



VĚDECKÝ VÝBOR FYTOSANITÁRNÍ A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

| | | | |
|---------------------|--------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| Klasifikace: | Draft | <input type="checkbox"/> | <i>Pro vnitřní potřebu VVF</i> |
| | Oponovaný draft | <input type="checkbox"/> | <i>Pro vnitřní potřebu VVF</i> |
| | Finální dokument | <input type="checkbox"/> | <i>Pro oficiální použití</i> |
| | Deklasifikovaný dokument | <input checked="" type="checkbox"/> | <i>Pro veřejné použití</i> |

Název dokumentu:

Stopové prvky v půdách hlavního města Prahy

Poznámka:

VVF-11-04
Zpracovatel: Ing. Miloslav Ďuriš, CSc. (ČGÚ)

Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, 161 06 PRAHA 6 - Ruzyně

Tel.: +420 233 022 324 , fax.: +420 233 311 591, URL: <http://www.phytosanitary.org>

Obsah:

| | |
|---|-----------|
| Úvod | 2 |
| Přehled vybraných rizikových stopových prvků | 3 |
| 1. Antimon, Sb | 3 |
| 2. Arzén, As | 5 |
| 3. Berylium, Be | 7 |
| 4. Kadmium, Cd | 9 |
| 5. Chrom, Cr | 11 |
| 6. Měď, Cu | 13 |
| 7. Olovo, Pb | 15 |
| 8. Rtuť, Hg | 18 |
| 9. Kobalt, Co | 20 |
| 10. Mangan, Mn | 22 |
| 11. Nikl, Ni | 24 |
| 12. Stroncium, Sr | 26 |
| 13. Thalium, Tl | 28 |
| 14. Vanad, V | 30 |
| 15. Zinek, Zn | 32 |
| Závěr..... | 34 |
| Literatura..... | 35 |

Úvod

V městských půdách se hromadí nejrůznější kontaminanty, pocházející z průmyslových emisí, zplodin automobilových motorů, emisí topných systémů, atd. Městské půdy se tak stávají jakýmsi indikátorem úrovně znečištění městského prostředí. Zvětrávající půdy ve městech se významně podílejí na tvorbě prachu, jehož částice obsahují produkty kontaminace a dlouhodobě zásobují městské ovzduší. Jedná se převážně o stopové prvky a organické sloučeniny uhlíku, které se hromadí v povrchové vrstvě půd a po uvolnění se stávají součástí prašného aerosolu. Systematickým vzorkováním půd lze zjistit koncentrace jednotlivých škodlivin a jejich plošné rozšíření. Získané údaje mohou posloužit při přípravě územních plánů, oceňování pozemků, případně pro opatření na odstranění škodlivých vlivů či zdrojů kontaminace. Vzhledem k poměrně vysokému podílu zemědělských půd v městském areálu stojí za úvahu jejich využití i pro zemědělské účely.

Zjišťování zdravotního rizika vyplývajícího ze znečištěných městských půd je složitý a zdoluhavý proces, který navíc neposkytuje jednoznačné údaje. Musí brát v úvahu délku expozice obyvatelstva škodlivinám, která by měla zahrnovat délku pobytu v rizikovém prostředí, zdravotní stav zkoumaných osob, atmosferické poměry a účinky dalších rizikových faktorů. Z tohoto důvodu nejsou zatím vypracovány limitní koncentrace škodlivin v městských půdách nikde ve světě přesto, že městské prostředí s vysokou koncentrací obyvatelstva, průmyslu a dopravy představuje mimořádně rizikovou součást životního prostředí.

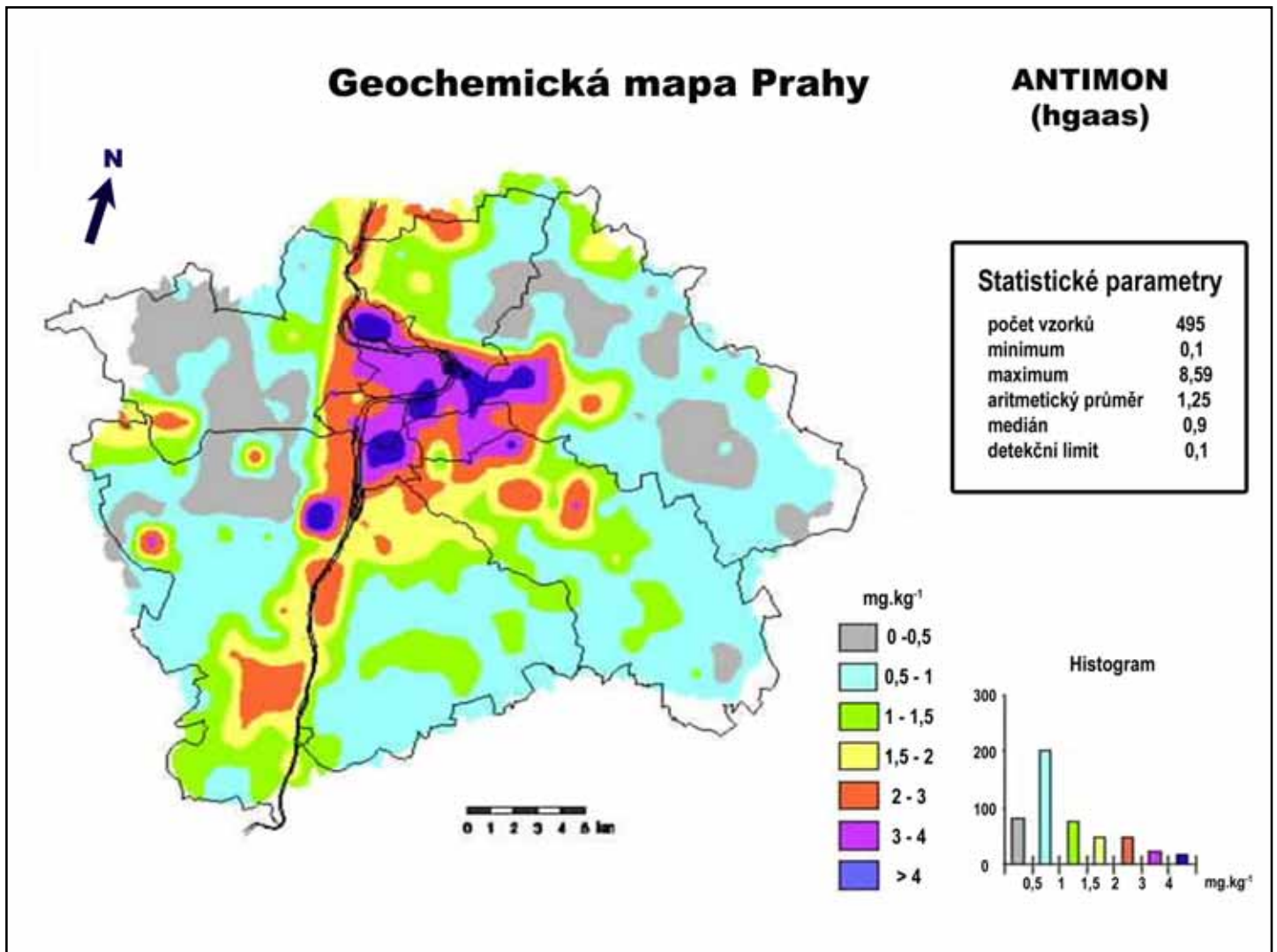
Informace uvedené v předloženém elaborátu byly získány v období 1993 – 1996 při realizaci projektu geochemického mapování hlavního města, který byl podpořen Ministerstvem životního prostředí a který vypracoval v Českém geologickém ústavu autor elaborátu.

Přehled vybraných rizikových stopových prvků

1. Antimon, Sb

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Sb | 0,2 | 1,2 | 0,1 | 8,6 | 1,3 | 0,9 | HGAAS | 0,1 |



Průměrný obsah antimonu v zemské kůře je $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Krauskopf, 1979), v půdách České republiky $1,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Beneš, 1994). Do atmosféry se dostává v přírodních podmínkách z činných sopek, lidskou činností emisemi z hutí, elektráren a provozů, kde je součástí technologického procesu. Do atmosféry je emitován ve formě oxidu antimonu.

Průmyslově se využívají rudy, které obsahují 5 až 60 % antimonu a způsob zpracování závisí na bohatosti rudy. Bohaté rudy se zpracovávají metalurgicky při teplotách $550 - 600 \text{ }^\circ\text{C}$, chudší hydrometalurgicky. Antimon se používá při výrobě akumulátorů, ložisek, broků, pájky, liteřiny, trubek a pod. Více než 50% spotřeby jde na nekovové produkty ve sklářském a keramickém průmyslu, při výrobě gumy, barviv, některých pesticidů a ve farmaceutickém průmyslu. Jeho sloučeniny s hliníkem, galiem a indiem (AlSb, GaSb, InSb) se používají při výrobě polovodičů.

Obecně platí, že sloučeniny trojmocného antimonu jsou toxičtější než pětímocného. Je zjištěno, že v krvi se akumuluje trojmocný antimon, zatímco v erythrocytech pětímocný.

Příznaky otravy antimonem jsou podobné příznakům otravy arsenem. Chronická otrava se projevuje proděravěním nosní přepážky, zánětem dásní a ústní dutiny, poruchami trávení, poškozením dýchacích cest. Kontaktní alergie se projevuje tzv. „antimonovými skvrnami“.

Nejvýznamnější cestou přívodu antimonu do lidského organismu je potravinový řetězec. Přívod dýchacími cestami v podobě prachu z kontaminovaných městských půd je malý a z toxikologického hlediska bezvýznamný. Především pro nízké koncentrace v půdách.

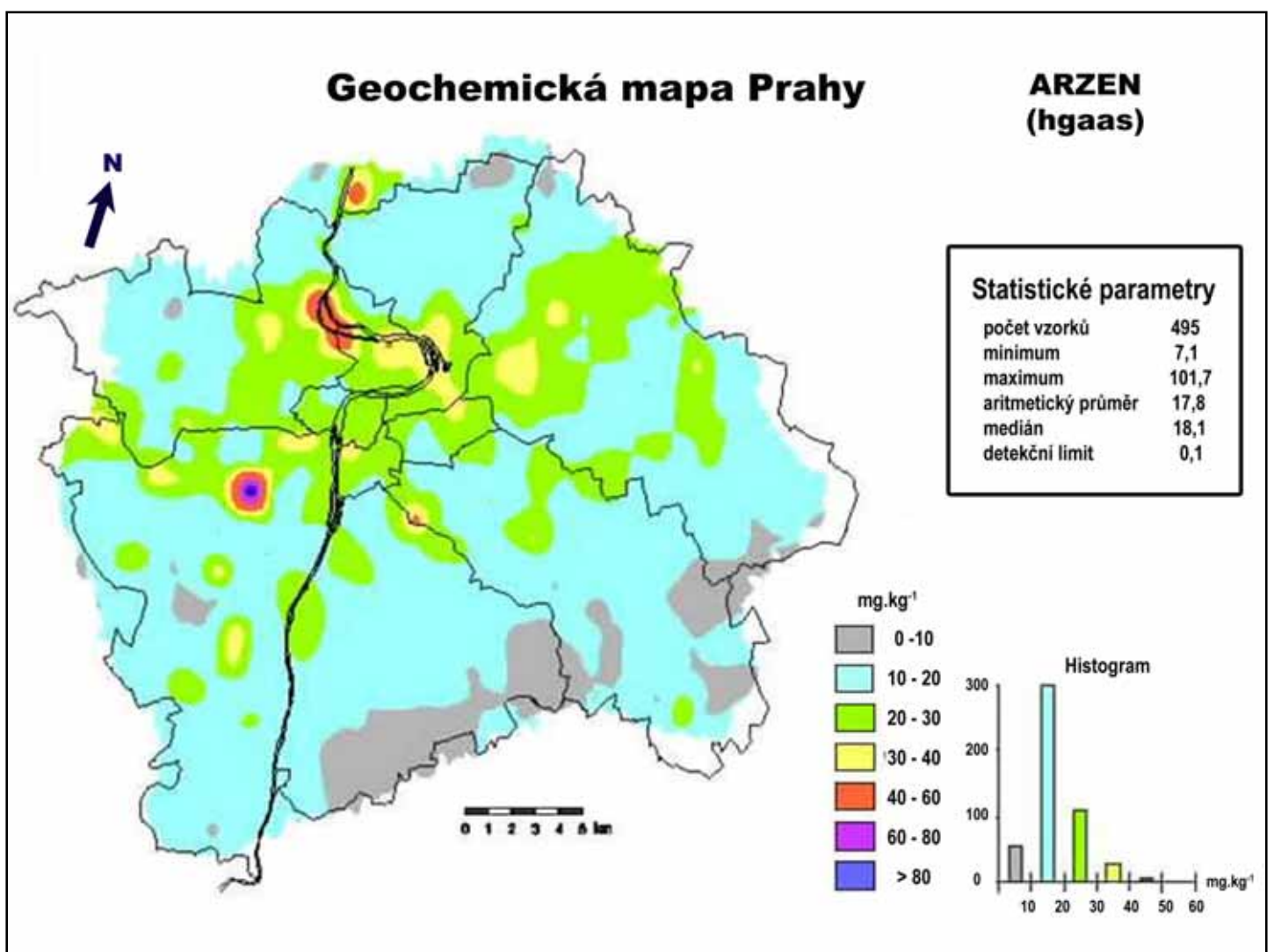
Z toxických sloučenin antimonu, které mohou být emitovány do ovzduší stojí za zmínku hlavně halogenidy, oxidy, sírany a sulfidy. Vznikají v technologických procesech, při kterých se antimon zpracovává nebo používá. Méně časté ve venkovním prostředí, ale velmi rizikové v uzavřených prostorách jsou sloučeniny selenu s antimonem a jedovatý plyn stibín (SbH_3). Toxické účinky jednotlivých sloučenin antimonu jsou si podobné. Od dráždění sliznice dýchacích cest a očí přes poškození kůže až po rakovinu plic.

