



Původ kontaminace povrchu mostecké pánve arzénem, mědí, olovem a zinkem

Kontaminace půd v mostecké pánvi „těžkými kovy“ se většinou považuje za důsledek těžby a průmyslového využití uhlí. Mnohdy se ale kontaminací projevily i jiné lidské aktivity. Podkrušnohoří je také geologicky velmi rozmanité a některé zvláštnosti složení půd tam mají přírodní původ.

Prvky As, Cu, Pb a Zn se označují jako rizikové, protože jsou při vyšších koncentracích toxické pro rostliny i živočichy. Obzvláštní pozornost v této čtveřici vyžadují karcinogenní a teratogenní prvky As a Pb (Vácha a kol. 2015; Skála a kol. 2022). Kontaminace půd rizikovými prvky, jako jsou As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn, může ohrožovat zemědělskou produkci i bezpečnost potravin. Proto jsou jejich obsahy v půdách ČR už přes třicet let monitorovány Ministerstvem zemědělství. Při hodnocení půd podle koncentračních kritérií platné legislativy vycházejí jako kontaminované jednotky procent zemědělské plochy v ČR, a to především v místech těžby a zpracování rud a v okolí kovohutí. Kontaminace půd může být způsobena nejen lidskou činností, ale i přírodními faktory, což je možné rozlišit pomocí geochemického mapování. Posouzení míry lidského vlivu na kontaminaci půd proto vyžaduje odlišení geologických a jiných přírodních vlivů na proměnlivost chemického složení půd (Albanese a kol. 2018; Adamec a kol. 2024). To už jde nad rámec monitorování půd podle legislativy a bylo jedním z hlavních cílů této práce.

Půdy jsou plošně nejrozšířenějším archivem historické kontaminace a koncentrace lidských aktivit. V důsledku vývoje společnosti od průmyslové revoluce se stěhoval rostoucí podíl obyvatel do měst, kde se také soustřeďovaly průmyslové aktivity. To následně vedlo ke zvyšování hustoty dopravy a s tím související kontaminaci životního prostředí. Městské půdy jsou ovlivněny také používáním chemických látek, otěrem a korozí konstrukčních materiálů, popílkem z lokálních topenišť a mnoha dalšími zdroji kontaminace. Kolem silnic i železnic mají půdy zvýšené koncentrace některých rizikových prvků díky výfukovým i nevýfukovým emisím (Albanese a kol. 2018; Pascu a kol. 2024; Vaiškūnaitė a Jasiūnienė 2020; Zglobicki a Telecka 2021). Ve městech se zvýšené koncentrace rizikových prvků často nacházejí i ve veřejné zeleni, na dětských hřištích či sportovních plochách, kde se snadno usazují prachové částice s navázanými kontaminanty (Huang a kol. 2016; Albanese a kol. 2018). Do lidského těla se pak může nežádoucí množství těchto prvků dostávat vdechováním prachu nebo přímým kontaktem a požitím kontaminované půdy, například ze zeleniny pěstované v městském prostředí nebo z kontaktu rukou s ústy, zejména u dětí (Albanese a kol. 2011).

V mostecké pánvi se při kontaminaci půd překrývají přímé vlivy těžby a využití uhlí i mnohé doprovodné lidské aktivity. Ovlivnění lidmi je patrné na celém krajinném pokyvu (obrázek 1), ale také na koncentraci některých rizikových chemických prvků v půdách. Kromě půd je třeba si všimnout i povrchů výsypek po těžbě uhlí. V současné době pokročilých technologií ochrany životního prostředí, které prakticky znemožňují ohrožení lidského zdraví z průmyslových výroby, zůstává problémem prach s kontaminací z dřívějších environmentálních zátěží.



Obrázek 1. Mostecká pánev je pokryta z podstatné části rekultivovanými plochami po těžbě uhlí a jsou tam i průmyslové zóny, ale někde je půda využívána i k zemědělské činnosti. Foto J. Pacina.

METODY A VÝSLEDKY GEOCHEMICKÉHO MAPOVÁNÍ V MOSTECKÉ PÁNVI

V mostecké pánvi se setkává více důvodů kontaminace půd rizikovými prvky. K jejich rozlišení jsme provedli rozsáhlé vzorkování nad rámec běžného monitoringu, realizovaného Ministerstvem zemědělství ČR. Zaměřili jsme se na kontaminaci půd v Litvínově, Bílině, Dubí, Krupce a Teplicích a vzorkovali jsme tak, abychom pokryli všechna městská prostředí včetně okolí dopravních tras (obrázek 2). K tomu jsme odebírali vzorky v zastavěných plochách, v zemědělské krajině v okolí měst i na okolních výsypkách. Podrobné geochemické mapování ve městech a jejich okolí mělo hustotu 2–3 vzorky na 1 km², což bylo přibližně 600 vzorků půd ze svrchního půdního horizontu (asi 20 cm). Umožnilo to detailně charakterizovat prostorové rozložení rizikových prvků a identifikovat hlavní faktory ovlivňující jejich koncentrace. Analýzy obsahů rizikových prvků zahrnovaly rtg fluorescenční spektrometrii (XRF) a podle potřeby i hmotovou spektroskopii s indukčně vázaných plazmatem (ICP-MS). Část výsledků je přehledně shrnuta v tabulce 1.

K rozlišování antropogenních emisí a geologických vlivů jsme využili odběr a analýzu půdních profilů (Adamec a kol. 2024; Hošek a kol. 2024; Matys Grygar a kol. 2025a; Ottel 2025). Emise jsou obvykle největší ve svrchní vrstvě půdy, zatímco hlubší půdní horizonty více odrážejí matečnou horninu. Toto rozlišování je v mostecké pánvi nezbytné, protože překryvy lidských a přírodních vlivů jsou zde mimořádně časté (Adamec a kol. 2024; Matys Grygar a kol. 2025a). Ke zjišťování možných zdrojů kontaminace jsme využili také geostatistických metod (Ottel 2025).

