/kg** (obr. 53).

Pre **V** je limitná ID koncentrácia **340 mg/kg** a pri **Sr** a **Li** nie je stanovená limitná ID koncentrácia. Najvyššia koncentrácia **V** a **Sr** je na východe v hodnote **64 mg/kg** a **93 mg/kg**. Na južnej strane sa zvyšuje koncentrácia **Li** do **70 mg/kg**. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

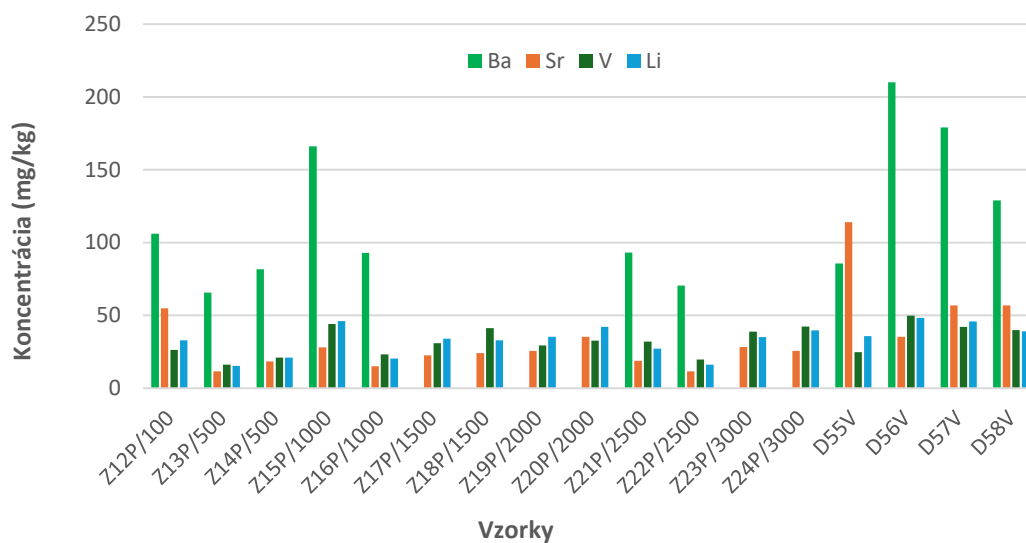
Obr. 50 Chemická analýza koncentrácie **V, Ba, Sr, Li (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



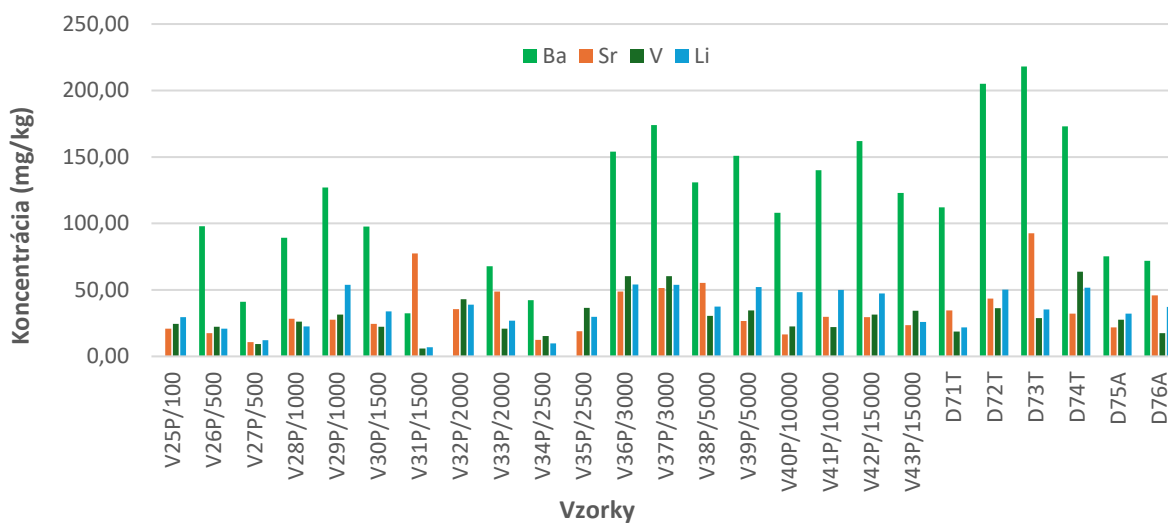
Obr. 51 Chemická analýza koncentrácie **V, Ba, Sr, Li (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 52 Chemická analýza koncentrácie **V, Ba, Sr, Li (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 53 Chemická analýza koncentrácie **V, Ba, Sr, Li (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



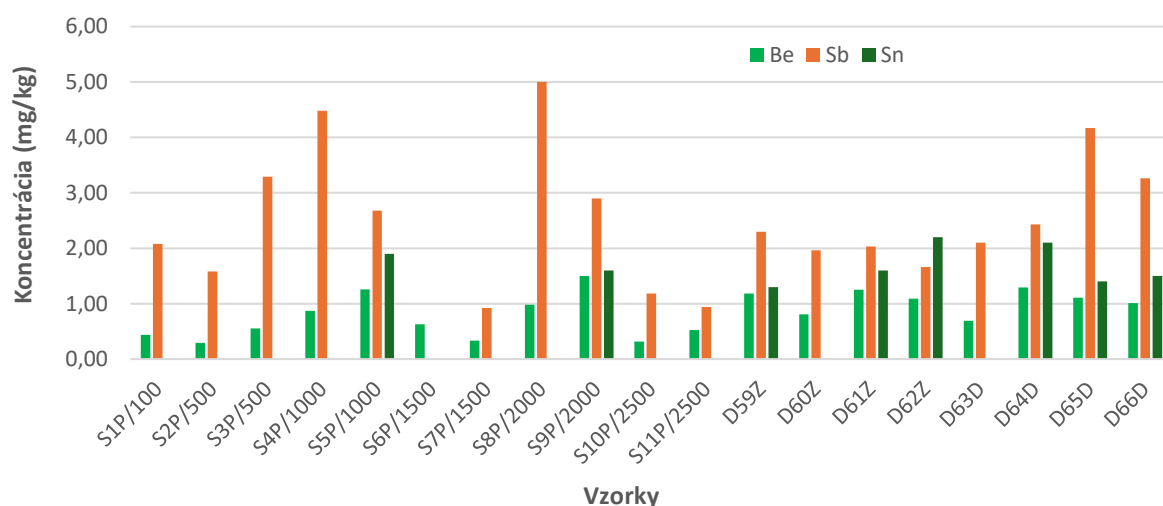
Tieto koncentrácie sledovaných prvkov neprekračujú limitné hodnoty pre dnové sedimenty ani v odobraných vzorkách z potokov (B1Z/1000, B2Z/2000, B3J/500, B4J/500, M1/500), nakoľko koncentrácia Ba je od 28,3 mg/kg do 125 mg/kg, V je od 5,84 mg/kg do 40,8 mg/kg, Sr je 31,4 mg/kg do 70,1 mg/kg a Li od 7,4 mg/kg do 36,1 mg/kg.

### 3.1.1.10 ANTIMÓN, CÍN A BERÝLIUM

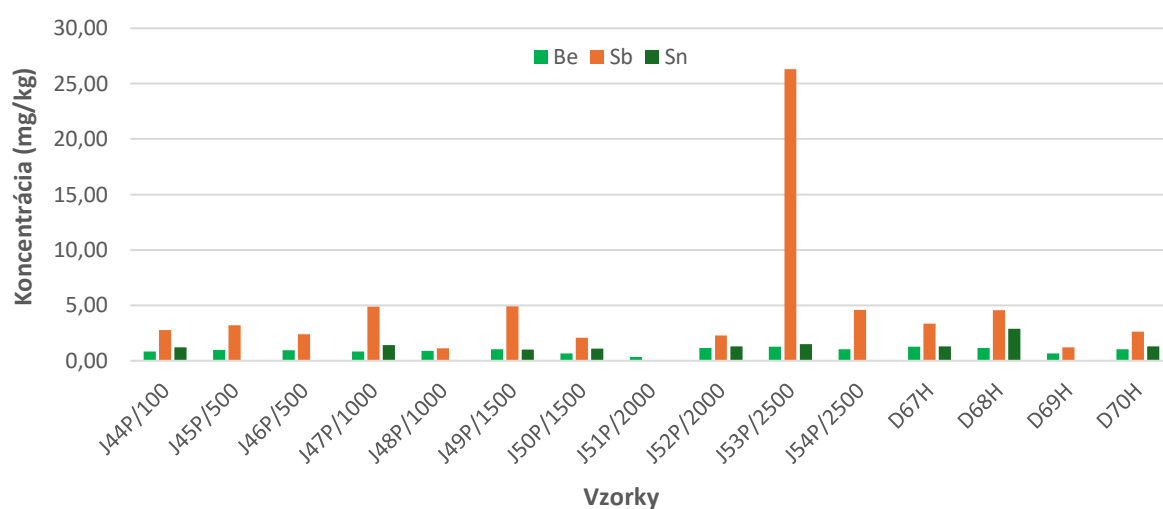
Limitná koncentrácia **Sb** v pôdach podľa ID kritéria je **25 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie Sb** v hodnotách pod **5 mg/kg** vo všetkých vzorkách (obr. 54, 55, 56 a 57), okrem prekročenej najvyššej koncentrácie **Sb** v južnej časti sledovaného územia v hodnote **26 mg/kg** (obr. 55) vzdialenej 2500 m od cementárne a vo východnej časti v jednej vzorke s koncentráciou **26 mg/kg** (obr. 57) vzdialenej od 5000 m od cementárne.

Pre **Sn** je limitná ID koncentrácia **200 mg/kg** a pri **Be** je stanovená limitná ID koncentrácia **15 mg/kg**. Chemické analýzy pôd preukázali **podlimitné koncentrácie** sledovaných prvkov **Sn a Be**, pričom najvyššie koncentrácie **Sn** sú pod **4,9 mg/kg** na všetkých sledovaných svetových stranách sledovaného územia a **Be** pod **1,5 mg/kg** (obr. 54, 55, 56 a 57). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

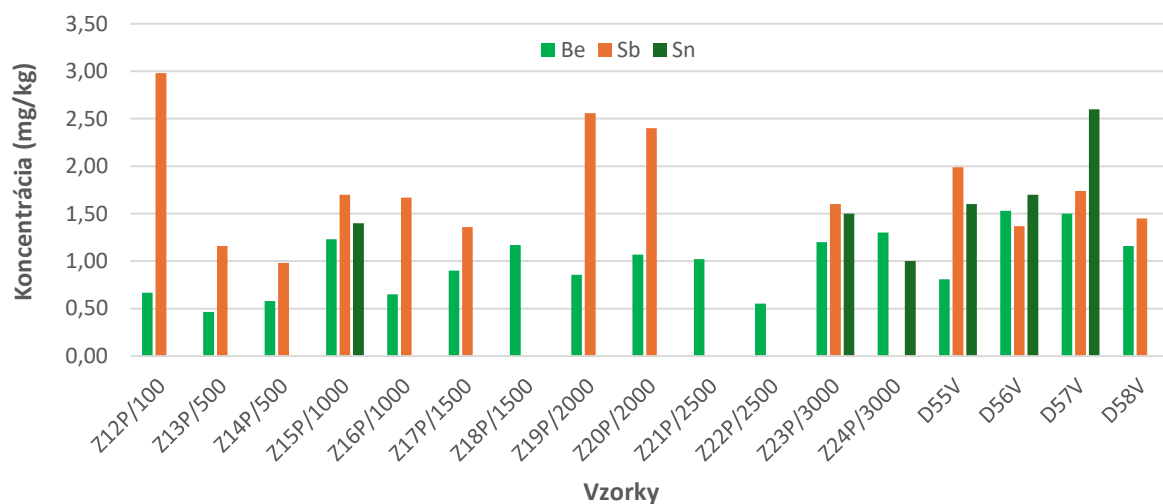
Obr. 54 Chemická analýza koncentrácie **Sb, Sn, Be (mg/kg)** v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



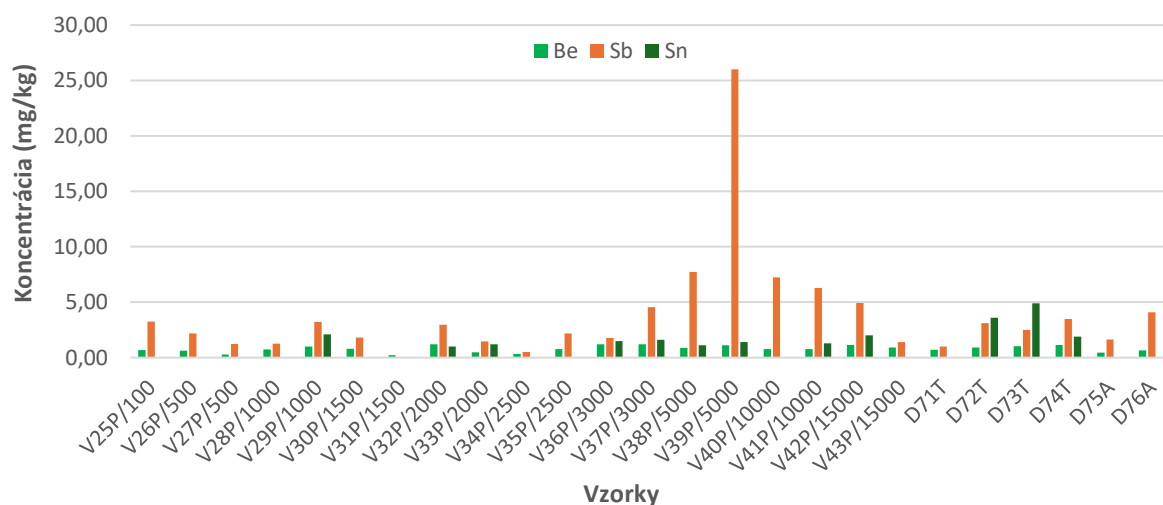
Obr. 55 Chemická analýza koncentrácie **Sb, Sn, Be (mg/kg)** v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 56 Chemická analýza koncentrácie **Sb, Sn, Be (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 57 Chemická analýza koncentrácie **Sb, Sn, Be (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



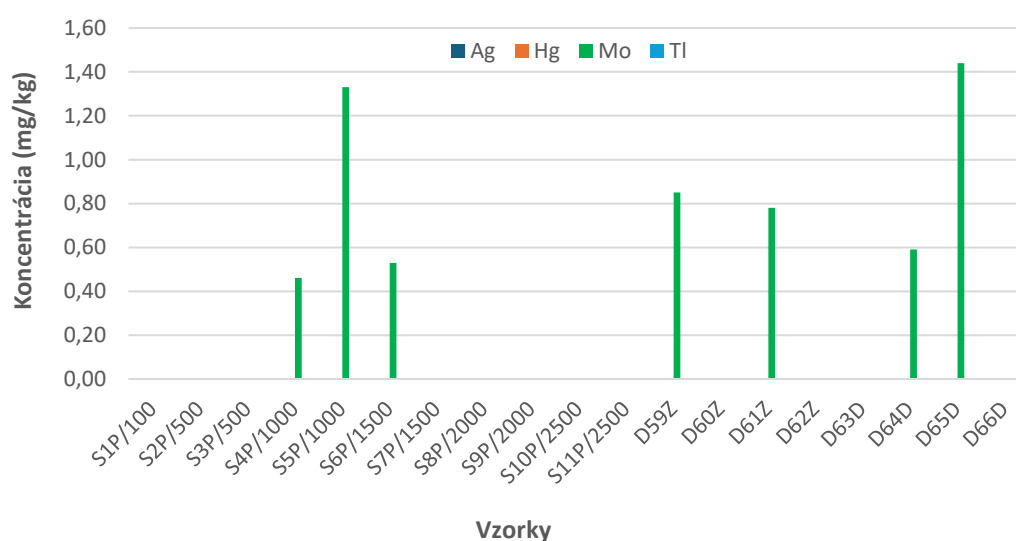
Tieto koncentrácie sledovaných prvkov **Sb, Sn, Be (mg/kg)** neprekračujú limitné hodnoty pre ID kritéria v odobraných vzorkách z potokov (B1Z/1000, B2Z/2000, B3J/500, B4J/500, M1/500), nakoľko koncentrácia **Sb** bola potvrdená len v jednej vzorke B4J/500 o koncentrácii **1,2 mg/kg**, **Sn** bol pod limitom stanoviteľnosti ( $\leq 1$  mg/kg) a **Be** bolo pod **1,19 mg/kg**.

### 3.1.1.11 ORTUŤ, MOLYBDÉN, THÁLIUM a STRIEBRO

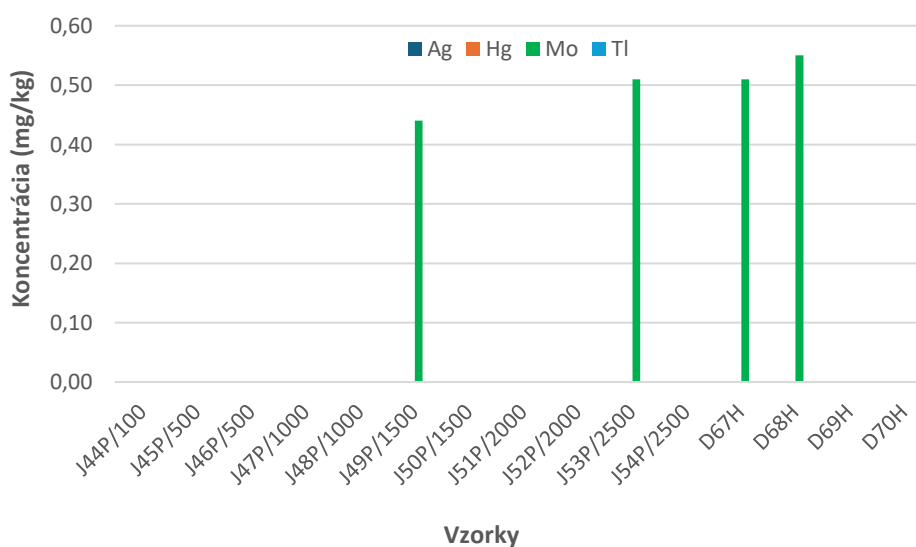
Limitná koncentrácia Hg v pôdach podľa ID kritéria je **2,5 mg/kg** a pri Tl a Ag nie je stanovená limitná ID koncentrácia. Chemické analýzy pôd preukázali hodnoty koncentrácií (obr. 58, 59, 60 a 61), ktoré boli pod limitom stanoviteľnosti vo všetkých vzorkách okrem jedinej vzorky D73T, kde sa nachádzajú **podlimitné koncentrácie Hg, Tl a Ag pod 0,81 mg/kg** (obr. 61).

Pre Mo je limitná ID koncentrácia **50 mg/kg**. Najvyššia koncentrácia **1,44 mg/kg** bola na severnej strane a táto hodnota klesala až do **0,46 mg/kg** v niektorých vzorkách. Na ďalších svetových stranách bola koncentrácia pod **0,58 mg/kg**. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

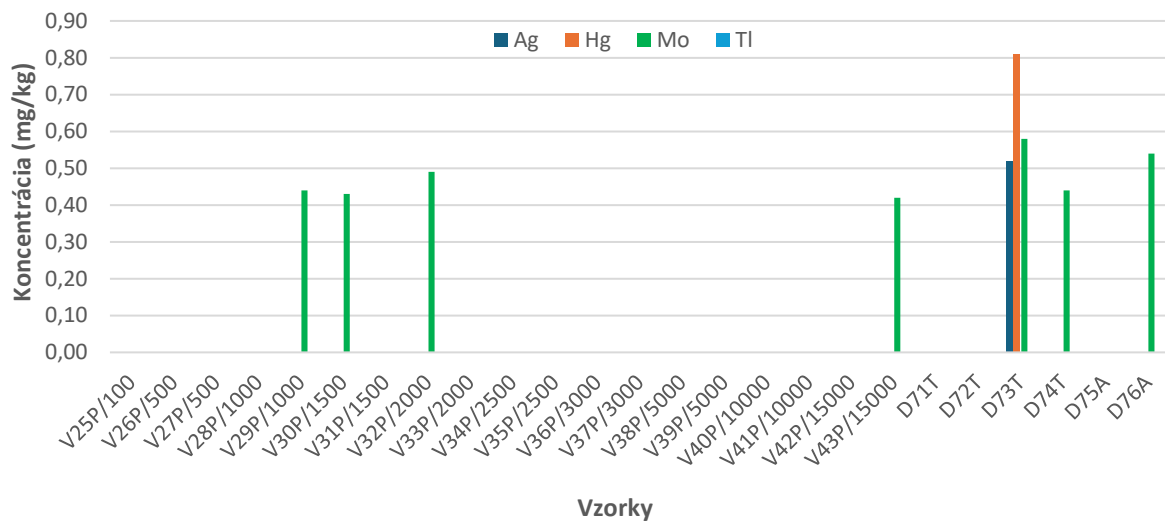
Obr. 58 Chemická analýza koncentrácie Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



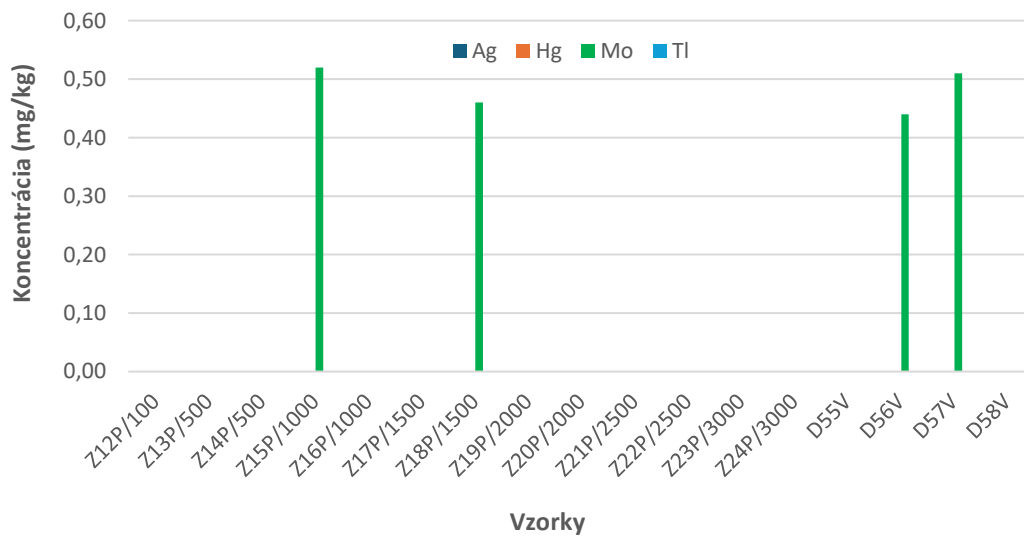
Obr. 59 Chemická analýza koncentrácie Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 60 Chemická analýza koncentrácie **Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg)** v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 61 Chemická analýza koncentrácie **Hg, Mo, Tl, Ag (mg/kg)** v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



V chemických analýzach je možné nájsť presné koncentrácie analyzovaných prvkov **Fe, Mn a P**, ktoré nepatria do limitných koncentrácií ID kritéria. Železo je v koncentráciách pod 45000 mg/kg a P a Mn je v koncentráciách pod 2000 mg/kg. V jednej záhrade D73T je vyššia koncentrácia P v hodnote 4990 mg/kg, ktorá pravdepodobne súvisí s hnojením pôdy.



### 3.1.2 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia pôd organickými zlúčeninami

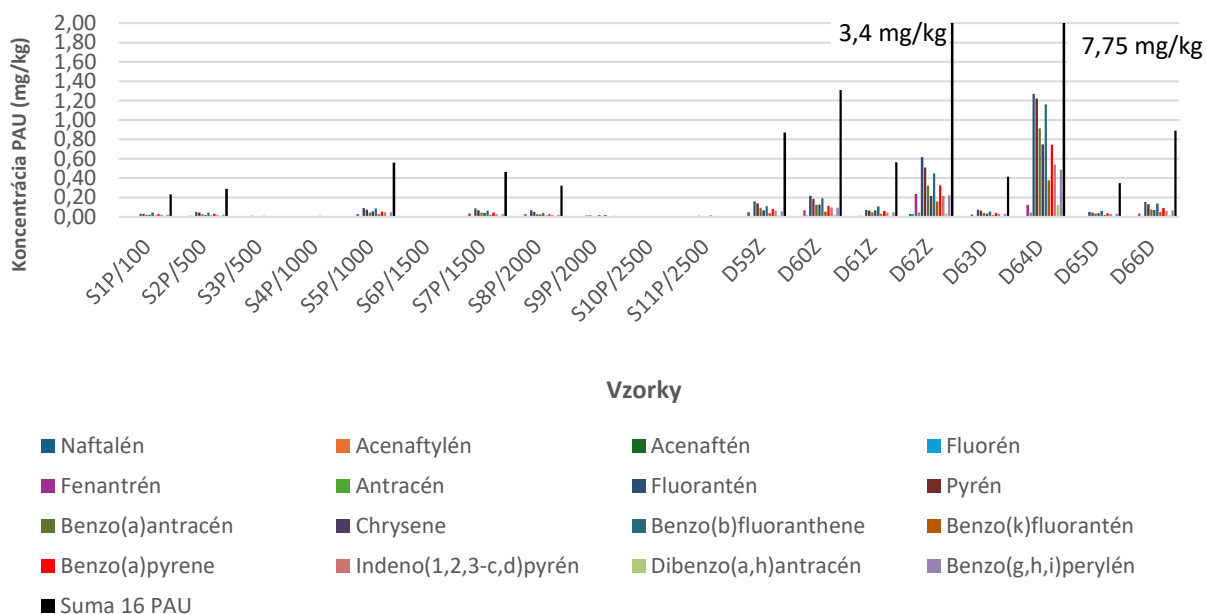
#### 3.1.2.1 POLYCYKLICKÉ AROMATICKÉ UHLÍKOVODÍKY (PAU)

Limitná koncentrácia PAU v pôdach podľa ID kritéria je **190 mg/kg** (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7). Chemické analýzy pôd preukázali výrazne **podlimitné koncentrácie** sledovaných všetkých zlúčenín PAU (obr. 62, 63, 64 a 65), ako aj **benzo(a)pyrénu a pyrénu**, ktorého hodnoty koncentrácie sú pod limitmi ID kritéria **1,5 mg/kg a 40 mg/kg**.