Na území pražské aglomerace nebyly zaznamenány významnější koncentrace tohoto prvku v půdách. Jeho maximální koncentrace, pohybující se od 5 do 9 mg.kg^{-1} se soustřeďují ve středu města přibližně v trojúhelníku Holešovice – Vysočany - Hlubočepy.

2. Arzén, As

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. Obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| As | 1,8 | 7,5 | 7 | 105 | 28 | 24 | XRF | 7 |
| | | | 7 | 102 | 18 | 16 | HGAAS | 0,1 |



Průměrné obsahy As v horninách zemské kůry jsou $1,8 \text{ mg.kg}^{-1}$, v půdách České republiky $7,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Beneš, 1994). V půdách se vyskytuje hlavně ve formě arzenitanů a arzeničnanů železa a hliníku, které jsou málo rozpustné. Jsou velmi silně sorbovány hydratovanými oxidy železa a hliníku, půdním humusem a jílovými minerály. Proto arzén kontaminuje půdu pouze do hloubky 30 cm (Beneš, 1994). Jeho mobilita v půdě závisí na množství organických látek, obsahu aktivních oxidů železa a hliníku, pH a vlhkosti půdy. V suchém klimatu jsou sloučeniny arzenu prakticky nepohyblivé. Chemismus arzenu v půdách je podobný chemismu fosforu tzn., že může být ovlivňován stejnými faktory - pro jeho fixaci v půdách jsou významné obsahy Al, Fe a částečně Ca. Podobně jako u fosfátů i sloučeniny arzenu se v důsledku pevných vazeb hromadí ve svrchních deseti centimetrech půdní vrstvy. Důsledkem kompetitivního vztahu mezi fosforem a arzenem se mobilita arzenu v půdě zvyšuje s fosfátovým hnojením. Působením mikroorganismů na sloučeniny arzenu vznikají organické metylderiváty arzenu, které jsou velmi jedovaté.

Sloučeniny arzenu se používají v barevných nátěrech, v textilním a koželužném průmyslu. Rovněž domácí čisticí prostředky mohou obsahovat značná množství (10 až 70 mg.kg^{-1}) arzenu. Pro vysokou toxicitu většiny sloučenin je As složkou různých druhů pesticidů, fungicidů, herbicidů, insekticidů a rodenticidů. I když se sloučeniny As v zemědělství již nepoužívají v tak velkém rozsahu jako dříve, jeho účinky jsou dosud závažné vzhledem k vysoké aplikaci v minulosti. Je všeobecně známo, že As se akumuluje ve slupce brambor. Přímá intoxikace člověka nebo zvířat kontaminovanými rostlinami je považována za nepravděpodobnou, neboť úroveň toxicity pro člověka a zvířata je stejná i pro rostliny.

Zdrojem arzenu v ovzduší je hlavně spalované uhlí, ve kterém může dosahovat vysokých koncentrací (2200 mg.kg^{-1} v třetihorním uhlí našich ložisek - Bouška, 1983). Elementární arzén se používá hlavně ve slitinách s olovem (akumulátory, liteřina, broky, pájka), při výrobě polovodičů. Jeho sloučeniny mají široké využití v zemědělství ve všech druzích pesticidů, v textilním průmyslu jako barvivo.

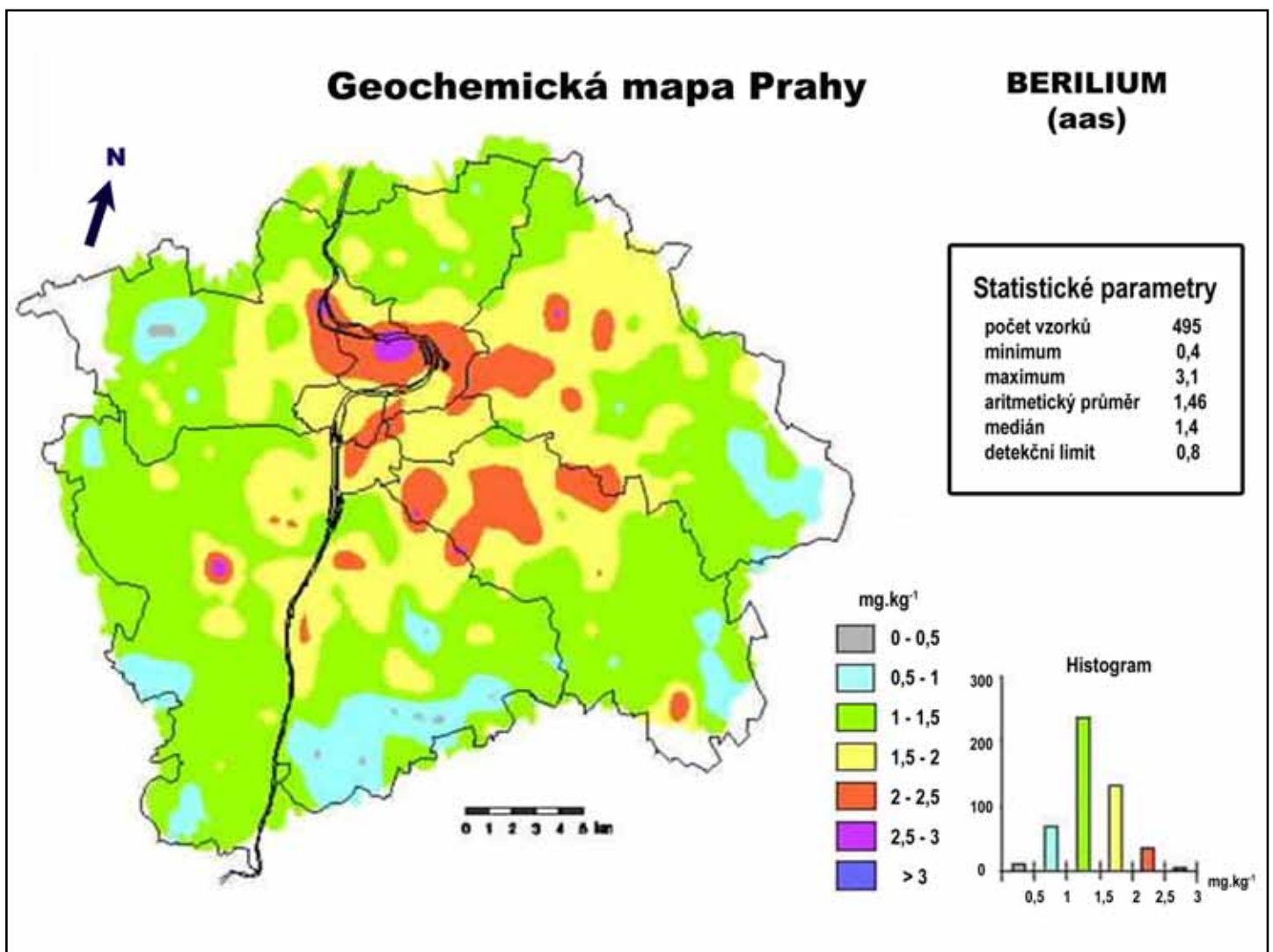
Arzén patří z hygienického hlediska k nejrizikovějším prvkům, protože poškozuje centrální nervovou soustavu a vegetativní nervy, způsobuje poruchy látkové výměny. Nebezpečné jsou jeho karcinogenní účinky na kůži, dýchací cesty a plíce a stimulační vliv na jiné karcinogeny jako je nikl, kobalt, aromatické uhlovodíky a ionizující záření. V lékařství se od použití jeho sloučenin ustupuje pro jejich toxicitu.

Arzén je rozšířen v pražské aglomeraci téměř celoplošně. Vyšší koncentrace (nad 40 mg.kg^{-1}) jsou ve středu města, jihovýchodní a jihozápadní periferie má obsahy sníženy pod 20 mg.kg^{-1} . Koncentrace jeho vyluhovatelných forem má o něco menší plošný rozsah i nižší koncentrace.

3. Beryllium, Be

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Be | 2 | 2 | 0,4 | 3 | 1,5 | 1,4 | AAS | 0,8 |



Berylium má podobné vlastnosti jako hliník. V přírodě je rozšířeno jako součást běžných horninotvorných minerálů jako jsou plagioklasy, pyroxeny, slídy a jílové minerály. Ve zvětrávacím procesu se sorbuje na jílové minerály. Berylium se používá hlavně v metalurgii a jaderném průmyslu. Do ovzduší se dostává při spalování uhlí, ve kterém je vázáno především na organickou hmotu. Významnou měrou se nabožacuje v popelu uhlí.

Berylium, pokud se vyskytuje v půdách, bylo zjištěno v některých rostlinách i kostech živočichů. V rostlinách je považováno za neškodné, u živočichů způsobuje tzv. beryliovou rachitidu. Zvýšené obsahy solí berylia v potravě podmiňují v organismu vznik rozpustného fosfátu berylia, v důsledku čeho dochází k oslabování kostí.

Četné sloučeniny Be jsou jedovaté. Způsobují podráždění pokožky, dýchacích cest (berylióza), toxické účinky jsou zaznamenány na centrální nervový systém, srdce, játra, ledviny, sliznice, pokožku, oční rohovku. Je mu připisována také kancerogenita, mutagenita a teratogenita.

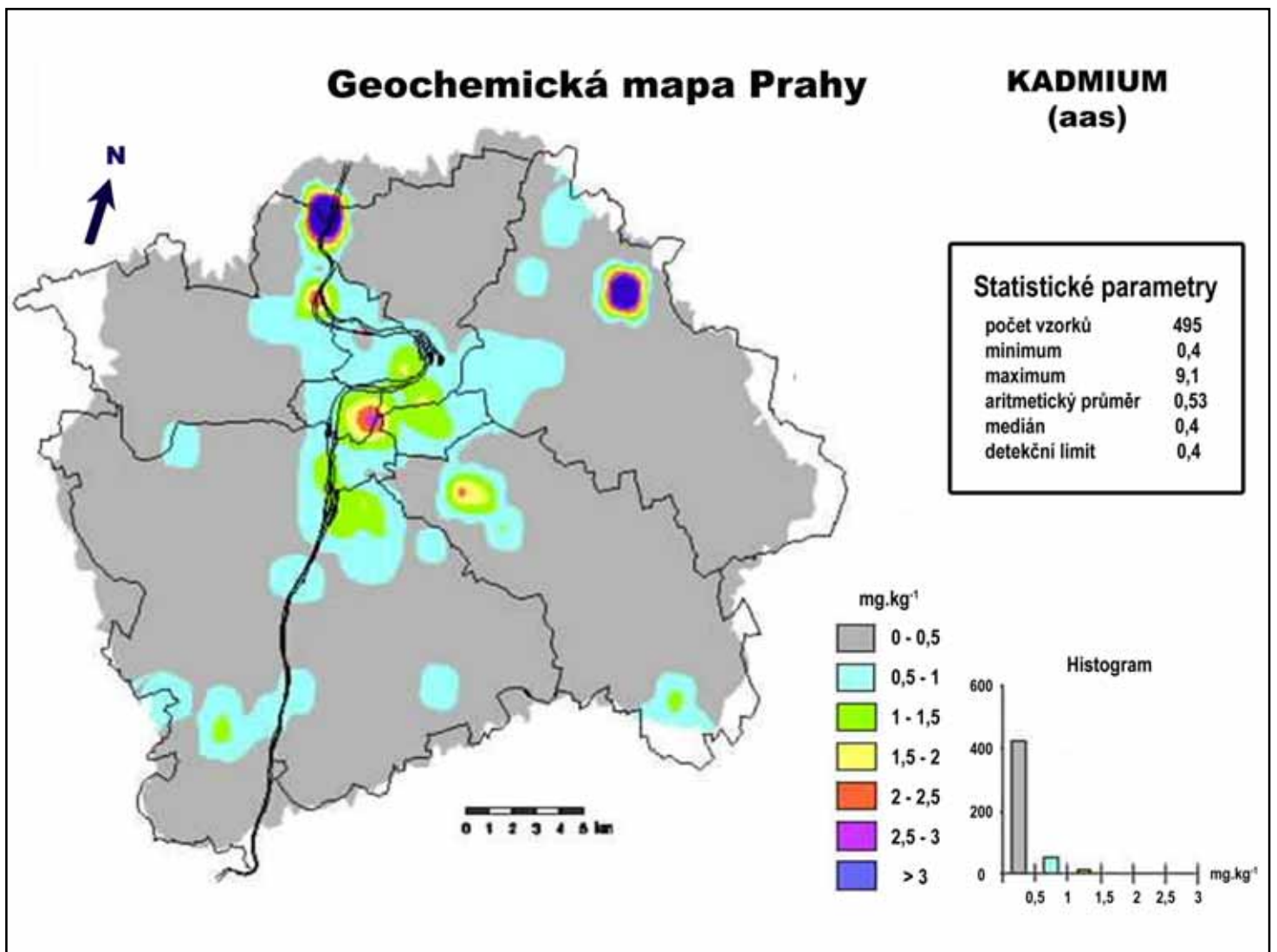
Potenciální zdroje znečištění jsou metalurgie, strojírenství, zpracování ropy, elektrotechnika, radiotechnika, keramika.