Tabulka 1: Celkové koncentrace rizikových prvků v půdách v pětici měst v mostecké pánvi, v jejich okolí a v Krušných horách (výsledky této práce, není-li uvedeno jinak) ve formě mediánů (a mediánů absolutních odchylek podle Reimanna a kol. 2005 v závorkách).

	Cu (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	As (mg kg ⁻¹)
Krušné hory ¹	22	118	94	60
Městská zástavba	48 (35)	74 (40)	184 (108)	35 (17)
Zemědělská půda kolem Krupky a Dubí	38 (14)	76 (15)	162 (46)	35 (8)
Zemědělská půda kolem Teplic	36 (18)	61 (23)	142 (53)	25 (14)
Zemědělská půda kolem Litvínova	31 (3)	54 (5)	130 (15)	32 (5)
Zemědělská půda kolem Bíliny	31 (5)	39 (10)	115 (27)	17 (3)
Evropské zemědělské půdy ²		26	71	10
Limit pro zemědělské půdy ČR ³	150 až 300 ⁴	300 až 400 ⁵	400	40

¹ Hošek a kol. (2024), průměry koncentrací v povrchových horizontech půd na hřebenu Krušných hor v oblastech Flájí a Kovářské

² Reimann a kol. (2012), mediány celkových koncentrací prvků v povrchových horizontech zemědělských půd střední a jižní Evropy

³ Příloha č. 1 k vyhlášce č. 153/2016 Sb., indikační hodnoty koncentrací v extraktech lučavkou královskou, nad kterými je třeba začít zkoumat skutečné ohrožení zemědělské produkce

⁴ prováděcí vyhláška k zákonu uvádí pro Cu několik limitů podle pH půdního výluhu (pH < 5,0 – 150 mg kg⁻¹; pH > 6,5 – 300 mg kg⁻¹)

⁵ indikační hodnoty Pb dle cílového rizika – pro nezávadnost potravin (300 mg kg⁻¹), pro přímá zdravotní rizika (400 mg kg⁻¹)

VLIV BLÍZKOSTI KRUŠNÝCH HOR NA RIZIKOVÉ PRVKY V PÁNVI

V posledních desetiletích se jako důvod kontaminace půd v severozápadních Čechách uváděl především vliv těžby uhlí a těžkého průmyslu (Vácha a kol. 2015; Bednářová a kol. 2016; Skála a kol. 2022). Přitom se málo zohledňovaly místní přirozené geochemické zvláštnosti a starší hornické aktivity, které s uhlím spojené nebyly, ale byly typické pro Krušné hory a přilehlé části mostecké pánve (Adamec a kol. 2024).

Krušné hory jsou mimořádné nejen svou geologickou stavbou, ale také tisíciletou historií lidské činnosti, díky které byla krušnohorská krajina nedávno zapsána na seznam památek UNESCO. Místní půdy tam mají podstatně zvýšené přirozené koncentrace As a Pb z geologického podloží a historických lidských aktivit (Hošek a kol. 2024; viz také výsledky v tabulce 1). Od středověku do 19. století se tam těžily a zpracovávaly rudy mnoha kovů (Ag, Co, Cu, Fe, Pb, Sn, U), což výrazně ovlivnilo složení půd (Hošek a kol. 2024). Dlouhodobá hornická činnost zanechala v krajině výrazné stopy, proto jsou dnes Krušné hory typické množstvím starých důlních děl a hald, mnohdy v těsné blízkosti zemědělských i přírodních ploch. Rozsáhlé odlesnění, vznik odvalů po těžbách a hutnictví výrazně změnilo charakter krajiny (Kaiser a kol. 2023; Tolkendorf a kol. 2020) a pochopitelně také přispěly k šíření kontaminace do okolí polétavým prachem i splachy na dno pánve podél krušnohorského svahu (Adamec a kol. 2024; Matys Grygar a kol. 2025a). Výsledkem je, že koncentrace As a Pb v zemědělských půdách klesají s rostoucí vzdáleností od paty krušnohorského svahu – například v okolí Dubí a Krupky jsou vyšší než v okolí Bíliny (tabulka 1).