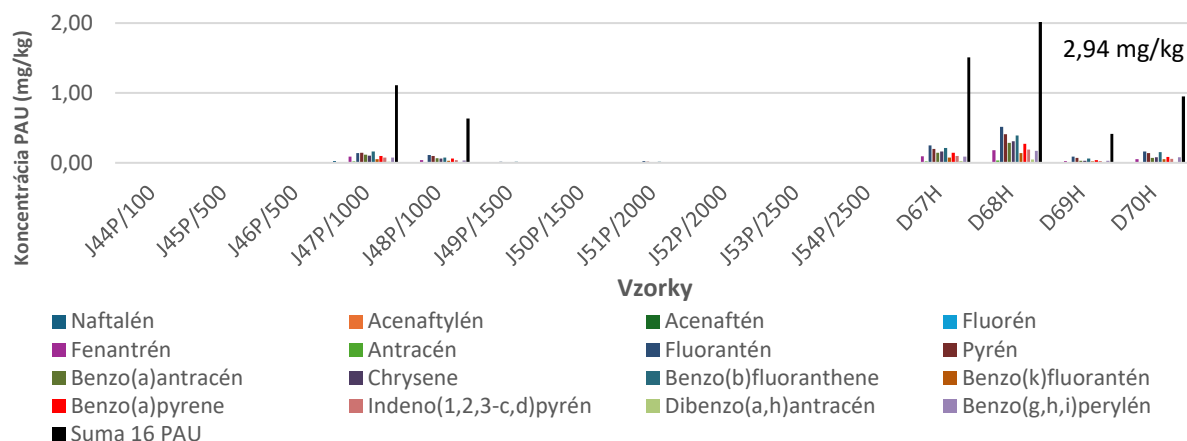
Najvyššie koncentrácie PAU boli zaznamenané vo vzorkách odobratých zo záhrad obcí, čo môže poukazovať na lokalizáciu antropogénneho zdroja znečistenia v blízkosti obydí.

Najvyššia koncentrácia PAU sa potvrdila vo východnej časti sledovaného územia v odberovom mieste **D72T** s hodnotou **7,98 mg/kg**, kde prevažuje **florantén** s hodnotou **1,42 mg/kg**, **pyrén** s hodnotou **1,24 mg/kg** a **benzo(a)pyrénu** s koncentráciou **0,73 mg/kg** (obr. 65), ako aj v odberovom mieste D73T s hodnotou **PAU 4,03 mg/kg** (obr. 65). Podobne sa najvyššia koncentrácia PAU sa potvrdila v severnej časti sledovaného územia v odberovom mieste **D64D** s hodnotou **7,75 mg/kg**, kde prevažuje **florantén** s hodnotou **1,27 mg/kg** a **benzo(a)pyrén** s hodnotou **0,74 mg/kg** (obr. 62), ako aj v odberovom mieste D62Z s hodnotou **PAU 3,4 mg/kg** (obr. 62). V južnej a východnej časti sa hodnoty koncentrácie PAU pohybujú pod **2,94 mg/kg** (obr. 63). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

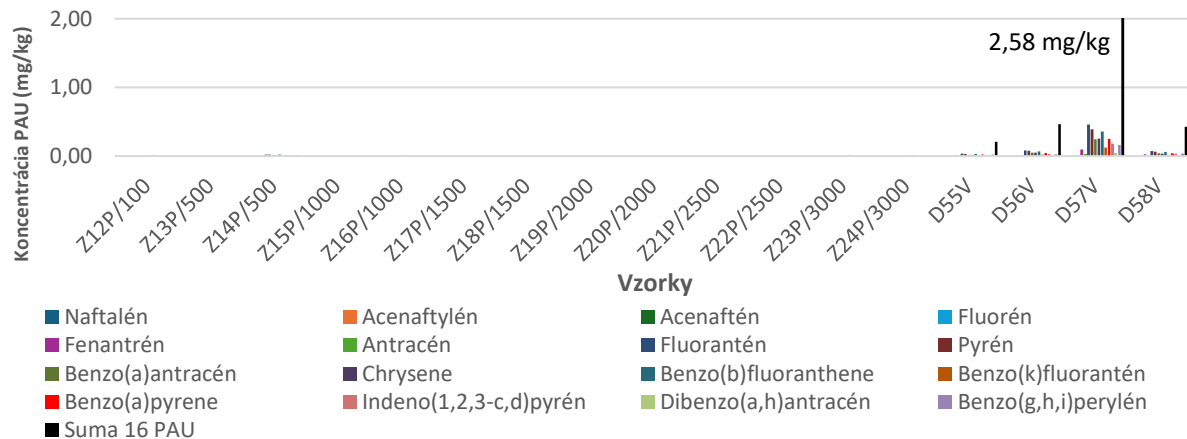
Obr. 62 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na sever od Cementáreň Turňa nad Bodvou



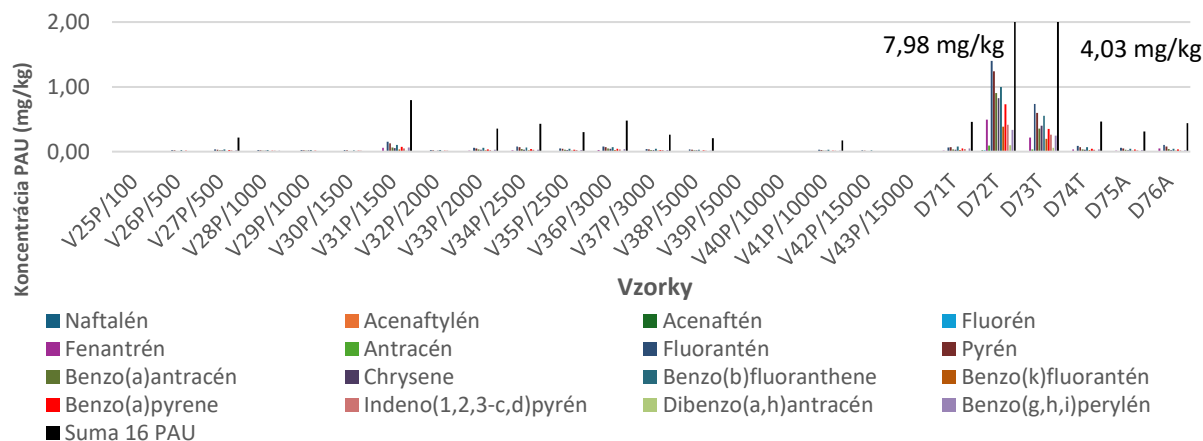
Obr. 63 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na juh od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 64 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na západ od Cementáreň Turňa nad Bodvou



Obr. 65 Chemická analýza koncentrácie PAU (mg/kg) v pôdach na východ od Cementáreň Turňa nad Bodvou

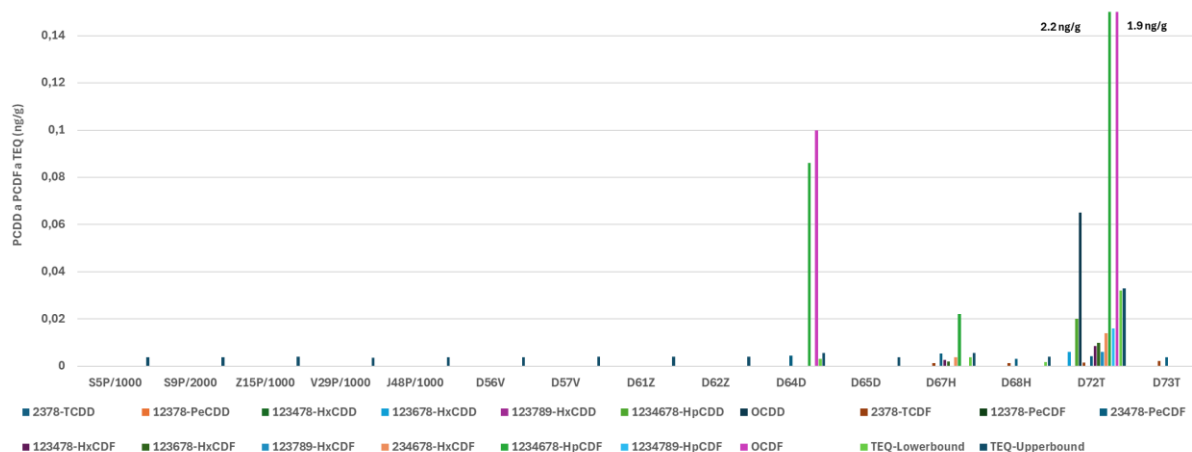


### 3.1.2.2 DIOXÍNY A FURÁNY (PCDD, PCDF) a PCB

Vo vybraných 20 vzorkách pôd boli analyzované polychlóvané dibenzodioxíny a dibenzofurány **PCDD/PCDF** (obr. 66), ktorých limitná hodnota **ID kritéria** je pod **0,1 mg/kg**. Hodnoty všetkých zlúčenín **PCDD/PCDF** sú v podlimitných koncentráciách (**TEQ pod 0,004 ng/g**). Avšak jediná vzorka **D72T** z lokality Turňa nad Bodvou preukazuje hodnoty **OCDD** s koncentráciou **0,65 ng/g**, **1234789-HpCDF** s koncentráciou **1,9 ng/g** a **1234678-HpCDF** s koncentráciou **2,2 ng/g** (obr. 66). Avšak vypočítané **TEQ** vykazuje stále podlimitnú hodnotu **0.033 ng/g**. Ďalšia vzorka **D64D**, ktorá sa nachádza v dedine Dvorníky bližšie k ceste, taktiež vykazuje **OCDD** s koncentráciou **0,1 ng/g** a **1234678-HpCDF** s koncentráciou **0,086 ng/g**, ale nevykazuje prekročenie **TEQ** s hodnotou **0.0056 ng/g**. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

**TEQ** sú vypočítané hodnoty, ktoré nám umožňujú porovnať toxicitu rôznych kombinácií dioxínov a dioxínom podobných zlúčenín a pomáhajú vysvetliť relatívnu toxicitu o uvoľňovaní chemikálií (WHO 1998). US EPA udáva limit **PCDD/PCDF (TEQ)** pre obývané zóny v hodnote **0,039 ng/g pre TEQ** a Smernica MŽP SR č. 1/2015-7 udáva ID limity pre koncentrácie **PCDD/PCDF** s hodnotou **0,1 mg/kg** a pre **PCB** s hodnotou **2,5 mg/kg**.

Obr. 66 Chemická analýza koncentrácie dioxínov v pôdach v okolí DCM



Merané boli aj **PCB** látky v pôdach, avšak všetky vzorky boli negatívne na **PCB** okrem jednej vzorky **V31P/1500** (Tab. 20), ktorá bola vzdialená od cementárne 1,5 km na východnej strane ako pasienok, kde sa v blízkosti odberu vzorky nachádzali zbúrané maštale. Ale aj tieto koncentrácie **PCB** sú pod limitnou koncentráciou ID kritéria **2,5 mg/kg**. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

Tab. 20 Koncentrácie PCB vo vzorke V31P/1500

Vzorka V31P/1500			
PCB	Jednotky	Limit stanoviteľnosti	Meraná hodnota
PCB 28	mg/kg suš.	0.0030	<0,0030
PCB 52	mg/kg suš.	0.0030	<0,0030
PCB 101	mg/kg suš.	0.0030	<b>0,03</b>
PCB 118	mg/kg suš.	0.0030	<b>0,01</b>
PCB 138	mg/kg suš.	0.0030	<b>0,08</b>

PCB 153	mg/kg suš.	0.0030	<b>0,10</b>
PCB 180	mg/kg suš.	0.0030	<b>0,10</b>
<b>Suma PCB</b>	mg/kg suš.	0.0210	<b>0,32</b>

Z organochlórovaných pesticídov bol potvrdený hexachlórbenzén (**HCB**) len v dvoch vzorkách **D68H** z Hostóviec a **D57V** zo Včelárov, aj keď hodnoty boli v nízkych koncentráciách **0,0102 mg/kg** a **0,0096 mg/kg**. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

### 3.1.3 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia biomasy anorganickými zlúčeninami

#### 3.1.3.1 KÔRA

Na získanie údajov o dlhodobej kontaminácii sa kôra testuje aj ako veľmi vhodný biomonitor znečistenia. Výhody použitia kôry spočívajú v tom, že jej štruktúra zadrží škodliviny dlhšie a že je dostupná bez ovplyvnenia zdravia stromov. Kôra je vystavená znečisteniu ovzdušia buď priamo z atmosféry alebo z koreňového systému. Dôvodom efektívnej akumulácie a zadržiavania ťažkých kovov v kôre stromu je jej štruktúrna pórovitosť (Berlizov a kol., 2007). Naopak, škodliviny usadené na listoch môžu byť zmyté dažďovou vodou, alebo môžu byť rozptýlené vetrom, a preto môže dôjsť k nepresným výsledkom v monitorovaní (Poikolainen, 1997, Berlizov a kol., 2007). Priekopnícku prácu ohľadom biomonitoringu na základe kôry vykonal vo Frankfurte Lötschert (1983), ktorý vypracoval mapy znečistenia ťažkými kovmi na základe výskumu kôry stromov. Niektorí autori použili hladiny stopových kovov v rôznych druhoch kôry nigérijských stromov ako indikátor znečistenia ovzdušia.

Využitie vegetácie ako bioindikátora atmosférickej akumulácie ťažkých kovov získalo celosvetovo viac pozornosti, pretože sa zistilo, že táto metóda je efektívna, lacná a jednoduchá na použitie. Táto metóda umožňuje zistiť hladiny ťažkých kovov nachádzajúcich sa vo vrstve kôry stromov a otestovať faktory (strany stromu vystavené premávke a veľkosť kmeňa stromu), ktoré ovplyvňujú atmosférickú akumuláciu ťažkých kovov v kôre. Čo sa týka faktorov ovplyvňujúcich akumuláciu ťažkých kovov v kôre stromov, veľkosť kmeňov stromov významne nekorelovala s koncentraciami ťažkých kovov zistenými v kôre. To platilo aj pre strany obnaženia stromu vo vzťahu k zdroju znečistenia. To znamená, že odber vzoriek kôry je možné vykonať jednoducho bez akýchkoľvek obmedzení s ohľadom na veľkosť kmeňa stromu a smeru jeho expozície (Janta a kol., 2016). Napriek tomu, že kôra je v porovnaní s machmi a lišajníkmi menej homogénna, možno ju úspešne použiť ako bioindikátor úrovne koncentrácie kovov v atmosférickom aerosóle (Swislovsky, 2024).

Na monitoring ťažkých kovov sa použili kôry stromov vo vzdialenosti 500 m a 1000 m od DCM. V biomase kôry bolo určených 22 prvkov. V testovaných vzorkách boli koncentrácie prvkov Ag, As, Co, Hg, Mo, Sb, Sn, Tl pod detekčným limitom (Tab. 21), čo naznačuje, že testovaná kôra nebola týmito kovmi kontaminovaná. Podľa chemických analýz dochádza k akumulácii toxických prvkov **Cr, Ni, Pb, Sr a V** na západnej strane od DCM a **Zn, Sr, Cd** na východnej strane od DCM vo vzorkách kôry, aj keď v pôde sú podlimitné hodnoty. Odberové miesta sú uvedené v tabuľke č. 21. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

**Tab. 21 Chemické analýzy anorganického znečistenia kôry**

Vzorky kôry		S5K/1000	Z15K/1000	V29K/1000	J46K/500	Limit stanoviteľnosti
<b>Fyzikálne parametre</b>	Jednotky					
Sušina pri 105 °C	%	91.9	80.6	83.1	89.0	0.10
pH (H <sub>2</sub> O)		6.0	7.9	6.8	7.0	1.0
<b>Extrahovateľné kovy / hlavné katióny</b>						
Ag	mg/kg suš.	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.50
As	mg/kg suš.	<0.50	0.65	<0.50	<0.50	0.50
Ba	mg/kg suš.	16.7	140	7.38	12.0	0.20
Be	mg/kg suš.	<0.010	0.048	<0.010	0.014	0.010
Cd	mg/kg suš.	<0.40	<0.40	<b>0.63</b>	<0.40	0.40
Celkový fosfor	mg/kg suš.	180	1000	221	322	5.0
Co	mg/kg suš.	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0.20
Cr	mg/kg suš.	<0.50	<b>1.66</b>	<0.50	0.74	0.50
Cu	mg/kg suš.	13.0	6.3	1.7	3.6	1.0
Fe	mg/kg suš.	198	728	84	201	10
Hg	mg/kg suš.	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0.20
Li	mg/kg suš.	<1.0	1.1	<1.0	<1.0	1.0
Mn	mg/kg suš.	64.5	85.0	50.4	29.1	0.50
Mo	mg/kg suš.	<0.40	<0.40	<0.40	<0.40	0.40
Ni	mg/kg suš.	<1.0	<b>1.1</b>	<1.0	<1.0	1.0
Pb	mg/kg suš.	<b>2.8</b>	<b>3.7</b>	<1.0	1.0	1.0
Sb	mg/kg suš.	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.50
Sn	mg/kg suš.	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	1.0
Sr	mg/kg suš.	6.88	<b>57.4</b>	<b>21.0</b>	<b>31.7</b>	0.10
Tl	mg/kg suš.	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.50
V	mg/kg suš.	0.28	<b>1.41</b>	0.11	0.60	0.10
Zn	mg/kg suš.	16.9	14.8	<b>43.0</b>	5.4	3.0

Pre porovnanie boli spracované koncentrácie z Geochemického atlasu – Lesné dreviny (Maňkovská, 1996) pre 26 dostupných prvkov, kde uvádzame minimálne, maximálne koncentrácie, aritmetický priemer a medián získané chemickou analýzou súboru viac ako 2000 vzoriek (Tab. 22).

**Tab. 22 Obsah prvkov v asimilačných orgánoch lesných drevín (Maňkovská, 1996)**

Prvky (mg/kg)	Minimum	Maximum	Medián	Aritmetický priemer	Počet vzoriek
Al	5,0	1 669	<b>106</b>	151	2 331
As	0,003	34,2	<b>0,24</b>	0,57	2 153
Ba	0,020	603	<b>47</b>	64,8	2 328
Be	0,0001	1,09	<b>0,008</b>	0,024	2 141
Ca	931	140 012	<b>9 290</b>	11 021	2 331
Cd	0,001	3,9	<b>0,153</b>	0,196	2 125
Co	0,0005	3,91	<b>0,114</b>	0,175	2 151

Prvky (mg/kg)	Minimum	Maximum	Medián	Aritmetický priemer	Počet vzoriek
Cr	0,002	47,12	<b>0,512</b>	0,795	2 136
Cu	0,30	154	<b>5,91</b>	7,27	2 330
F	0,10	153	<b>6,10</b>	6,24	2 318
Fe	11,20	39 300	<b>111</b>	159	2 331
Hg	0,008	4,008	<b>0,07</b>	0,1	2 330
K	1752	94 782	<b>6 808</b>	7 503	2 331
Li	0,007	2,82	<b>0,13</b>	0,18	2 330
Mg	252	19132	<b>1 164</b>	1 458	2 331
Mn	7,20	9 773	<b>846</b>	1 121	2 331
N	5500	57 400	<b>15 900</b>	18 165	2 331
Na	0,40	849	<b>33,5</b>	42	2 331
Ni	0,02	36,6	<b>2,44</b>	3,44	2 310
Pb	0,005	238	<b>1,44</b>	2,42	2 330
Rb	0,32	161	<b>7,19</b>	10,80	2 320
S	440	11 400	<b>1 910</b>	2 163	2 320
Se	0,0003	6,34	<b>0,04</b>	0,06	2 146
Sr	0,33	360	<b>17,99</b>	25,85	2 331
V	0,001	46,95	<b>0,267</b>	0,813	2 143
Zn	4,01	691	<b>3,8</b>	42,7	2 331

**Cu** – prekračuje hodnotu 5,91 mg/kg vo dvoch vzorkách **S5K/1000** a **Z15K/1000**, pretože analyzované koncentrácie sú v intervale 6,3 – 13 mg/kg.

**Fe** – bolo prekročené v jednej vzorke **Z15K/1000** voči fyziologicky optimálnemu stavu s koncentráciou 728 mg/kg (okolo 200 mg/kg je fyziologicky primeraná koncentrácia).

**Cr** – prekračuje 0.5 mg/kg z atlasu biomasy na Slovensku s koncentráciou 1,66 mg/kg vo vzorke **Z15K/1000**

**Ni** – je podlimitný s koncentráciou pod 1.1 mg/kg voči atlasu (2,44 mg/kg), ale primeraný pre fyziologické optimum (1 mg/kg).

**Zn** – v intervale 5,4 až 43 mg/kg predstavuje vyššie koncentrácie voči atlasu s údajom 3,8 mg/kg vo všetkých analyzovaných vzorkách, ale hlavne vo vzorke **V29K/1000**, ktorá by mohla byť pravdepodobne ovplyvnená z východnej strany hutníckym priemyslom.

**Sr** – v koncentráciách od 21 do 57,4 mg/kg predstavuje nárast v troch vzorkách v porovnaní s atlasom s hodnotou 17,99 mg/kg.

**Ba** – prekračuje údaj v atlase 47 mg/kg v jednej vzorke **Z15K/1000** s koncentráciou 140 mg/kg.

**Be** – prekračuje údaj v atlase 0,008 mg/kg v jednej vzorke **Z15K/1000** s koncentráciou 0,048 mg/kg a druhej vzorke **J46K/500** s koncentráciou 0,014 mg/kg.

**Cd** – prekračuje údaj v atlase 0,153 mg/kg v jednej vzorke **V29K/1000** s koncentráciou 0,63 mg/kg.

**Pb** – prekračuje údaj v atlase 1,44 mg/kg vo dvoch vzorkách **S5K/1000** a **Z15K/1000** s koncentráciami 2,8 a 3,7 mg/kg.

**V** – prekračuje údaj v atlase 0,267 mg/kg vo dvoch vzorkách **Z15K/1000** a **J46K/500** s koncentráciami 1,41 a 0,6 mg/kg.

Najčastejšie a najvyššie koncentrácie prvkov boli zaznamenané vo vzorkách **Z15K/1000** a **V29K/1000** oproti nekontaminovanej vzorke odobranej z južnej strany J46K/500.

V zahraničnej literatúre sa uvádzajú rozličné koncentrácie prvkov v kontaminovaných lokalitách. V životnom prostredí sa bežne vyskytujú ťažké kovy ako Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni a Hg. Hoci niektoré z

týchto kovov slúžia ako základné mikroživiny pre rast rastlín, **Cd, Pb a Hg** sú výnimkou z tohto pravidla (Kabata a Pendias, 1992, Cetin a kol., 2020).

Prvky Cu, Cr, Ni a Zn vykazovali hodnoty koncentrácie nižšie ako 43 mg/kg sušiny a **Cd a Pb** boli pod **3.7 mg/kg**. Pre porovnanie Kirchner a kol. (2008) zistili nižšie hladiny Cd 0,02–0,17 mg/kg v dreve a Poikolainen (1997) zistili hladiny 0,10–0,23 mg/kg v kôre borovíc rastúcich v oblastiach s rôznym stupňom kontaminácie. Vo vzorke **V29K/1000** boli stanovené koncentrácie **Cd 0.63 mg/kg**.

V analyzovanom materiáli bol zistený obsah **Cu 13 mg/kg**; predchádzajúce štúdie však uvádzali nižšie hladiny Cu v kôre v rozmedzí od **2,54 do 4,03 mg/kg** (Poikolainen, 1997).

Obsah **Zn** bol pod **43 mg/kg**. V porovnaní s inými ťažkými kovmi sa zinok zvyčajne nachádza vo vyšších podieloch v životnom prostredí (Kabata a Pendias, 1992).

V tejto štúdii bol obsah pod **Ni 1,1 mg/kg**. Poikolainen (1997) však uvádza obsah niklu v rozmedzí od **0,79 do 2,43 mg/kg** v kôre. Nikel je klasifikovaný ako mikroživina, najmä pre ureázy a hydrogenázy (Kabata a Pendias, 1992).

Koncentrácia **Cr** bola **1,66 mg/kg** vo vzorke **Z15K/1000**, čo je vyššia hodnota ako je získaná Kirchnerom a kol. (2008), to znamená obsah chrómu pod **1 mg/kg** v kôre. Podobne Liu a kol. (2018) a Poikolainen (1997) uviedli nižší obsah chrómu 0,5 mg/kg a 0,12–7,31 mg/kg v kôre. Prvky Cu, Zn, Ni a Cr sú klasifikované ako mikroživiny a zohrávajú kľúčovú úlohu ako zložky mnohých rastlinných enzýmov (Suchdolgor a kol., 2003) a regulátorov rastu rastlín (Kabata a Pendias, 1992).

Prvky Fe, P a Mn vykazovali koncentrácie v rozmedzí **29,1 až 1000 mg/kg** sušiny. Fe a Mn sú dôležitými prvkami, pretože fotosyntéza rastlín, redoxné procesy, metabolizmus dusíka a metabolizmus nukleových kyselín sú ovplyvnené týmito prvkami. Nadmerná prítomnosť mangánu bráni vstrebávaniu a pohybu železa v rastlinných tkanivách. Tento antagonistický vzťah možno pozorovať aj tam, kde vysoká koncentrácia železa znižuje absorpciu a účinnosť iných kovov (Kabata a Pendias, 1992).

Výsledky získané pre **Cd, Pb, Cr** zo súboru analyzovaných prvkov vo všeobecnosti vykazovali vyššie hodnoty ako tie, ktoré sa uvádzajú v zahraničnej literatúre, čo naznačuje, že testovaná kôra v tejto analýze rizika je zasiahnutá čiastočnou kontamináciou z ovzdušia.

Ťažké kovy v kôre môžu pochádzať z prachu usadzujúceho sa na povrchoch stromov, ako je kôra, ihličie a listy. V dôsledku toho majú povrchy kôry tendenciu vykazovať vyššie hladiny kovov pochádzajúcich z atmosférického prachu než z pôdy (Cetin a kol., 2020).

### 3.1.3.1 MACHY

Machy taktiež vykazujú schopnosť akumulovať anorganické prvky zo znečisťovaného životného prostredia. V porovnaní s kôrou preukázali vyššie koncentrácie väčšiny hodnotených anorganických prvkov a to hlavne As, Be, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V (Tab. 23).

Najvyššie koncentrácie sa vyskytovali vo vzorkách machov odobraných hlavne zo západnej strany a južnej strany od DCM. Vzhľadom na charakter územia a prúdenie vetrov môže byť pravdepodobným zdrojom vyšších koncentrácií aj hutnícky priemysel. Keďže analýza neobsahuje vzorku z východnej strany od DCM, pretože sa machy vo vzdialenosti do 1000 m východne od DCM nevyskytovali, nie je možné tento predpoklad potvrdiť.

Koncentrácie prvkov v machoch porovnané s údajmi z Geochemického atlasu – Lesné dreviny (Maňkovská, 1996) pre 26 dostupných prvkov je uvedený postupne pre jednotlivé prvky (Tab. 23).

**Cu** – prekračuje hodnotu 5 mg/kg vo vzorkách, pretože analyzované koncentrácie sú v intervale 6,2 – 7,9 mg/kg.

**Fe** – bolo prekročené vo všetkých vzorkách voči fyziologicky optimálnemu stavu s koncentraciami od 1710 do 2290 mg/kg (okolo 200 mg/kg je fyziologicky primeraná koncentrácia),.

**Cr** – prekračuje 0.5 mg/kg z atlasu biomasy na Slovensku s koncentraciami od 2,73 mg/kg do 5,61 mg/kg

**Ni** – je čiastočne nadlimitný s koncentraciou 2.9 mg/kg voči atlasu (2,44 mg/kg)

**Zn** – v intervale 25,6 až 33,8 mg/kg predstavuje vyššie koncentrácie voči atlasu s údajom 3,8 mg/kg vo všetkých analyzovaných vzorkách

**Sr** – v koncentrácií 29,6 mg/kg predstavuje nárast v jednej vzorke **Z15B/1000** v porovnaní s atlasom s hodnotou 17,99 mg/kg.