Rozšíření berylia v půdách pražské aglomerace kopíruje rozšíření arzenu, což naznačuje možný společný zdroj. Koncentrace jen výjimečně dosahují 3 mg.kg^{-1} , v nižších koncentracích ($1,5 - 2 \text{ mg.kg}^{-1}$) však pokrývá značnou rozlohu od středu města k severovýchodu.

4. Kadmium, Cd

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Cd | 0,16 | 0,4 | 0,4 | 9,1 | 0,5 | 0,4 | AAS | 0,4 |



Kadmium je geochemicky podobné zinku, vyskytuje se také v jeho hlavním rudním minerálu – sfaleritu (sulfid zinku ZnS). V půdách je přítomno ve volné iontové formě, pouze v půdách s vysokým obsahem chloridů může tvořit komplexy. Jeho rozpustnost klesá s rostoucím pH půdního roztoku. Nejnižší obsahy vodou rozpustného kadmia jsou charakteristické pro vápnitě půdy. Mobilita kadmia a tím i jeho možná toxicita závisí na jednotlivých formách vazby a na sloučeninách, v jakých se v půdách vyskytuje. V půdách silně znečištěných kadmium klesá jeho množství distribuované do jednotlivých forem v řadě: vyměnitelná forma, Fe-Mn hydroxidy, karbonáty, organická hmota.

Kadmium se široce používá jako nátěrový materiál, při výrobě barev a výrobě plastů. Využívá se také pro výrobu baterií, ve fotografii a jako fungicid. Je obsaženo v motorových olejích a pneumatikách, což vysvětluje jeho relativní akumulace v půdách kolem cest. Geochemická příbuznost Cd a Zn způsobuje jejich vzájemnou provázanost. To znamená, že např. emise zinkových hutí mohou produkovat emise s obsahem ZnO i CdO. Větší těkavost CdO způsobuje jeho vyšší obsah v těchto emisích ve srovnání s původním rudním materiálem. V rudách je tento poměr zpravidla Zn/Cd = 900. Obsah Cd ve fosfátových hnojivech se pohybuje od 1-2 mg.kg⁻¹ v třetihorních vápnatých fosfátech do 50-170 mg.kg⁻¹ v superfosfátech.

Do životního prostředí se kadmium dostává zejména prostřednictvím emisí. Množství kadmia vstupující do atmosféry je odhadováno na 7000 t/rok, z toho je pouze 10 % přirozeného původu. Emise kadmia pocházejí zejména z těchto zdrojů: výroba a zpracování neželezných kovů obsahujících kadmium, spalování fosilních paliv, spalování odpadů, produkce oceli a železa.

Kadmium se akumuluje převážně v ledvinách a játrech s biologickou retencí více než 10 let. Kromě poškozování těchto orgánů způsobuje změny v pevnosti kostí, zřejmě narušením metabolismu vápníku, fosforu a vitamínu D. Zesiluje toxické účinky mědi a niklu a má karcinogenní účinky. Nejčastější nemocí způsobenou zvýšeným přísunem Cd je zvýšený krevní tlak a cévní poruchy všeobecně.

Je známo, že kadmium je snadno přijímáno mnoha rostlinami. Jeho příjem je zvýšen cca o 10 % za přítomnosti zinku avšak citlivost jednotlivých druhů rostlin na přísun Cd je velmi rozdílná. Obsah Cd v neznečištěných oblastech je zpravidla nižší než 1 ppm.

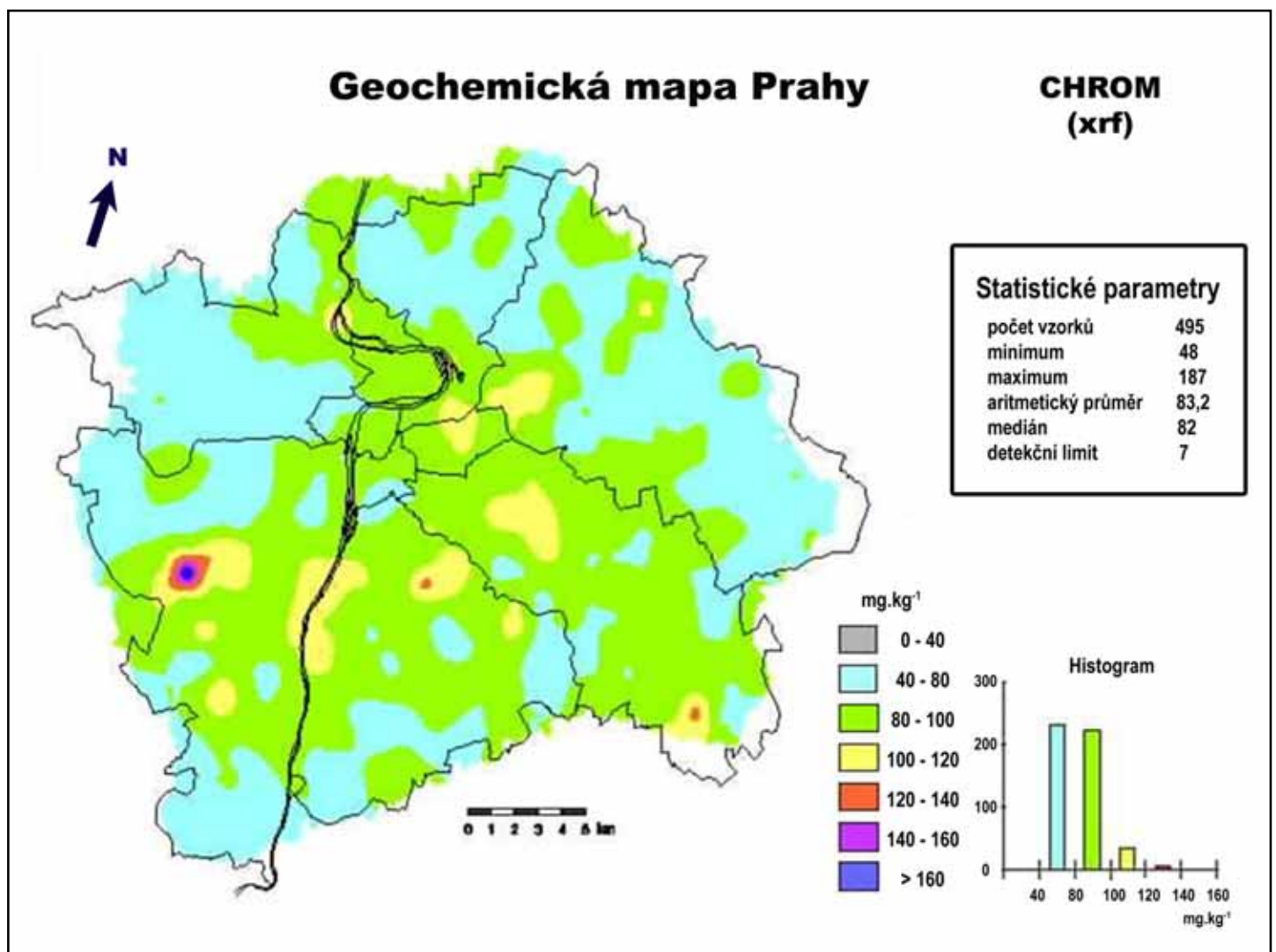
Vzhledem k převládající formě výskytu Cd jako dvojmocného kationtu bude hlavním typem vazby elektrostatická adsorbce. Kadmium může rovněž tvořit komplexy s hydroxylem a ionty Cl. Tato komplexace může přispět k mobilizaci Cd v životním prostředí.

Kromě dvou výraznějších bodových výskytů na území Prahy – v okolí bývalého podniku PAL Kbely, kde se kadmium dlouhá léta používalo v technologickém procesu a u severní hranice města na břehu Vltavy, je několik menších anomálií v Praze 2 a Praze 3, na Vyšehradě a v Podolí (1 – 3 mg.kg⁻¹).

5. Chrom, Cr

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Cr | 100 | 35-250 | 48 | 187 | 83 | 82 | XRF | 7 |
| | | | 9 | 90 | 28 | 27 | AAS | 3 |



Značný rozsah koncentrací chromu v půdách je způsoben rozdíly v horninové skladbě půdního podloží. Nízké obsahy jsou v kyselejších typech hornin, vysoké v bazických a ultrabazických horninách. Mobilita chromu v půdách závisí na pH, na rozložitelnosti půdní organické hmoty, na obsahu jílových částic a redox potenciálu půdy. Větší část chromu se vyskytuje v málo pohyblivé trojmocné formě ve strukturách oxidů železa a hliníku, které, pro svoji podobnost iontového poloměru, v těchto oxidech zastupuje. V oxidačních podmínkách oxiduje na toxický šestimocný Cr, který je velmi mobilní jak v kyselých, tak i alkalických půdách. Za přítomnosti organické hmoty a bakterií může docházet k redukci šestimocného chromu zpět na trojmocný.

Chrom jako kov i ve formě chromátů se používá převážně jako ochrana před korozi. Mnoho kovů používaných v domácnostech, v průmyslu, dopravě, je pokrýváno chromem, aby se zvýšila jejich trvanlivost. V malých množstvích se používá ve výrobě fermeží, inkoustů a barev.

Hlavními zdroji znečištění chromem jsou kromě hutních provozů hlavně galvanizovny a koželužny, produkce cementu a spalované uhlí. Významnými znečišťovateli ovzduší sloučeninami chromu jsou provozy, používající chrom jako antikoroziční přísadu v chladicích systémech, např. elektrárny, chemické provozy pro výroby kyseliny chromové, čistírenské kaly, vysokopecní a ocelářské strusky a odpadní vody.

Zatímco šestimocný chrom je pro člověka toxický a má i mutagenní účinky, trojmocný chrom je významný biogenní prvek. Hraje hlavní roli v tzv. „glucose tolerance factor“, tj. snižuje hladinu glukosy v krvi na normální úroveň. Má pravděpodobně významnou roli v prevenci diabetu, protože jeho účinky jsou obdobné jako účinky inzulínu. Z přebytku Cr nebyla zjištěna žádná poškození ani u lidí ani u zvířat. Zvýšený příjem Cr lidským organismem může být zajištěn pitnou vodou a potravou. Docílit zvýšení jeho obsahu v rostlinách je obtížné vzhledem k jeho immobilizaci v půdách. Hnojení složkami s obsahem Cr má malý efekt i při vysoce rozpustných sloučeninách.