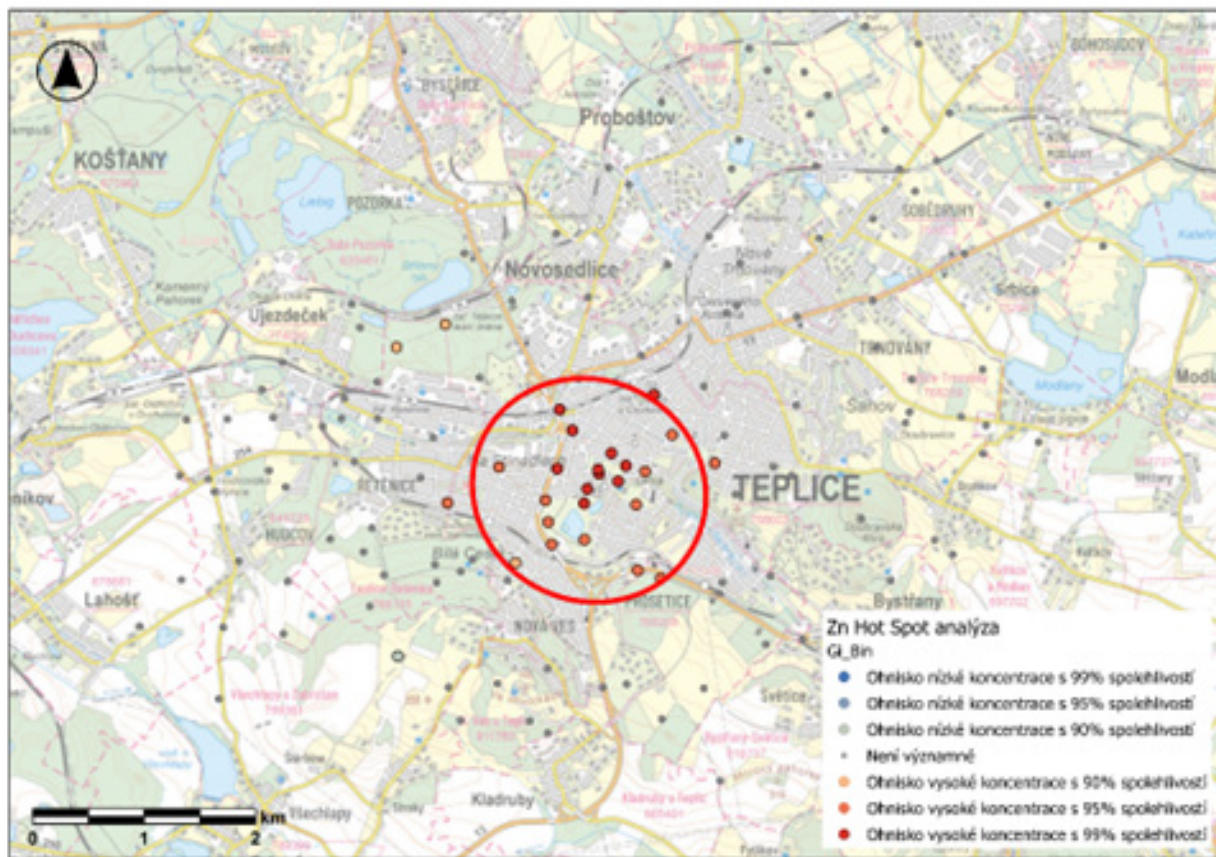


Obrázek 2. Jednokolejka podél paty krušnohorského svahu, zvaná dnes „kozí dráha“, byla kdysi významnou dopravní tepnou pro dopravu uhlí, horníků a dělníků i výsledků jejich práce v místních továrnách. V pánvi je takových dopravních tras několik. Foto Š. Tůmová.

VLIV DOPRAVY A HUSTÉHO OSÍDLENÍ

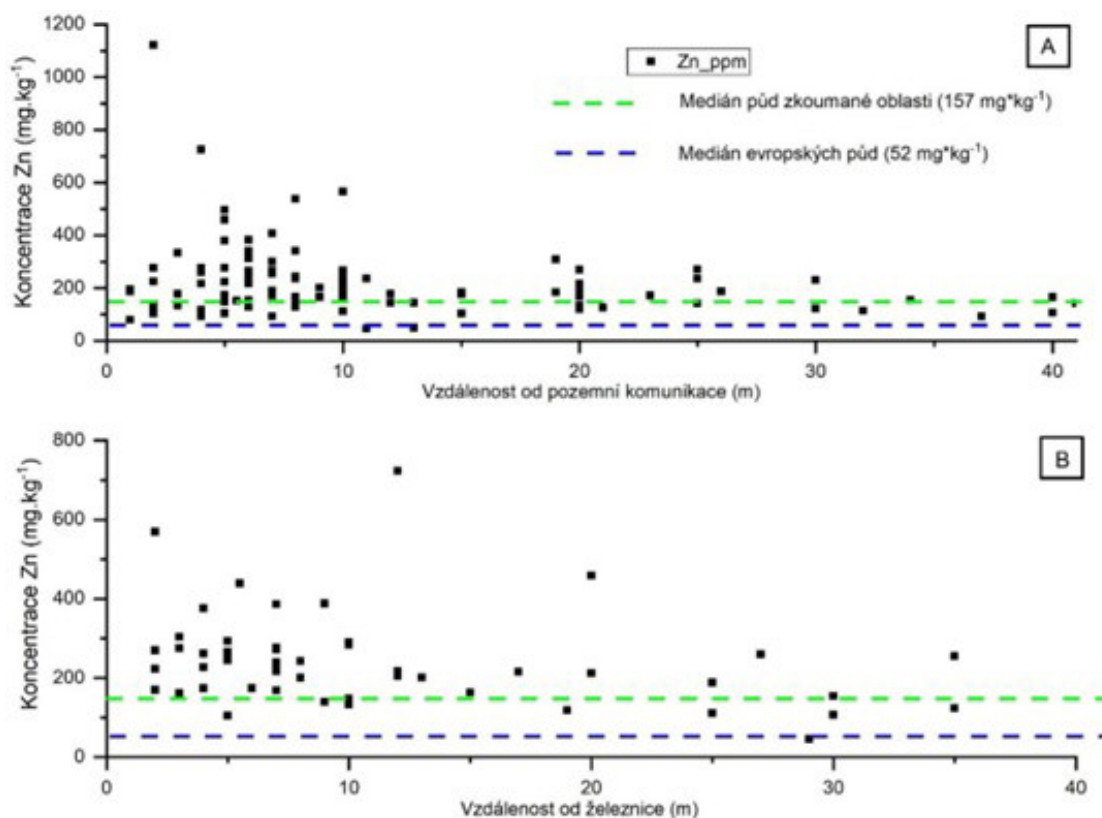
Jedním z hlavních důvodů kontaminace půd v mostecké pávni zinkem je doprava. To potvrdilo geochemické mapování Teplic, kde je patrné maximum koncentrací Zn v půdách v historickém centru

(Dedičová 2024). Tento výsledek není překvapivý; dominantní vliv silniční dopravy na městské půdy zjistili také autoři geochemické půdní mapy Prahy (Đuriš 2011; Poňavič a kol. 2018). Méně obecně známý, ale vědecky prokázaný je i vliv železniční dopravy na okolní půdy (Vaikšunaitė a Jasiunienė 2020; Stojić a kol. 2023).