**Ba** – čiastočne prekračuje údaj v atlase 47 mg/kg v jednej vzorke **J46B/500** s koncentraciou 47,6 mg/kg.

**Be** – prekračuje údaj v atlase 0,008 mg/kg vo všetkých vzorkách s koncentraciou od 0,093 do 0,164 mg/kg.

**Cd** – neprekračuje údaj v atlase 0,153 mg/kg

**Pb** – prekračuje údaj v atlase 1,44 mg/kg vo všetkých vzorkách s koncentraciami od 5,8 do 9 mg/kg.

**V** – prekračuje údaj v atlase 0,267 mg/kg vo všetkých vzorkách s koncentraciami od 2,68 do 4,34 mg/kg.

Chemizmus prostredia a koncentrácia prvkov v machoch sú ovplyvnené priemyselnou a antropogénnou aktivitou hlavne z ovzdušia. Vzorka **J46B/500** bola odobratá v blízkosti cestnej komunikácie prepravy alternatívnych palív a tak vyššia kontaminácia machu je znásobená automobilovou prepravou. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

**Tab. 23 Chemické analýzy anorganického znečistenia machu**

Vzorky		S5B/1000	Z15B/1000	J46B/500	Limit stanoviteľnosti
<b>Fyzikálne parametre</b>	Jednotky				
Sušina pri 105 °C	%	90.3	93.8	84.5	0.10
pH (H <sub>2</sub> O)		5.9	7.3	7.5	1.0
<b>Extrahovateľné kovy / hlavné katióny</b>					
Ag	mg/kg suš.	<0.50	<0.50	<0.50	0.50
As	mg/kg suš.	1.17	1.22	1.50	0.50
Ba	mg/kg suš.	29.6	36.0	<b>47.6</b>	0.20
Be	mg/kg suš.	0.093	0.145	<b>0.164</b>	0.010
Cd	mg/kg suš.	<0.40	<0.40	<0.40	0.40
Celkový fosfor	mg/kg suš.	1120	2350	<b>2830</b>	5.0
Co	mg/kg suš.	0.71	0.72	<b>0.76</b>	0.20
Cr	mg/kg suš.	2.73	4.63	<b>5.61</b>	0.50
Cu	mg/kg suš.	6.3	6.2	<b>7.9</b>	1.0
Fe	mg/kg suš.	1710	2080	<b>2290</b>	10
Hg	mg/kg suš.	<0.20	<0.20	<b>0.24</b>	0.20
Li	mg/kg suš.	1.8	3.6	3.5	1.0



Mn	mg/kg suš.	<b>223</b>	165	207	0.50
Mo	mg/kg suš.	<0.40	<0.40	<0.40	0.40
Ni	mg/kg suš.	2.2	2.9	2.9	1.0
Pb	mg/kg suš.	5.8	8.1	<b>9.0</b>	1.0
Sb	mg/kg suš.	<0.50	<0.50	<0.50	0.50
Sn	mg/kg suš.	<1.0	<1.0	<1.0	1.0
Sr	mg/kg suš.	7.23	<b>29.6</b>	17.4	0.10
Tl	mg/kg suš.	<0.50	<0.50	<0.50	0.50
V	mg/kg suš.	2.68	4.07	<b>4.34</b>	0.10
Zn	mg/kg suš.	25.6	<b>33.8</b>	<b>33.7</b>	3.0

### 3.1.4 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia biomasy organickými zlúčeninami

Zvýšené obsahy rôznych organických zlúčenín v kôre a machoch sú buď výsledkom intoxikácie z pôdneho prostredia, alebo vysokého imisného zaťaženia. Nepriaznivé chemické podmienky v ovzduší môžu viesť ku kumulácii kontaminácie v kôre, alebo v asimilačných orgánoch machu. Výsledky chemických analýz vzoriek z jednotlivých odberových miest sú uvedené v tabuľkách 24 a 25.

Vo všetkých prípadoch obsahov organických substancií ide o koncentrácie rádovo mikrogramov v kilograme alebo nanogramoch v grame sušiny kôry, resp. machov, pričom máme nedostatok údajov o limitných hodnotách pre dané matrice v rámci slovenskej legislatívy, avšak výsledky porovnávame s dostupnou literatúrou (viď. Kapitoly) . Súčasný monitoring okolia DCM môže v priebehu rokov priniesť cennú databázu údajov ako sa vyvíja znečisťovanie životného prostredia, aj keď sa prísne dodržiava monitoring pri rozličných postupoch spaľovania odpadov, a či je realizovaná prevádzka spaľovne bez porúch.

V prvých štúdiách o znečistení PCB sa predpokladá, že stromové kôry sa správajú ako lipofilný absorbent organických zlúčenín (Meredith a Hites, 1987). Len nedávno sa ukázalo, že kôry stromov zaznamenávajú atmosférickú prahnú fázu s veľmi dobrou koreláciou s PCB, polybrómovanými difenylétermi (PBDE) a pesticídmi (Salamova a Hites, 2010). Cieľom tejto analýzy rizika bolo vykonať hodnotenie kvality ovzdušia aj prostredníctvom monitorovania kôry stromov, machov, vajec a mlieka v okolí DCM, ktorý sa nachádza v blízkosti obývaných lokalít. Táto analýza rizika sa snaží identifikovať vplyv priemyslu a taktiež ľudských činností na úroveň znečistenia.

#### 3.1.4.1 KÔRA

Na južne situovanej lokalite **J46K/500** (pred lomom Včeláre) vzdialenej 500 m od DCM sme zaznamenali najvyššie koncentrácie **PAU** (Tab. 24), čo je pravdepodobne zapríčinené motorovou prepravou alternatívnych palív DCM po cestnej poľnej komunikácii. Zvýšené koncentrácie boli zistené aj pri vzorke severne situovanej **S5K/1000** u zlúčenín, ktoré pravdepodobne pochádzajú zo spaľovania fosílnych palív (fenantrén, florantén, pyrén). Vo vzdialenosti 500 a 1000 metrov od DCM bola analyzovaná koncentrácia naftalénu, ktorý je tiež súčasťou uhoľného dechtu, ale zároveň je súčasťou insekticídov a repelentov. Nemáme poznatok, či v predmetnom území, prípadne v jeho blízkom okolí nebol aplikovaný z dôvodu potlačenia nežiadúceho hmyzu.

**Tab. 24 Chemické analýzy organického znečistenia kôry**

Vzorky kôry		S5K/1000	Z15K/1000	V29K/1000	J46K/500
<b>Polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU)</b>					
	Jednotky				
Naftalén	µg/kg	240	260	220	<b>380</b>
Acenaftyén	µg/kg	11.0	<b>14.0</b>	11.0	12.0
Acenaftén	µg/kg	97.0	<b>130</b>	72.0	110
Fluorén	µg/kg	60.0	52.0	36.0	43.0
Fenantrén	µg/kg	<b>180</b>	<b>130</b>	75.0	110
Antracén	µg/kg	<b>18.0</b>	12.0	7.50	13.0
Fluorantén	µg/kg	<b>100</b>	61.0	30.0	57.0
Pyrén	µg/kg	<b>52.0</b>	31.0	18.0	32.0
Benzo(a)antracén	µg/kg	3.10	2.30	2.00	<b>10.0</b>
Chrysene	µg/kg	<b>12.0</b>	7.70	6.30	<b>16.0</b>
Benzo(b)fluoranthene	µg/kg	<b>8.20</b>	3.40	3.60	<b>9.50</b>
Benzo(k)fluorantén	µg/kg	<b>4.10</b>	1.50	1.40	<b>4.40</b>
<b>Benzo(a)pyrene</b>	µg/kg	3.10	2.00	2.20	<b>9.60</b>
Indeno(1,2,3-c,d)pyrén	µg/kg	3.60	1.90	2.20	<b>6.00</b>
Dibenzo(a,h)antracén	µg/kg	<0.89	<0.9	<0.89	<b>2.20</b>
Benzo(g,h,i)perylén	µg/kg	4.00	2.40	2.80	<b>11.0</b>
<b>Suma PAH 16 - dolná hranica</b>	µg/kg	<b>790</b>	<b>720</b>	490	<b>830</b>
<b>Suma PAH 16 - horná hranica</b>	µg/kg	<b>790</b>	<b>720</b>	490	<b>830</b>
<b>PCB indikátorové HRMS</b>					
PCB 28	ng/g	7.80	8.20	<b>15.0</b>	4.20
PCB 52	ng/g	<b>4.40</b>	2.00	3.20	0.970
PCB 101	ng/g	<0.22	<0.21	<0.13	<0.15
PCB 138	ng/g	<0.2	<0.2	<0.053	<0.13
PCB 153	ng/g	<0.2	<0.26	<0.061	<0.15
PCB 180	ng/g	<0.1	<0.14	<0.039	<0.092
<b>Celkové polychlórované bifenily - 6 kongenerov - nižšie</b>	<b>ng/g</b>	<b>12</b>	10	<b>18</b>	5.2
<b>Celkové polychlórované bifenily - 6 kongenerov - vyššie</b>	<b>ng/g</b>	<b>13</b>	11	<b>18</b>	5.7

Odhadovaný čas zotrvania stopových kovov, PCB a PCDD/F v kôre stromov je > 10 rokov. Takže znečistenie pozorované biomonitorovaním kôry stromov môže byť staršie ako 10 rokov. Základná koncentrácia PCB (súčet šiestich indikátorov PCB ( $\Sigma_6$  PCB) stanovená na kôre stromov vo vzdialenosti 1000 m od DCM je od **13** do **18 ng/g**, čo zodpovedá  $1,62 \times 10^{-3}$  ng toxického ekvivalentu (TEQ)  $g^{-1}$  pre PCB podobné dioxinom (dL-PCB). Maximálna limitná koncentrácia pre **PCB 6** je **10 ng/g** (Nariadenie Komisie 277/2012, Nariadenie Komisie (ES) č. 152/2009). Severovýchodná strana od DCM je pravdepodobne zasiahnutá emisiami zo spaľovne odpadu podľa analýz **PCB 6** v kôre stromov (Tab. 24), čo je aj v súlade s prúdením vetrov v skúmanom území. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

### 3.1.4.2 MACHY

Machy preukázali vyššie koncentrácie PAH v asimilačných orgánoch a tým schopnosť zachytávať znečistenie z ovzdušia.

Koncentrácie benzo(a)pyrénu vo vzorkách machu S5B/1000, Z15B/1000, J46B/500 (Tab. 25) sú vyššie ako maximálne hodnoty definované pre sušené bylinky a sušené koreňiny s výnimkou kardamónu a údenej papriky *Capsicum* spp. (Nariadenie Komisie (EÚ) 2023/915). Vzorky machu obsahovali koncentrácie benzo(a)pyrénu od 12 do 29 µg/kg, pričom maximálna limitná koncentrácia pre benzo(a)pyrén je 10 µg/kg. Pre súčet 4 PAH (benzo(a)pyrén, benz(a)antracén, benzo(b)fluorantén a chryzén) je maximálna limitná koncentrácia 50 µg/kg, táto hodnota vo vzorkách machu je nižšia vo vzorke S5B/1000, ako maximálna hodnota definovaná pre krmné suroviny rastlinného pôvodu (Nariadenie Komisie 277/2012, Nariadenie Komisie (EU) č. 152/2009), ale 4 PAH boli vyššie vo vzorkách Z15B/1000 s koncentráciou 86 µg/kg a J46B/500 s koncentráciou 55 µg/kg.

Tab. 25 Chemické analýzy organického znečistenia machu

Vzorky		S5B/1000	Z15B/1000	J46B/500
<b>Polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU)</b>				
	Jednotky			
Naftalén	µg/kg	320	580	380
Acenaftylén	µg/kg	18.0	29.0	21.0
Acenaftén	µg/kg	67.0	98.0	88.0
Fluorén	µg/kg	61.0	94.0	74.0
Fenantrén	µg/kg	91.0	130	110
Antracén	µg/kg	16.0	29.0	25.0
Fluorantén	µg/kg	66.0	69.0	88.0
Pyrén	µg/kg	45.0	70.0	65.0
Benzo(a)antracén	µg/kg	8.10	13.0	9.30
Chrysene	µg/kg	7.10	11.0	8.20
Benzo(b)fluoranthene	µg/kg	17.0	33.0	20.0
Benzo(k)fluorantén	µg/kg	10.0	20.0	14.0
<b>Benzo(a)pyrene</b>	<b>µg/kg</b>	<b>12.0</b>	<b>29.0</b>	<b>18.0</b>
Indeno(1,2,3-c,d)pyrén	µg/kg	13.0	26.0	15.0
Dibenzo(a,h)antracén	µg/kg	2.10	2.90	4.30
Benzo(g,h,i)perylén	µg/kg	23.0	36.0	29.0
Suma PAH 16 - dolná hranica	µg/kg	780	1300	960
Suma PAH 16 - horná hranica	µg/kg	780	1300	960
<b>PCDD a PCDF (dioxíny a furány)</b>				
2378-TCDD	pg/g	<0.31	<0.29	<0.22
12378-PeCDD	pg/g	<0.56	<0.4	<0.34
123478-HxCDD	pg/g	<1.2	<0.8	<0.72
123678-HxCDD	pg/g	<1	<0.59	<0.55
123789-HxCDD	pg/g	<1.1	<0.61	<0.57
1234678-HpCDD	pg/g	3.4	2.6	3.1
OCDD	pg/g	15	9.7	8.7
2378-TCDF	pg/g	<0.53	<0.49	<1.1
12378-PeCDF	pg/g	<0.43	<0.32	<0.69

23478-PeCDF	pg/g	<1.1	<0.77	<0.84
123478-HxCDF	pg/g	<0.67	<0.76	<1.3
123678-HxCDF	pg/g	<0.63	<0.55	<1.2
123789-HxCDF	pg/g	<0.8	<0.75	<1.6
234678-HxCDF	pg/g	<0.8	<0.69	<1.5
1234678-HpCDF	pg/g	<2	<2.3	<3.2
1234789-HpCDF	pg/g	<1.8	<0.99	<1.3
OCDF	pg/g	<1.4	<1.7	<1.8
<b>TEQ-Lowerbound</b>	pg/g	<b>0.039</b>	<b>0.029</b>	<b>0.034</b>
<b>TEQ-Upperbound</b>	pg/g	<b>2</b>	<b>1.5</b>	<b>1.8</b>
<b>PCB indikátorové HRMS</b>				
PCB 28	ng/g	<b>17.0</b>	<b>34.0</b>	<b>44.0</b>
PCB 52	ng/g	<b>8.10</b>	<b>19.0</b>	<b>21.0</b>
PCB 101	ng/g	<0.78	<0.94	<b>0.820</b>
PCB 138	ng/g	<0.26	<b>1.50</b>	<0.28
PCB 153	ng/g	<0.29	<b>1.40</b>	<0.33
PCB 180	ng/g	<0.12	<b>1.30</b>	<0.14
<b>Celkové polychlórované bifenyly - PCB6 kongenerov - nižšie</b>	ng/g	<b>25</b>	<b>58</b>	<b>66</b>
<b>Celkové polychlórované bifenyly – PCB 6 kongenerov - vyššie</b>	ng/g	<b>27</b>	<b>59</b>	<b>67</b>

Vo vzorkách machu **S5B/1000, Z15B/1000, J46B/500** sú koncentrácie **PCB6** od **27 do 67 ng/g**, čiže minimálne dvojnásobne až maximálne šesťnásobne prekračujú hodnoty definované pre krmné suroviny rastlinného pôvodu (**PCB 6** je **10 ng/g** - Nariadenie Komisie 277/2012, Nariadenie Komisie (ES) č. 152/2009).

Koncentrácie **WHO-PCDD/F-TEQ** sú dvojnásobne prekročené v analyzovaných koncentráciách **TEQ-Upperbound** od **1,5 do 2 pg/g**, pretože maximálna limitná koncentrácia **WHO-PCDD/F-TEQ** je **0,75 pg/g**. Najvyššie hodnoty toxických ekvivalentov **OCDD** boli od **8,7 do 15 pg/g** a **1234678-HpCDD** od **2,6 do 3,4 pg/g** vo vzorkách vzdialených 500 a 1000 m od spaľovne odpadu.

Juhozápadná strana od DCM je viac zasiahnutá **PCB6** pravdepodobne nielen emisiami zo spaľovne odpadu, ale aj automobilovou prepravou podľa analýz **PCB indikátorového HRMS** vo vzorkách machu (Tab. 25), než vo vzorkách kôry (Tab. 24). Severná strana od DCM je podľa analýz zasiahnutá viac emisiami zo spaľovne odpadu podľa **TEQ-Upperbound PCDD/F**.

Z organochlórovaných pesticídov nebol potvrdený hexachlórbenzén (HCB) ani v jednej vzorke machu vid'. výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

### 3.1.5 Vyhodnotenie chemických analýz pravdepodobného znečistenia živočíšnych potravín

Predchádzajúce kapitoly pojednávajú o prítomnosti dioxínov v kôrach a machu v blízkosti DCM na základe analýzy vzoriek životného prostredia, ako aj vzoriek pôd. Na lepšie pochopenie vplyvu DCM na prítomnosť **PCB** zlúčenín podobných dioxínom v blízkosti spaľovne je však potrebné komplexné posúdenie. Preto sme zhromaždili okrem vzoriek pôd životného prostredia a biomasy vo forme kôry a machu, taktiež živočíšne potraviny vo forme vajec a mlieka vyprodukované v blízkosti DCM na ďalšie chemické analýzy.

Cieľom tejto analýzy rizika bolo identifikovať a komplexne charakterizovať prítomnosť a prenos **PCDD/F** a **DL-PCB** v blízkosti DCM a porozumieť rizikám expozície pre obyvateľov v smere vetra v

porovnaní so všetkými svetovými stranami vzoriek životného prostredia a potravín z vybraných individuálnych domácností.

### 3.1.5.1 VAJCIA

Ako je uvedené v tabuľke 26, priemerné koncentrácie 17 dioxínových kongenéroov a 12 dioxínom podobných PCB (PCB dioxin-like HRMS) v rôznych matriciach sú zhrnuté podľa obcí Hostŕovce HV2 a Zádiel ZV1 mimo vetra a v smere častého severovýchodného prúdenia vetra.

Vzorka vajec z Hostŕoviec **HV2** obsahovala koncentrácie **PCB6, WHO-PCDD/F-PCB-TEQ a WHO-PCDD/F-TEQ nižšie**, ako maximálne limity definované pre vajcia a vaječné výrobky (Nariadenie komisie (EÚ) 2023/915). Maximálny limit pre **PCB 6** je **40 ng/g** tuku, pre **WHO-PCDD/F-PCB-TEQ** Upperbound je **5,0 pg/g** tuku, **WHO-PCDD/F-TEQ** Upperbound je **2,5 pg/g** tuku (Nariadenie komisie (EÚ) 2023/915).

Vzorka vajec zo Zádielu **ZV1** obsahovala koncentrácie **WHO-PCDD/F-TEQ** pod maximálnymi limitmi definovanými pre vajcia a vaječné výrobky hydiny (Nariadenie komisie (EÚ) 2023/915). Maximálny limit pre **WHO-PCDD/F-TEQ** Upperbound je **2,5 pg/g** tuku. Avšak, analyzované koncentrácie **PCB6** a **WHO-PCDD/F-PCB-TEQ** boli nad maximálnymi limitmi definovanými pre vajcia a vaječné výrobky hydiny, aj pri zohľadnení neistoty stanovení (Nariadenie komisie (EÚ) 2023/915).

Maximálny limit pre **WHO-PCDD/F-PCB-TEQ**, horná hranica je **5,0 pg/g** tuku. Zmeraná a následne vypočítaná hodnota **TEQ (dl-PCB)** – upper je **24 pg/g** tuku (označenie uvedené v prílohách ALS), čo je vlastne štvornásobne prekročený limit podľa WHO: **WHO-PCDD/F-PCB-TEQ**.

Maximálny limit pre **PCB 6** je **40 ng/g** tuku. Zmeraná hodnota sumy **PCB6** je trojnásobne prekročená s koncentráciou **120 ng/g**, ak horná hranica je mínus neistota 20% je to **96 ng/g** tuku.

Očakávané vyššie koncentrácie **PCDD/F** alebo **PCB dioxin-like HRMS**, uvedené v prílohách analýz ALS, sa vyskytli vo vzorkách vajec ZV1 z domácnosti v smere prúdenia vetra, čo poukazuje na možné účinky spalovne DCM na obec Zádiel na severnej strane. Približne 3 km severne od DCM sa nachádza obývaná lokalita Zádiel, ktorá je pravdepodobne ovplyvňovaná spaľovaním odpadu a emisiami prachu, aj keď v nízkych koncentráciách. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

**Tab. 26 Chemické analýzy organického znečistenia vajec**

Parameter	Jednotka	Koncentrácia v HV2	Koncentrácia v ZV1
Tuk	g/100 g	9.12	9.50
PCB dioxin-like HRMS			
<b>TEQ (dl-PCB) - upper</b>	pg/g tuku	<b>1.9</b>	<b>24</b>
<b>TEQ (dl-PCB) - lower</b>	pg/g tuku	<b>1.8</b>	<b>24</b>
PCB 77	pg/g tuku	<33	<9.5
PCB 81	pg/g tuku	<4.6	<120
PCB 189	pg/g tuku	49	<b>880</b>
PCB 169	pg/g tuku	<3	42
PCB 167	pg/g tuku	140	<b>1600</b>
PCB 157	pg/g tuku	34	370
PCB 156	pg/g tuku	230	<b>2900</b>
PCB 126	pg/g tuku	18	230
PCB 123	pg/g tuku	15	47

PCB 118	pg/g tuku	550	<b>3000</b>
PCB 114	pg/g tuku	<18	43
PCB 105	pg/g tuku	<110	370
PCB indikátorové HRMS			
<b>Celkové polychlórované bifenyly - PCB6 kongenerov - vyššie</b>	ng/g tuku	<b>10</b>	<b>120</b>
<b>Celkové polychlórované bifenyly - PCB6 kongenerov - nižšie</b>	ng/g tuku	<b>9</b>	<b>120</b>
PCB 52	ng/g tuku	<0.2	<0.27
PCB 28	ng/g tuku	<0.73	<1.1
PCB 180	ng/g tuku	3.2	52
PCB 153	ng/g tuku	3.4	37
PCB 138	ng/g tuku	2.4	31
PCB 101	ng/g tuku	<0.24	<0.79
PCDDs a PCDFs (dioxiny a furany)			
<b>TEQ-Upperbound</b>	pg/g tuku	<b>1.1</b>	<b>1.7</b>
<b>TEQ-Lowerbound</b>	pg/g tuku	<b>0.8</b>	<b>1.5</b>
OCDF	pg/g tuku	<0.35	<0.52
OCDD	pg/g tuku	3.4	3.7
2378-TCDF	pg/g tuku	0.86	2.9
2378-TCDD	pg/g tuku	<0.16	<0.12
23478-PeCDF	pg/g tuku	0.85	2.2
234678-HxCDF	pg/g tuku	<0.32	0.83
12378-PeCDF	pg/g tuku	0.49	1.2
12378-PeCDD	pg/g tuku	0.32	0.26
123789-HxCDF	pg/g tuku	<0.17	<0.077
123789-HxCDD	pg/g tuku	<0.27	<0.23
123678-HxCDF	pg/g tuku	0.52	0.66
123678-HxCDD	pg/g tuku	<0.26	0.42
123478-HxCDF	pg/g tuku	0.5	0.6
123478-HxCDD	pg/g tuku	<0.35	<0.28
1234789-HpCDF	pg/g tuku	<0.76	<0.19
1234678-HpCDF	pg/g tuku	<0.89	0.4
1234678-HpCDD	pg/g tuku	1.9	1.8

Možné zdroje dioxínov vedúce k ich prenosu z nosnice na vajcia sú početné. Je nepochybné, že dioxíny vstupujú do vajčeka po orálnom príjme sliepku a že sa hromadia vo vaječnom tuku.

Možné zdroje dioxínov na farmách s ekologickým chovom nosníc sú:

1. Obchodné ekologické krmivo;
2. Nekomerčné krmivá;
3. Pôda;
4. Rastliny;
5. Červy a hmyz.

Kijlstra (2004) vypočítal vplyv týchto zdrojov na hladiny dioxínov vo vajciach. Ukázalo sa, že najdôležitejším zdrojom je pôda. Potvrdzujú to mnohí ďalší výskumníci (Petreas a kol., 1996; Schuler a kol., 1997; Anonymus, 2000; Fiedler a kol. al., 2000). Kijlstra (2004) považuje červy a hmyz za druhý najdôležitejší zdroj.

Zdroje kontaminácie a odhadovaná konečná hodnota obsah dioxínov (pg TEQ na g tuku) organických vajec, za predpokladu prenosu 25 % príjmu dioxínov (Kijlstra, 2004):

Odhad zdroja:

Zdroj	Nízka	Vysoká
Bežné kŕmenie	0,05	1,25
Červy a hmyz	0,25	1,5
Byliny a tráva	0,25	0,5
Pôda	0,25	2,5
Spolu	0,80	5,75

Vo všeobecnosti sa nízke hladiny dioxínov nachádzajú v komerčných krmivách (Tlustos et al., 2004). Obilniny, strukoviny a ich vedľajšie produkty (ako extrahovaný šrot z olejnatých semien), obilné šroty a kukuričný lepok sú najčastejšími komerčnými krmivami.

Množstvo tuku v niektorých krmivách živočíšneho pôvodu a doplnkových látok sa líši podľa výrobku. V dôsledku toho sa obsah dioxínov v krmivách pohybuje medzi 12 a 232 pg TEQ na kg (Anonymus, 2000). Príjem 140 g komerčného krmiva a presun 25 % dioxínov na 6 g vaječného tuku vedie k obsahu vaječných dioxínov **0,07 až 1,35 pg TEQ** na g vaječného tuku. Keďže komerčné organické krmivo obsahuje zvyčajne ešte menej dioxínov než konvenčné krmivo (Kijlstra, 2004), je nepravdepodobné, že by tento zdroj prispel k zvýšeniu hladiny dioxínov vo vajciach.

Niektorí ekologickí farmári ponúkajú svojim krdľom okrem bežného krmiva aj nekomerčné krmivo. O obsahu dioxínov však nie je k dispozícii veľa informácií z týchto dodatočných informačných kanálov. Brandsma a kol. (2004) opísali vzťah medzi vysokou úrovňou dioxínov vo vajciach a kŕmením nekomerčnými krmivami. Nekomerčné krmivá možno zoskupiť do zeleniny, ovocia a obilnín. Výsledky nedávnych prieskumov poukazujú na relatívne nízky obsah dioxínov v obilninách, ovocí a zelenine, väčšinou pod limity stanovenia (okolo 0,05 – 0,1 pg TEQ na g produktu). Avšak mnohé krajiny, ktoré vyvážajú obilniny, ovocie a zeleninu do západných krajín, majú miernejšie predpisy týkajúce sa používania poľnohospodárskych chemikálií, čo možno vedie k väčšej kontaminácii dovážaných potravín, ako sa v súčasnosti predpokladá (Roeder a kol., 1998). Chlieb, ktorým sa niekedy kŕmia sliepky, obsahuje 0,0277 pg TEQ na g produktu (Smith a kol., 2002).