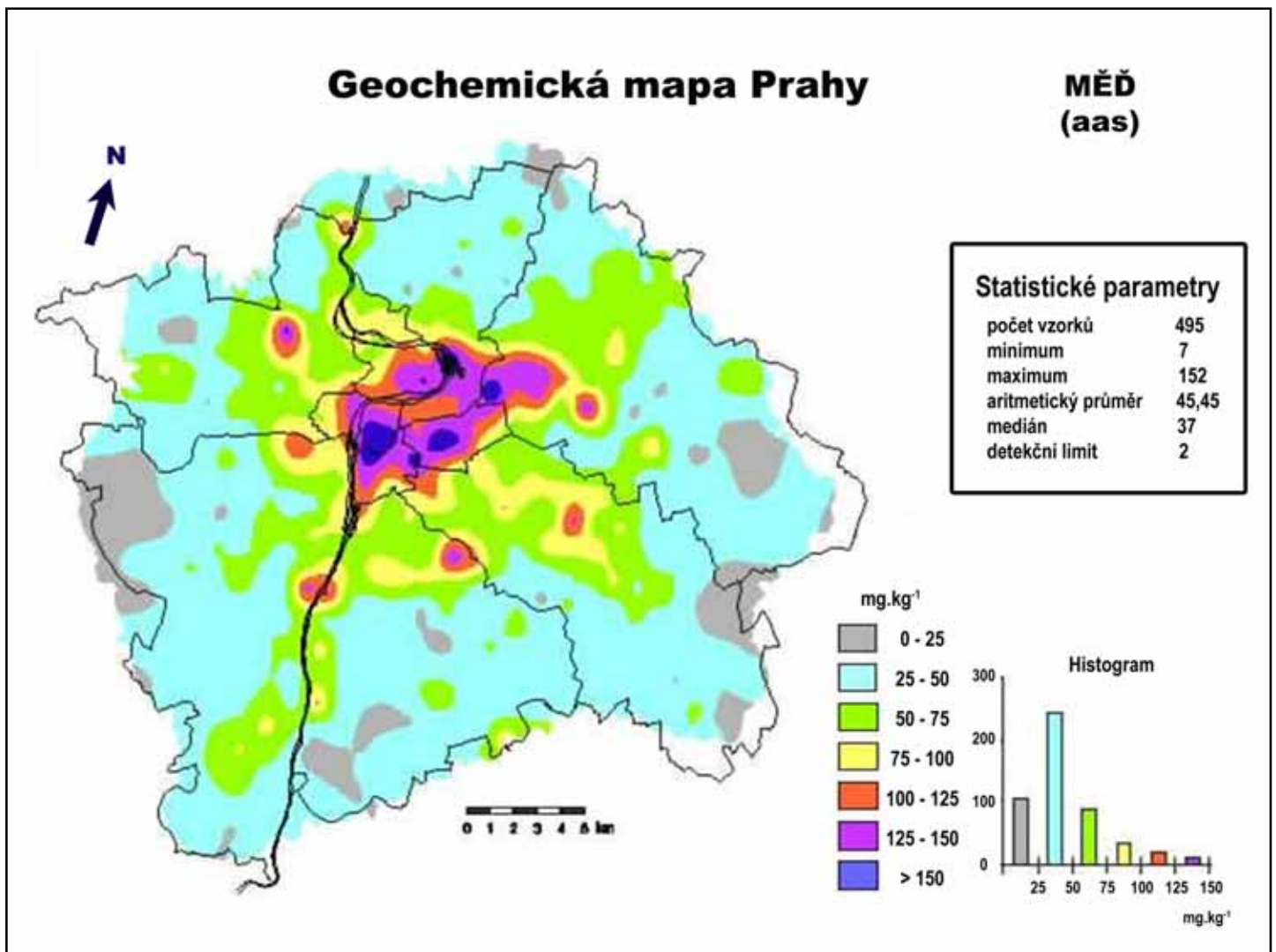
Potřeba Cr pro rostliny nebyla dokázána. Toxicita Cr ve vysokých koncentracích byla zjištěna zejména v tzv. „serpentinitových půdách“. Tyto půdy jsou bohaté také na další těžké kovy jako Ni a Co. Obsah Cr v obyčejných půdách se pohybuje ve stopách, ale v „serpentinitových“ půdách může dosahovat víc než 2000 mg.kg^{-1} . Jen velmi malá část celkového Cr je rozpustná. Chrom nepředstavuje problém v půdách i v případech použití odpadních kalů a vod. Vzhledem k pH a redox potenciálu, které v půdách převažují je Cr^{6+} snadno redukovatelný na Cr^{3+} , v podobě málo rozpustného $\text{Cr}(\text{OH})_3$.

Na území pražské aglomerace má chrom celoplošné rozšíření. Obsahy od 80 do 100 mg.kg^{-1} se vyskytují s výjimkou severovýchodu a severozápadu téměř souvisle na celé ploše města. Jeho vyluhovatelné formy v koncentracích od 30 do 50 ppm převládají v centrální a jihozápadní části města.

6. Měď, Cu

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Cu | 24 – 55 | 25,8 | 7 | 181 | 53 | 43 | XRF | 7 |
| | | | 7 | 152 | 45 | 39 | AAS | 2 |



Formy výskytu mědi v půdách jsou podobné jako u ostatních těžkých kovů, tj. v půdním roztoku (v iontové nebo komplexní formě, ve vyměnitelné formě, ve vazbě na oxidy a hydroxidy Fe a Mn, v organických látkách a krystalových mřížkách primárních a sekundárních minerálů). Měď se mobilizuje v kyselém prostředí a sráží v alkalickém.

Hlavní použití mědi je ve výrobě drátů a mosazi a ve slitinách s řadou dalších kovů. V podobě CuSO_4 se používala jako fungicid při ošetření vinné révy, ovoce a brambor, občas i jako přísada do krmiva prasatům a drůběži pro zvýšení efektivity krmiva. Tato přísada by neměla překračovat množství 250 mg.kg^{-1} Cu. Dávky do 750 mg.kg^{-1} způsobovaly při systematickém hnojení prasečími výkaly zvýšené akumulace Cu v půdě. Projevy vysoké koncentrace Cu v půdě a její pronikání prostřednictvím živin do rostlin jsou známy jako původce nedostatku Fe, který se projevuje jako typické projevy chlorosis. Lze pozorovat i antagonismus mezi Cu a Zn. Interakce mezi Cu a Mo působí jak na člověka a zvířata, tak i na rostliny. Cu může omezovat příjem Mo a zvýšené koncentrace Mo mohou způsobovat nedostatek Cu, zejména když její koncentrace jsou nízké. Tzn., že poměr Cu-Mo má velký význam pro výživu rostlin.

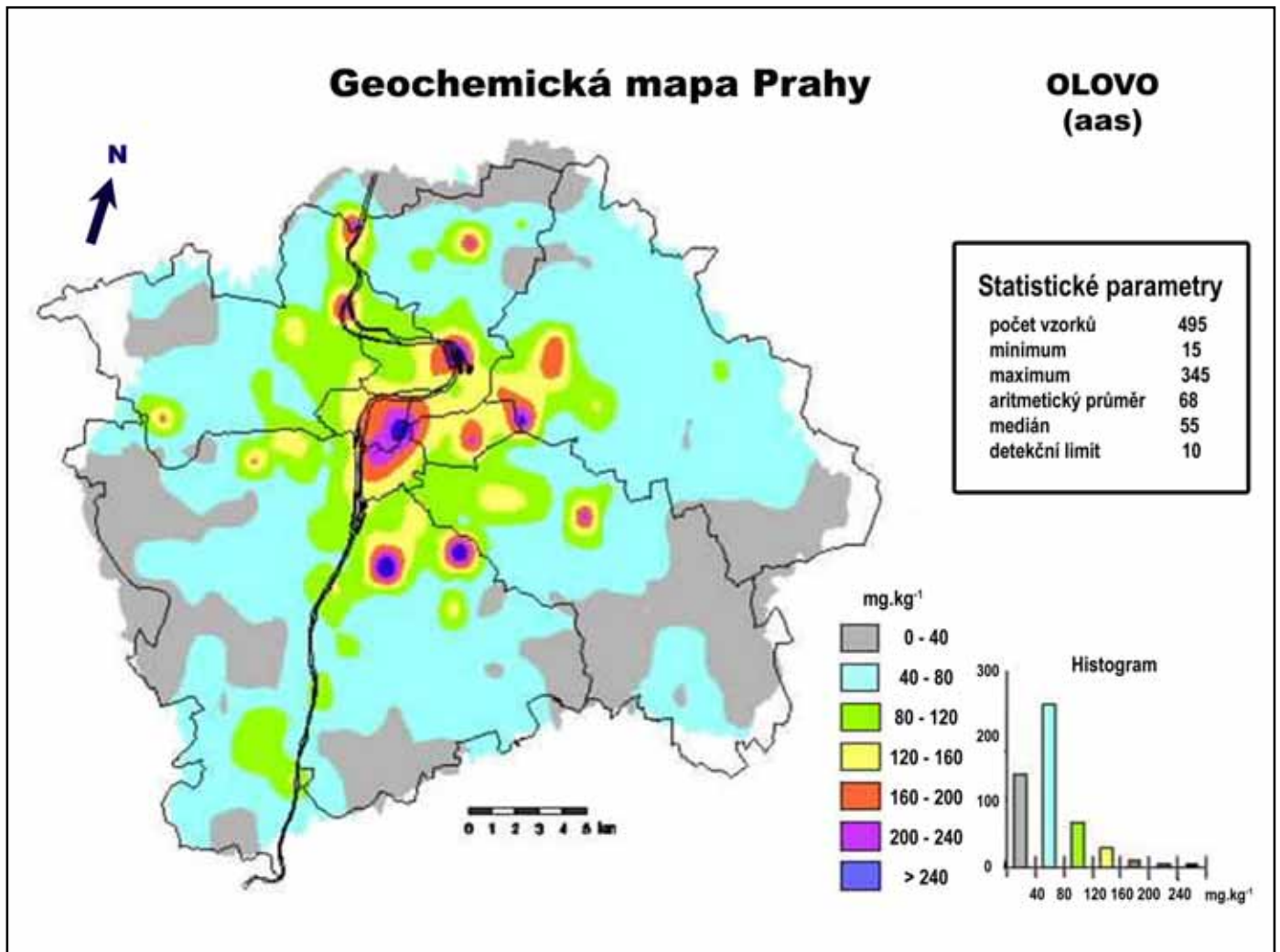
Vysoký obsah Cu může být toxický pro mikroorganismy a např. intenzivní používání CuSO_4 jako fungicidu může způsobit biodegradaci hnojiva. S ohledem na úrodu se všeobecně udává, že na vzrůst rostlin působí nepříznivě pokud koncentrace Cu v půdních roztocích překročí $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Koncentrace Cu v pitné vodě je pro zdraví únosná podle různých standardů pokud nepřekročí 1 mg.kg^{-1} . Obvyklá koncentrace Cu v půdách je kolem 20 mg.kg^{-1} s variacemi v rozsahu od 2 do 100 mg.kg^{-1} . Při běžných hodnotách pH a kyslíku v půdách, převládající iontovou formou Cu je dvojmocný kation. Pohyblivost Cu v půdách je nízká. Je pevně vázána organickou hmotou, jílovými minerály, dokonce byla popsána adsorbce na čistý křemen. V důsledku toho je pohyb Cu v prachovcovitých a jílovitých půdách nulový. Rašelinové půdy jsou známy silnou fixací mědi.

Na území Prahy je zaznamenán zvýšený obsah mědi $50 - 120 \text{ mg.kg}^{-1}$ pouze ve středu města.

7. Olovo, Pb

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Pb | 13 | 41 | 13 | 420 | 74 | 58 | XRF | 7 |
| | | | 15 | 346 | 68 | 55 | AAS | 10 |



Všeobecně je obsah olova v půdách závislý na jeho obsahu v podložních horninách. V horních vrstvách půd jeho obsah narůstá vlivem atmosférické depozice. Je zvýšený v okolí zpracovatelských závodů a ve městech. V půdě je olovo vázáno převážně na organickou frakci. Mobilitu olova v půdách ovlivňuje pH a koncentrace chloridů v roztoku. V půdě patří k nejméně mobilním prvkům, protože se dobře sorbuje na jílovou koloidní frakci a humus. Za určitých podmínek je olovo metylováno organizmy v sedimentech na těkavé tetrametylolovo. Tato forma je toxická a velmi mobilní.

Značné množství Pb se využívá v automobilovém průmyslu, ve výrobě baterií a donedávna jako antidetonátor do benzínu tetraetylolovo a tetrametylolovo. Jako součást pesticidů je olovo rozšiřováno v potravinovém řetězci. Průmyslové využití Pb – baterie, aditiva do benzínu, kovové výrobky, munice, pájka, barvy, mosaz a bronz. Největší rozptyl do životního prostředí pocházel z aditiv do benzínu. Primární znečištění začíná ovzduším. Částice Pb pak zasahují půdní povrch a při srážkách pronikají do půdy. Stejně jako u Cd se prokázalo i u Pb, že lidé žijící v okolí Pb-Zn sléváren mají o 50 % zvýšený přísun Pb. Zvláště nebezpečné je v prenatálním a kojeneckém věku. Denní dávka v jídle je v průměru 300 µg, ze vzduchu 10 - 100 µg. Předpokládá se, že v pevné stravě by denní dávka neměla přesahovat 600 µg /den.

Vstřebávání olova v dýchacích cestách závisí na částicích, které jej obsahují. Rozpustné sloučeniny se zpravidla lépe vstřebávají než nerozpustné, i když rozpustnost v plicním surfaktantu je jiná než ve vodě a mohou se v něm rozpouštět i látky ve vodě nerozpustné. V trávicím traktu se vstřebává 5-10 % olova, u dětí mohou být hodnoty vyšší. Na pokusných zvířatech bylo prokázáno, že některé dietní faktory, jako je mléko, nízký obsah vápníku a vitamínu D, deficit železa a hladovění mohou zvyšovat vstřebávání olova. (Bencko et al, 1984).