Obrázek 3: Ohnisko vysokého půdního zinku (červená elipsa) ve středu historického centra Teplic a kolem hlavních dopravních tras. Mapa Š. Tůmová.

Na obrázku 4 je patrné, že koncentrace Zn klesají se zvyšující se vzdáleností od silnic a železnic, přičemž nejvyšších hodnot dosahují v pásmu prvních deseti metrů. Je zřejmé, že dosah emisí šířených prachem je poměrně omezený, a tak neohrožuje ani zemědělské půdy, pokud by se neohospodařilo v těsné blízkosti dopravních tras. Pouze v pásmu do 10 m překračují koncentrace Zn normy pro zemědělské půdy (tabulka 1).



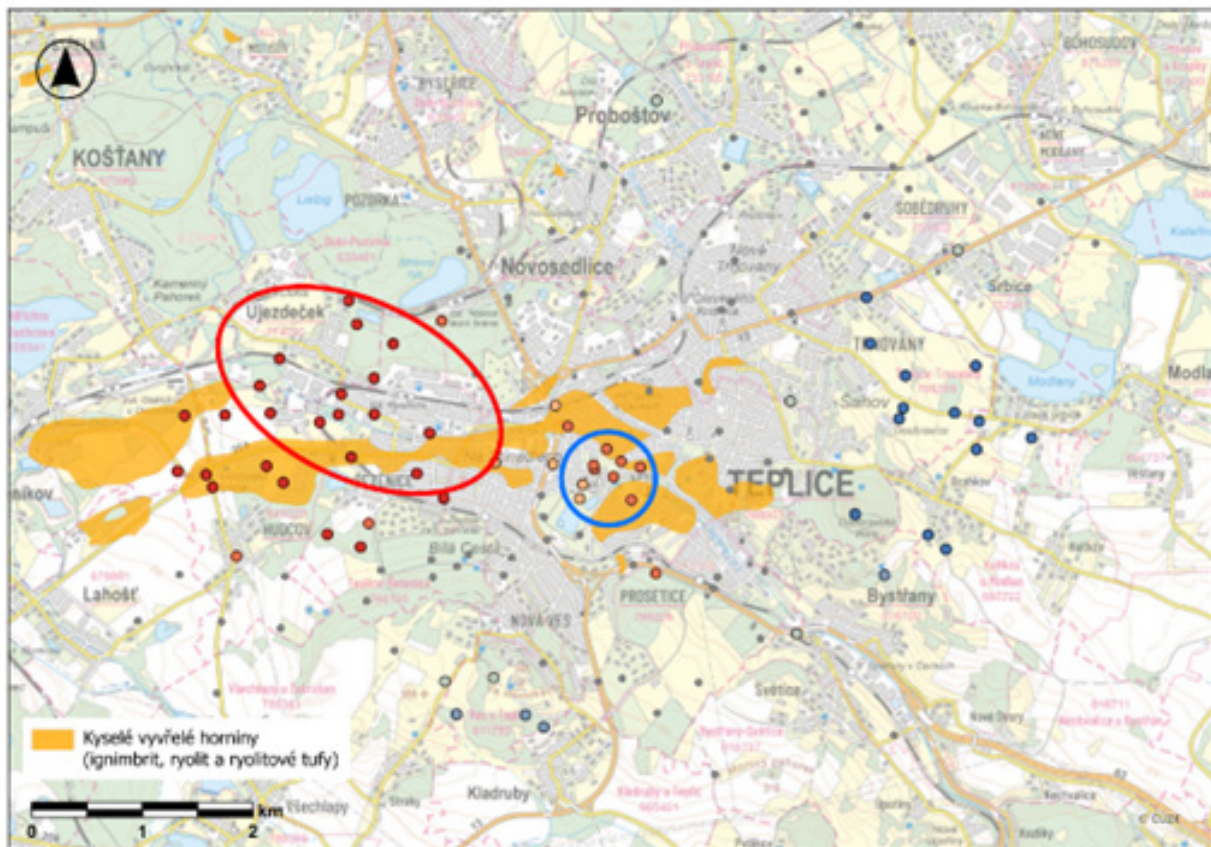
Obrázek 4: Závislost koncentrace Zn na vzdálenosti od dopravních tras v mostecké pánvi. Graf M. Hošek.