### 3.1.5.2 MLIEKO

Vzorky mlieka 1M a 2M z Turne nad Bodvou a Turnianskej Novej Vsi nevykazujú WHO-PCDD/F-TEQ, pretože všetky hodnoty sú pod detekčným limitom stanoviteľnosti (Tab. 27). Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 8.

**Tab. 27 Chemické analýzy organického znečistenia mlieka**

Vzorky mlieka	Jednotky	1M	2M
<b>PCDDs a PCDFs (dioxíny a furány)</b>			
<b>2378-TCDD</b>	pg/g tuku	<0.096	<0.05
<b>12378-PeCDD</b>	pg/g tuku	<0.14	<0.15
<b>123478-HxCDD</b>	pg/g tuku	<0.19	<0.18
<b>123678-HxCDD</b>	pg/g tuku	<0.18	<0.16
<b>123789-HxCDD</b>	pg/g tuku	<0.19	<0.16
<b>1234678-HpCDD</b>	pg/g tuku	<0.39	<2.8
<b>OCDD</b>	pg/g tuku	<5	<8.5
<b>2378-TCDF</b>	pg/g tuku	<0.083	<0.041
<b>12378-PeCDF</b>	pg/g tuku	<0.12	<0.13
<b>23478-PeCDF</b>	pg/g tuku	<0.13	<0.14
<b>123478-HxCDF</b>	pg/g tuku	<0.11	<0.14
<b>123678-HxCDF</b>	pg/g tuku	<0.1	<0.14
<b>123789-HxCDF</b>	pg/g tuku	<0.14	<0.14
<b>234678-HxCDF</b>	pg/g tuku	<0.15	<0.19
<b>1234678-HpCDF</b>	pg/g tuku	<0.2	<0.71
<b>1234789-HpCDF</b>	pg/g tuku	<0.13	<0.2
<b>OCDF</b>	pg/g tuku	<1.8	<1.4
<b>TEQ-Lowerbound</b>	pg/g tuku	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>TEQ-Upperbound</b>	pg/g tuku	<b>0,4</b>	<b>0,4</b>

## 3.2 Charakteristika znečisťujúcich látok

### 3.2.1 Účinky toxických prvkov

Prvky monitorované analýzou môžu mať rôzny pôvod a rôzny vplyv na environmentálne prostredie a zdravie obyvateľstva. Následný popis vybraných prvkov prevzatý zo zahraničnej literatúry, slúži na výsledné vyhodnotenie toxicity monitorovaných prvkov, ktoré je potrebné nie len monitorovať, ale aj eliminovať v životnom prostredí, pretože ohrozujú environmentálne prostredie a tým zdravie obyvateľstva.

**Arzén (As)** je prítomný v životnom prostredí v rôznych anorganických a organických formách: arzenit (As(III)), arzeničnan (As(V)), kyselina monometylarzónová (MMA), kyselina dimetylarsínová (DMA), trimetylarsínoxid (TMAO), arzenobetaín (AsB) atď. Toxicita, mobilita a rozpustnosť sa medzi druhmi líšia, napríklad anorganický As(III) je toxickejší ako As(V), a naopak, organický As je menej toxický. Vo všeobecnosti sú anorganické formy arzenu toxické a mobilné, zatiaľ čo arzenitan je považovaný za toxický a mobilný ako arzeničnan (Wang a Muligan, 2005). Toxické účinky arzenu sa začínajú v dávkach 30 až 50 mg; najnižšie smrteľné dávky sa udávajú okolo 60 - 80 mg a priemerné smrteľné dávky sa pohybujú v rozpätí 200 - 300 mg u dospelého človeka (Bencko a kol., 1995). Prudká otrava prebieha ako gastrointestinálny syndróm v dôsledku paralýzy kapilár, alebo po rýchlom vstrebaní sa poškodzenou sliznicou ako paralytický syndróm s rýchlym bezvedomím a obrnou.



Chronická toxicita As prebieha dlhodobo a prejavuje sa narušením výživy tkanív na základe cievnych a obehových porúch, zmenami na koži a slizniciach a neurologickými a hematologickými zmenami. Arzén má aj mutagénne a karcinogénne účinky. Znečistenie arzénom sa v súčasnosti považuje za celosvetový problém v 21 krajinách, kde dochádza ku kontaminácii arzénom vzduchu, vody a pôdy (Srivastava a kol., 2011). Pokiaľ ide o antropogénne zdroje, ťažba, tavenie kovov a spaľovanie fosílnych palív sú priemyselnými procesmi, ktoré prispievajú k kontaminácii arzénom vzduchu, vody a pôdy. Veľká časť arzénu v atmosfére pochádza z vysokoteplotných procesov, ako je energetika z uhlia rastlín a horiacej vegetácie, ale aj zo sopečnej činnosti. Dlhodobý príjem toxických iAs (anorganický arzén) vzduchom, vodou a potravinami spôsobuje arzeniózu. Vzduch je potenciálnym zdrojom expozície As v priemyselných oblastiach hlavne v dôsledku emisií s časticami vo vzduchu z tavenia rúd a spaľovania uhlia (Yong a kol., 1992). Prípustné expozičné limity pre As vo vzduchu, vode a potravinách sú odporúčané na úrovni 10 mg/m<sup>3</sup> (po dobu 8 hodín), 10 mg/l a 0,5 mg/kg. Odporúčaná dávka jedla (g za deň) PF (orálne podanie) pre arzén je 1,5 mg na kg za deň. Prípustné koncentrácie arzénu vo vzorkách vody sú 10 mg/l podľa smerníc Svetovej zdravotníckej organizácie a United States Environmental Protection Agency (USEPA) pre pitnú vodu. Okrem toho vodiace úrovne na ochranu vodných živočíchov a pitnej vody navrhované miestnymi orgánmi sú 15 mg/l resp. 10 mg/l. To znamená, že arzén môže spôsobiť nepriaznivé účinky nielen na ľudí, ale aj na rastliny a živočíchy žijúce vo vodnom prostredí (WHO, 2011).

**Kadmium (Cd)** sa prirodzene nachádza v zemskej kôre, a jeho pozadie sa udáva rôzne, napríklad od priemernej hodnoty 0,13 po priemernú hodnotu 0,20 mg/kg (Šejbl, 1990). Kadmium (Cd) je jedným z najtoxickjších a najmobilnejších prvkov v životnom prostredí (Nies, 1999, 2003). Môže nahradiť vápnik v mineráloch vďaka svojmu podobnému iónovému polomeru, rovnakému náboju a podobnému chemickému správaniu. Preto sa Cd môže dostať do ľudského tela a hromadiť sa na vysokej úrovni vo viacerých orgánoch (Hajeb a kol., 2014; Pan a kol., 2010). Na rozdiel od iných toxických prvkov, ako je ortuť (Hg) a arzén (As), Cd sa dostáva do ľudskej stravy hlavne suchozemskými cestami, napríklad cez zeleninu. V oblastiach s antropogénnym aj geogénnym zvýšeným obsahom Cd v pôde a podzemnej vode dochádza k bioakumulácii Cd v ryži, čo vedie k zvýšenému dennému príjmu Cd v Číne, Kórei a na Jamajke (Liu a kol., 2017). Chronická otrava Cd, nazývaná choroba itai-itai, bola prvýkrát objavená v Japonsku začiatkom 20. storočia a spôsobuje renálnu tubulárnu dysfunkciu, osteomaláciu a osteoporózu v dôsledku konkurencie s vápnikom a ďalšími živinami (Khan a kol., 2017). Expozícia kadmia je tiež spojená s poruchami metabolizmu glukózy, rakovinou prsníka a pľúc, mozgovým infarktom a srdcovým zlyhaním (Khan a kol., 2017). Podľa EU (2007) je tolerovateľný mesačný príjem Cd 25 µg/kg telesnej hmotnosti z dôvodu jeho dlhého biologického polčasu u ľudí vo veku od 10 do 35 rokov. K absorpcii kadmia dochádza požitím a inhaláciou, a predĺžená expozícia môže viesť k rôznym typom rakoviny (Pan a kol., 2010). Kadmium je preto uvedené ako prioritná nebezpečná látka v európskych vodách v rámci smernice, ktorá vyžaduje, aby plány riadenia zastavili uvoľňovanie Cd do životného prostredia (EU, 2007). Okrem európskej rámcovej smernice o vode vyžaduje Európska smernica o podzemných vodách od členských štátov EÚ stanoviť prahovú hodnotu Cd v podzemnej vode (EU, 2007). Každý členský štát vyvinul svoje vlastné postupy na určenie prahovej hodnoty, a hodnoty sa pohybujú od 0,08 do 27 µg/l; osem členských štátov EÚ nemá stanovenú prahovú hodnotu pre Cd z dôvodu chýbajúcich hodnotení rizík (EU, 2007). Smerná hodnota pre Cd v pitnej vode je stanovená na 3 µg/l (WHO, 2011). Agentúra na ochranu životného prostredia stanovila maximálnu úroveň kontaminácie pre Cd na 5 µg/l, čo je rovnaké v Európskej únii (UNEP, 2010). Environmentálny štandard kvality pre Cd v podzemnej vode je 0,5 µg/l Dánsko a 10 µg/l v Japonsku (UNEP, 2010).

**Antimón (Sb)** je pre rastliny, zvieratá a ľudí nepodstatný prvok. So zvýšenými antropogénnymi vstupmi z ťažobných a priemyselných činností, spracovania rúd, emisií z vozidiel sa zvýšené hladiny Sb v životnom prostredí stali čoraz väčším problémom. Napriek jeho nepodstatnosti môžu niektoré rastliny absorbovať a akumulovať Sb vo svojich orgánoch v relatívne vysokých koncentráciách. Pri zvýšenej koncentrácii v jedlých častiach rastlín alebo liečivých bylinách môže predstavovať zdravotné riziko pre ľudí a hospodárske zvieratá. Hoci väčšina Sb je uložená v koreňových tkanivách, menšie množstvo tohto toxického prvku sa môže preniesť do výhonkov v závislosti od druhu rastliny, kde má rôzne škodlivé účinky. Inhibícia fotosyntézy, modifikovaná anatómia koreňov a listov, aktivácia rastlinného antioxidantného systému alebo narušenie rastlinného membránového systému sú niektoré z negatívnych účinkov Sb na rast a vývoj rastlín. Výskum antimónu bol v posledných desaťročiach do značnej miery zanedbávaný, pokiaľ ide o životné prostredie pre jeho nerozpustnosť (Filella a kol., 2003), no v poslednej dobe si získal pozornosť pre svoj vplyv na životné prostredie (Bolan a kol., 2021). Antimón je podľa USEPA a EÚ uvedený ako potenciálny karcinogén (Grob a kol., 2018) a prioritná znečisťujúca látka.

**Cín (Sn)** sa prirodzene vyskytuje v zemskej kôre s koncentráciou približne 2–3 ppm (Budavari, 2001). Zlúčeniny cínu sa nachádzajú v rôznych prostrediach v anorganických aj organických formách. Cín môže existovať v dvojmocných ( $\text{Sn}^{2+}$ ) alebo štvormocných ( $\text{Sn}^{4+}$ ) kationových iónoch. Kationy sú vo všeobecnosti do určitej miery adsorbované pôdami, čo znižuje ich pohyblivosť. Cín je považovaný za relatívne nehybný v prostredí (WHO, 1990). Organické zlúčeniny cínu sú len málo rozpustné vo vode a je pravdepodobné, že sú viazané v pôde a sedimentoch. Cín sa môže uvoľňovať do pôdy pri používaní organocínových pesticídov a skládkovaní odpadov obsahujúcich cín, vrátane použitých plechoviek a plastov obsahujúcich organocín (WHO, 1990). Koncentrácie cínu v pôde sa môžu pohybovať od 2 do 200 mg/kg, ale v oblastiach s vysokým obsahom cínu sa môžu vyskytnúť koncentrácie okolo 1 000 mg/kg (WHO, 1990). K expozícii človeka cínu môže dôjsť vdychnutím, požitím alebo dermálnym kontaktom. Avšak, vystavenie všeobecnej populácie sa vyskytuje predovšetkým požitím potravy (WHO, 1990). Zatiaľ čo nové techniky konzervovania v priebehu rokov znížili množstvo kontaminácie potravín cínom, kovové plechovky sú stále hlavným zdrojom cínu v strave (WHO, 1990). Chlorid cínatý sa používa ako potravinové aditívum a má schválenie US FDA Generally Regarded As Safe (GRAS). Dočasný maximálny tolerovateľný denný príjem 2 mg cínu na kg telesnej hmotnosti je povolený limit, ale pri 200 ppm alebo viac cínu v potravinách a nápojoch môže mať akútne toxické účinky, vrátane kŕčov v bruchu, nevoľnosti a/alebo hnačky.

**Bárium (Ba)** patrí medzi minoritné prvky v pôde s priemerným obsahom 500 mg/kg v zemskej kôre (Čurlík, Jurkovič, 2012). Koncentrácia bária vo vodách a studniach závisí od obsahu vylúhovateľného bária v horninách. Vo všeobecnosti sa bárium nehromadí v bežných rastlinách vo vysokom množstve, aby bolo toxické pre zvieratá. Bolo však navrhnuté, že veľké množstvo bária (až 1260 mg/kg) nahromadené v strukovinách, lucerne a sójových bôboch by mohlo spôsobiť problémy u domáceho dobytku. Zistilo sa, že dávky bária 0,2 - 0,5 mg/kg telesnej hmotnosti, vo všeobecnosti vyplývajúce z požitia chloridu alebo uhličitanu bárnateho, vedú k toxickým účinkom u dospelých ľudí. Klinické príznaky otravy báriom zahŕňajú akútnu gastroenteritídu, stratu hlbokých reflexov s nástupom svalovej paralýzy a progresívnu svalovú paralýzu. Neexistuje žiadny dôkaz, že bárium je karcinogénne. Bárium v koncentráciách bežne vyskytujúcich sa v našom prostredí nepredstavuje žiadne významné riziko pre bežnú populáciu (WHO, 1990).

**Molybdén (Mo)** je nevyhnutným stopovým prvkom pre zdravie ľudí, zvierat a rastlín, avšak vo vyšších koncentráciách môže predstavovať potenciálne toxický kontaminant pre pôdy a vodonosné vrstvy s ohrozením životného prostredia a ľudského zdravia. V pôdach molybdén existuje v

nasledujúcich formách: fixovaný v kryštálovej mriežke primárnych a sekundárnych minerálov (nemobilný), adsorbovaný organickou hmotou alebo zložkami pôdy ako anión, vymeniteľný a rozpustný vo vode. Posledné dve formy sú mobilné a sú ľahko biologicky dostupné pre rastliny. Molybdén sa využíva ako inhibítor korózie alebo ako vysokotlakové mazivo, prísada do pigmentov, farbív, plastov a gumených dielov, priemyselných prevodových olejov a mazív, katalyzátor a ako komponent pri výrobe volfrámu, pigmentov a keramiky. Taktiež sa široko používa v rozličných priemyselných výrobkoch, napríklad v elektrónkach, vákuových trubičkách, tepelne odolných materiáloch a vysokopevnostných oceľových zliatinách (Xiong a kol., 2011). Molybdénové chemikálie sa bežne používajú ako hnojivá v poľnohospodárstve pri jeho nedostatku v plodinách (WHO, 2011). Vo všeobecnosti sa koncentrácie 0,5–5 mg/kg Mo považujú za normálne a sú v súlade s relatívnym množstvom Mo v zemskej kôre (1,0–2,3 mg/kg). Nedávne hodnotenia však zahŕňajú širšiu škálu pôd a naznačujú, že nekontaminované pôdy majú zvyčajne koncentrácie Mo <10 mg/kg (Smedley a Kinniburgh, 2017).

**Meď (Cu)** sa používa na výrobu elektroinštalácií, potrubí, ventilov, armatúr, mincí, kuchynských náčiní a stavebných materiálov. Taktiež je prítomná v munícii, zliatinách (mosadz, bronz) a povlakoch. Zlúčeniny medi sa používajú ako fungicídy, algicídy, insekticídy a prostriedky na ochranu dreva alebo na galvanické pokovovanie, výrobu azofarbív, pri rafinácii ropy a v pyrotechnike (Landner a Lindstrom, 1999; ATSDR, 2002). Pentahydrát síranu meďnatého sa niekedy pridáva do povrchovej vody na kontrolu rias (NSF, 2000). Povrchovou oxidáciou medi vzniká oxid alebo hydroxid meďnatý. Vo väčšine prípadov sa ión medi (I) následne oxiduje na ión medi (II). Avšak amónne a meďnaté komplexy chloridu meďnatého, keď sa vytvoria, sú stabilné v vodnom roztoku. Ión Cu (II) je hlavnou formou vo vode až do pH 6; pri pH 6–9,3 prevláda hydratovaný  $\text{CuCO}_3$ ; a pri pH 9,3–10,7 prevláda hydratovaný  $[\text{Cu}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$  ión (Stumm a Morgan, 1996). Voľné ióny medi sú chelátované humínovými kyselinami a polyvalentnými organickými aniónmi (Landner a Lindstrom, 1999). Meď je prítomná v atmosfére z veterného rozptylu geologických častíc minerálov a tuhých častíc z emisií dymových komínov. Spoločne tieto zdroje predstavujú len 0,4 % medi uvoľnenej do životného prostredia (Barceloux, 1999). Množstvo starších štúdií skúmalo karcinogenitu rôznych zlúčenín medi u laboratórnych zvierat, ale podľa súčasnej metodológie všetky obsahujú nedostatočné štandardy (US NRC, 2000). Dostupné údaje neposkytujú žiadny náznak, že meď alebo jej soli sú karcinogénne u zvierat, ktoré majú normálnu homeostázu medi. US EPA (1991) klasifikuje meď ako skupinu D, nie klasifikovanú z hľadiska ľudskej karcinogenity. Pri koncentráciách medi nad 1 mg/l dochádza k zafarbeniu bielizne a sanitárnej keramiky. Pri hladinách nad 2,5 mg/l dodáva meď vode nežiaducu horkú chuť; pri vyšších hladinách je ovplyvnená aj farba vody.

**Zinok (Zn)** je za rizikový prvok považovaný len pri vysokých hodnotách jeho koncentrácie v pôde (Kobza, 2003). Vyskytuje sa hlavne vo forme sfaleritu ( $\text{ZnS}$ ) spolu s galenitom ( $\text{PbZnS}$ ), zriedkavo vo forme zinkitu ( $\text{ZnO}$ ) alebo mithonitu ( $\text{ZnCO}_3$ ) a v silikátoch môže substituovať železo a horčík. Biodostupné sú iba tie frakcie zinku, ktoré sú alebo môžu byť rozpustné. Pohyblivosť zinku v pôdach ovplyvňuje pH, zrnitosť, obsah organickej hmoty, väzba s oxidmi a hydroxidmi, obsah minerálnych solí (Ďurža, 2002). K antropogénnym zdrojom zinku, kontaminujúcim pôdu, patria predovšetkým emisie z priemyslu a aplikácie kalov a agrochemikálií na pôdu. V kaloch sa zinok nachádza prevažne vo forme rozpustných organických komplexov a pri ich aplikácii je preto ľahko prístupný pre rastliny. Vstupy zinku do pôdy z antropogénnych zdrojov v jednotlivých krajinách sa pohybujú v rozmedzí: atmosférickou depozíciou 44 %, aplikáciou hnojív a agrochemikálií na pôdu 15–45 % všetkých vstupov (Alloway a Beneš, 1994, Wilcke a Dohler, 1995, Makovníková, 2005). Zinok patrí k esenciálnym prvkom, určitá koncentrácia je pre človeka nevyhnutná. Je súčasťou enzýmov alebo ho enzýmy potrebujú k

svojej funkcii. Dôležitú funkciu zohráva v metabolizme bielkovín a nukleových kyselín. Nedostatok zinku môže u človeka spôsobiť neuropsychické poruchy, dermatitídy, zníženie funkcie imunitného systému. Vysoké koncentrácie zinku majú negatívny účinok na gastrointestinálny a respiračný systém (Makovníková, 2000, Kafka a Punčochárová, 2002).

**Nikel (Ni)** je potenciálne toxický prvok, ktorý kontaminuje pôdu a vodu, ohrozuje potravinovú a vodnú bezpečnosť. Nikel má štyri oxidačné stavy (+1, +2, +3 a +4), pričom jeho hlavný oxidačný stav je +2. Ni(II) je ľahko dostupný a toxickjší v kationovej forme (Albanese a kol., 2015; Parades-Aguilar a kol., 2021). Nikel sa vo veľkej miere uvoľňuje do pôdy a vodných systémov z rôznych antropogénnych a prírodných zdrojov. Vo všeobecnosti sú hladiny Ni 5–40 ng/m<sup>3</sup> vo vzduchu, 3–1 000 mg/kg v poľnohospodárskych pôdach a menej ako 2 µg/l v sladkej vode a oceánoch (WHO, 2000). Prítomnosť nadmerného množstva Ni nad povolený limit v pôde (35 mg/kg) a vode (0,02 mg/l) spôsobuje toxicitu pre všetky živé organizmy (Antoniadis a kol., 2017; Hussain a kol., 2017). Vysoká miera príjmu Ni môže spôsobiť vážne poškodenie ľudského zdravia, napríklad alergie, rakovinu a zníženú funkciu pľúc (Zambelli a kol., 2016). Preto vysoké koncentrácie Ni v pitnej vode a pôde alebo vstup Ni do potravinového reťazca prostredníctvom vychytávania rastlinami predstavujú významnú hrozbu pre zdravie ľudí a zvierat a ohrozujú ekologickú udržateľnosť globálneho systému (Rinklebe et al., 2019). Prach z cementárskeho a kovospracujúceho priemyslu a popolček z fosílnych palív pri spaľovaní sú zdroje Ni v rozsahu 91–1200 mg/kg v pôde (Poznanović Spahić a kol., 2019). Mnohé priemyselné činnosti, ako napríklad výroba austenitickej nehrdzavejúcej ocele, chemikálie a batérie, ako aj výfukové plyny z automobilov a rafinérie, sú zdrojom Ni (Albanese a kol., 2015; Hernandez-Quiroz a kol., 2012). V poľnohospodárskych pôdach môže Ni pochádzať z fosílného spaľovania paliva, ťažobných alebo taviacich prevádzok, ako aj aplikácie materiálov obsahujúcich Ni, ako sú insekticídy, fungicídy, herbicídy a hnojivá (Khan a kol., 2017; Palansooriya a kol., 2020).

**Vanád (V)** v pôde a vo vodách môže taktiež pochádzať z antropogénnych emisií, najmä zo spaľovania fosílnych palív (Pacyna a Pacyna, 2001), čím môže zvyšovať miestne koncentrácie v pôde. Vstupy vanádu do pôd súvisia aj s ľudskou činnosťou pri úprave pôdy a používaním cestných materiálov získaných z oceľovej trosky (Shen a Forssberg, 2003). Švédske vysokopecné trosky majú prirodzene vysoký obsah vanádu, ktorý môže dosahovať koncentrácie nad 500 mg kg<sup>-1</sup> (Nehrenheim a Gustafsson, 2008). To je 10-krát vyššie, ako sa uvádza napr. vysokopecné trosky v USA (Proctor a kol., 2000). Údaje o vylúhovaní vanádu z vysokopecných trosiek sú vzácne. Dva dôležité faktory, ktoré riadia vylúhovanie z rôznych trosiek, sú pH a redoxné podmienky (Fällman & Hartlén, 1994). Je však potrebné poznamenať, že lúhovacie testy vykonávané v laboratóriu nemusia primerane reprezentovať podmienky vylúhovania v teréne (Chaurand a kol., 2007; Fällman a Hartlén, 1994). Mnohé správy však preukázali toxický a karcinogénny účinok V pri vyšších koncentráciách. Bolo pozorované, že prítomnosť V v nízkych koncentráciách v pôde môže zintenzívniť spotrebu draslíka, asimiláciu dusíka a syntézu chlorofylu (Mandiwana a Panichev 2009). Napriek tomu, ako naznačujú dostupné údaje, nepriaznivé účinky kontaminácie pôdy V možno pozorovať na niekoľkých úrovniach. Po prvé, vedie k zníženiu kvality pôdy (Dong a kol., 2021), čo priamo ovplyvňuje rast a vývoj rastlín. Po druhé, pozorujú sa aj negatívne účinky pôdy V na človeka. Po absorpcii koreňmi rastlín sa rozpustné formy V dostávajú do ľudského organizmu prostredníctvom potravinového reťazca (Kaplan a kol., 1990).

**Chróm (Cr)** je 7. najrozšírenejší chemický prvok v zemskej kôre. Cr sa uvoľňuje do pôdy prostredníctvom geologických procesov a antropogénnych aktivít ako závažný environmentálny kontaminant (Coetzee et al., 2018). Hoci Cr(III) je pre ľudí základným prvkom a spája sa s metabolizmom uhľohydrátov, lipidov a bielkovín (Danish a kol., 2019), obavy o zdravie verejnosti sa zameriavajú na toxicitu Cr(VI) (Zhao a kol., 2020). Cr má negatívne účinky na ľudské orgány (napr. kožu,

pľúca, obličky a pečeň). Cr(VI), ktorý je z hľadiska svojho toxikologického profilu hodnotený ako 100-krát toxickejší ako Cr(III), je klasifikovaný ako karcinogén č. 1 pri vdýchnutí u ľudí (EFSA - European Food Safety Authority). Expozícia človeka Cr však pochádza hlavne zo systémov pôdnych plodín, pretože Cr sa ľahko integruje do potravinového reťazca (Nriagu a Nieboer, 1988). Berúc do úvahy tieto potenciálne riziká pre ľudí a rastliny, kontaminácia Cr v pôde pritiahla celosvetovú pozornosť (Hernandez a kol., 2019). Preto je dôležité podrobné pochopenie biogeochemického správania Cr a lepšie monitorovanie životného prostredia na posúdenie potenciálneho rizika Cr pre ekosystémy, najmä systémy pôda-rastlina. Nadmerné množstvo Cr v pôde, najmä Cr(VI), môže inhibovať rast rastlín a dokonca vážne ohroziť pôdny ekosystém (Nriagu a Nieboer, 1988). Hoci sa predpokladá, že Cr je schopný podporovať rast niektorých rastlín pri nižších koncentráciách (< 10 mg/l), pri vyšších koncentráciách je extrémne toxický a môže inhibovať fotosyntézu, spúšťať peroxidáciu lipidov a produkciu ROS v rastlinách, čo môže viesť k značnému poškodeniu alebo dokonca smrti (Adhikari a kol., 2020). Cr(VI) nielenže ľahko prijímaný rastlinami a ovplyvňuje úrodu a kvalitu plodín, ale má aj škodlivé účinky na ľudí a zvieratá v dôsledku svojej karcinogenity, mutagenity a genotoxicity (Hernandez a kol., 2019; Zhao a kol., 2020). Preto je nevyhnutná sanácia pôdy kontaminovanej Cr(VI). Vdychovaný chróm vyvoláva nádorové bujnenie v pľúcach. V prírode sú zlúčeniny chrómu nefrotoxické a karcinogénne.