Olovo je transportováno krví do různých tkání v organismu. Trvale se usazuje v kostech. V měkkých tkáních je směnitelné. Snadno proniká placentou i bariérou mezi krví a mozkem, ale v mozkové tkáni se neusazuje. Olovo má inhibiční účinek na tvorbu hemu a způsobuje anémii. Má destruktivní vliv na centrální i periferní nervový systém – způsobuje encefalopatii. Narušuje trávicí trakt, ledviny, srdeční, cévní a imunitní systém, jsou pravděpodobné, i když zatím neprůkazné jeho karcinogenní a teratogenní účinky.

Akumulace Pb v rostlinách má bezprostřední význam pro lidské zdraví. Mechanismus tohoto zachycování není dosud dostatečně jasný. Obsah Pb v rostlinách se pohybuje v rozmezí 0,5 - 3 mg.kg⁻¹. Některé užitkové rostliny mohou akumulovat značné koncentrace olova. Při tom nemají žádné symptomy toxicity, avšak obsah Pb v nich může být pro lidské zdraví rizikový. Někteří autoři uvádějí obsah v ředkvičkách až 498 mg.kg⁻¹ v hlízách a 136 mg.kg⁻¹ ve vrchních částech. Jsou popsány vysoké obsahy olova v hlávkovém salátu a ovsí, zejména salát snadno absorbuje olovo a je nutno vyloučit jeho pěstování v olovem kontaminovaných půdách. Byly zjištěny zvýšené obsahy olova v obilí, ale jen v rostlině, nikoli v zrnech. Z toho vyplývá riziko silážování rostlin (slámy) z kontaminovaných půd. Chemismus Pb v půdách je znám málo. Olovo pocházející z benzínu se usazuje jako rozpustný halid - chlorobromid olova (PbCl.Br). Částice vznikající spalováním jsou malé (<0.1µm) a rostou vlivem koagulace. V atmosféře se mohou vyskytovat jako aerosol 7 – 30 dní a pohybovat se až tisíce km od zdroje.

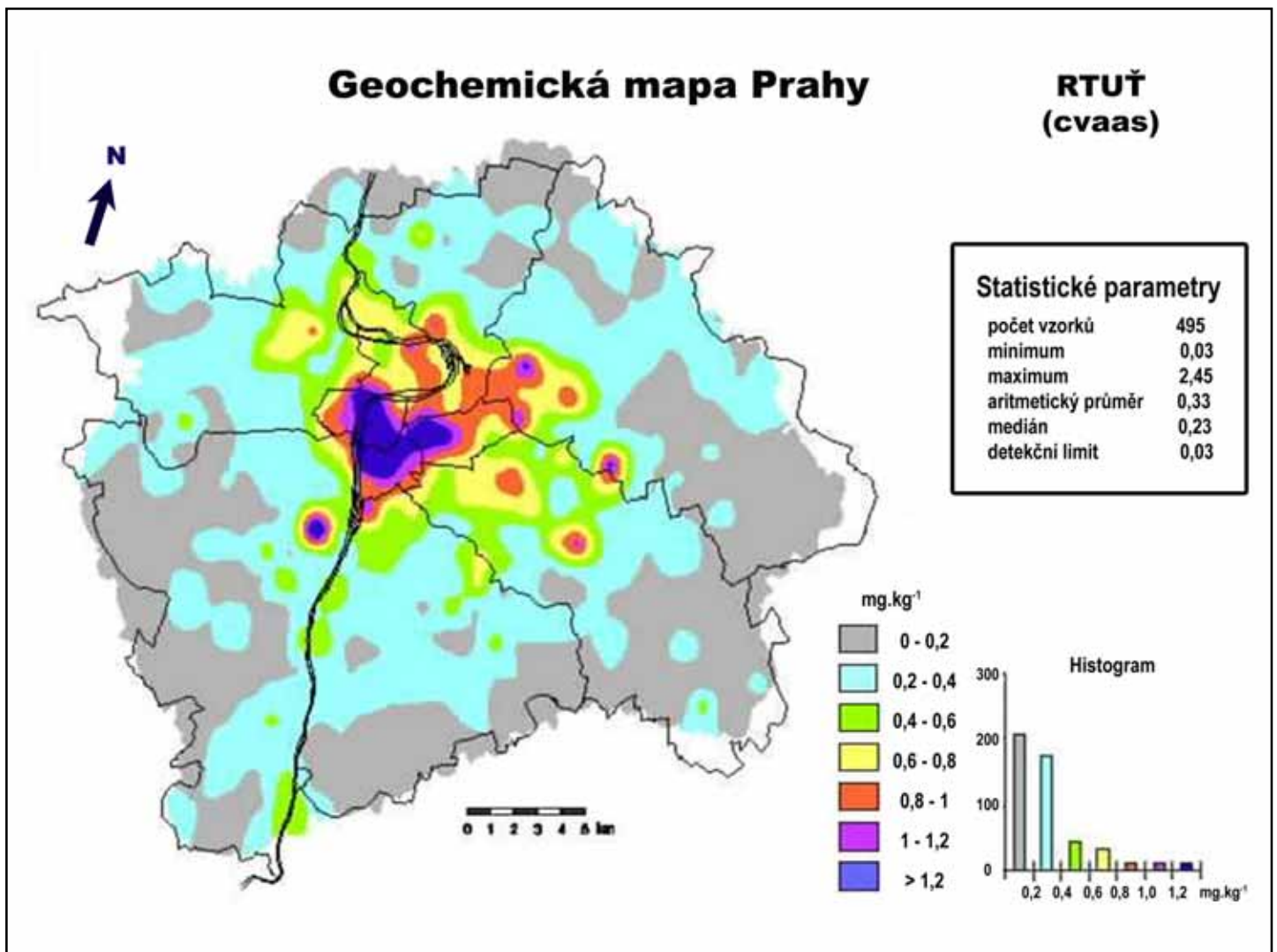
Nebezpečí vysokých koncentrací olova pravděpodobně sníženo po jeho usazení v půdách vznikem nerozpustných sloučenin jako PbCO_3 , $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ a v menší míře PbSO_4 . Kromě toho Pb ve formě dvojmocného kationu se snadno sorbuje, takže jeho rozšířování v půdách není velké. Olovo může být uvolněno z půd s vysokým pH při jejich opětné acidifikaci, zejména je-li Pb ve formě karbonátu PbCO_3 .

Obsahy olova v půdách pražské aglomerace dosahují několika set $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejvyšší obsahy jsou ve středu města a kolem hlavních automobilových tras. Směrem k hranicím města koncentrace postupně klesají. Nutno však poznamenat, že téměř na celém území města obsah olova v půdách neklesá pod $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

8. Rtut', Hg

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|----------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Hg | 0,08 | 0,02-0,2 | 0,03 | 2,45 | 0,33 | 0,23 | CVAAS | 0,03 |



Rtuť se používá v měřících a kontrolních přístrojích jako jsou teploměry, manometry a pod., jako flotující elektroda při elektrolýze kaustické sody a chloru a jako katalyzátor při výrobě plastů. V zemědělství jako mořidlo obilí nebo ve fungicidech představuje asi 5 % celkové průmyslové spotřeby. Jako fungicid se aplikuje na ochranné nátěry dřeva, takže papírenské produkty obsahují stopy Hg. Průměrný vstup rtuti do půd atmosférickými srážkami činí asi $7,3 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Beneš, 1994). Zdrojem jsou imise, vznikající z emisí energetiky při spalování fosilních paliv. Dalším zdrojem znečištění půd rtutí jsou čistírenské a městské kaly, použité k přípravě kompostů nebo přímému hnojení.

Rizikovitost Hg vzbudila pozornost zejména v 50-tých letech v Japonsku otravou ryb, ale i další výzkumy, které upozornily na vstupy Hg do potravinového řetězce. Jedním z významných zdrojů bylo použití alkylové rtuti jako mořidla obilních zrn. Toxicita různých sloučenin rtuti je různá. Aromatické sloučeniny Hg (např. fenylová rtuť) jsou nejméně toxické. Pak následují anorganické soli a metalická Hg. Alkylové sloučeniny rtuti jsou nejnebezpečnější. Je to v důsledku jejich snadné rozpustnosti v lipidech a jejich vysoké stabilitě. V důsledku toho snadno pronikají a akumulují se v lidských i zvířecích tkáních, kde působí jako mechanismy blokující vstup kyslíku. Predvídat chování rtuti je obtížné vzhledem k různým transformačním procesům. Kationty rtuti mohou být snadno adsorbovány na složkách půdy. Vznik nízkorozpustných fosfátů, karbonátů a sulfidů rtuti zabraňuje jejímu přemísťování v půdách. Vznik vysoce nerozpustného HgS z kovové rtuti je podmíněn přítomností mikroorganismů.

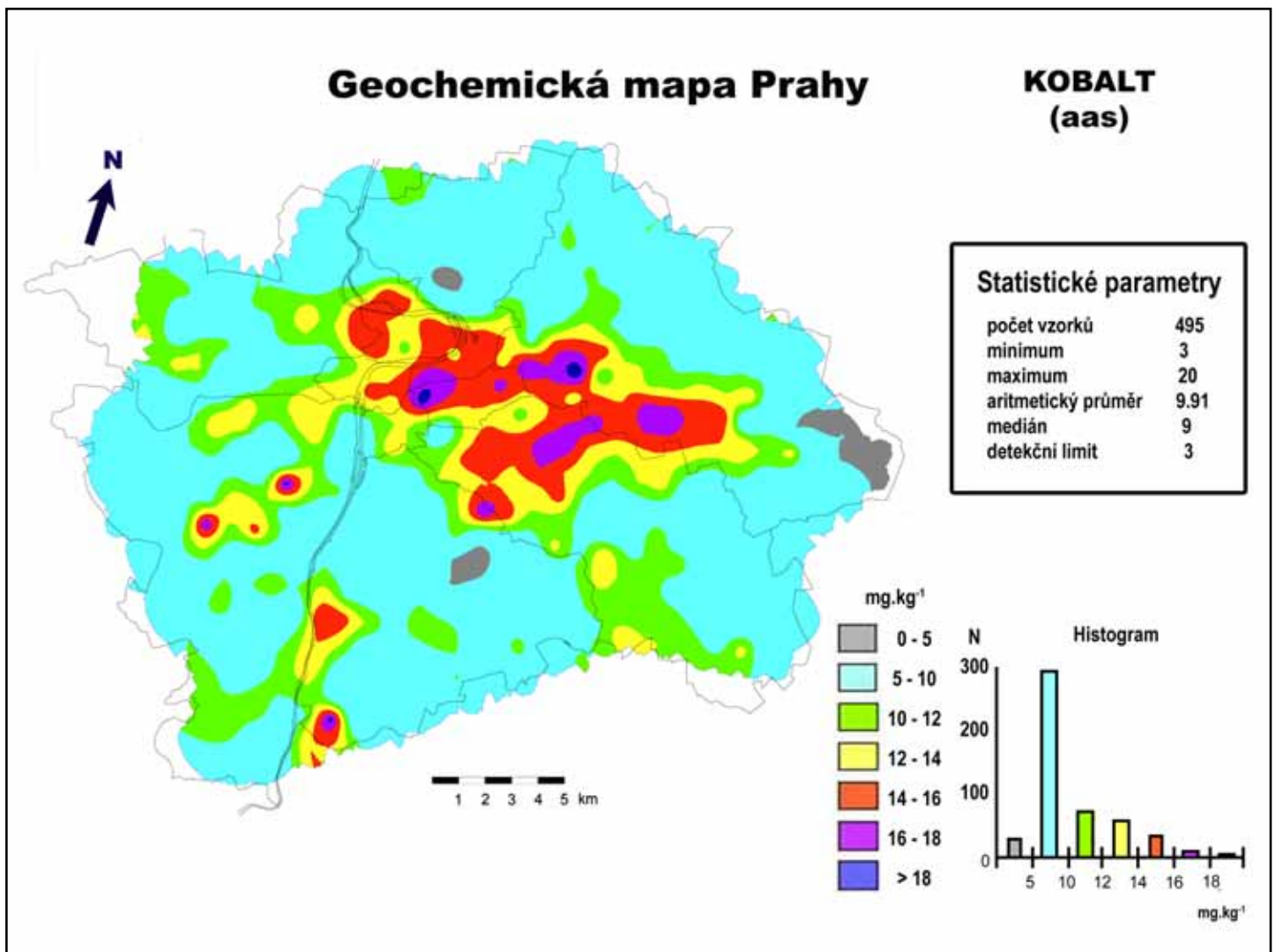
Jako výsledek silné interakce mezi sloučeninami Hg a půdou je přenos rtuti ve formách jiných než jako výpary vzácný. V dánských půdách, kde byla pěstována cibule a kde byla Hg používána ve formě fungicidů posledních 50 let, byla rtuť nalezena v takové hloubce, do jaké byla půda zorána.