POZORUHODNÁ KONTAMINACE PŮD TEPLIC A OKOLÍ ARZÉNEM

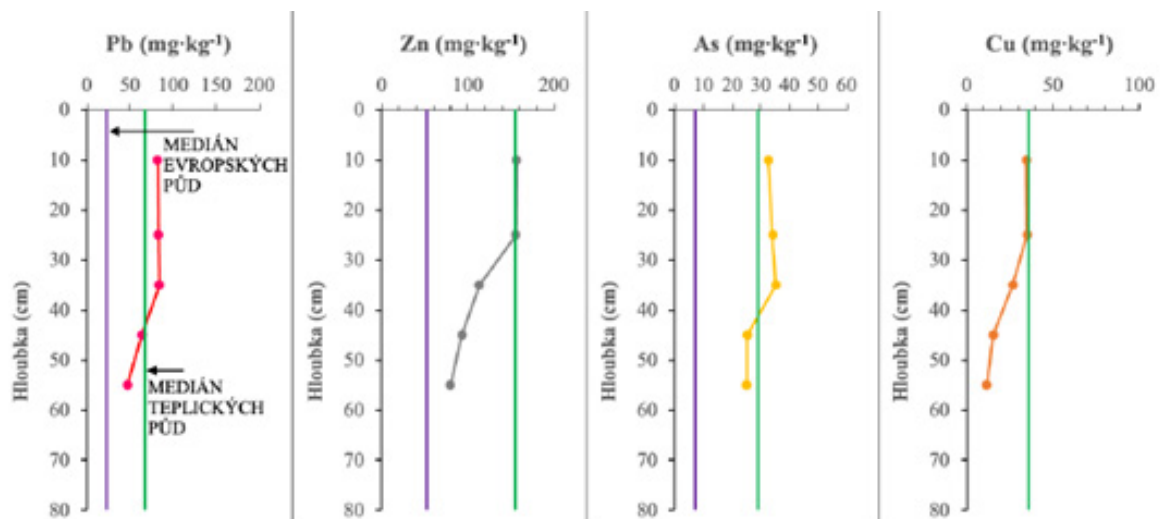
Při pohledu na mapu koncentrací As v půdách Teplic a jeho okolí (obrázek 5) jsou nápadná dvě ohniska kontaminace. To výraznější je v okolí průmyslové zóny Újezdeček (červená elipsa na obrázku 5). V Újezdečku byly sklárny a další provozy, jako továrna na dehet, v nedalekém Hudcově byla vápenka a cihelna. Tam všude se dříve využívalo uhlí, které se těžilo dále na západ od Újezdečka. Při výrobě skla před sto a více lety se často používaly přídavky oxidů olova a arzenu pro snazší utavení čirého a na světle stálého produktu. Nic z toho ale nevysvětluje menší ohnisko As v lázeňském centru Teplic (modrá elipsa na obrázku 5).

Při pohledu na geologickou mapu se ale ukazuje další faktor důležitý pro koncentrace As v teplických půdách, a to podložní hornina (oranžové plochy na obrázku 5). Hned pod půdním pokryvem se zde nacházejí ryolity a ignimbrity, kyselé vulkanické horniny včetně usazenin žhavého pyroklastického proudu, což byla směs popela, pemzy a sopečných úlomků. Tyto horniny bývají bohaté mimo jiné na těkavé rizikové prvky včetně arzenu (Zuzolo a kol. 2020; Ren a kol. 2022; Matys Grygar a kol. 2025a). K přirozeně zvýšenému obsahu As v centru lázeňského města zřejmě přispěl přírodní hydrotermální systém – modrá elipsa na obrázku 5 vyznačuje polohy lázeňských pramenů. Na svahu hor nad Teplicemi už v minulosti prosakovala srážková voda podél krušnohorského zlomu až do hloubek kolem 800 metrů. Pod pánevním dnem se pak tato voda ohřívala na teploty 50–60 °C a pak stoupala k povrchu, přitom se díky kontaktu s vulkanickými horninami obohacovala arzenem. Při výstupu k povrchu pánevního dna se tyto vody ochlazovaly a v puklinách ryolitu a křídových sedimentů se z nich srážel arzenem bohatý pyrit (až cca 6 % hmotnosti, Zachariáš a kol. 2008a, 2008b), baryt, a někde dokonce uraninit (smolinec, Zachariáš a kol. 2008a). Tyto teplé minerální prameny vyvěrají v pásmu Teplice–Řetenice–Lahošť. To asi vysvětluje, proč kontaminace půd arzenem zasahuje i lázeňské centrum Teplic, kde se tyto prameny dosud využívají (obrázek 5).

Potvrzením geogenního původu části As u Teplic je, že půdní profily na západě Teplic (obrázek 6) mají vysoké koncentrace As nejen na povrchu (tedy z emisí), ale také v hloubce (tedy z podloží). To ukazuje, že ohnisko vysokého As v půdě kolem Újezdečka (červená elipsa na obrázku 5) je výsledkem kombinace geologického vlivu včetně výše popsaných minerálních pramenů a zřejmě i historické průmyslové činnosti.



Obrázek 5: Ohniska vysokého půdního arzénu (červená a modrá elipsa) v Teplicích. Oranžová barva zobrazuje místní anomální horniny pod půdním pokryvem. Mapa Š. Tůmová.



Obrázek 6: Půdní profil MOT 140 s koncentracemi rizikových prvků. Grafy jsou převzaty z práce Ottela (2025).

Kdyby pocházela většina As v půdách v pánvi z těžby a využití uhlí, jak se obvykle předpokládá (Vácha a kol. 2015; Skála a kol. 2022), týkalo by se to půd v celé této oblasti. V zemědělských půdách v pánvi mimo města a výskyt ryolitu a ignimbritu v podloží byly sice zjištěny koncentrace rizikových prvků zvýšené proti mediánu evropských půd (tabulka 1), avšak stále v rozmezí běžného geochemického pozadí a pod limity stanovenými pro půdy se zemědělskou produkcí (Vyhláška č. 153/2016 Sb). Vyšší koncentrace As a Pb někdy také souvisejí se vzdáleností od paty krušnohorského svahu (tabulka 1; více Adamec a kol. 2024 a Matys Grygar a kol. 2025a).