**Olovo (Pb)** sa po resorpcii dostáva krvou do tkanív. V krvi sa viaže na bielkoviny. Najväčšie zásoby olova v tele sú v kostiach a mozgu. Olovo sa z tela vylučuje dlhodobo, zlúčeniny olova majú mutagénne účinky. Olovo má negatívne účinky na srdcovo-cievny systém, reprodukciu, imunitný systém a tráviaci trakt. Karcinogénne účinky zatiaľ nie sú potvrdené ale ani vyvrátené. Vysoké koncentrácie spôsobujú slabosť v prstoch, zápästí alebo členkoch, stratu pamäti, chudokrvnosť a poruchy v krvnom obeh. Nezvratné poškodenie sa prejavuje symptómami akými sú: poruchy krvi, u detí dochádza k vzniku mentálnej retardácie, až k úmrtiu. Od 40. rokov 19. storočia bolo veľké množstvo obyvateľov USA vystavených veľkým množstvám olova z automobilových výfukových plynov. Táto expozícia znížila IQ body viac ako 170 miliónom súčasných obyvateľov (<https://sk.wikipedia.org/wiki/Olovo>).

V našom monitoringu boli chemicky analyzované nielen uvedené prvky, ale široká škála prvkov, aby sme dôsledne realizovali monitoring a zaznamenali možnú prítomnosť toxických prvkov, hlavne kadmia, chrómu, niklu, molybdénu, zinku, arzenu, cínu, stroncia, olova a antimónu.

### 3.2.2 Účinky organického znečistenia

Organické znečisťujúce látky sa viac ako kovy vyznačujú širokou škálou chemických vlastností, a s tým súvisiacimi rizikami pre ľudí a iné organizmy. Organické znečistenie má genotoxické, mutagénne a karcinogénne účinky, pričom okysličené PAU (oxy-PAU) sú kritickou triedou polárnych PAU spojených s karcinogénnymi účinkami bez enzymatickej aktivity. Podobne aj niektoré nitrované PAU (N-PAU) sú pravdepodobné ľudské karcinogény podľa klasifikácie Medzinárodnej agentúry pre výskum rakoviny (IARC). Ukázalo sa, že heterocyklické PAU (polárne PAU obsahujúce atómy dusíka, síry a kyslíka v aromatických kruhoch) sú silnými endokrinnými disruptormi, predovšetkým prostredníctvom ich estrogénnych aktivít. Napriek vysokej toxicite a zvýšenej environmentálnej mobilite mnohých polárnych PAU priťahujú len malú pozornosť pri hodnotení rizika kontaminovaných lokalít. To môže viesť k podhodnoteniu potenciálnych rizík a koncových bodov sanácie. Pokles pľúcnych funkcií, rozvoj rakoviny, skorý nástup prirodzenej menopauzy a výskyt cukrovky sú zdravotné anomálie, o ktorých sa v literatúre uvádza, že sú spojené s expozíciou PAU. Podarilo sa ukázať na základe zahraničných

článkov, že väčšina polárnych PAU je relatívne mobilnejšia a môže predstavovať väčšie riziko pre ľudí a iné živé organizmy. Toto by malo mať pozitívny vplyv na súčasné hodnotenie a znižovanie rizika znečisťovania životného prostredia. Polárne PAU významne prispievajú k rizikám, ktoré predstavujú kontaminované lokality, a mali by byť zahrnuté do monitorovacích programov alebo do súčasného hodnotenia environmentálnych rizík (Idowua a kol., 2019).

Vďaka rýchlemu rozvoju a dostupnosti chromatografických metód najmä v posledných rokoch, možno identifikovať a kvantifikovať tieto zlúčeniny v rôznych matriciach. V súčasnosti sa sledujú profily PAU v antropogénnych emisných zdrojoch a v jednotlivých zložkách životného prostredia.

Environmental Protection Agency (EPA) uvádza zoznam látok s toxickými, mutagénnymi a karcinogénnymi účinkami a prioritné znečisťujúce látky, ktorých prítomnosť je potrebné monitorovať. Podrobné registre a širokú databázu poznatkov o jednotlivých substanciiach vedie International Agency for Research on Cancer (IARC). EPA navrhla štandardne stanovovať 16 rizikových PAU, ktoré najviac kontaminujú pôdu: naftalén, acetonaftalén, acenaftén, fluorén, fenantrén, antracén, fluorantén, pyrén, benzo(a)antracén, chryzén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, benzo(a)pyrén, dibenzo(a,h)antracén, benzo(g,h,i)perylén a indeno(1,2,3-c,d)pyrén.

Polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU) patria k sledovanej skupine organických znečisťujúcich látok pre ich výrazne rizikové vlastnosti. Porušenie rovnováhy medzi produkciou a degradáciou spôsobuje zvyšovanie hladiny PAU v jednotlivých zložkách životného prostredia. Cieľom je získať poznatky o osude týchto látok v ekosystémoch pôd, sedimentov a biomasy z atmosféry.

**Acenaftén** je prítomný v uhoľnom dechte. **Acenaftylén** je súčasťou insekticídov, fungicídov, sprevádza výrobu plastov. **Antracén** je prítomný v čiernouhoľnom dechte, vzniká spaľovaním fosilných palív. Je biodegradovateľný. **Benzo(a)antracén**, ak sa uvoľní do životného prostredia, bude súčasťou depozície, ktorá nakoniec prechádza do pôdy. V reakcii s hydroxylovými radikálmi sa môže rozložiť pod vplyvom slnečného žiarenia, a stane sa prchavým. **Benzo(g,h,i)perylén** sa vyskytuje v surovej rope a uhoľnom dechte. Je produktom nedokonalého spaľovania a nachádza sa v tabakovom dyme, výfukových plynov automobilov, priemyselných emisiách, grilovaných mäsových výrobkoch a jedlých olejoch. V atmosfére sa adsorbuje na častice a ukladá sa do pôdy a vody. Zlúčenina kumuluje v organizmoch a životnom prostredí a existuje podozrenie, že je mutagénna a karcinogénna. **Fluorantén** sa vyskytuje v uhoľnom dechte, v produktoch horenia, spolu s ďalšími PAU. Akútna a chronická toxicita fluoranténu bola stanovená pre rôznorodú skupinu sladkovodných a morských druhov v štandardných laboratórnych podmienkach testom fluorescenčného svetla a ultrafialového svetla, pričom UV svetlo zvýšilo jeho akútnu toxicitu o jeden až tri rády. V roku 2019 bol zaradený do zoznamu kandidátskych látok vzbudzujúcich veľmi veľké obavy pre svoje perzistentné, bioakumulatívne a toxické vlastnosti. **Fluorantén** je súčasťou farbív, liečiv a izolačných olejov a možno ho bežne nájsť v potravinách vrátane grilovaných hamburgerov, ovocia, zeleniny, obilnín, masla, olejov, tukov a morských plodov. **Fluorén** je prítomný v uhoľnom dechte. **Chryzén** sa predpokladá, že je ľudský karcinogén. Je súčasťou tabakového dymu. Niektoré dôkazy naznačujú, že spôsobuje rakovinu u laboratórnych zvierat, často je kontaminovaný silnejšími karcinogénnymi zlúčeninami. Odhaduje sa, že chryzén dosahuje asi 1 % toxicity benzo(a)pyrénu. **Naftalén** je horľavá, toxická látka so slabou narkotickým účinkom, získava sa z čiernouhoľného dechtu. Sublimuje už pri izbovej teplote. Insekticíd a repelent s možným karcinogénnym účinkom. **Dibenzo(a,c) antracén** je súčasť dymu a olejov. Je stabilný a vysoko mutagénny, v bakteriálnych bunkách, aj u cicavcov vyvoláva zmeny DNA. **Indeno[1,2,3-cd]pyrén** je produktom spaľovania uhlia, ropy, plynu, dreva, domáceho odpadu a tabaku, s miernou karcinogénnou aktivitou. **Benzo(b)fluorén** je minoritnou časťou PAU, pôvodom z nedokonalého spaľovania

organických látok. Podľa IARC nie je klasifikovaný ako karcinogénna látka. **Benzo(g,h,i)fluorant** pochádza z nedokonalého spaľovania, súčasť dymu, aj cigaretového (EEA report, 2022).

Mnohé zlúčeniny tejto triedy vznikajú pri spaľovaní uhlia, ropy, plynu, dreva, domáceho odpadu a tabaku a môžu sa viazať alebo vytvárať malé častice vo vzduchu. Je známe, že zlúčeniny majú toxické, mutagénne a karcinogénne vlastnosti.

Dioxíny sa nazývajú persistentné organické znečisťujúce látky (POPs), čo znamená, že im trvá veľmi dlho, kým sa v prostredí rozložia. Dioxíny sú vysoko toxické a môžu spôsobovať rakovinu, problémy s reprodukciou a vývojom, poškodenie imunitného systému a môžu narúšať hormóny. Dioxíny sa nachádzajú po celom svete v prostredí a akumulujú sa v potravinových reťazcoch, pričom sa koncentrujú hlavne v tukovom tkanive zvierat. Viac než 90 % typickej ľudskej expozície sa podľa odhadov EPA uskutočňuje prostredníctvom prijímania živočíšnych tukov, hlavne mäsa, mliečnych výrobkov, vajec, rýb a mäkkýšov (<https://www.epa.gov/dioxin/learn-about-dioxin>).

Dioxíny označujú skupinu toxických chemických zlúčenín, ktoré zdieľajú určité chemické štruktúry a biologické charakteristiky. Existuje niekoľko stoviek týchto chemikálií, ktoré patria do troch úzko súvisiacich rodín:

- Polychlórované dibenzo-p-dioxíny (PCDD)
- Polychlórované dibenzofurány (PCDF)
- Určité polychlórované bifenyly (PCB)

Hoci existujú stovky PCDD, PCDF a PCB, iba niektoré sú toxické, a to tie s chlóróvými atómami v špecifických pozíciách. Počítať okolo uhlíkových kruhov, tie s chlóróm v pozíciách 2, 3, 7 a 8 sú toxické. Dioxínové PCB majú oba bifenylové kruhy v rovnakej rovine (plochý vzhľad), čo im umožňuje pôsobiť ako dioxíny v tele (<https://www.epa.gov/dioxin/learn-about-dioxin>).

Najštudovanejší a najtoxickéjší zo všetkých dioxínov je 2,3,7,8-tetrachlórdibenzo-p-dioxín. V roku 2012 vydala EPA aktualizované hodnotenie IRIS pre túto chemikáliu.

Polychlórované dibenzo-p-dioxíny a polychlórované dibenzofurány (PCDD/F) sú vedľajšie produkty, ktoré sa vo všeobecnosti získavajú z priemyselnej výroby a procesov neúplného spaľovania a sú obzvlášť znepokojujúce z dôvodu ich imunotoxicity, reprodukčnej a vývojovej toxicity a endokrinné narušenie, ako aj karcinogenity voči ľuďom (US EPA, 2004, WHO, 1998). Spaľovanie tuhého komunálneho odpadu (MSWI) sa široko používa ako hlavné spracovanie likvidácie tuhého komunálneho odpadu na celom svete (Demirarslan a kol., 2016). Hoci sa široko používa pokročilá technológia s vysokou teplotou, čím sa výrazne znížili emisie PCDD/F z MSWI, MSWI je stále jedným z dôležitých zdrojov emisií PCDD/F v dôsledku rýchleho rastu produkcie tuhého odpadu (Dopico a Gomez, 2015, Wang et al. , 2016).

Štrukturálne analógy polychlórované dibenzo-p-dioxíny/dibenzofurány (PCDD/F) a dioxínom podobné polychlórované bifenyly (DL-PCB) sú dve skupiny perzistentných organických polutantov (POP), ktoré sa vyznačujú poloprchavosťou, nízkou rozpustnosťou, vysokou lipofilitou a perzistenciou. (WHO, 2003). PCDD/F a DL-PCB sú hlavne nebezpečné vedľajšie produkty spaľovania komunálneho odpadu, kovopriemyslu, požiarov v lesoch a regulovaného/nekontrolovaného spaľovania (Tame a kol., 2007). Najmä s rastúcou hustotou obyvateľstva v dôsledku urbanizácie sú spaľovne tuhého komunálneho odpadu (MSWI) najvýznamnejšími zdrojmi emisií PCDD/F a DL-PCB (Ajay a kol., 2022; Li a kol., 2021), čo môže mať vplyv na ľudské zdravie (Ji a kol., 2022; Wang a kol., 2016).

PCDD/F a DL-PCB môžu mať nepriaznivé účinky na ľudské zdravie rôznymi spôsobmi. PCDD/F a DL-PCB sú všadeprítomné a boli zistené vo viacerých environmentálnych maticiacich vrátane pôdy, atmosféry, vegetácie a potravín (Ben a kol., 2017; Domingo a kol., 2015; Li a kol., 2021). Príjem PCDD/F a DL-PCB môže nastať vdychovaním vzduchu, požitím živočíšnych tukov a dermálnym kontaktom

(Overmeire a kol., 2009). Obyvatelia žijúci v blízkosti MSWI môžu mať vysoké riziko nepriaznivých účinkov na zdravie, najmä obyvatelia v oblastiach v smere vetra (Domingo a kol., 2015).

Štúdie o charakteristikách expozície ľudí žijúcich v blízkosti MWSI prostredníctvom rôznych ciest sú však obmedzené, a preto presné dôsledky MWSI na životné prostredie a ľudské zdravie zostávajú nejasné (Ben a kol., 2017; Li a kol. al., 2018). Okrem toho môže mať každá oblasť špecifický environmentálny stav, preto je dôležité zhodnotiť zdravotné riziká pre ľudské zdravie spojené s vystavením chemickým kontaminantom uvoľňovaným zo spaľovne odpadov od prípadu k prípadu (Domingo et al., 2015). Preto je potrebné preskúmať zdroje rôznych typov vzoriek súvisiacich s rôznymi cestami expozície, aby sa lepšie pochopili úrovne expozície a relevantnosť rôznych zdrojov expozície.

Medzinárodná agentúra pre výskum rakoviny klasifikovala TCDD ako ľudský karcinogén (trieda 1) na základe jasnej karcinogenity u zvierat a obmedzených údajov u ľudí (IARC, 1997) a následne aj 2,3,4,7,8-PCDF a PCB 126 ako karcinogény 1. triedy (IARC, 2012).

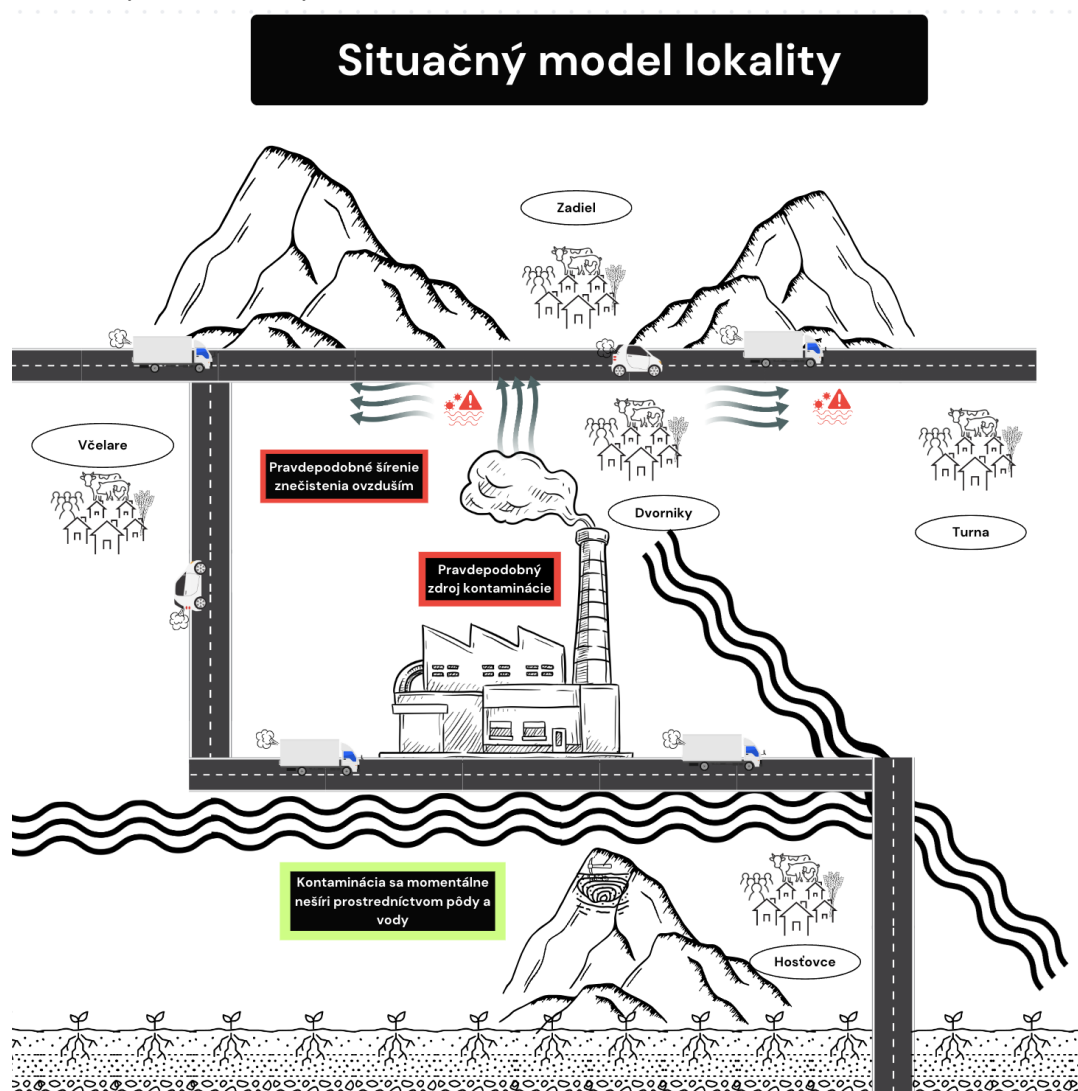


### 3.3 Situačný model lokality

Dôležitou súčasťou analýzy rizika je návrh situačného modelu lokality (Obr. 67), ktorý je pre každú skúmanú lokalitu špecifický. Cieľom modelu je na základe charakteristiky zdrojov znečistenia, identifikácie potenciálnych rizík a nebezpečenstiev, ako aj možnosti migrácie, určenie možných transportných ciest vedúcich k vzniku environmentálnych/zdravotných rizík. Na základe koncepčného modelu môžeme ako potenciálne riziko, vyplývajúce z biomasy a živočíšnych potravín, uvažovať :

- Inhaláciu znečisteného ovzdušia
- Konzumovanie vajec a výrobkov z vajec (živočíšnych tukov)

Obr. 67 Situačný model lokality



#### 4. HODNOTENIE ENVIRONMENTÁLNYCH RIZÍK

Hodnotenie environmentálnych rizík predstavuje identifikovanie ohrozených receptorov, vrátane opisu potenciálnych environmentálnych rizík pre ohrozené receptory vyplývajúce z prítomnosti znečistenia a mechanizmov možného negatívneho pôsobenia znečistenia na identifikované receptory. Hlavným cieľom je charakterizovať negatívne dôsledky cementárne DCM na identifikované receptory.

Posúdenie rizík sme vykonali v zmysle Smernice MŽP SR z 28. januára 2015 č. 1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia. Pri posudzovaní šírenia znečistenia uvažujeme len so šírením znečistenia ovzduším a konzumáciou vajec a vaječných výrobkov. Možnosť šírenia inými transportnými cestami sme vylúčili resp. nie je reálna, keďže sa nepotvrdila kontaminácia pôdy a sedimentov v okolí DCM.

Posúdenie aktuálnosti rizika pozostáva z vedeckých poznatkov a logických rozhodnutí, ktoré vychádzajú z renomovaných zahraničných publikácií a prieskumných prác.

##### 4.1 Vzťah dávka – účinok na životné prostredie

Predmetom hodnotenia environmentálnych rizík je hodnotenie vzťahu dávka – účinok na životné prostredie – vyhodnocujú sa vlastnosti zistených znečisťujúcich látok vo vzťahu k životnému prostrediu, najmä ich perzistentnosť, potenciál pre bioakumuláciu, schopnosť biodegradácie, schopnosť migrácie znečisťujúcich látok (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7).

Na základe známych výsledkov vyše 20-ročného vedeckého výskumu sa uvádza, že dioxíny (PCDD) a furány (PCDF) vznikajú ako nežiadúce vedľajšie produkty prakticky pri všetkých spaľovacích procesoch (vrátane procesov vyskytujúcich sa pri spaľovaní komunálneho, priemyselného, medicínskeho odpadu alebo čistiarenských kalov, ako aj pri spaľovaní minerálnych palív, t.j. čierneho uhlia, hnedého uhlia a biomasy), niektorých výrobných priemyselných procesoch (napr. výroba pesticídov, papiera a celulózy), v železiarskom a oceliarskom priemysle a metalurgii neželezných kovov. V 70. a 80. rokoch minulého storočia boli hlavným zdrojom emisií PCDD/F vo väčšine krajín sveta spaľovne komunálneho odpadu.

V súčasnosti sa situácia zmenila v dôsledku sprísňovania emisných noriem, vývoja nových technológií spaľovania a uplatňovania efektívnych systémov čistenia spalín a súčasné spaľovne vypúšťajú spaliny s obsahom dioxínov a furánov v koncentráciách podobných tým, ktoré sa bežne vyskytujú v znečistenom ovzduší miest. Veľmi dôležitým prvkom je však nekontrolované spaľovanie domového odpadu v domácich peciach a spaľovanie tuhých palív nízkej kvality (vrátane čierneho a hnedého uhlia) v malých, zastaraných a nadmerne využívaných lokálnych kotolniach, v ktorých sú podmienky spaľovania veľmi negatívne z hľadiska termodynamiky a chémie spaľovania.

Tento prípad kontaminácie je viditeľný na odberovom mieste **D72T**, kde v blízkosti obytného domu so záhradou je osada, ktorá využíva na vykurovanie rôzne materiály a odpady.

Pre svoju perzistenciu boli PCB spolu s polychlórovanými dibenzo-p-dioxínmi a dibenzofuránmi (PCDD/F) zaradené do zoznamu perzistentných organických znečisťujúcich látok (POPs) prítomných v atmosfére, ktoré je potrebné znížiť alebo zakázať (Stockholm Convention on POPs (2008), Štokholmský dohovor; SC 2001; [www.pops.int](http://www.pops.int)). Ale aj spaľovanie palivového dreva v domácnostiach spôsobuje emisie PCB a PCDD/F (Hedman a kol., 2006). Preto sú koncentrácie PCB vo všeobecnosti vyššie vo vidieckych oblastiach než v mestách (Cindoruk a Tasdemir, 2007). Weber a kol. (2008) uvádzajú prehľady o kontaminácii PCDD/F a PCB vo svete.

## 4.2 Hodnotenie aktuálnosti environmentálneho rizika

Pri hodnotení aktuálnosti environmentálneho rizika posudzujeme, či prítomnosť znečistenia v pôde v zistených koncentráciách a rozsahu predstavuje riziko pre jednotlivé receptory a či existuje riziko šírenia sa znečistenia ovzduším. Hodnotenia aktuálnosti environmentálneho rizika sa vypracovávajú pre receptory v biologickej kontaktnej zóne (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7) a pre šírenie sa znečistenia ovzduším.

Rozhodnutie o aktuálnosti environmentálnych rizík pre receptory v biologicko - kontaktnej zóne spočíva v odpovedi na otázku, či je znečisťujúca látka prítomná v pôdach v kontaktnej biologickej zóne pod povrchom terénu (zóna, s ktorou prichádzajú do styku živé organizmy) (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7).

Chemické analýzy nepreukázali prítomnosť nadlimitných koncentrácií sledovaných znečisťujúcich látok (anorganického a organického znečistenia). Záujmová lokalita nepredstavuje aktuálne environmentálne riziko v pôdach v biologickej kontaktnej zóne.

## 4.3 Výpočet rizika šírenia

Výpočet rizika šírenia sa znečistenia – cieľom výpočtu rizika šírenia sa znečistenia je zistiť, či daný typ znečistenia pôdy a sedimentov prispieva k znečisteniu podzemnej vody/povrchovej vody v rozsahu predstavujúcom riziko šírenia sa znečistenia, pričom sa hodnotí migrácia znečisťujúcich látok z horninového prostredia a pôdy do podzemnej vody, migrácia podzemnou vodou a migrácia podzemnou vodou vo vzťahu k povrchovej vode (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7).

Keďže na lokalite nebola preukázaná aktuálnosť rizika šírenia sa znečistenia v pôde, sedimentoch, preto stanovenie rizika šírenia sa znečistenia vo vzťahu k povrchovým a podzemným vodám nebolo potrebné. Obsahy znečisťujúcich látok v pôde a sedimentoch boli pod úrovňou ID limitu.

Výsledky hodnotenia sú uvedené v tabuľke 28. V tomto prípade sú všetky odpovede na uvedené otázky „Nie“, čiže sa zatiaľ nepredpokladá žiadne environmentálne riziko pre environmentálne prostredie. V prípade, že by bola odpoveď aspoň na jednu z otázok 1., 2., 3., 4., 5 „Áno“ predpokladá sa riziko a sú potrebné výpočty rizika šírenia znečistenia.

**Tab. 28 Aktuálnosť rizika šírenia sa znečistenia v pôde a sedimente**

III. úsek	Áno	Nie
Voľná fáza na hladine		√
Šírenie znečistenia vo vertikálnom smere		√
Šírenie znečistenia cez pásмо prevzdušnenia		√
Je znečistenie pôdy nad ID hodnotu viac ako 1000 m <sup>3</sup> , alebo nad IT viac ako 100 m <sup>3</sup>		√
Je prírastok znečistenia podzemnej vody za 1 rok väčší ako 100 m <sup>3</sup>		√
Rozhodnutie – je v lokalite riziko šírenia?	Nie	

Keďže boli odpovede na položené otázky „Nie“ nie sú potrebné ďalšie výpočty.

#### 4.4 Zhrnutie environmentálneho rizika

Z vyššie uvedených analýz a hodnotení vyplýva, že :

- Pre biologickú kontaktnú zónu nebolo identifikované environmentálne riziko.
- Na základe chemických analýz nebolo potvrdené environmentálne riziko.