V pražských půdách jsou nejvyšší koncentrace zaznamenány v centrálních obvodech a dále v průmyslových čtvrtích v Holešovicích, v Libni a Vysočanech. Směrem k periferii města obsah rtuti rychle klesá.

9. Kobalt, Co

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Co | 10 | 3,8-37 | 3 | 20 | 10 | 9 | AAS | 3 |



Kobalt se v přírodě vyskytuje ve formě arzenidů, sulfoarzenidů a sulfoantimonidů společně s niklem. Vyskytuje se v minerálech olova, mědi i stříbra. Klark kobaltu je $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Kobalt je zčásti esenciální (např je součástí vitamínu B₁₂), naopak, u pokusných zvířat vyvolává podávání kobaltu degeneraci srdečního svalu a elektrokardiografické změny, byl zjištěn karcinogenní a teratogenní efekt. Chronické otravy u lidí se projevují zvětšením štítné žlázy a snížením její funkce, poruchy jater, ledvin, dýchacími potížemi, vyrážkami na krku v loketním ohybu a na kotnících. Jeho působením se zpočátku zvyšuje počet červených krvinek, později je jejich tvorba tlumena.

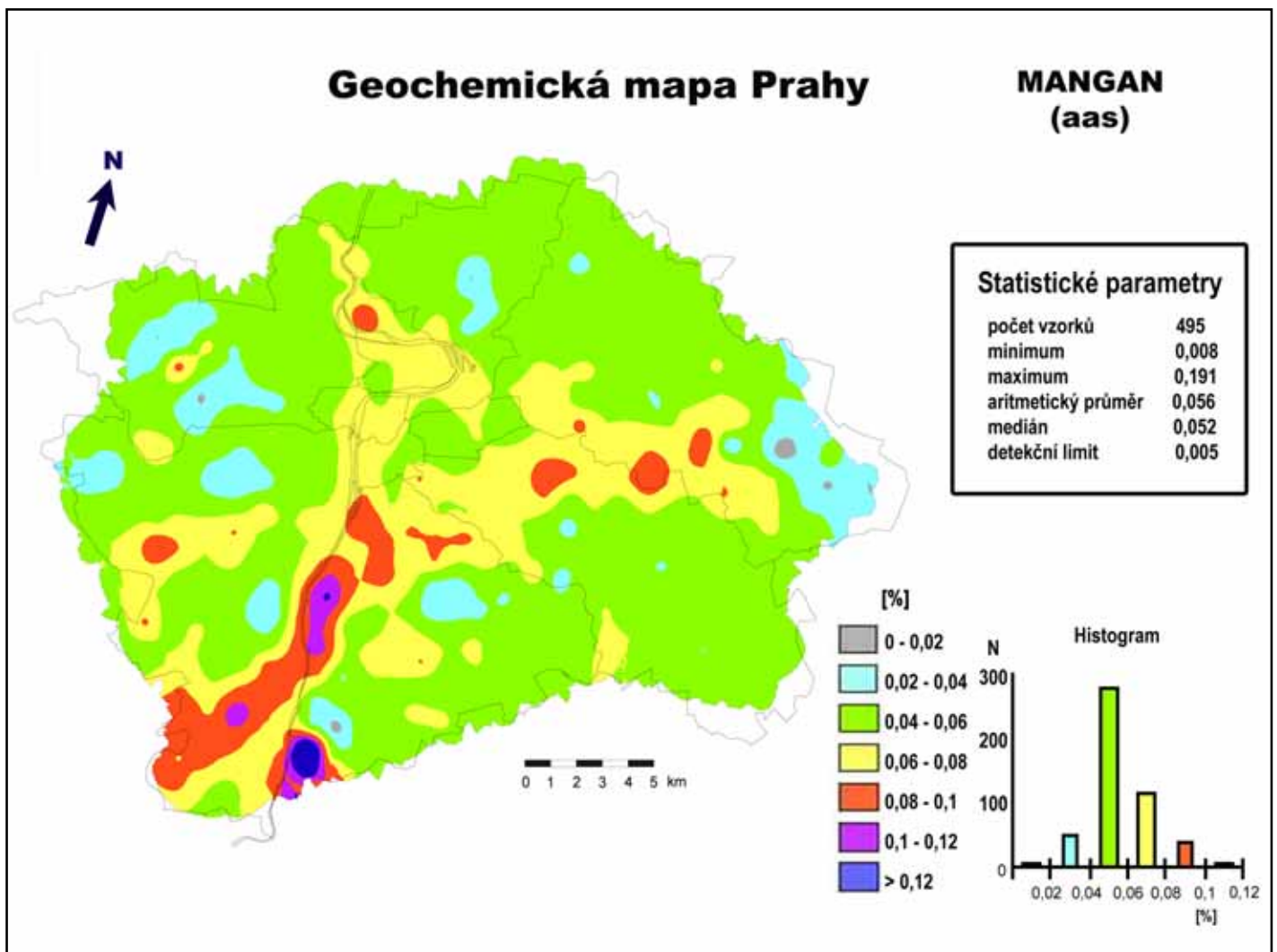
Expozice v průmyslových provozech vyvolávají dráždění dýchacích cest s astmatickými projevy a poškozením plic. Jeho karcinogenita u lidí nebyla jednoznačně potvrzena, zůstává však v seznamu látek podezřelých.

Na území hlavního města je kobalt soustředěn ve dvou výrazných anomáliích, protažených směrem od západu k východu. První se táhne z Karlína do Vysočan a Hloubětína, druhá z Nuslí a Michle přes Vršovice, Strašnice, Dolní Počernice až do Běchovic. Koncentrace nejsou vysoké, nepřekročily hodnoty $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Podle místa výskytu lze předpokládat, že anomálie kobaltu jsou způsobeny průmyslovými emisemi ve čtvrtích s největší koncentrací průmyslových podniků na území hlavního města.

10. Mangan, Mn

[%]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|-----------|--------------------------|-------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Mn | 0,06 | 0,008-0,2 | 0,008 | 0,191 | 0,056 | 0,052 | AAS | 0,005 |



Patří k nejrozšířenějším stopovým prvkům. Nevyskytuje se v ryzí formě, ale tvoří řadu minerálů – oxidy, karbonáty a silikáty. Nejvýznamnější z nich je pyroluzit (MnO_2). Je např. součástí kongrecí na mořském dně a obvyklou součástí syrové ropy.

Klark Mn je 600 mg.kg^{-1} , obsah v půdách se pohybuje od 80 do 2330 mg.kg^{-1} . Mn byl navrhován jako antidetonační přísada do benzínu místo tetraethylolova. Ukázalo se, že 99,5 % Mn v jeho organickém karbonylu (methylcyclopentadienil tricarbonil manganu - MMT) je vylučováno ve výfukových plynech v podobě anorganických oxidů, hlavně Mn_3O_4 , zbytek MMT ve výfukových plynech je fotochemicky citlivý a rozkládá se během několika minut. V důsledku toho se projevil enormní nárůst Mn v ovzduší s jeho toxickými účinky včetně katalytických účinků na další polutanty, speciálně SO_2 .

Mangan je esenciální prvek, avšak jeho deficit v populaci nebyl nikde zaznamenán. Nejvyšší koncentrace jsou zjištěny v játrech a ledvinách, koncentrace v mozkových tkáních jsou nízké, mohou však postupně narůstat. Mangan způsobuje nevratné onemocnění mozku, podobné Parkinsonově nemoci. Zvýšená expozice dýchacími cestami způsobuje plicní onemocnění.

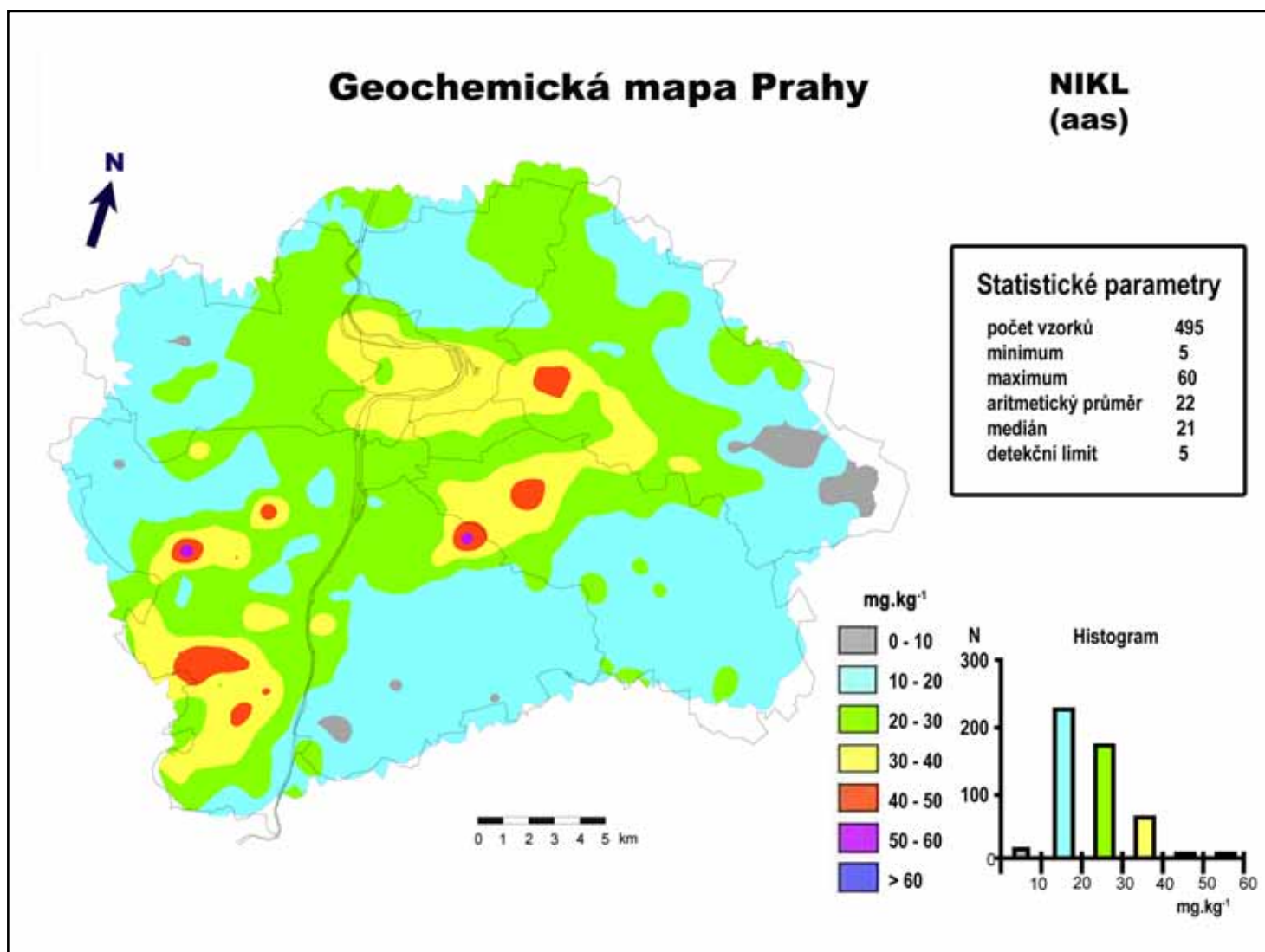
Ve formě Mn^{2+} je vázán na sorpční komplex nebo se vyskytuje jako volný iont v půdním roztoku. Jeho pohyblivost závisí na pH a oxidačně-redukčních podmínkách. V této formě je také přijímán rostlinami. V rostlinách aktivizuje řadu enzymů. Významná funkce mu připadá při fotosyntéze vody. Předpokládá se, že Mn^{2+} , vázaný v membránách chloroplastů je oxidován vlivem světla na Mn^{3+} , při čem dochází k redukci fosforu při fotosyntetickém štěpení aktivních látek. Nadbytek Mn působí toxicky, jeho zvýšený příjem omezuje příjem Fe.

Jeho rozšíření na území hlavního města je celoplošné, bez výrazných koncentrací v určitých lokalitách. Výjimkou je poměrně úzký anomální pruh obloukovitého tvaru z Radotína údolím Vltavy přes Podolí k východu až do Běchovic. V tomto případě se nejedná o žádné riziko pro životní prostředí.

11. Nikl, Ni

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Ni | 20 | 20-200 | 7 | 103 | 32 | 31 | AAS | 7 |



V přírodě je vázán se sírou, arzenem a antimonem a tvoří minerály nikelin NiAs, chloantit NiAs₂, millerit NiS a další. Klark niklu je 20 mg.kg⁻¹, obsah v půdách se pohybuje v průměru kolem 40 mg/kg.