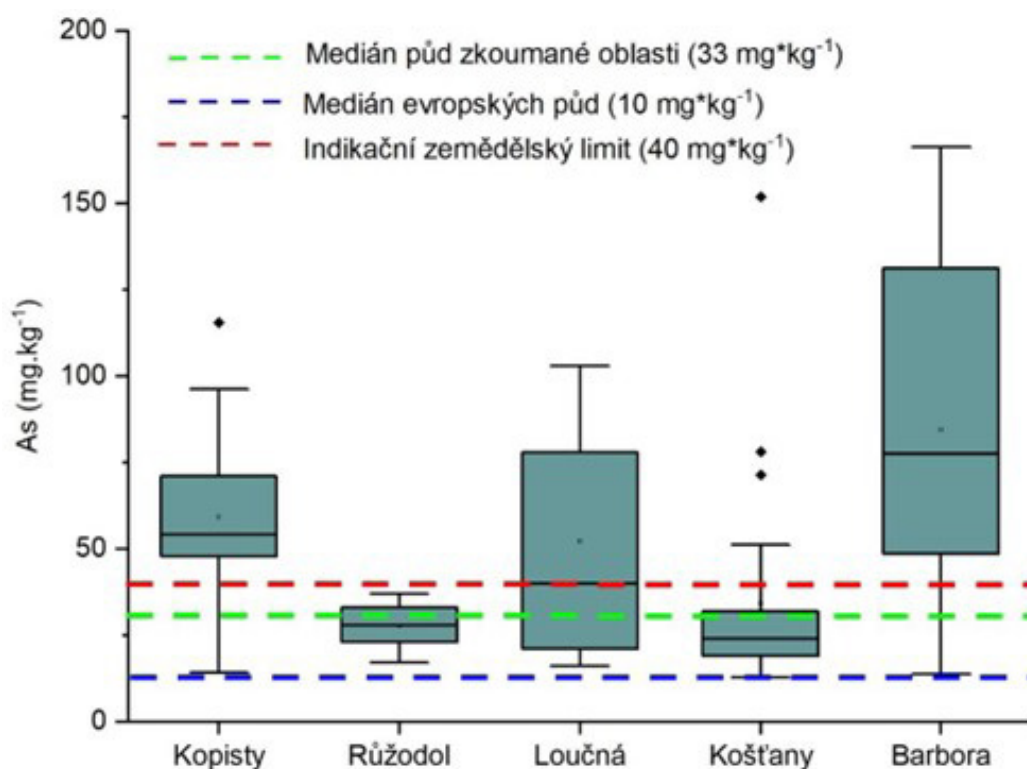
KONTAMINACE NA POVRCHU VÝSYPEK V PÁNVI

Při pohledu na mosteckou pánev zaujme značná plocha výsypek po těžbě uhlí – mnohdy to jsou nejsouvislejší plochy lesů na pánevním dnu, ať už vznikly rekultivacemi (obrázek 1) nebo sukcesí. Některé z nich jsou také místy s vysokou biodiverzitou (AVEX 2025). Na mnoha z nich roste vegetace na neupraveném a nerektivovaném nadloží uhelných slojí. Nadloží byly především sedimenty jezera, které zalilo celou mosteckou pánev po konci existence miocenního uhlotvorného močálu (Mach a kol. 2014). Jemné jezerní sedimenty mají poněkud jiné složení než běžné české půdy a díky tomu mají povrchy výsypek obvykle mírně zvýšené obsahy Pb a Zn, které ale nepředstavují problém pro lidi ani jiné organismy. Pro rostliny může být na výsypkách větším problémem nízký obsah biodostupných nebo celkových živin (Bradshaw 2000; Matys Grygar a kol. 2025b), nízký obsah organické hmoty a někdy také nevhodná půdní reakce (pH) (Spasić a kol. 2024; Matys Grygar a kol. 2025b).

Zvláštní pozornost by se ale v mostecké pánvi zřejmě měla věnovat koncentraci arzenu na povrchu nerektivovaných výsypek (obrázek 7 a 8). Na části ploch výsypek jsou koncentrace tohoto prvku v povrchové vrstvě větší než 100 mg kg^{-1} , což je několikanásobně více, než by se považovalo za bezpečné pro zemědělské půdy podle české legislativy (limit pro zemědělské půdy je na obrázku 8 vyznačen červeně). Mohlo by to být důsledkem přítomnosti minerálů železa, specifických pro prostředí rašelinišť, ve kterých mostecké uhlí vznikalo. Možná se i tady projevily minerální prameny popsané výše. Příliš vysoké koncentrace As a těžkých kovů v půdách mohou snižovat příjem živin rostlinami, což by mohlo zhoršovat zdravotní stav a snižovat hustotu rostlinného pokryvu výsypek (Matys Grygar a kol. 2025b). Vysoké koncentrace As v povrchové vrstvě výsypek by mohly být problém pro člověka a jiné živočichy, pokud by jejich povrchy zůstaly holé a působením větru se z nich uvolňoval polétavý prach, z něhož se tento rizikový prvek může snadno vstřebávat po vdechnutí nebo polknutí (Skála a kol. 2022).



Obrázek 7. Polohy odběrových míst na výsypkách po těžbě uhlí.
Mapa Š. Tůmová.



Obrázek 8. Krabicové diagramy koncentrací As na výsypkách po těžbě uhlí.
Pro srovnání jsou ukázány mediány koncentrací ve studované oblasti a v evropských půdách, jakož i indikační limity podle legislativy pro zemědělské půdy. Graf M. Hošek.

Při hodnocení půdní kontaminace je vždy důležité odlišovat antropogenní i přírodní zdroje, protože obě složky významně ovlivňují koncentrace i prostorovou distribuci rizikových prvků. V mostecké pánvi je to rozlišení obzvláště důležité. Na vyšší obsahy arzenu a olova v půdách mostecké pánve měly vliv i blízké Krušné hory. Využití uhlí v mostecké pánvi zvýšilo dále koncentrace rizikových prvků v půdách, ovšem spíše nepřímo v důsledku historických výroby, vysoké hustoty dopravní sítě a také koncentrovaného osídlení se zvýšenou zátěží městských půd.