POPs sa môže dostať do potravinového reťazca prostredníctvom:

- Depozície z ovzdušia na trávnatý porast zo spaľovania odpadu počas spaľovacích procesov v prerušovaných intervaloch
- Emisií inhalovaných populáciou v nepravidelných intervaloch počas nevykonaných semikontinuálnych meraní

#### 4.5 Zhodnotenie neistôt procesu hodnotenia environmentálnych rizík

Do procesu hodnotenia environmentálnych rizík boli odoberané povrchové horizonty pôd z prírodných krajinných celkov a intravilánov a obývaných lokalít: - poľnohospodárska orná pôda – kultizemný orničný horizont (0–20 cm) a trvalé trávne porasty, lesné lúky, lesokroviny – humusový horizont (0–15 cm), čím sú vnášané viaceré neistoty, ktoré vyplývajú z nasledovných skutočností:

- Odber je limitovaný dostupnosťou a prírodnými pomermi, stále však nemusí postačovať na identifikáciu kumulatívneho znečistenia,
- K určitým neistotám dochádza už pri vzorkovaní pôd a následne pri laboratórnom stanovení obsahu jednotlivých kontaminantov,
- Pôdy sú v rámci environmentálnych záťaží majú nižšiu dynamickosť zmeny ich chemického zloženia či znečistenia a mnohé vedecké štúdie potvrdili, že dôveryhodne poukazujú na kontamináciu a jej vplyv na zdravie obyvateľstva

### 5. HODNOTENIE ZDRAVOTNÝCH RIZÍK

Zdravotné riziko predstavuje pravdepodobnosť poškodenia, choroby alebo smrti človeka ako dôsledok vplyvu rizikového faktora, vyskytujúceho sa v životnom prostredí. Analýza rizika má za cieľ stanoviť mieru nebezpečenstva pre zdravie jednotlivcov a populácie v danej lokalite s ohľadom na súčasné a hlavne budúce využitie územia (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7). Záujmové územie teda budeme zo zdravotného hľadiska hodnotiť s ohľadom na:

- Riziko súčasné,
- Riziko potenciálne – s dôrazom na smer migrácie znečistenia

Základné kroky procesu hodnotenia zdravotných rizík v predmetnom území sú v zmysle smernice Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015 - 7. na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia.

## 5.1 Vzťah dávka – účinok na ľudské zdravie

Hodnotenie vzťahu dávka – účinok popisuje kvantitatívny vzťah medzi dávkou, ktorú organizmus prijíma a ňou vyvolaným účinkom. Existujú dva základné prístupy ku kvantifikácii vzťahu dávka-účinok a to hodnotenie s prahovým a bezprahovým pôsobením. V našom prípade budeme hodnotiť prahové účinky na ľudské zdravie vo forme tolerovateľnej dennej dávky (TDI), lebo dioxíny sú klasifikované ako karcinogén (WHO, 2000), aj keď neprekračujú limitné ID koncentrácie v pôde, ale sú zachytené v biomase a vajciach.

Živočíšna strava vo forme vajec do 3 km od DCM môže akumulovať výrazne vysoké úrovne PCB podobné dioxínom, hoci emisie DCM spĺňajú normu Európskej únie (0,1 ng TEQ/m<sup>3</sup>). O vzdušie – prach - vaječné miestne výrobky – človek je dôležitou expozíciou. Konzumácia miestnych vajec a výrobkov z vajec môže prispievať k vystaveniu ľudí dioxínom.

Koncentrácie **PCB6** vo vajciach v Zádieli boli trojnásobne prekročené s koncentráciou **120 ng/g** a **TEQ (dl-PCB) - upper** podobné dioxínom štvornásobne prekročili limit s koncentráciou **24 pg/g**.

Charakterizujúci parameter pre prahové účinky udávaný WHO je TDI (Tolerable Daily Intake) tolerovateľná denná dávka, poprípade ADI (Acceptable Daily Intake) prijateľná denná dávka, t.j. odhad dennej expozície, ktorá môže byť prijímaná bez škodlivých účinkov kontinuálne počas celého života. Analogicky platí:

$$\text{ADI (TDI)} = \frac{\text{NOAEL (LOAEL)}}{\text{UF}}$$

kde:

- **NOAEL (No Observed Adverse Effect Level)** – najvyššia dávka (úroveň expozície), pri ktorej ešte nie je pozorovaná štatisticky významná nepriaznivá odpoveď v porovnaní s kontrolnou skupinou.
- **LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level)** - najnižšia dávka (úroveň expozície), pri ktorej je ešte pozorovaná štatisticky významná nepriaznivá odpoveď v porovnaní s kontrolnou skupinou
- **UF (Uncertainty Factor)** - faktory neistoty (násobky 10), používajú sa k pokrytiu individuálnych rozdielov a ochrane citlivých populačných skupín, k vyrovnaniu neistôt pri extrapolácii zo zvierat na človeka.

Na základe výsledkov rôznych testov toxicity stanovila WHO 1-4 pg TEQ/kg/deň ako rozsah hodnôt TDI. Denný príjem v priemyselných krajinách je 2-6 pg TEQ/kg/deň a u ľudí z týchto krajín sa môžu prejavovať jemné účinky. Avšak jemné účinky, ktoré sa nezdarujú byť zjavne nepriaznivé môžu zvýšiť aj iné chemické látky. WHO teda zvažila prípustné hladiny pre súčasnú expozíciu. Ako maximálny tolerovateľný príjem stanovil na 4 pg TEQ/kg/deň, pričom sa uvádza, že konečným cieľom by malo byť zníženie úrovne príjmu u ľudí na menej ako 1 pg TEQ/kg/deň (WHO, 1998).

V roku 2018 EFSA prijal vedecké stanovisko k rizikám pre zdravie zvierat a verejnosti v súvislosti s prítomnosťou dioxínov a dioxínom podobných PCB v krmivách a potravinách (EFSA CONTAM Panel,

2018). EFSA stanovil prípustný týždenný príjem 2 pg TEQ (toxická ekvivalencia) na kg telesnej hmotnosti za týždeň pre súčet dioxínov a dioxínom podobných PCB. Odhady chronickej ľudskej diétnej expozície dioxínom a dioxínom podobným PCB na základe dostupných údajov o výskyte naznačujú významné prekročenie tolerovateľného týždenného príjmu pre populácie všetkých vekových skupín.

V údajoch z Národného prieskumu výživy II (projekt LExUKon) a hodnôt dioxínov WHO-PCDD/F-TEQ je odhadovaný príjem založený na základe priemernej hodnoty - Percento TDI (%):

Jedlo	Priemerný obsah (pg/g tuk)	Diétna expozícia pg/d/kg telesnej hmotnosti jedlo		Percentálny obsah TDI (%)	
		Priemerná spotreba	Vysoká spotreba	Priemerná spotreba	Vysoká spotreba
VAJCIA	1,9	0,081	0,199	4,1	9,9

Berúc do úvahy priemernú spotrebu potravín, dietetické vystavenie dioxínom a PCB (2 pg/ kg telesnej hmotnosti za deň; SCF 2001) bude 4 % pre vajcia (WHO-PCDD/F-TEQ) v porovnaní s TDI. Pre vysoké hodnoty spotreby vyjadrené ako 95. percentil hodnoty sa zvýšia na 10 % pre vajcia. Extrapolácie alebo závery pre celoživotnú expozíciu, na ktorých by sa malo zakladať porovnanie s TDI nie sú možné. WHO stanovila tolerovateľný denný príjem (TDI) medzi 1 a 4 pg WHOPCDD/F-PCB-TEQ na kg telesnej hmotnosti a deň. Táto úroveň sa vzťahuje na súčet dioxínov a dioxínom podobné PCB. TDI charakterizuje dávku, ktorá nepredstavuje neočakávanú dávku zdravotné riziko v prípade celoživotného denného príjmu (WHO 1998).

Samotné dioxíny PCDD/F sú v koncentráciách 1,7 pg/g. Ak nameranú koncentráciu TEQ (dl-PCB) - upper podobným dioxínom 24 pg/g porovnáme s TDI, tak priemerná spotreba bude 1,02 pg/d/kg, čo je dietetická expozícia v hodnote 51,6 % v porovnaní s TDI. Ak je vysoká spotreba vajec, tak denná expozícia bude 2,51 pg/d/kg, čo je dietetická expozícia v hodnote 125 % v porovnaní s TDI. Nepriaznivé zdravotné účinky pre deti sa dajú očakávať už pri vystavení dioxínom v hodnotách vyšších ako 12,6 % TDI pre vajcia a 0,4 % TDI pre bravčové mäso. Ak vezmeme do úvahy ďalšie nežiadúce zložky vo forme 120 ng/g PCB6, kde je limit 40 ng/g tak nepriaznivé účinky vajec na zdravie konzumenta sa môžu prejaviť.

Charakterizujúce ďalšie parametre pre prahové účinky (systémová toxicita) sú podľa U.S. EPA referenčná dávka RfD a referenčná koncentrácia RfC. Na skúmanom území neboli na základe chemických analýz pôdy a sedimentov identifikované karcinogénne látky, ktorých by obsah presahoval intervenčné kritérium Smernice MŽP SR z 28.januára 2015 č.1/2015-7.

## 5.2 Hodnotenie expozície

Úroveň rizika je daná toxicitou znečisťujúcej látky a úrovňou expozície, ktorá sa vypočíta z jej koncentrácie v nosnom médiu a príjmu nosného média ohrozeným jedincom. Nosným médiom škodlivín nie je v našom prípade:

- pôda - dermálny kontakt so znečistenou pôdou, potenciálne nemožná ingescia znečistenej pôdy

V nasledujúcom prehľade sú vyčlenené potenciálne expozičné cesty pre jednotlivé exponované skupiny pre súčasné a budúce využitie územia.

### Identifikácia expozičných ciest

#### *Ludia žijúci v blízkosti spaľovne DCM v skúmanom území*

Expozícia priamym dermálnym kontaktom (so znečistenou pôdou)	potenciálne nie
Ingescia znečisteného ovzdušia	potenciálne áno

Aktuálne sa dokončujú národné emisné normy (NESHAP) pre nebezpečné látky znečisťujúce ovzdušie pre spaľovne nebezpečného odpadu (HWC): spaľovne nebezpečného odpadu, cementárske pece, pece na ľahké kamenivo, priemyselné/komerčné/inštitucionálne kotly a procesné ohrievače a pece na výrobu kyseliny chlorovodíkovej. EPA identifikovala HWC ako hlavné zdroje emisií nebezpečných látok znečisťujúcich ovzdušie (HAP). Tieto normy implementujú oddiel 112(d) zákona o čistom ovzduší (CAA) tým, že vyžadujú, aby spaľovacie zariadenia na nebezpečný odpad spĺňali emisné normy HAP odrážajúce výkonnosť maximálne dosiahnuteľnej technológie riadenia (MACT).

V mnohých zahraničných publikáciách sa vykonali hodnotenia expozície PCDD/F pre ľudí žijúcich v blízkosti spaľovní ako je DCM a dospelo sa k záveru, že PCDD/F emitované spaľovňami odpadov by nemali viesť k ďalšej expozícii **po uplatnení primeraných semikontinuálnych kontrol emisií PCDD/F** (Domingo a kol., 2012, Vilavert a kol., 2010, Vilavert a kol., 2012).

### 5.3 Výpočet zdravotných rizík

Ku kvantitatívnemu hodnoteniu zdravotných rizík sme nepristúpili v dôsledku nezisteného zvýšeného obsahu znečisťujúcich látok v pôde a sedimentoch.

Proces hodnotenia zdravotného rizika predstavuje určenie pravdepodobnosti poškodenia, choroby alebo smrti človeka z negatívneho pôsobenia rizikového faktora vyskytujúceho sa na hodnotenej lokalite (Smernica MŽP SR č. 1/2015-7).

Zhodnotenie zdravotného rizika bez výpočtu zdravotných rizík malo za úlohu poukázať na mieru nebezpečenstva možného ohrozenia zdravia v danej lokalite z ovzdušia s ohľadom na súčasné a budúce využívanie územia ako spaľovne odpadu.

Na základe predpokladov pre hodnotenie zdravotných rizík vyplývajúcich z inhalácie z ovzdušia v hodnotenom území je možné konštatovať nasledovné skutočnosti:

#### **Expozičná cesta – Ingescia znečisťujúcej látky z ovzdušia – ľudia žijúci v okolí DCM**

Hodnotená bola ingescia znečisťujúcej látky z ovzdušia na základe chemických analýz biomasy a vajec a pri dlhodobom vystavení obyvateľstva žijúceho v okolí skúmaného územia môže dochádzať k postupnému zafažovaniu zdravia obyvateľstva. Aj na základe vedeckých údajov môžeme predpokladať karcinogénne riziko na ľudské zdravie z ovzdušia a z dlhodobého užívania vaječných výrobkov a vajec zo severnej strany od DCM.

## 5.4 Zhrnutie zdravotných rizík

Kvantifikácia rizika predstavuje konečný krok v procese hodnotenia rizika. Obsahuje zhrnutie dát získaných v predchádzajúcich krokoch hodnotenia rizika. Vedie k určeniu pravdepodobnosti s akou sledovaný objekt (populácia) utrpí niektoré z možných poškodení. Pretože táto sumarizácia je založená na všetkých podkladoch požadovaných ku kompletizácii predchádzajúcich krokov, je dôležité kvalitatívne, prípadne kvantitatívne posúdiť mieru neistoty konečných odhadov (Smernica MŽP SR č. 1/2015).

V rámci hodnotenia zdravotných rizík sme hodnotili tzv. index nebezpečenstva HI, ktorý je daný príjmom POPs expozičnými cestami cez ovzdušie a potraviny. V našom prípade nejde o dermálny kontakt s pôdou. Index nebezpečenstva pre znečisťujúce látky POPs pre nami hodnotené cieľové skupiny je odhadovaný z viacerých chemických látok s podobnými účinkami ako súčet jednotlivých HQ:

**HQ  $\geq$  1** bolo odhadnuté potenciálne riziko, je vhodné zahájiť nápravné opatrenia (nie je však možné výslovne prehlásiť, pri ktorom pomere potenciálne riziko prechádza v skutočné).

## 6. ZÁVERY ANALÝZY RIZIKA

### 6.1 Spôsob riešenia analýzy rizika a jej výsledky

Predkladaná analýza rizika bola vypracovaná v zmysle Smernice Ministerstva životného prostredia SR zo dňa 28. januára 2015 č.1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia bez základného geologického prieskumu, ale na základe chemických analýz pôd, aby sa zistil aktuálny stav environmentálnej záťaže.

Posúdením všetkých dostupných informácií a vedeckých štúdií sme pristúpili k vykonaniu analýzy rizika, ktoré pozostávalo z nasledujúcich krokov:

- Vyhodnotenie chemických analýz vzoriek pôd, sedimentov v biologickej kontaktnej zóne,
- Chemických analýz vzoriek kôry stromov, machov, vajec a mlieka,
- Vyhodnotenie zdravotných rizík z účinkov organických polutantov,
- Vyhodnotenie zdravotných rizík z potravín vajec a mlieka.

Chemickými analýzami pôd a sedimentov sa zistilo, že skúmané územie nie je znečistené toxickými prvkami alebo organickými polutantmi, pretože neprekračujú toxické látky ID limity. Čiže sa nepredpokladá riziko šírenia znečistenia z pôdy, preto sme nepristúpili k výpočtu rizika z migrácie kontaminantov podzemnou a povrchovou vodou.

Avšak biomasa a živočíšne potraviny vo forme vajec preukázali aktuálnu prítomnosť **PCB 6, PCDD/F-TEQ, dioxínom podobné PCB (PCB dioxin-like HRMS)**.

#### A) Environmentálne riziká

Na základe chemických analýz pôdy nebolo potvrdené environmentálne riziko, čiže pre biologickú kontaktnú zónu nebolo identifikované environmentálne riziko.



## B) Zdravotné riziká

Proces hodnotenia zdravotného rizika predstavuje určenie pravdepodobnosti poškodenia, choroby alebo smrti človeka z negatívneho pôsobenia rizikového faktora vyskytujúceho z prevádzky spaľovne v skúmanom území.

Pri zhodnotení zdravotného rizika sme mali za cieľ stanoviť prípadnú mieru nebezpečenstva možného ohrozenia zdravia v skúmanom území s ohľadom na súčasné a budúce využívanie územia. Hodnotením bolo len zdravotné riziko vyplývajúce zo znečistenia biomasy a tým ovzdušia, pretože pôdy znečistené neboli.

V rámci hodnotenia zdravotných rizík sme vyčlenili dve exponované skupiny:

- ľudia žijúci v severovýchodných obciach a konzumujúci vajcia a výrobky z nich,
- zvieratá konzumujúce biomasu s obsahom znečistenia.

Na základe hodnotenia zdravotných rizík vyplývajúcich z inhalácie prachových častíc zo znečisteného ovzdušia v hodnotenom území, resp. v prislúchajúcom území je možné konštatovať nasledovné skutočnosti:

- **Ingescia znečisťujúcej látky z ovzdušia – predpokladá sa karcinogénne riziko**
- **Ingescia znečisťujúcej látky z konzumácie vajec a výrobkov z vajec – predpokladá sa karcinogénne riziko**

POPs sú spojené so závažnými zdravotnými problémami človeka, vrátane rakoviny, neurologického poškodenia, vrodených chýb, sterility a porúch imunitného systému. US EPA klasifikovala určité chemikálie ako „pravdepodobné“ ľudské karcinogény vrátane aldrínu, alfa- a beta-hexachlór-cyklohexánu (HCH), dieldrínu, chlórdanu, DDT, heptachlóru, hexachlórbenzenu (HCB), 2,3,7,8-tetrachlór-dibenzo-p-dioxín (TCDD), toxafén, chlórdekón, lindán (tj gama-HCH), niektoré dioxíny a furány, hexachlór-1,3-butadién (HCBD) a PCB. Laboratórne štúdie ukázali, že nízke dávky určitých POPs môžu nepriaznivo ovplyvniť orgánové systémy. Chronická expozícia nízkym dávkam určitých POPs môže ovplyvniť imunitný a reprodukčný systém. Vystavenie dlhodobým hladinám určitých POPs môže spôsobiť vážne zdravotné účinky. Okrem toho štúdie spojili expozíciu POP s chorobami a abnormalitami u mnohých druhov voľne žijúcich živočíchov vrátane rôznych druhov rýb, vtákov a cicavcov (U.S. EPA, 2008) .

### 6.2 Zhodnotenie neistôt vnášaných do procesu hodnotenia environmentálnych a zdravotných rizík

Do procesu hodnotenia environmentálnych a zdravotných rizík sú vnášané viaceré neistoty, ktoré vyplývajú z nasledovných skutočností:

- k neistotám dochádza pri chemickom stanovení obsahu všetkých organických polutantov a znečisťujúcich látok, ako sú PFAS, brómovaných PBCC a PBDF, ktoré neboli analyzované.
- analýza rizika je založená na princípe opatrnosti a uvažuje s najnepriaznivejšou situáciou podloženou najnovšími vedeckými štúdiami, čím sa má zabezpečiť maximálna ochrana

obyvateľstva (populácie) dotknutého územia a udržať zistené nekontaminované environmentálne prostredie. Na druhej strane môže dochádzať k celkovému nadhodnoteniu rizika vyplývajúceho zo znečistenia ovzdušia.

- neistoty do hodnotenia zdravotných rizík vnášajú zjednodušujúce predpoklady a vzťahy, ktoré sa používajú pri hodnotení zdravotných rizík nemusia celkom zodpovedať pomerom na konkrétnej lokalite. Eliminácia dôsledkov neistôt je v tomto prípade zaistená tým, že sú podložené skúsenosťami z mnohých krajín.
- zvýšené koncentrácie PAU v pôde majú jasný pôvod v antropogénnom charaktere, ktoré súvisí s vykurovaním obydľí
- meranie chlórovaných dioxínov a furánov v ovzduší sa vykonáva maximálne jedenkrát za polrok v štandardných prevádzkových podmienkach, čo nepredstavuje reprezentatívnosť emisií týchto látok počas celého roka.

## 7. STANOVENIE CIEĽOVÝCH HODNÔT SANÁCIE

Návrh cieľových limitov vychádza z rizík, ktoré sú identifikované na základe informácií z vedeckých štúdií v predchádzajúcich kapitolách, pretože nasledujúce priemyselné kategórie zdrojov majú potenciál na pomerne vysokú tvorbu a uvoľňovanie organických polutantov do životného prostredia:

- a) spaľovne odpadov vrátane spoluspaľovní komunálnych, nebezpečných resp. lekárskeho odpadov alebo splaškové kaly;
- b) cementárske pece spaľujúce nebezpečný odpad.

V zmysle smernice (Smernica MŽP SR č. 1/2015) je územie nekontaminované a tieto pozitívne cieľové hodnoty je potrebné udržať pre budúce generácie, aby nebezpečné znečisťujúce látky postupne nekontaminovali jednotlivé zložky životného prostredia. Nakoľko je tu potenciálne riziko s ohľadom na existujúce využívanie časti územia pre spaľovanie odpadu, mala by byť zabezpečená ochrana zdravia obyvateľstva a životného prostredia.

## 8. NÁVRH A ZHODNOTENIE VARIANTOV SANÁCIE ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE

Na základe známych výsledkov vyše 20-ročného vedeckého vyšetřovania sa uvádza, že dioxíny (PCDD) a furány (PCDF) vznikajú ako nežiaduce vedľajšie produkty prakticky pri všetkých spaľovacích procesoch (vrátane procesov vyskytujúcich sa pri spaľovaní komunálneho, priemyselného, medicínskeho odpadu alebo čistiarenských kalov, ako aj pri spaľovaní minerálnych palív, t.j. čierneho uhlia, hnedého uhlia a biomasy), niektorých výrobných priemyselných procesoch (napr. výroba pesticídov, papiera a celulózy), v železiarskom a oceliarskom priemysle a metalurgii neželezných kovov. V 70. a 80. rokoch minulého storočia boli hlavným zdrojom emisií PCDD/F vo väčšine krajín sveta spaľovne komunálneho odpadu.

Hlavnými prispievateľmi dioxínov do prostredia sú:

- Spaľovanie komunálneho odpadu
- Spaľovanie medicínskeho odpadu
- Sekundárne tavenie medi

- Lesné požiare
- Aplikácia čistiaceho kalu na pôdu
- Cementárske pece
- Uhoľné elektrárne
- Domáce spaľovanie dreva
- Chlórové bielenie drevnej hmoty
- Spaľovanie domového odpadu na záhrade

V súčasnosti sa situácia zmenila v dôsledku sprísňovania emisných noriem, vývoja nových technológií spaľovania a uplatňovania efektívnych systémov čistenia spalín. Súčasné spaľovne vypúšťajú spaliny s obsahom dioxínov a furánov v koncentráciách podobných tým, ktoré sa bežne vyskytujú v znečistenom ovzduší miest. Veľmi dôležitým prvkom je však nekontrolované spaľovanie domového odpadu v domácich peciach a spaľovanie tuhých palív nízkej kvality (vrátane čierneho a hnedého uhlia) v malých, zastaraných a nadmerne využívaných lokálnych kotolniciach, v ktorých sú podmienky spaľovania veľmi negatívne z hľadiska termodynamiky a chémie spaľovania.

Tento prípad zvýšenej kontaminácie s **PAU** je viditeľný hlavne na odberovom mieste **D72T**, kde PAU boli v podlimitnej koncentrácii **7,98 mg/kg**, kde prevažoval **florantén** s hodnotou **1,42 mg/kg** a **bezo(a)pyrén** s hodnotou **1,24 mg/kg** v pôde. V blízkosti obytného domu a záhrady je osada, ktorá využíva na vykurovanie rôzne materiály a odpady.

Vzhľadom na skutočnosť, že v analýze rizika neboli identifikované environmentálne riziká z nadlimitných koncentrácií v pôde a sedimentoch, ale potenciálne existujú zdravotné riziká z ovzdušia, navrhujeme:

1. semikontinuálne monitorovanie emisií dioxínov,
2. výsadbu stromov na vyvýšenom podlaží a hlavne na severnej strane od DCM
3. detailny biomonitoring vajec v okolí DCM.

Postupne sa v praxi preukázala potreba dlhodobého, semikontinuálneho monitorovania emisií chlórovaných dioxínov. Napríklad dlhodobé merania chlórovaných dioxínov v modernej spaľovni komunálnych a priemyselných odpadov v holandskom Harlingene z rokov 2015 – 2017 preukázali, že krátkodobé a nárazové monitorovanie PCDD/F (aplikované aj v DCM) je nepresné a významne podhodnocuje reálne množstvo toxických látok ako dioxíny, uvoľňovaných do ovzdušia spaľovňami odpadov. Legislatívou stanovené emisné limity pre chlórované dioxíny boli pri dlhodobom meraní mnohokrát výrazne prekračované, **hlavne počas počiatkovej štartovacej fázy spaľovacieho procesu**, ktorý sa nemonitoruje pre tieto toxické látky. Výsledky tejto štúdie preukázali výrazné rozdiely medzi hodnotami nameranými nárazovým, niekoľkohodinovým meraním raz za niekoľko mesiacov a reálnymi emisiami identifikovanými dlhodobým semikontinuálnym monitoringom (Arkenbout a Esbensen 2017).

Semikontinuálny monitoring môže preukázať zvýšenú koncentráciu hlavne počas počiatkovej štartovacej a odstavovacej fázy spaľovacieho procesu. Takéto monitorings budú relevantné a dôveryhodnejšie pre spokojnosť obyvateľov žijúcich na danom území, že nebudú ohrození aj výpadkami fungovania spaľovne. Taktiež pravidelný biomonitoring vajec by mohol slúžiť na získanie úplnejšieho obrazu o prítomnosti viacerých toxických látok v životnom prostredí v okolí potenciálnych zdrojov znečisťovania ovzdušia.

V dvoch európskych štátoch – v Holandsku a Francúzsku je biomonitoring povinnou legislatívou požiadavkou na zisťovanie výskytu toxických látok v životnom prostredí. Predstavitelia Zero Waste

Europe a ToxicoWatch odporúčajú zaviesť povinný výskum biomonitorovania pre všetky spaľovne odpadov a zariadenia na spoluspaľovanie odpadov v celej Európe. Meranie chlórovaných a brómovaných dioxínov by sa malo uskutočňovať aj za „iných ako normálnych prevádzkových podmienok“, to znamená aj počas spúšťania a odstavenia spaľovacieho procesu, ako aj počas technických porúch. Poukazujú tiež na nutnosť uvalenia moratória na vybudovanie nových spaľovní odpadov a vypracovania plánov postupného ukončenia existujúcich spaľovní odpadov. Súčasná klimatická, energetická a surovinová kríza si vyžaduje podporu skutočných obehových činností.

Hlavnou expozičnou cestou pre väčšinu perzistentných organických polutantov a pre dioxíny osobitne je vzhľadom na ich vlastnosti hromadenie hlavne v tukových tkanivách živých organizmov, práve príjem potravín, najmä živočíšnych tukov (Parzefall, 2002, Schechter a kol., 2006). S ohľadom na uvedené skutočnosti, že pôda nie je kontaminovaná, pre budúcu bezpečnosť obyvateľov okolitých obcí navrhujeme, aby bol taktiež realizovaný **výpovednejší** dodatočný monitoring zameraný na **kumuláciu dioxínov a ďalších perzistentných organických polutantov v tukových tkanivách živých organizmov**, ktoré sú indikátormi ohrozenia zdravia ľudí z ovzdušia. Mal by sa pravidelne **realizovať monitoring z voľných chovov hydiny** (Petrlik a kol., 2022), **v mlieku voľne sa pasúceho dobytku** (Krause a kol., 2022), alebo **v krvi obyvateľov konzumujúcich doma chované zvieratá**.