Nikl je při vysoké koncentraci v půdách toxický pro rostliny a je jimi méně vstřebáván a metabolizován ve srovnání s biomasou a půdními bakteriemi, které podporují jeho biogenní migraci.

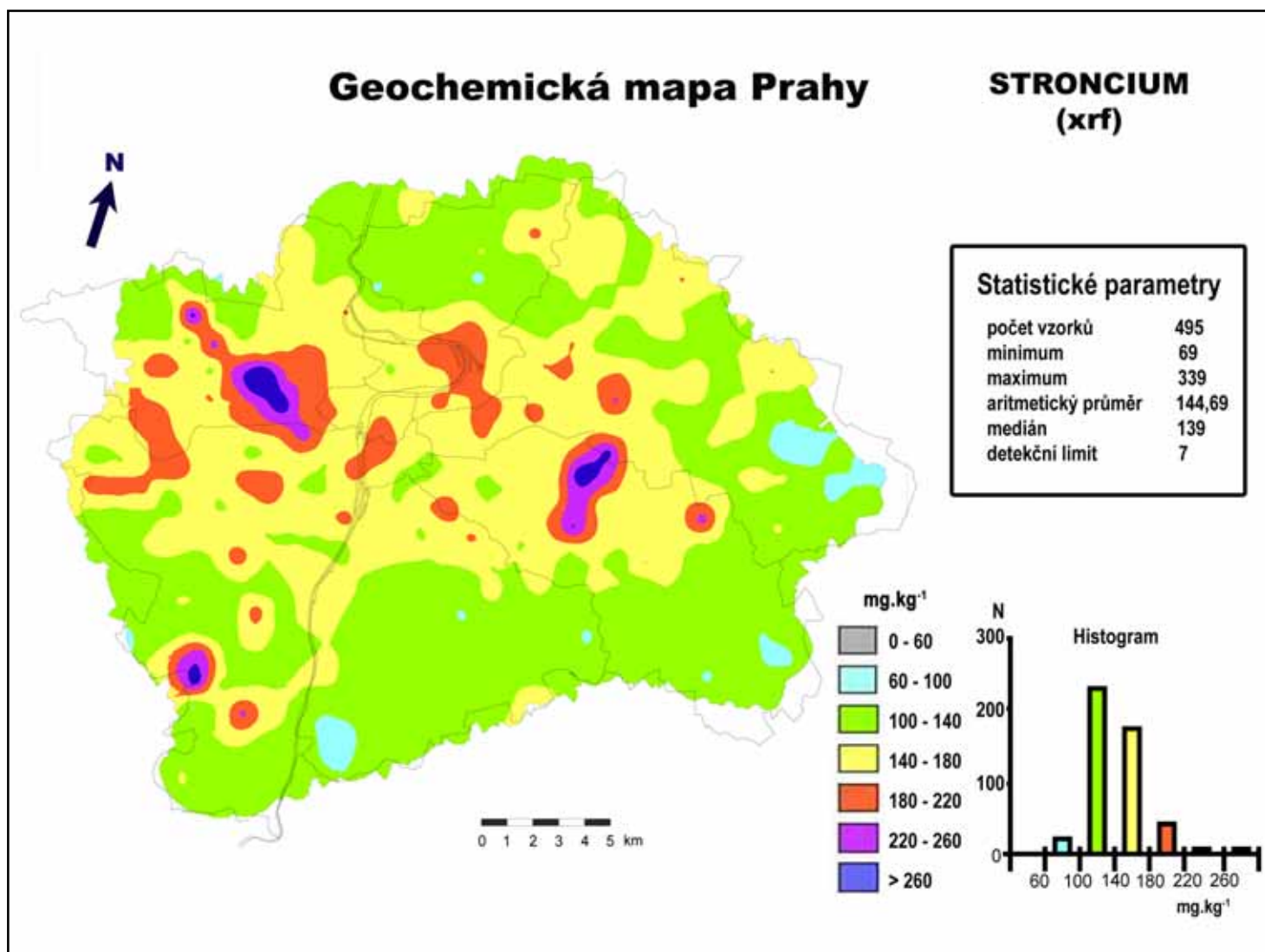
Pro řadu organismů je nikl esenciální prvek, pro člověka jeho esencialita nebyla potvrzena. Má potenciálně toxické účinky. Jeho deficit v potravě některých zvířat způsobuje zpomalení růstu a anémii. Dlouhodobá expozice způsobuje výskyt rakoviny plic, nosních dutin, někdy hrtanu. Ze sloučenin, které mají karcinogenní účinky, jsou nejnebezpečnější oxidy a sulfidy niklu. Na rozdíl od relativně nízké akutní toxicity anorganických sloučenin, jeho mimořádně jedovatou sloučeninou je karbonyl niklu Ni(CO)₄, bezbarvá těkavá kapalina způsobující vážné poškození mozku, plic a dalších orgánů se smrtelnými následky. Přes tyto vlastnosti nepředstavuje významnější riziko pro životní prostředí, protože poločas jeho rozkladu je cca 30 minut.

Na území hlavního města je nikl soustředěn v jeho centrální části a na jihozápadě u Zadní Kopaniny, kde byla zjištěna i nejvyšší koncentrace (60 mg.kg⁻¹).

12. Stroncium, Sr

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Sr | 350 | 20-430 | 69 | 339 | 145 | 141 | XRF | 7 |



Stroncium se v elementární formě nachází ve všech součástích životního prostředí – v horninách, půdách, vodách i ovzduší. Z minerálů stroncia mají průmyslový význam celestin (SrSO_4) a stroncianit (SrCO_3). Řada jeho sloučenin je rozpustná ve vodě a proto se poměrně snadno pohybuje v různých prostředích. Zvýšené koncentrace stroncia v ovzduší se objevují v důsledku spalování fosilních paliv - uhlí a ropy. S částicemi prachu se usazuje v povrchových vodách, půdách i rostlinách. Obsah ve vodách pochází hlavně z rozpuštěných sloučenin v půdách, horninách a v důsledku kontaminace. Část sloučenin přechází z roztoku do suspenzí a usazuje se ve vodních kalech.

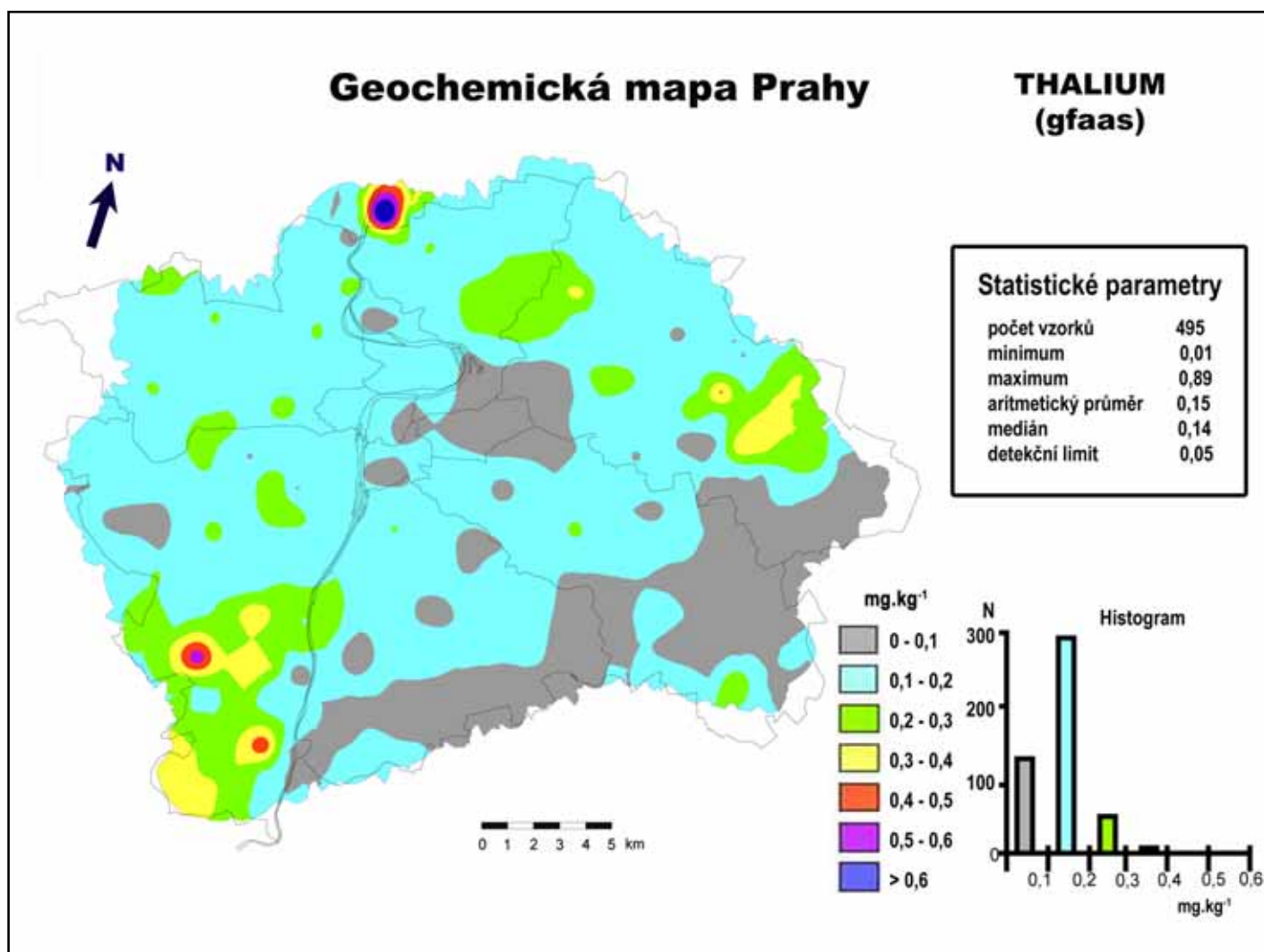
Hlavním zdrojem stroncia pro lidský organismus je potrava, především obilná zrna, listový salát a mléko. Z toxikologického hlediska se zpravidla nejedná o riziková množství. Případná zvýšená expozice může narušit vývoj kostní tkáně u dětí. Jedinou toxickou sloučeninou, působící i v malých dávkách je chromát stroncia a radioaktivní izotop Sr^{87} .

Na území hlavního města je roztroušených několik anomálních ploch v širokém pruhu od Sobína na západě po Hostivař na východě. Koncentrace v ojedinělých případech překračují 260 mg.kg^{-1} v okolí Veleslavína a Hostivaře.

13. Thalium, Tl

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Tl | 0,75 | - | 0,01 | 0,89 | 0,15 | 0,14 | AAS | 0,05 |



Thalium je toxický těžký kov. V přírodě tvoří samostatné minerály lorandit (TlAsS_2), vrbait $\text{Tl(As,Sb)}_3\text{S}_5$ a několik dalších. Byl nalezen i v manganových konkracích na mořském dně. Společně s As a Sb se může vyskytovat v markazitu $\text{Fe(As,Sb,Tl)}_2\text{S}_2$. V horninotvorných minerálech může být součástí draselných živců a slíd, může se vyskytovat v rudách olova a zinku a také ve fosilních palivech. Jeho klark je $0,75 \text{ mg.kg}^{-1}$. Častěji se nalézá v emisích při zpracování rud olova a zinku a jako vedlejší produkt při výrobě kadmia. Někdy tvoří součást sulfidické příměsi ve vápencích a může se pak nahromadit v okolí cementáren jako součást popílku. Může být koncentrován v draselných hnojivech. V některých oblastech mohlo docházet ke kontaminaci půd v souvislosti s velkoplošným rozprašováním rodenticidů s obsahem síranu thalnatého jako jejich hlavní součástí. Je vysoce reaktivní, rozpustný v kyselinách a tvoří jedno- a trojmocné thalné soli, které s postupem času ztrácejí stabilitu.