Pozoruhodná je vysoká koncentrace arzenu u západního okraje Teplic kolem historické průmyslové zóny v Újezdečku, kde se pravděpodobně kombinuje vliv historického průmyslu a vlivy minerálních vod vznikajících kolem krušnohorského zlomu. Místní geologický vliv na pánevním dně může být místy i významnější než antropogenní zdroje. Koncentrace ostatních sledovaných rizikových prvků (Cu, Pb a Zn) v zemědělských půdách v mostecké pánvi ale nepřekračují limity pro zemědělské půdy, s výjimkou velmi malých oblastí, jako jsou některá pole u Ledvic (Adamec a kol. 2024).

V souvislosti s těžbou a využitím uhlí je asi nejvýznamnějším kontaminantem ze sledované čtveřice prvků na povrchu mostecké pánve arzén na výsypkách, který zřejmě pochází přímo z nadloží uhelné sloje. Vysoké koncentrace arzenu by mohly představovat riziko pro člověka a životní prostředí především v případě šíření polévatého prachu z ploch bez rostlinného pokryvu.

Assessing soil contamination always requires distinguishing between anthropogenic and natural sources, as both significantly influence the concentrations and spatial distribution of risk elements. In the Most Basin this distinguishing is particularly relevant. Higher As and Pb contents in the basin soils have been influenced by vicinity of the Ore Mountains. Coal use in the Most Basin has further increased risk element contents in soils, but mainly through rather by indirect influence of historical industry, dense transportation network a population with elevated load to city soils.

There is a notable hotspot of arsenic contamination near the western edge of the city of Teplice, around the historic industrial zone of Újezdeček, where legacy industrial emissions and mineral waters emerging along the Ore Mountain fault are combined. In some areas of the basin floor, natural geogenic influences can be more significant than anthropogenic sources. Concentrations of other monitored risk elements (Cu, Pb, Zn) in agricultural soils generally remain within legal limits for agricultural use, with only minor local exceedances, such as certain fields near Ledvice (Adamec et al. 2024).

Among the four studied elements, arsenic is the most significant contaminant on spoil heaps, likely originating directly from the overlying coal seam. Elevated surface concentrations of arsenic could pose risks to human health and the environment, particularly where dust from unvegetated areas would be dispersed by wind.

- ADAMEC, S., TŮMOVÁ, Š., HOŠEK A KOL. (2024) *Pitfalls of distinguishing anthropogenic and geogenic reasons for risk elements in soils around coal-fired power plants: from a case study in the Northwestern Czech Republic to general recommendations*. Journal of Soils and Sediments 24, 1274–1288. <http://doi.org/10.1007/s11368-024-03726-9>
- ALBANESE, S., BREWARD, N. (2011) *Sources of anthropogenic contaminants in the urban environment*. In: JOHNSON, C.C. (ed.) Mapping the chemical environment of urban areas, 116–127. <http://doi.org/10.1002/9780470670071.ch8>
- ALBANESE, S., CICCHELLA, D., LIMA, A., DE VIVO, B. (2018) *Geochemical Mapping of Urban Areas*. In: DE VIVO, B., BELKIN, H. E., LIMA, A. (eds) Environmental Geochemistry: Site Characterization, Data Analysis and Case Histories (2nd ed.), 133–151. <http://doi.org/10.1016/B978-0-444-63763-5.00009-4>
- AVEX (2025) Přírodě blízká rekultivace dolů a lomů. <https://www.avcr.cz/export/sites/avcr.cz/cs/veda-a-vyzkum/avex/files/2025-01.pdf>
- BEDNÁŘOVÁ, Z., KALINA, J., HÁJEK, O. A KOL. (2016) *Spatial distribution and risk assessment of metals in agricultural soils*. Geoderma 284, 113–121. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.021>
- BRADSHAW, A. (2000) *The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties*. Landscape and Urban Planning 51, 89–100. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00099-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00099-2)
- DĚDIČOVÁ, K. (2024) *Prostorová analýza a mapování kontaminace půd v okolí Chlumce nad Cidlinou rizikovými prvky*. Bakalářská práce, FŽP UJEP v Ústí nad Labem.
- ĎURIŠ, M. (2011) *Geochemical and Ecological Survey of the Prague City Area, Czech Republic*. In: JOHNSON, C.C., DEMETRIADES, A., LOCUTURA, J., OTTESEN, R.T. (eds) Mapping the Chemical Environment of Urban Areas, 364–374. <http://doi.org/10.1002/9780470670071.ch21>
- HOŠEK, M., PAVLÍKOVÁ, P., ŠOLTÝS, M., A KOL. (2024) *Distinguishing geogenic load and anthropogenic contribution to soil contamination in mineralised mountain landscape of Ore Mountains (Czech Republic) using cumulative distribution functions*. Land 13(2), 218. <http://doi.org/10.3390/land13020218>
- HUANG, J., LI, F., ZENG, G., LIU, W. A KOL. (2016) *Integrating hierarchical bioavailability and population distribution into potential eco-risk assessment of heavy metals in road dust: A case study in Xiandao District, Changsha city, China*. Science of The Total Environment 541, 969–976. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.139>
- KAISER, K., THEUERKAUF, M., HIEKE, F. (2023) *Holocene forest and land-use history of the Erzgebirge, central Europe: a review of palynological data*. E & G Quaternary Science Journal 72, 127–161. <https://egqsj.copernicus.org/articles/72/127/2023/>
- MACH, K., TEODORIDIS, V., MATYS GRYGAR, T. A KOL. (2014) *An evaluation of palaeogeography and palaeoecology in the Most Basin (Czech Republic) and Saxony (Germany) from the late Oligocene to the early Miocene*. Neues Jahrbuch für Geologie und Palaeontologie – Abhandlungen 272 (1), 13–45. <https://doi.org/10.1127/0077-7749/2014/0395>