Legislatívne požiadavky na povinné merania pri spaľovaní a spoluspaľovaní odpadov, týkajúce sa toxických znečisťujúcich látok, sú u nás obmedzené len na niekoľko chlórovaných dioxínov a furánov, zatiaľ čo mnohé ďalšie POPs nie sú do merania zahrnuté. Z uvedeného dôvodu navrhujeme semikontinuálny monitoring ovzdušia širšej škály rizikových znečisťujúcich látok doporučený pre všetky spaľovne odpadu podľa Štokholmského dohovoru.

**Rozsah monitoringu ovzdušia a biomonitoringu je založený na rizikovosti znečisťujúcich látok v ovzduší a v potravinách (biomasa, vajcia):**

### **1. Optimálny semikontinuálny monitoring ovzdušia**

- hexachlórbenzén (HCB), pentachlórbenzén (PeCB), hexachlórbutadién (HCBd), polychlórované bifenyly (PCB), polychlórované naftalény (PCN), polybrómované difenylétery (PBDE), hexabromocyklohexán (HBCD), polybrómované dibenzo-p-dioxíny a dibenzofurány (PBDD/F) a/alebo polybromchlórované dibenzo-p-dioxíny a dibenzofurány (PBCDD/F), polychlórované dibenzotiofény (PCDT) a polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU), vrátane chlórovaných PAU, ktoré sa uvoľňujú z tepelných procesov zahŕňajúcich organické látky a chlór ako výsledkom nedokonalého spaľovania alebo chemických reakcií v štartovacej a vypínacej fáze spaľovacieho procesu.

### **2. Minimálny semikontinuálny monitoring ovzdušia**

- hexachlórbenzén (HCB), polychlórované bifenyly (PCB), polybrómované difenylétery (PBDE), polybrómované dibenzo-p-dioxíny a dibenzofurány (PBDD/F) a/alebo polybromchlórované dibenzo-p-dioxíny a dibenzofurány (PBCDD/F), polychlórované dibenzotiofény (PCDT), PFAS a polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU), vrátane chlórovaných PAU, ktoré sa uvoľňujú z tepelných procesov zahŕňajúcich organické látky a chlór, ako výsledkom nedokonalého spaľovania alebo chemických reakcií v štartovacej a vypínacej fáze spaľovacieho procesu.

### 3. Biomonitoring vajec a biomasy na prítomnosť POPs

Tieto organické polutanty sú karcinogénne (WHO, 1998), ich toxické vlastnosti špecifikujú mnohé vedecké štúdie a taktiež sú zaradené medzi rizikové znečisťujúce látky v pôde a vode (látky v ID limitoch, resp. intervenčné kritérium v zmysle Smernice MŽP SR z 28. januára 2015 č.1/2015-7 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia), aj keď táto Smernica MŽP SR neuvádza limity pre biomasu.

Samotné dioxíny PCDD/F sú v koncentrácií **1,7 pg/g**. Ak nameranú koncentráciu **TEQ** (dl-PCB) - upper podobným dioxínom **24 pg/g** porovnáme s **TDI**, tak priemerná spotreba bude **1,02 pg/d/kg**, čo je dietetická expozícia v hodnote **51,6 %** v porovnaní s TDI. Ak je vysoká spotreba vajec, tak denná expozícia bude **2,51 pg/d/kg**, čo je dietetická expozícia v hodnote **125 %** v porovnaní s TDI. Nepriaznivé zdravotné účinky pre deti sa dajú očakávať už pri vystavení dioxínom v hodnotách vyšších ako 12,6 % TDI pre vajcia a 0,4 % TDI pre bravčové mäso (WHO 2000, www.bfr.bund.de). Ak vezmeme do úvahy ďalšie nežiadúce zložky vo forme 120 ng/g PCB6, kde je limit 40 ng/g tak nepriaznivé účinky vajec na zdravie konzumenta sa môžu prejavíť.

Vo vzorkách vajec z Hostoviec bola podlimitná koncentrácia **TEQ** (dl-PCB) - upper podobným dioxínom **1,9 pg/g**, na základe čoho môžeme predpokladať, že šíreniu dioxínov môže zamedzovať aj stromoradie na južnom svahu kotliny vzdialeného viac ako 500 m od DCM.

Spaľovanie tuhého komunálneho odpadu (MSWI) predstavuje hlavný spôsob likvidácie tuhého komunálneho odpadu na celom svete (Demirarslan a kol., 2016). Hoci sa používa pokročilá technológia s vysokou teplotou, čím sa výrazne znížili emisie PCDD/F z MSWI, MSWI je stále jedným z dôležitých zdrojov emisií PCDD/F v dôsledku rýchleho rastu produkcie tuhého odpadu (Dopico a Gomez, 2015, Wang a kol., 2016).

Semikontinuálny monitoring emisií PCDD/F je odskúšanou praxou v rade európskych krajín, vyžaduje sa zo zákona vo Francúzsku od júla 2014, v Belgicku od roku 2004, uplatňuje sa v niektorých prevádzkach v Taliansku, Švédsku. Semikontinuálny monitoring bol nariadený štátnou správou aj v niektorých prípadoch v ďalších krajinách, napríklad v Holandsku v prípade novopostavenej spaľovne odpadov v Harlingene. Čo sa týka noriem, semikontinuálne dlhodobé monitorovanie emisií dioxínov napríklad prostredníctvom systému AMESA je štandardne spojené s relevantnými európskymi certifikátmi (v závislosti od krajín, napr. TÜV, MCERT) a v súlade s normami EN 1948-1, CEN/TS 1948-5. Dlhodobý monitoring emisií PCDD/F dokáže zabezpečiť napríklad systém nielen AMESA, ale aj ďalšie (Reinmann 2011, Fiano 2012, Conesa, Ortuño a kol., 2016). Nakoľko existuje zdravotné riziko z nepravidelného prísunu nízkej koncentrácie dioxínov, ak nie je zabezpečené semikontinuálne meranie týchto toxických látok.

Zero Waste Europe dosiahlo dohodu o smernici o priemyselných emisiách (IED), ktorá nariaďuje povinné monitorovanie emisií dioxínov zo spaľovní a spoluspaľovní odpadu počas všetkých prevádzkových časov. Predtým IED vyžadovalo monitorovanie iba počas bežných prevádzkových podmienok. Smernica teraz nariaďuje monitorovanie počas normálnych prevádzkových podmienok, aj iných ako normálnych prevádzkových podmienok (OTNOC), čo znamená zásadný krok k tomu, aby prevádzkovatelia spaľovní zodpovedali za vyprodukované emisie.

Janek Vahk , manažér pre politiku nulového znečistenia v Zero Waste Europe, uvádza: *„Smernica o priemyselných emisiách konečne aspoň čiastočne uzavrela dôležitú medzeru v povoľovaní a monitorovaní, ktorá sa týka monitorovania dioxínov, ktoré sa má uplatňovať vo fáze nábehu a odstavenia, čo je kritická fáza pre tvorbu dioxínov. Teraz existuje krištáľovo jasné znenie, ktoré hovorí, že monitorovanie PCDD/F a PCB je povinné počas spúšťania a odstavenia“.*

Podpora tohto vývoja vychádza z poznatkov uskutočnených Spoločným výskumným centrom v roku 2019, ktoré zistilo, že počas studeného spustenia sú povrchy pece a kotla, ktoré prispievajú k tvorbe PCDD/F prostredníctvom *denovo* syntézy, podstatne väčšie ako počas stabilných prevádzkových podmienok. Tento rozdiel by mohol potenciálne viesť k tomu, že zaťaženie emisií PCDD/F ekvivalentné niekoľkým mesiacom bežnej prevádzky je spojené s jediným studeným štartom. Dnešná dohoda rieši tieto obavy a zdôrazňuje záväzok k udržateľnejšiemu a zodpovednejšiemu prístupu k nakladaniu s odpadom pri spaľovaní.

Pri pohľade do budúcnosti spoločnosť Zero Waste Europe nalieha na Európsku komisiu, aby sprehľadnila svoju metodiku merania PCDD/F a eliminovala používanie náhradných parametrov, ako sú celkové prchavé organické zlúčeniny/celkový organický uhlík (TVOC/TOC).

Semikontinuálny monitoring rieši síce jeden problém informovanosti obyvateľstva o stave znečisťovania ovzdušia, ale nerieši problém inhalácie toxických látok z ovzdušia, preto súčasťou monitorovania by mala byť **výsadba stromov hlavne na severnej strane od DCM**, ktorá by mala byť **na vyvýšenom podloží, keďže komín má 100 m** (Obr. 68). Prírodný záchyt a tým zabránenie šírenia prachových častíc do širokého okolia v severnom smere medzi DCM a obcami Dvorníky a Zádiel môže chrániť obyvateľov pred inhaláciou znečisťujúcich látok, aj keď sú v nízkych koncentráciách. Pretože dlhodobý príjem postupne poškodzuje zdravie obyvateľstva a okolité životné prostredie, nakoľko polčas rozpadu týchto dioxínov je nad 10 rokov.

Obr. 68 Stromy s elimináciou a záchyтом toxických častíc v okolí DCM



Taktiež záujmová oblasť na severnej strane od DCM zasahuje do chráneného územia a ich ochranných pásiem v zmysle zákona č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov. V širšom okolí od DCM smerom na sever, západ a južne sa rozprestiera Národný park (NP) – Slovenský kras. Zádielska tiesňava sa nachádza v NP Slovenský kras v okrese Košice-okolie, v katastri obce Háj a v okrese Rožňava, v katastri obce Bôrka. Územie Zádielska tiesňava bolo za chránené vyhlásené v roku 1954, novelizované v roku 1986. Zákomom 287/1994 o ochrane prírody a krajiny bolo vyhlásené za národnú prírodnú rezerváciu. Vyhláškou 17/2003 z 9.4.2003, účinnou od 1.2.2003 bola potvrdená NPR (<https://www.krizom-krazom.online/pojmy/priroda/maloplosne-chronene-uzemia/zadielska-tiesnava/>).

Z kôry stromov vo vzdialenosti 1000 m od DCM bol stanovený **PCB** (súčet šiestich indikátorov PCB ( $\Sigma 6$  PCB) v hodnotách od **12 do 18 ng/g**, čo zodpovedá  $1,62 \times 10^{-3}$  ng toxického ekvivalentu (TEQ)  $g^{-1}$  pre PCB podobné dioxínom (DL-PCB). Maximálna hladina pre **PCB 6 je 10 ng/g**. Severovýchodná

strana od DCM vykazuje pravdepodobné zasiahnutie emisiami zo spaľovne odpadu podľa analýz PCB 6 v kôre stromov, čo je aj v súlade s prúdením vetrov v skúmanom území.

Koncentrácie **benzo(a)pyrénu** vo vzorkách **machu S5B/1000, Z15B/1000, J46B/500** sú vyššie ako maximálne hodnoty definované pre sušené bylinky a sušené koreniny s výnimkou kardamónu a údenej papriky *Capsicum* spp. (Nariadenie Komisie (EÚ) 2023/915). Vzorky machu obsahovali koncentrácie benzo(a)pyrénu od **12 do 18 µg/kg**, pričom maximálna hladina pre **benzo(a)pyrén** je **10 µg/kg** (Nariadenie Komisie (EÚ) 2023/915). Vo vzorkách machu **S5B/1000, Z15B/1000, J46B/500** sú koncentrácie **PCB6** od **27 do 65 ng/g**, čiže minimálne dvojnásobne až maximálne šesťnásobne prekračujú maximálne hodnoty definované pre krmné suroviny rastlinného pôvodu (**PCB 6** je **10 ng/g** - nariadenie Komisie 277/2012 nariadenie Komisie (ES) č. 152/2009).

Koncentrácie **WHO-PCDD/F-TEQ** v machoch sú dvojnásobne prekročené v hodnotách **TEQ-Upperbound** od **1,5 do 2 pg/g**, pretože maximálna hladina **WHO-PCDD/F-TEQ** je **0,75 pg/g**. Najvyššie koncentrácie toxických ekvivalentov **OCDF** boli od **8,7 do 15 pg/g** a **1234678-HpCDD** od **2,6 do 3,4 pg/g** vo vzorkách vzdialených 500 a 1000 m od spaľovne odpadu.

Proces eliminácie rizika ohrozovania zdravia obyvateľstva cez elimináciu šírenia toxických látok do vzdušného prostredia drevinami sa v posledných dvoch desaťročiach osvedčilo ako nevyhnutný prístup vzhľadom na ich veľkú biomasu a dlhý životný cyklus. Listy a konáre stromov dokážu zachytiť a odfiltrovať častice (PM) zo vzduchu, ktoré sú bežnou súčasťou emisií spaľovní a automobilov a majú nepriaznivé účinky na zdravie dýchacích ciest. Tieto faktory zohrávajú zásadnú úlohu pri imobilizácii mnohých ťažkých kovov a organických polutantov v rôznych rastlinných tkanivách, čo vedie k minimálnemu vplyvu týchto znečisťujúcich látok na životné prostredie (Souza a kol., 2012). Na minimalizáciu šírenia znečisťujúcich anorganických a organických látok a na ochranu najzraniteľnejších oblastí pred znečistením sú najdôležitejšie účinné druhy rastlín a spôsoby ich výsadby. Strieborná breza, tis a baza boli najúčinnnejšie pri zachytávaní častíc s obsahom toxických prvkov a ich listové chĺpky prispeli k zníženiu o 79 %, 71 % a 70 % častíc. Najlepšími filtrami znečistenia boli ihličňany, ako sú borovice a cyprusy. Ihličňany ponúkajú najlepšie zníženie znečistenia, pretože sú vždy zeleným druhom. Na rozdiel od listnatých stromov, ktoré počas zimy strácajú listy, vždy zelené druhy fungujú ako celoročné filtre. Vždy zelené druhy ako borovica a tis obyčajný boli vybrané ako potenciálne najefektívnejšie. Pretože sú relatívne tolerantné voči znečisteniu, vždy zelené a obsahujú rad prospešných vlastností listov (Sawidis a kol., 1995).

Zabezpečenie monitorovania organickej kontaminácie so súbežnými preventívnymi opatreniami obmedzenia šírenia do životného prostredia cez výsadbu stromov by mohli dopomôcť v ochrane verejného zdravia (obr. 68). Monitoring ostatných znečisťujúcich prvkov vo forme kovov v rámci analýzy rizika neuvažujeme, lebo nesúvisia s významným ohrozením zdravia obyvateľstva v danom skúmanom území.

## 9. SÚHRN ANALÝZY RIZIKA V OKOLÍ CEMENTÁRNE TURŇA NAD BODVOU 2024

V zmysle Smernice MŽP SR č. 1/2015-7 z 28. januára 2015 na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia je územie v okolí Cementárne v Turni nad Bodvou (Danucem Slovensko a.s., DCM) nekontaminované a tieto pozitívne cieľové hodnoty je potrebné udržať pre budúce generácie, aby nebezpečné znečisťujúce látky postupne nekontaminovali jednotlivé zložky životného prostredia.

Chemickými analýzami 76 vzoriek pôd a 5 vzoriek sedimentov sa zistilo, že skúmané územie obsahuje podlimitné koncentrácie arzénu, striebra, bária, berýlia, kadmia, celkového fosforu, kobaltu, chrómu, medi, železa, ortuti, lítia, mangánu, molybdénu, niklu, olova, antimónu, cínu, stroncia, titánu, vanádu a zinku, pretože neprekračujú tieto toxické prvky ID limity ani v jednej z odobratej vzorky pôdy a sedimentu. Čiže sa nepredpokladá riziko šírenia znečistenia z pôdy, preto sme nepristúpili k výpočtu rizika z migrácie kontaminantov podzemnou a povrchovou vodou.

Chemické analýzy pôd preukázali výrazne **podlimitné koncentrácie** sledovaných všetkých zlúčenín PAU, pretože limitná koncentrácia **PAU** v pôdach podľa ID kritéria je **190 mg/kg**, ako aj **benzo(a)pyrénu**, ktorého hodnoty koncentrácie sú pod limitom ID kritéria **1,5 mg/kg**. Najvyššie podlimitné koncentrácie PAU boli zaznamenané vo vzorkách odobratých zo záhrad obcí, čo môže poukazovať na lokalizáciu antropogénneho zdroja znečistenia v blízkosti obydli lokálnym vykurovaním.

Hodnoty všetkých zlúčenín **PCDD/PCDF** v pôdach sú v podlimitných koncentráciách (**TEQ pod 0,004 ng/g**). Avšak jediná vzorka **D72T** z lokality Turňa nad Bodvou preukazuje hodnoty **OCDD** s koncentráciou **0,65 ng/g**, **1234789-HpCDF** s koncentráciou **1,9 ng/g** a **1234678-HpCDF** s koncentráciou **2,2 ng/g** (obr. 66). Avšak vypočítané **TEQ** vykazuje stále podlimitnú hodnotu **0.033 ng/g**, pretože limit je **0,039 ng/g** pre obytné zóny podľa US EPA 2008. Ďalšia vzorka **D64D**, ktorá sa nachádza v dedine Dvorníky bližšie k ceste, taktiež vykazuje **OCDD** s koncentráciou **0,1 ng/g** a **1234678-HpCDF** s koncentráciou **0,086 ng/g**, ale nevykazuje prekročenie **TEQ** s hodnotou **0.0056 ng/g**. Výsledky chemických analýz od akreditovaného laboratória ALS sú v prílohe 1 - 8.

**TEQ** sú vypočítané hodnoty, ktoré nám umožňujú porovnať toxicitu rôznych kombinácií dioxínov a dioxínom podobných zlúčenín a pomáhajú vysvetliť relatívnu toxicitu o uvoľňovaní chemikálií (WHO 1998).

Len dve pozitívne vzorky z 23 analyzovaných vzoriek pôd a sedimentov na podlimitné **PCDD/F (TEQ)** však nepoukazujú na zdroj kontaminácie z DCM, nakoľko vzorky zo záhrady D72T a D64D sú situované v blízkosti osady s nekontrolovaným kúrením a automobilovou dopravou.

Z 23 vzoriek pôd a sedimentov bol potvrdený z organochlórovaných pesticídov - hexachlórbenzén (**HCB**) len v dvoch vzorkách **D68H** z Hostoviec a **D57V** zo Včelárov, aj keď hodnoty boli v nízkych koncentráciách **0,0102 mg/kg** a **0,0096 mg/kg**, čiže v podlimitných hodnotách.

Avšak analýza biomasy poukazuje na prítomnosť nízkych koncentrácií škodlivých látok v ovzduší, pretože bola potvrdená prítomnosť toxických zlúčenín **PCB 6**, **PCDD/F-TEQ**, **PCB dioxin-like HRMS** v kôre, machu a vajciach a čiastočne aj toxických prvkov.

Výsledky získané chemickou analýzou kôry preukázali zo súboru 22 analyzovaných prvkov **Cd**, **Pb**, **Cr**, ktoré vo všeobecnosti vykazovali vyššie hodnoty ako tie, ktoré sa uvádzajú v dostupnej literatúre, čo naznačuje, že testovaná kôra v tejto analýze rizika je zasiahnutá čiastočnou kontamináciou z ovzdušia. Napríklad vzorka **J46B/500**, ktorá bola odobratá v blízkosti cestnej komunikácie prepravy alternatívnych palív, preukázala vyššiu kontamináciu machu znásobenú automobilovou prepravou.

Z kôry stromov vo vzdialenosti 1000 m od DCM bol stanovený **PCB** (súčet šiestich indikátorov PCB ( $\Sigma 6 \text{ PCB}$ )) v hodnotách od **12 do 18 ng/g**, čo zodpovedá  $1,62 \times 10^{-3}$  ng toxického ekvivalentu (TEQ)



$\text{g}^{-1}$  pre PCB podobné dioxínom (DL-PCB). Maximálna hladina pre **PCB 6 je 10 ng/g** - nariadenie Komisie 277/2012 nariadenie Komisie (ES) č. 152/2009). Severovýchodná strana od DCM môže byť čiastočne zasiahnutá emisiami zo spaľovne odpadu podľa analýz PCB 6 v kôre stromov.

Koncentrácie **benzo(a)pyrénu** vo vzorkách **machu S5B/1000, Z15B/1000, J46B/500** sú vyššie ako maximálne hodnoty definované pre sušené bylinky a sušené koreniny s výnimkou kardamónu a údenej papriky *Capsicum* spp. (Nariadenie Komisie (EÚ) 2023/915). Vzorky machu obsahovali koncentrácie benzo(a)pyrénu od **12 do 18  $\mu\text{g}/\text{kg}$** , pričom maximálna hladina pre **benzo(a)pyrén** je **10  $\mu\text{g}/\text{kg}$** .

Vo vzorkách machu **S5B/1000, Z15B/1000, J46B/500** sú koncentrácie **PCB6 od 27 do 65 ng/g**, čiže minimálne dvojnásobne až maximálne šesťnásobne prekračujú maximálne hodnoty definované pre krmne suroviny rastlinného pôvodu (**PCB 6 je 10 ng/g** - Nariadenie Komisie (EU) č. 277/2012 Nariadenie Komisie (EU) č. 152/2009).

Koncentrácie **WHO-PCDD/F-TEQ** v machoch sú dvojnásobne prekročené v hodnotách **TEQ-Upperbound od 1,5 do 2  $\text{pg}/\text{g}$** , pretože maximálna hladina **WHO-PCDD/F-TEQ je 0,75  $\text{pg}/\text{g}$**  - Nariadenie Komisie (EU) č. 277/2012 Nariadenie Komisie (EU) č. 152/2009. Najvyššie koncentrácie toxických ekvivalentov **OCDF boli od 8,7 do 15  $\text{pg}/\text{g}$**  a **1234678-HpCDD od 2,6 do 3,4  $\text{pg}/\text{g}$**  vo vzorkách vzdialených 500 m a 1000 m od spaľovne odpadu.

Samotné dioxíny **PCDD/F-TEQ** boli prítomné aj vo vajciach zo Zádielu v koncentráciách **1,7  $\text{pg}/\text{g}$** , ale vaječný tuk obsahuje aj **10 dioxínov podobných PCB**. Ak nameranú koncentráciu dioxínom podobným PCB vypočítame ako **TEQ (dl-PCB) – upper**, tak hodnota je **24  $\text{pg}/\text{g}$** , pričom maximálny limit **WHO-PCDD/F-PCB-TEQ** definovanými pre vajcia a vaječné výrobky hydiny je **5  $\text{pg}/\text{g}$** , aj pri zohľadnení neistoty stanovení (Nariadenie komisie (EÚ) 2023/915).

Ak nameranú koncentráciu **TEQ (dl-PCB) - upper** podobným dioxínom **24  $\text{pg}/\text{g}$**  porovnáme s **TDI**, tak priemerná spotreba bude **1,02  $\text{pg}/\text{d}/\text{kg}$** , čo je dietetická expozícia v hodnote **51,6 %** v porovnaní s TDI. Ak je vysoká spotreba vajec, tak denná expozícia bude **2,51  $\text{pg}/\text{d}/\text{kg}$** , čo je dietetická expozícia v hodnote **125 %** v porovnaní s TDI. Nepriaznivé zdravotné účinky pre deti sa dajú očakávať už pri vystavení dioxínom v hodnotách vyšších ako **12,6 % TDI** pre vajcia a **0,4 % TDI** pre bravčové mäso. Ak vezmeme do úvahy ďalšie nežiadúce zložky vo forme **120 ng/g PCB6**, kde je limit **40 ng/g**, tak nepriaznivé účinky vajec sa môžu prejaviť na zdraví konzumenta.

Postupne sa v praxi preukázala potreba dlhodobého, semikontinuálneho monitorovania emisií chlórovaných dioxínov. Napríklad dlhodobé merania chlórovaných dioxínov v modernej spaľovni komunálnych a priemyselných odpadov v holandskom Harlingene z rokov 2015 – 2017 preukázali, že krátkodobé a nárazové monitorovanie PCDD/F (aplikované aj v DCM) je nepresné a významne podhodnocuje reálne množstvo toxických látok ako dioxínov, uvoľňovaných do ovzdušia spaľovňami odpadov. Legislatívou stanovené emisné limity pre chlórované dioxíny boli pri dlhodobom meraní mnohokrát výrazne prekročené, **hlavne počas počiatkovej štartovacej fázy spaľovacieho procesu**, ktorý sa nemonitoruje pre tieto toxické látky. Výsledky tejto štúdie preukázali výrazné rozdiely medzi hodnotami nameranými nárazovým, niekoľkohodinovým meraním raz za niekoľko mesiacov a reálnymi emisiami identifikovanými dlhodobým semikontinuálnym monitoringom (Arkenbout, Esbensen 2017).

Semikontinuálny monitoring môže preukázať zvýšenú koncentráciu hlavne počas počiatkovej štartovacej a odstavovacej fázy spaľovacieho procesu. Zabezpečenie semikontinuálneho monitorovania aktuálnej organickej kontaminácie ovzdušia so súbežnými preventívnymi opatreniami obmedzenie šírenia, aj keď podlimitných zložiek do životného prostredia cez výsadbu stromov sú odporúčané pre ochranu verejného zdravia.

## 10. ZOZNAM POUŽITEJ LITERATÚRY

- Adhikari A, Adhikari S, Ghosh S, Azahar I, Shaw AK et al. (2020). Imbalance of redox homeostasis and antioxidant defense status in maize under chromium (VI) stress. *Environmental and Experimental Botany* 169: 103873.
- Ajay, S.V. , Kirankumar, P.S. , Sanath, K. , Prathish, K.P., Haridas, A., 2022. An experimental simulation study of conventional waste burning practices in India for the assessment and inventorisation of PCDD/F/dl-PCB emissions, *Journal of Environmental Management*, Volume 303, 114-109.
- Albanese, S., Sadeghi, M., Lima, A., Cicchella, D., Dinelli, E., Valera, P., Falconi, M., Demetriades, A., De Vivo, B., Etc, 2015. GEMAS: cobalt, Cr, Cu and Ni distribution in agricultural and grazing land soil of Europe. *J. Geochem. Explor.* 154, 81–93.
- Alloway, B. J., Ayers, D. C., 1993. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. In Blackie Academic and Professional, London.
- Anonymous, 2000. Assessment of Dietary Intake of Dioxins and Related PCBs by the Population of EU Member States. Report of Experts Participating in Task 3.2.5, European Commission, Brussels, 115 pp.
- Antoniadis, V., Levizou, E., Shaheen, S.M., Ok, Y.S., Sebastian, A., Baum, C., Prasad, M.N. V., Wenzel, W.W., Rinklebe, J., 2017. Trace elements in the soil-plant interface: phytoavailability, translocation, and phytoremediation—a review. *Earth Sci. Rev.* 171, 621–645.
- Arkenbout, A, Esbensen KH, 2017. Biomonitoring and source tracking of dioxins in the Netherlands, Eighth World Conference On Sampling and Blending / Perth, Wa, 9–11 May 2017, 117-124.
- ATSDR (2002) Toxicological profile for copper (draft for public comment). Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Subcontract No. ATSDR-205-1999-00024).
- Barceloux DG (1999) Copper. *Clinical Toxicology*, 37(2):217–230.
- Ben, Y., Li, T., Wan, Y., Dong, Z., Hu, J., 2017. Exposure assessment of PCDD/Fs for the population living in the vicinity of municipal waste incinerator: Additional exposure via local vegetable consumption, *Environmental Pollution* 224, 532-540.
- Bencko, V. - Cikrt, M. - Lener, J.: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha, 1995.
- Berlizov, A.N., Blum, O.B., Filby, R.H., Malyuk, I.A., Tryshyn, V.V., 2007. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. *Sci. Total Environ.* 372, 693–706.
- Bolan, N., Hoang, S.A., Beiyuan, J., Gupta, S., Hou, D., Karakoti, A., Joseph, S., Jung, S., Kim, K.H., Kirkham, M.B. and Kua, H.W., 2021. Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. *International Materials Reviews* 1-51.
- Budavari S (ed) (2001), *The Merck Index, An Encyclopedia of chemicals, drugs and biologicals*, Merck and Co., 13th Edn, White house Station, NJ, 3500.

- Brandsma, E.M., G.P. Binnendijk, F.E. De Buissonje, M.F. Mul, M.H. Bokma-Bakker, L.A.P. Hoogenboom, W.A. Traag, C.A. Kan, J. De Bree & A. Kijlstra, 2004. Factors that can Influence the Dioxin Contents of Organic Eggs. *Praktijkonderzoek*, Lelystad, 29 pp.
- CRH (Slovensko) a.s., 2020. Modernizácia linky na výrobu šedého portlandského slinku spojená s rozšírením portfólia a zvýšením kapacity spoluspaľovaných alternatívnych palív oznámenie o zmene v zmysle zákona NR SR č.24/2006 Z.z.
- Cetin, M.; Sevik, H.; Cobanoglu, O. Ca, Cu a Li v umytých a neumytých vzorkách ihličia, kôry a konárov smreka modrého (*Picea pungens*) v meste Ankara. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020 , 27 , 21816–21825.
- Cindoruk, S.S., Tasdemir, Y., 2008. Atmospheric Gas and Particle Phase Concentrations of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in a Suburban Site. *Environmental Forensics* 9, [Issue 2-3](#), 153 – 165,
- Coetzee, J.J., Bansal, N., Chirwa, E.M.N., 2018. Chromium in environment, its toxic effect from chromite-mining and ferrochrome industries, and its possible bioremediation. *Expo. Health*.
- Conesa, J. A., N. Ortuño, E. Abad and J. Rivera-Austrui (2016). "Emissions of PCDD/Fs, PBDD/Fs, dioxin like-PCBs and PAHs from a cement plant using a long-term monitoring system." *Science of The Total Environment* 571: 435-443.
- Čurlík, J., Šurina, B., 1998. Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd Bratislava : Výskumný ústav pôdnej úrodnosti , 134 s. ISBN 80-85361-37-X
- Čurlík, J., Jurkovič, L.: *Pedogeochemia*, Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Bratislava, 2012.
- Danish S, Tahir F, Rasheed M, Ahmad N, Ali M et al. (2019). Comparative effect of foliar application of Fe and banana peel biochar addition in spinach for alleviation of chromium (IV) toxicity. *Open Agric* 4: 381-390.
- Demirarslan, K.O., Korucu, M.K., Karademir, A., 2016. Did we choose the best one? A new site selection approach based on exposure and uptake potential for waste incineration. *Waste Manag. Res.* 34, 755-763.
- Domingo, J.L., Perello, G., Nadal, M., Schuhmacher, M., 2012. Dietary intake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) by a population living in the vicinity of a hazardous waste incinerator.: assessment of the temporal trend. *Environ. Int.* 50, 22-30.
- Domingo, J. L., Rovira, J., Vilavert, V., Nadal, M., Figueras, M.J., Schuhmacher, M., 2015. Health risks for the population living in the vicinity of an Integrated Waste Management Facility: Screening environmental pollutants, *Science of The Total Environment* 518–519, 363-370.
- Dopico, M., Gomez, A., 2015. Review of the current state and main sources of dioxins around the world. *J. Air Waste Manag.* 65, 1033-1049.
- Ďurža, O., Khun., M.: *Environmentálna geochemia niektorých ťažkých kovov. Koncentrácia ťažkých kovov v povrchových vodách*. Bratislava, 2002.
- EEA report, 2022. Soil monitoring in Europe, Indicators and thresholds for soil health assessments, Revised Version.

- EU, 2007 European Union Risk Assessment Report – Cadmium Oxide and Cadmium Metal Part I – Environment Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 608.
- Favoino, E.: Building a bridge strategy for residual waste. Material Recovery and Biological Treatment to manage residual waste within a circular economy. Zero Waste Europe, 2020.
- Fällman, A.M. & Hartlén, J. (1994). Leaching of slags and ashes - controlling factors in field experiments versus in laboratory tests. In: van der Sloot, A., Goumans, J.J.J.M. & Aalbers T.G. (eds) *Studies in Environmental Science*, Volume 60, pp. 39-54.
- Fiedler, H, O. Hutzinger, K. Welsch-Pausch & A. Schmiedinger, 2000. Evaluation of the Occurrence of PCDD/PCDF and POPs in Wastes and their Potential to Enter the Foodchain. Final Report. University of Bayreuth, Bayreuth, 121 pp.
- Filella, M., May, P.M., 2003. Computer simulation of the low-molecular-weight inorganic species distribution of antimony (III) and antimony (V) in natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67 (21), 4013–4031.
- Grob, M., Wilcke, W., Mestrot, A., 2018. Release and biomethylation of antimony in shooting range soils upon flooding. *Soil systems* 2 (2), 34.
- Hajeb P, Sloth JJ, Shakibazadeh S, Mahyudin NA, Afsah-Hejri L, 2014 Toxic elements in food: occurrence, binding, and reduction approaches. *Compr. Rev. Food Sci. Food Saf* 13, 457–472.
- Hedman, B.; Nilsson, C.; Marklund, S. PCDD/F in source-sorted waste fractions and emissions from their co-combustion with reed canary-grass. *Waste Manage.*, 2007;27(11):1580-92.
- Hernandez, F.; Jitaru, P.; Cormant, F.; Noël, L.; Guérin, T. Development and Application of a Method for Cr(III) Determination in Dairy Products by HPLC–ICPMS. *Food Chem.*, 2018, 240, 183–188.
- Hernandez-Quiroz, M., Herre, A., Cram, S., de Le'ón, C.P., Siebe, C., 2012. Pedogenic, lithogenic - or anthropogenic origin of Cr, Ni and V in soils near a petrochemical facility in Southeast Mexico. *Catena* 93, 49–57.
- Hussain, J., Husain, I., Arif, M., Gupta, N., 2017. Studies on heavy metal contamination in Godavari river basin. *Appl. Water Sci.* 7, 4539–4548.
- Chaurand, P., Rose, J., Briois, V., Olivi, L., Hazemann, J.-L., Proux, O., Domas, J. & Bottero, J.-Y. (2007). Environmental impacts of steel slag reused in road construction: A crystallographic and molecular (XANES) approach. *Journal of Hazardous Materials*, 139(3), pp. 537-542.
- Idowua O., Sempleb, K. T., Ramadassc, K., O'Connord, W., Hansbroe, P., Thavamaniam, P.: Review article Beyond the obvious: Environmental health implications of polar polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environment International*, 123, p. 543-557, February 2019.
- IARC Monografie o hodnotení karcinogénnych rizík pre ľudí, zväzok 69, Lyon, 1997
- IARC Monografie - Pracovná skupina IARC pre hodnotenie karcinogénneho rizika pre ľudí (2012). 2,3,7,8-tetrachlórdibenzopara-dioxín, 2,3,4,7,8-pentachlórdibenzofurán a 3,3',4,4',5-pentachlór-bifenyl . Vol. 100F. Medzinárodná agentúra pre výskum rakoviny. s. 339–378.
- ISO 18400-104:2018 Soil quality — SamplingPart 104: Strategies

- Janta, R., Chantara, S., Inta, A., Kawashima, M., Satake, K., 2016. Levels of road traffic heavy metals in tree bark layers of *Cassia fistula* tree. *Int. J. Environ. Sci. Dev.* 7 (5), 385e388.
- Kafka, Z., Punčochárová, J., 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chem. Listy* 96, 2002, 611-617.
- Kaplan, D.I., Adriano, D.C., Carlson, C.L. & Sajwan, K.S. (1990). Vanadium - toxicity and accumulation by beans. *Water Air and Soil Pollution*, 49(1-2), pp. 81-91.
- Kabata-Pendias A., Pendias H.: Trace Element in Soils and Plants. CRC Press, London, 1992.
- Khan MA, Khan S, Khan A, Alam M, 2017 Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Sci. Total Environ* 601, 1591–1605.
- Kijlstra, A., 2004. The role of organic and free poultry production systems on the dioxin levels in eggs. Proceedings of the 3rd SAFO Workshop, 16–18 September 2004, Falenty. University of Reading, Reading, pp. 83–90.
- Kim, K. S., Hirai, Y., Kato, M., Urano, K., & Masunaga, S. (2004). Detailed PCB congener patterns in incinerator flue gas and commercial PCB formulations (Kanechlor). *Chemosphere*, 55(4), 539–553.
- Kirchner, P.; Biondi, F.; Edwards, R.; McConnell, JR Variabilita koncentrácií stopových kovov v letokruhoch borovice Jeffrey (*Pinus jeffreyi*) z povodia Tahoe, Kalifornia, USA. *J. For. Res.* 2008 , 13 , 347-356.
- Kobza, J., 2003 Soil and plant pollution by potentially toxic elements in Slovakia, *Plant Soil Environment*, 51, 2005, 243–248.
- Krause, T., J. L. Moenning, J. Lamp, R. Maul, H. Schenkel, P. Furst, R. Pieper and J. Numata (2022). "Transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) from oral exposure into cow's milk - Part I: state of knowledge and uncertainties." *Nutr Res Rev*: 1-23.
- Landner L, Lindstrom L (1999) *Copper in society and in the environment*. Vasteras, Swedish Environmental Research Group (MFG) (SCDA S-721 88).
- Li, K., Yan, W., Huang, X., Yu, L., Chen, Y., Lou, CH., 2021. In-situ measurement of temperature and potassium concentration during the combustion of biomass pellets based on the emission spectrum, *Fuel*, Volume 289, 119-863.
- Liu, F.; Wienke, C.; Fiencke, C.; Guo, J.; Dong, R.; Pfeiffer, EM Biofilter so zmesou borovicovej kôry a keramzitu ako baliaceho materiálu na spracovanie metánu v laboratórnom experimente a implementácii v teréne. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2018 , 25 , 31297-31306.
- Lötschert, W., 1983. Immissionsanalysen im Raum Frankfurt unter Verwendung pflan-zlicher Biodinidkatoren. *Verh. Ges. Ökol.* 11, 277–290.
- Liu YZ, Xiao TF, Perkins RB, Zhu JM, Zhu ZJ, Xiong Y, Ning ZP, 2017 Geogenic cadmium pollution and potential health risks, with emphasis on black shale. *J. Geochem. Explor* 176, 42–49.
- Makovníková, J., Barančíková, G., Dlapa, P., Dercová, K.: Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme. *Chemické listy* 100, 2005, 424–432.
- Mandiwana, K.L., Panichev, N. & Molatlhegi, R. (2005). The leaching of V(V) with PO43- in the speciation analysis of soil. *Analytica Chimica Acta*, 545(2), pp. 239-243.

- Maňkovská, B.: Geochemický atlas Slovenska. Lesná Biomasa. Geologická služba SR, 87 ss., Bratislava, 1996.
- Meredith, M.L., Hites, R.A., 1987. Polychlorinated biphenyl accumulation in tree bark and wood growth rings. *Environ. Sci. Technol.* 21, 709–712.
- Nariadenie Komisie (EÚ) č. 2023/915 o maximálnych limitoch pre niektoré kontaminanty v potravinách
- Nariadenie Komisie (EÚ) č. 152/2009, ktorým sa stanovujú metódy odberu vzoriek a analýzy na účely úradných kontrol krmív
- Nariadenie Komisie (EÚ) č. 277/2012 z 28. marca 2012, ktorým sa menia a dopĺňajú prílohy I a II k smernici Európskeho parlamentu a Rady 2002/32/ES, pokiaľ ide o najvyššie prípustné obsahy a aktívnu prahovú koncentráciu dioxínov a polychlórovaných bifenylov Text s významom pre EHP
- Nariadenie Komisie (EÚ) 2017/1000 z 13. júna 2017, ktorým sa mení príloha XVII k nariadeniu Európskeho parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 o registrácii, hodnotení, autorizácii a obmedzovaní chemikálií (REACH), pokiaľ ide o kyselinu perfluoroktánovú (PFOA), jej soli a látky súvisiace s PFOA (Text s významom pre EHP)
- Nariadenie vlády 167/2015 Z.z. Slovenskej republiky z 8. júla 2015 o environmentálnych normách kvality v oblasti vodnej politiky.
- Nehrenheim, E. & Gustafsson, J.P. (2008). Kinetic sorption modelling of Cu, Ni, Zn, Pb and Cr ions to pine bark and blast furnace slag by using batch experiments. *Bioresource Technology*, 99(6), pp. 1571-1577.
- Nies DH, 1999 Microbial heavy-metal resistance. *Appl. Microbiol. Biotechnol* 51, 730–750.
- Nies DH, 2003 Efflux-mediated heavy metal resistance in prokaryotes. *FEMS Microbiol. Rev* 27, 313–339.
- Nisbet, C.T., LaGoy, P., 1992: Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)", *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, Volume 16, 290-300.
- Nriagu, J.O., Nieboer, E. Chromium in the natural and human environments, John Wiley & Sons, 1988.
- NSF (2000) *Drinking water treatment chemicals — Health effects. NSF international standard for drinking water additives*. Ann Arbor, MI, NSF International, p. 28 (ANSI/NSF 60-2000).
- Overmeire, I., Waegeneers, N., Sioen, I., Bilau, M., De Henauw, S., Goeyens, L., ... Eppe, G. (2009). PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in home-produced eggs from Belgium: Levels, contamination sources and health risks. *Science of The Total Environment*, 407(15), 4419–4429.
- Pacyna, J.M. & Pacyna, E.G. (2001). An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*, 9(4), pp. 269-298.
- Palansooriya, K.N., Shaheen, S.M., Chen, S.S., Tsang, D.C.W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N.S., Rinklebe, J., Ok, Y.S., 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: a critical review. *Environ. Int.* 134, 105046.
- Pan JL, Plant JA, Voulvoulis N, Oates CJ, Ihlenfeld C, 2010 Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environ Geochem Hlth* 32, 1–12.

- Parades-Aguilar, J., Reyes-Martínez, V., Bustamante, G., Almendáriz-Tapia, F.J., Martínez-Meza, G., Vílchez-Vargas, R., Link, A., Certucha-Barragán, M.T., Calderón, K., 2021. Removal of nickel(II) from wastewater using a zeolite-packed anaerobic bioreactor: bacterial diversity and community structure shifts. *J. Environ. Manag.* 279, 111558.
- Parzefall, W. (2002). "Risk assessment of dioxin contamination in human food." *Food and Chemical Toxicology* 40(8): 1185-1189.
- Petreas, M, R. Ruble, P. Visita, M. Mok, M. McKinney, J. She & R. Stephens, 1996. Bioaccumulation of PCDD/Fs from soil by foraging chickens. *Organohalogen Compounds* 29: 51–53.
- Petrlik, J., L. Bell, J. DiGangi, S. M. Allo'o Allo'o, G. Kuepouo, G. Ochieng Ochola, V. Grechko, N. Jelinek, J. Strakova, M. Skalsky, Y. Ismawati Drwiega, J. N. Hogarh, E. Akortia, S. Adu-Kumi, A. Teebthaisong, M. Carcamo, B. Beeler, P. Behnisch, C. Baitinger, C. Herold and R. Weber (2022). "Monitoring Dioxins and PCBs in Eggs as Sensitive Indicators for Environmental Pollution and Global Contaminated Sites and Recommendations for Reducing and Controlling Releases and Exposure." *Emerging Contaminants* 8(2022): 254-279.
- Poikolainen, J., 1997. Sulphur and heavy metal concentrations in Scots pine bark in northern Finland and the Kola Peninsula. *Water Air Soil Pollut.* 93, 395–408.
- Poznanović Spahić, M.M., Sakan, S.M., Glavaš-Trbić, B.M., Tančić, P.I., Škrivanj, S.B., Kovačević, J.R., Manojlović, D.D., 2019. Natural and anthropogenic sources of chromium, nickel and cobalt in soils impacted by agricultural and industrial activity (Vojvodina, Serbia). *J. Environ. Sci. Health Part A Toxic. /Hazard. Subst. Environ. Eng.* 54, 219–230.
- Proctor, D.M., Fehling, K.A., Shay, E.C., Wittenborn, J.L., Green, J.J., Avent, C., Bigham, R.D., Connolly, M., Lee, B., Shepker, T.O. & Zak, M.A. (2000). Physical and chemical characteristics of blast furnace, basic oxygen furnace, and electric arc furnace steel industry slags. *Environmental Science & Technology*, 34(8), pp. 1576-1582.
- Reinmann, J. (2011). "More Than 10 Years Continuous Emission Monitoring of Dioxins by Long-term Sampling in Belgium and Europe - Experiences, Trends and New Results." *Organohalogen Compd Vol. 73*: 2209-2212.
- Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O., Altermann, M., 2019. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. *Environ. Int.* 126, 76–88.
- Roeder, R.A., M.J. Garber & G. T. Schelling, 1998. Assessment of dioxins in foods from animal origins. *Journal of Animal Science* 76: 142–151.
- Salamova, A., Hites, R.A., 2010. Evaluation of tree bark as a passive atmospheric sampler for flame retardants, PCBs, and organochlorine pesticides. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6196–6201.
- Sawidis, T., Chettri, M.K., Zachariadis, G.A., Stratis, J.A., Seaward, M.R.D., 1995. Heavy metal bioaccumulation in lichens from Macedonia in northern Greece. *Toxicol. Environ. Chem.* 50, 157–166.
- Shen, H. & Forssberg, E. (2003). An overview of recovery of metals from slags. *Waste Management*, 23(10), pp. 933-949.

- Schecter, A., L. Birnbaum, J. Ryan and J. Constable (2006). "Dioxins: An overview." *Environ Research*(101): 419–428.
- Schuler, F., P. Schmid & C.H. Schlatter, 1997. The transfer of polychlorinated dibenzo P-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken. *Chemosphere* 34: 711–718.
- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., 2017. Molybdenum in natural waters: a review of occurrence, distributions and controls. *Appl. Geochem.* 84, 387–432.
- Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015 – 7. na vypracovanie analýzy rizika znečisteného územia.
- Smernica európskeho parlamentu a rady 2006/12/ES z 5. apríla 2006 o odpadoch.
- Smith, G.C., A.D.M. Hart, M.D. Rose, R. Macarthur, A. Fernandes, S. White & D.R.J. Moore, 2002. Intake estimation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans (PCDD/Fs) and polychlorinated biphenyls (PCB's) in salmon: the inclusion of uncertainty. *Food Additives and Contaminants* 19: 770–778.
- Souza, H.N., Cardoso, I.M., Fernandes, J., Garcia, F., Bonfim, V., Santos, A., Carvalho, A., Mendonca, E., 2010. Selection of native trees for intercropping with coffee in the Atlantic Rainforest biome. *Agroforestry Systems* 1, 1–16.
- Smernica Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015-7 na analýzu rizika znečisteného územia.
- Sprievodná správa, 2013. Územný plán obce Dvorníky – Včeláre.
- Srivastava, P.K., Vaish, A., Dwivedi, S., Chakrabarty, D., Singh, N., Tripathi, R.D., 2011: Biological removal of arsenic pollution by soil fungi. *Science of the Total Environment*, 409, 12, 2430 - 2442.
- Stockholm Convention (2010). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. Text and Annexes. Geneva: 64.
- Stockholm Convention on POPs (2008). Guidelines on Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices Relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Geneva, Secretariat of the Stockholm Convention on POPs.
- Stumm W, Morgan JJ (1996) Aquatic chemistry. New York, NY, Wiley Interscience.
- Suchdolgor, J.; Badamtsetseg, S.; Adyakhuu, D. Chemické zloženie a množstvo makro a mikroprvkov borovice ( *Pinus silvestris* L) a smrekovca ( *Larix sibirica* Ldb) v Mongolsku. *Mong. J. Biol. Sci.* 2003 , 1 , 81-83.
- Świsłowski, P., Kříž, J., Rajfur, M., 2020. The Use of Bark in Biomonitoring Heavy Metal Pollution of Forest Areas on the Example of Selected Areas in Poland. *Ecological Chemistry and Engineering*, Volume 27, Issue 2 (June 2020), 195 – 210.
- Šejbl, J. 1990a. Poškození zdraví kadmíem. II. Kadmium v pracovnom a životnom prostredí. *Rudy*, 4, 38, 87-92, Bratislava, 1990.
- Tame, N. W., Dlugogorski, B. Z., Kennedy, E. M., 2007. Formation of dioxins and furans during combustion of treated wood, *Progress in Energy and Combustion Science*, Volume 33, Issue 4, 2007, 384-408.



- Tlustos, C., I. Pratt, R. Moylan, R. Neilan, S. White, A. Fernandes & M. Rose, 2004. Investigation into levels of dioxins, furans and PCB's in battery, free range, barn and organic eggs. *Organohalogen Compounds* 66: 1925–1931.
- UNEP, 2010 Final Review of Scientific Information on Cadmium. United Nations Environment Programme, pp. 201.
- U.S. EPA (1991) Maximum contaminant level goals and national primary drinking water regulations for lead and copper; final rule. US Environmental Protection Agency. Federal Register, 56(110):26460–26564.
- U.S. EPA, 2004. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs), Review of Existing Soil Screening Benchmarks, OSWER Directive 92857-55, Washington, 2003.
- U.S. EPA (2008). Framework for application of the toxicity equivalence methodology for polychlorinated dioxins, furans, and biphenyls in ecological risk assessment. EPA/100/R-08/004. June. Risk Assessment Forum, Washington, DC.
- US NRC (2000) Copper in drinking water. Washington, DC, National Research Council, National Academy Press.
- Vilavert, L., Nadal, M., Mari, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2010. Monitoring temporal trends in environmental levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans: results from a 10-year surveillance program of a hazardous waste incinerator. *Arch. Environ. Contam.* 59, 521– 531.
- Vilavert, L., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2012. Long-term monitoring of dioxins and furans near a municipal solid waste incinerator: human health risks. *Waste Manage. Res.* 30, 908– 916.
- Vyhláška č. 151/2016 Z. z. Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o agrochemickom skúšaní pôd a o skladovaní a používaní hnojív.
- Vyhláška č. 508/2004 Z. z. Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky, ktorou sa mení a dopĺňa a ktorou sa vykonáva § 27 zákona č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov.
- Wang, S., Mulligan, C. N.: Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behavior and distribution, *Science of the Total Environment* 366, 701– 721, 2006.
- Wang, B., Fiedler, H., Huang, J., Deng, S.B., Wang, Y.J., Yu, G., 2016. A primary estimate of global PCDD/F release based on the quantity and quality of national economic and social activities. *Chemosphere* 151, 303e309.
- Weber R., Gaus C., Tysklind M., Johnston P., Forter M., Hollert H., Heinisch E., Holoubek I., Lloyd-Smith M., Masunaga S., Moccarelli P., Santillo D., Seike N., Symons R., Machado Torres J.P., Verta M., Varbelow G., Vijgen J., Watson A., Costner P., Woelz J., Wycisk P. and Zennegg M. (2008). Dioxin- and POP-contaminated sites-contemporary and future relevance and challenges. *Environmental Science and Pollution Research*. 15: 363-393.

- WHO (1998) Executive Summary Report of “Assessment of the health risks of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI).
- WHO, World Health Organization: Environmental Health Criteria, Geneva 1990.
- WHO, 2000. Chapter 6.10 Nickel General description [WWW Document]. Air Qual. Guidel. - Second Ed. URL [https://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0014/123080/AQG2ndEd\\_6\\_10Nickel.pdf](https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0014/123080/AQG2ndEd_6_10Nickel.pdf). (accessed 4 May 2021).
- WHO, 2011 Guidelines for Drinking Water Quality, 4 ed. World Health Organization, Geneva.
- WHO, 2011. Molybdenum in Drinking Water: Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality (WHO/SDE/WSH/03.04/11/Rev/1). World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Zhang, Bing, Min Guo, Mengyuan Liang, Jie Gu, Gangdou Ding, Jin Xu, Lili Shi, Aihua Gu, Guixiang Ji, PCDD/F and DL-PCB exposure among residents upwind and downwind of municipal solid waste incinerators and source identification, Environmental Pollution, Volume 331, Part 1, 2023, 121840, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121840>.
- Zambelli, B., Uversky, V.N., Ciurli, S., 2016. Nickel impact on human health: an intrinsic disorder perspective. Biochim. Biophys. Acta Proteins Proteom. 1864, 1714–1731.
- Zhao, S., Chen, Z., Khan, A., Wang, J., Kakade, A., Kulshrestha, S., et al. (2020a). Elevated Cr(VI) reduction in a biocathode microbial fuel cell without acclimatization inversion based on strain *Corynebacterium vitae* LZU47-1. Int. J. Hydrogen Energy 46, 3193–3203.
- Xiong, Y., Chen, C., Gu, X., Biswas, B.K., Shan, W., Lou, Z., Fang, D., Zang, S., 2011. Investigation on the removal of Mo(VI) from Mo-re containing wastewater by chemically modified persimmon residua. Bioresour. Technol. 102, 6857–6862.
- Yong, R. N., Mohamed, A. M. O., Warkentin, B., 1992: Principles of Contaminant Transport in Soils. Elsevier, Amsterdam.

#### a. ZOZNAM POUŽITÝCH INTERNETOVÝCH STRÁNOK

- <https://www.epa.gov/>
- <http://epa.gov/riskassessment.htm>
- <https://www.iarc.who.int/>
- [www.pops.int](http://www.pops.int)
- <https://zerowasteurope.eu/press-release/long-awaited-revamp-of-industrial-emissions-directive-improves-dioxin-monitoring-in-incinerators/>
- <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5194>
- [https://zerowasteurope.eu/wp-content/uploads/2020/06/zero\\_waste\\_europe\\_policy\\_briefing\\_MRBT\\_en.pdf](https://zerowasteurope.eu/wp-content/uploads/2020/06/zero_waste_europe_policy_briefing_MRBT_en.pdf)
- [www.bfr.bund.de](http://www.bfr.bund.de)

- <https://www.krizom-krazom.online/pojmy/priroda/maloplosne-chranene-uzemia/zadielska-tiesnava/>
- <https://www.epa.gov/dioxin/learn-about-dioxin>