MATYS GRYGAR, T., ADAMEC, S., TŮMOVÁ, Š. A KOL. (2025a) *Identification of coal combustion impacts on soil contamination by risk elements needs empirical holistic approach: case study in the Most Basin, Czech Republic*. Environmental Earth Sciences 84, 446. <https://doi.org/10.1007/s12665-025-12458-z>

MATYS GRYGAR, T., KÖNIGOVÁ, M., ADAMEC, S. A KOL. (2025b) *Nutrition status of trees on spoil heaps after coal mining can be inferred from seasonal dynamics of foliar nutrient concentrations*. Land Degradation & Development. <http://doi.org/10.1002/ldr.70260>

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ, Česká republika (2016) *Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb.*

OTTEL, M. (2025) *Kontaminace půd vybranými rizikovými prvky v okolí Teplic*. Bakalářská práce, FŽP UJEP v Ústí nad Labem

PASCU, L. F., STĂNESCU, B. A., GÂSNAC, M. G., KIM, L. (2024) *Spatiotemporal assessment of soil and vegetation pollution with toxic metals from road traffic along the first Romanian highway*. Environments 11(1), 21. <http://doi.org/10.3390/environments11010021>

POŇAVIČ, M., WITTLINGEROVÁ, Z., ČOUPEK, P., BUDA, J. (2018) *Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic*. Journal of Geochemical Exploration 187, 118–130. <http://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.09.008>

REIMANN, C., FILZMOSER, P.; GARRETT R.G. (2005) *Background and threshold: critical comparison of methods of determination*. Science of the Total Environment 346, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>

REIMANN, C., DE CARITAT, P. A KOL. (2012) *New soil composition data for Europe and Australia: Demonstrating comparability, identifying continental-scale processes and learning lessons for global geochemical mapping*. Science of the Total Environment 416, 239–252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.019>

REN, M., RODRÍGUEZ PINEDA, J. A., GOODELL, P. (2022) *Arsenic Mineral in Volcanic Tuff, a Source of Arsenic Anomaly in Groundwater: City of Chihuahua, Mexico*. Geosciences 12(2), 69. <https://doi.org/10.3390/geosciences12020069>

SKÁLA, J., BOAHEN, F., SZÁKOVÁ, J. A KOL. (2022) *Arsenic and lead in soil: impacts on element mobility and bioaccessibility*. Environmental Geochemistry and Health 44, 943–959

SPASIĆ, M., VACEK, O., VEJVODOVÁ, K. A KOL. (2024) *Which trees form the best soil? Reclaimed mine soil properties under 22 tree species: 50 years later—assessment of physical and chemical properties*. European Journal of Forest Research 143, 561–579. <https://doi.org/10.1007/s10342-023-01637-x>

STOJIC, N., ŠTRBAC, S., ČURČIĆ, L. A KOL. (2023) *Exploring the impact of transportation on heavy metal pollution: A comparative study of trains and cars*. Transportation Research Part D: Transport and Environment 125, 103966. <http://doi.org/10.1016/j.trd.2023.103966>

TOLKSDORF, J. F., KAISER, K., PETR, L. A KOL. (2020) *Past human impact in a mountain forest: geoarchaeology of a medieval glass production and charcoal hearth site in the Erzgebirge, Germany*. Regional Environmental Change 20, 71. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01638-1>

VÁCHA, R., SKÁLA, J., ČECHMÁNKOVÁ, J. A KOL. (2015) *Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic*. Journal of Soils and Sediments 15(8), 1813–1824. <http://doi.org/10.1007/s11368-015-1120-8>

VAIŠKUNAITĖ, R., JASIUNIENĖ, V. (2020) *The analysis of heavy metal pollutants emitted by railway transport*. Transport 35(2), 213–223. <http://doi.org/10.3846/transport.2020.12751>

ZGLOBICKI, W., TELECKA, M. (2021) *Heavy metals in urban street dust: Health risk assessment (Lublin City, E Poland)*. Applied Sciences 11(9), 4092. <http://doi.org/10.3390/app11094092>

ZACHARIÁŠ, J., ADAMOVIČ, J., KONEČNÝ, P. (2008a) *The uraninite–pyrite association, a sensitive indicator of changes in paleofluid composition: an example from the Ohře (Eger) Graben, Bohemian Massif, Czech Republic*. The Canadian Mineralogist 46(5), 1159–1172. <http://doi.org/10.3749/canmin.46.5.1159>

ZACHARIÁŠ, J., ADAMOVIČ, J., LANGROVÁ, A. (2008b) *Trace element chemistry of low-temperature pyrites – an indicator of past changes in fluid chemistry and fluid migration paths (Eger Graben, Czech Republic)*. Geologica Carpathica 59(2), 117–132.

ZUZOLO, D., CICCHELLA, D., DEMETRIADES, A. A KOL. (2020) *Arsenic: Geochemical distribution and age-related health risk in Italy*. Environmental Research 182, 109076. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109076>



Spolufinancováno
Evropskou unií

Ministerstvo životního prostředí



AUTOŘI

Tomáš Matys Grygar*, Michal Hošek, Štěpánka Tůmová, Slavomír Adamec

*korespondenční autor tomas-matys.grygar@ujep.cz

VYDAVATEL

Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem www.ujep.cz

Titulní ilustrace: generováno pomocí AI (ChatGPT, OpenAI).

Výzkumná zpráva/metodika/koncepce byla vytvořena v rámci projektu
RUR – Region univerzitě, univerzita regionu, reg . č. CZ.10.02.01/00/22_002/0000210.