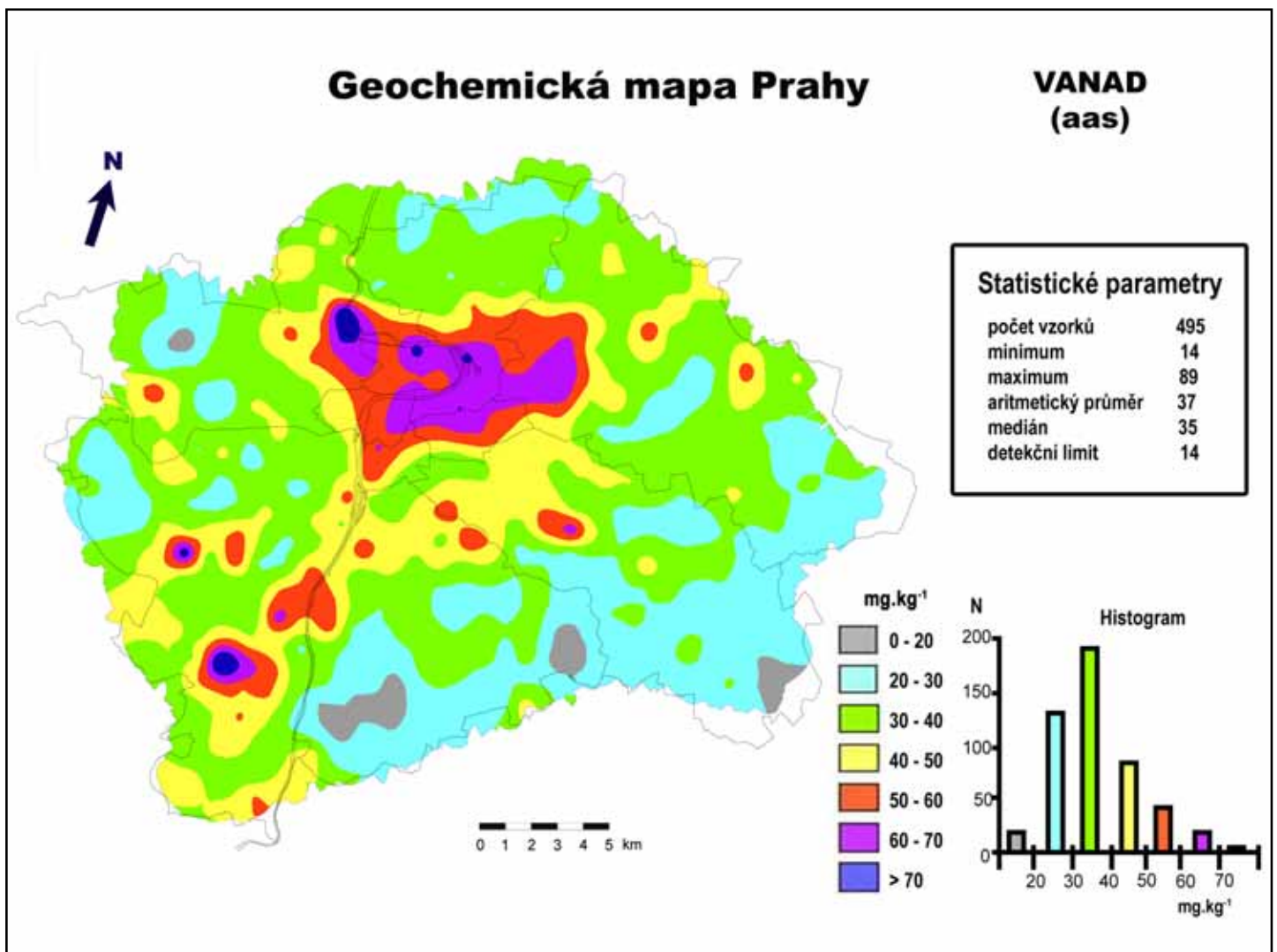
Z toxikologického hlediska je nebezpečný už kontakt jeho kovové formy s kůží. Toxické jsou všechny jeho sloučeniny. Jeho toxické účinky souvisejí, mimo jiné, s jeho podobností s draslíkem. Oba prvky mají stejné mocenství shodný iontový poloměr, což umožňuje thaliu zaměňovat draslík v různých procesech v organismu. Otrava thaliem může nastat po orální ingesci nebo také vdechováním thaliem kontaminovaného ovzduší. Otrava se projevuje drastickým působením na zažívací trakt s krvácivým zvracením, křečemi, obrnou, narušení centrální nervové soustavy vede k demenci až úmrtí. Typickým projevem otravy je vypadávání vlasů. Thalium patří k tzv. akumulativním jedům, protože v důsledku pomalé eliminace se může v organismu akumulovat. Proniká placentou a poškozuje plod, zejména vývoj kostní tkáně. Je zařazen mezi prvky podezřelé z karcinogenity.

V půdách hlavního města jsou jeho koncentrace velmi nízké. Poněkud vyšší obsahy byly zjištěny ve vzorcích v okolí Radotína a na severním okraji města poblíž skládky v Dolních Chabrech. Ani v jednom případě se nejedná o riziková množství.

14. Vanad, V

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| V | 60 | 7-280 | 14 | 89 | 37 | 35 | AAS | 14 |



Vanad se v přírodě vyskytuje v řadě minerálů, z nichž nejvýznamnější je vanadinit $3\text{Pb}_3(\text{VO}_4)_2 \cdot \text{PbCl}_2$. Podstatná část vanadu se získává při zpracování železných rud, ve kterých je obsažen, nachází se v některých typech uhlí, proto může být extrahován z elektrárenského popílku. Nejvyšší koncentrace vanadu byla zjištěny v ropě ze Středního východu a z Venezuely ($100 - 1400 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Klark vanadu je 60 mg.kg^{-1} , obsah v půdách $7 - 280 \text{ mg.kg}^{-1}$. Sloučeniny tvoří hlavně v oxidačním stavu +3, +4, a +5. Nejstabilnější je v oxidačním stavu +4, ve kterém tvoří iont VO_2^{4+} (vanadyl). Soli trojmocného V mají silně redukční účinky. Karbonyly může vytvářet ve všech mocnostech. Organometalické sloučeniny vanadu jsou většinou nestabilní. Do vod je vanad vyplavován z půdy jako pětimocný.

Sloučeniny vanadu, především pentaoxid vanadia (V_2O_5) způsobují akutní i chronické poruchy dýchacího ústrojí. Záněty průdušek a plic jsou výsledkem dlouhodobé expozice.

Jeho obsahy v potravinách a pitné vodě jsou nízké a toxické účinky na lidský organizmus se nepodařilo prokázat

Vanad se používá v ocelích a neželezných slitinách. Využívá se rovněž v katalytických sloučeninách, ve fotografické vývojce a při výrobě barev a laků.

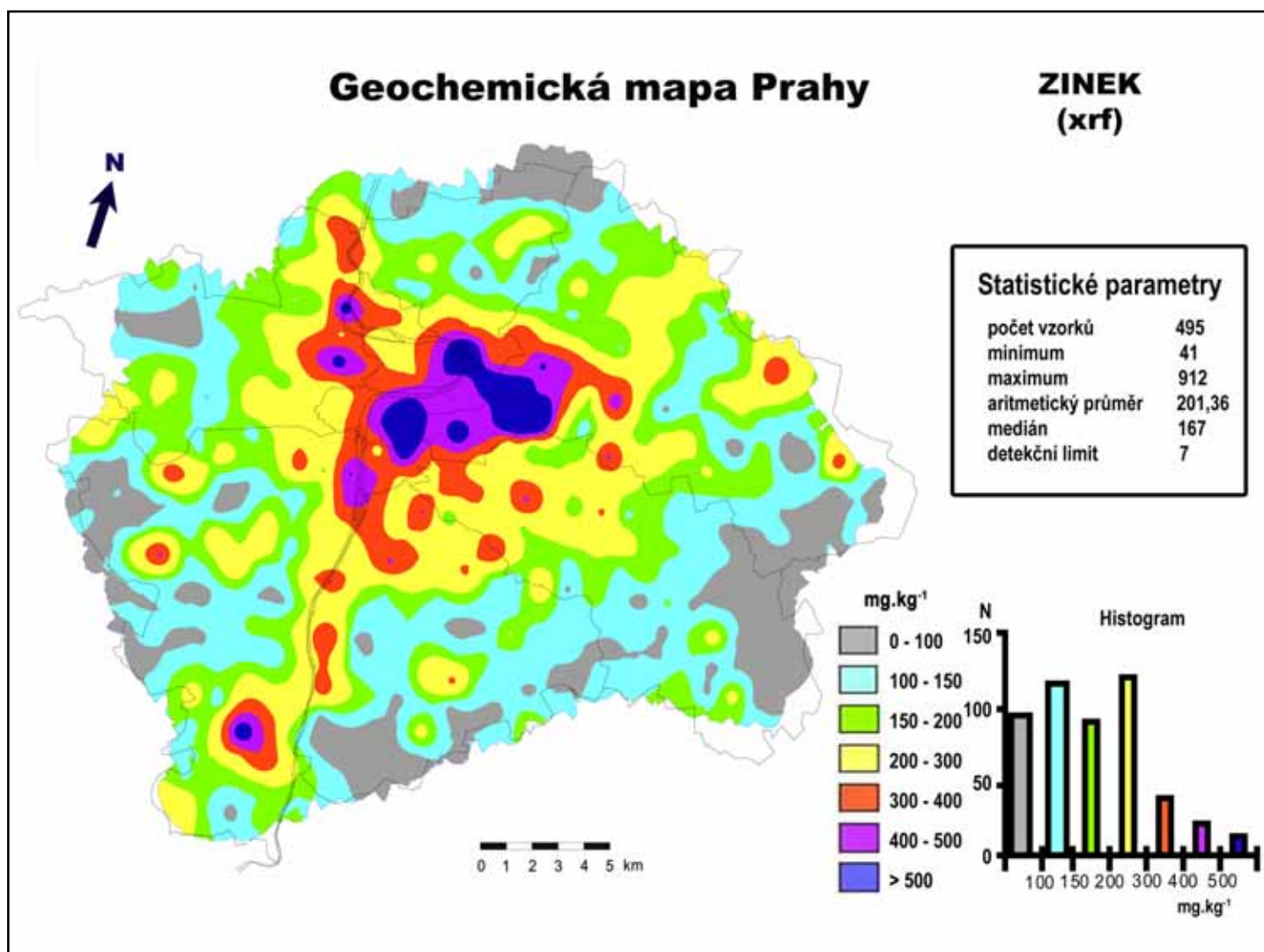
Ačkoli není zcela evidentní, že vanad je esenciální pro rostliny, jeho příznivé působení v malých množstvích na vzrůst rostlin bylo zaznamenáno. Vliv vanadu se specificky projevuje zvýšeným zásobováním dusíkem, což může naznačovat, že vanad je vyžadován pro rozvoj mikroorganismů, které podmiňují zásobování rostlin dusíkem. Také toxický účinek vanadu na rostliny byl popsán. Toxicita se může projevit, v závislosti na druhu rostliny, již při koncentracích 0,5 - 1 ppm.

V půdách pražské aglomerace jsou nejvyšší koncentrace vanadu soustředěny v průmyslové části města (Holešovice, Libeň, Vysočany).

15. Zinek, Zn

[mg.kg⁻¹]

| Prvek | Prům. obsah | | Obsah v pražských půdách | | | | metoda stanovení | mez detekce |
|-------|-------------|---------|--------------------------|------|----------|--------|------------------|-------------|
| | zem. kůra | půdy ČR | min. | max. | ar.prům. | medián | | |
| Zn | 71 | 100-777 | 41 | 912 | 201 | 167 | AAS | 7 |



Hlavním minerálem zinku je sfalerit ZnS , jeho klark je 71 mg.kg^{-1} , obsah v půdách se pohybuje od 22 do 142 mg.kg^{-1} , (některé zdroje až 300 mg.kg^{-1}).

V horninotvorných minerálech byl zinek zjištěn nejvíce v biotitu, turmalínu, olivínu, granátu a serpentinu, kde se jeho obsah pohybuje od 130 do 465 mg.kg^{-1} . Za nejpohyblivější formu zinku v půdách je považován Zn^{2+} . Uvolnitelný zinek, pokud není příliš kyselé půdní prostředí, se sorbuje na jílovité částice, druhotné oxidy Fe, Mn a Al. Částečně se může srážet na styku s karbonáty nebo v silně redukčním prostředí. V kyselém prostředí může být adsorbce zinku snížena jinými kationty, co vede k jeho mobilizaci a vymývání. V alkalickém prostředí je jeho rozpustnost zvyšována organickými ligandy.

Dusíkatá a fosforečná hnojiva, která zvyšují kyselost půd, zvyšují přístupnost zinku rostlinám. Beneš (1994) uvádí, že nedostatek zinku v půdách je způsoben jeho nízkým obsahem v podložních horninách, silnou fixací jílovými minerály a odnosem z půd. Při vysokém obsahu vápníku v půdě, zejména v půdách s pH nad 6, se příjem zinku rostlinami snižuje až na polovinu. U většiny rostlin se jeho koncentrace pohybuje od 25 do 100 mg.kg^{-1} . Vyšší koncentrace působí fytotoxicky. S řadou organických látek tvoří pevné komplexy. Při jeho deficitu se pro základní hnojení používá síran zinečnatý $ZnSO_4$.

Sloučeniny zinku mohou obsahovat významné příměsi toxičtějších kovů – kadmia a olova. Zinek tvoří řadu anorganických sloučenin, např. oxidů, síranů a fosfátů. V organismu savců byla identifikována řada metaloenzymů obsahujících zinek nebo na zinku závislých. Zinek se vyskytuje ve všech rostlinných a živočišných tkáních, kde se nachází v koncentracích blízkých železu tj. vyšších než mangan a měď.

Nejnámějším toxickým projevem zinku jsou poruchy dýchacích cest při vdechování par nebo prašného aerosolu. Při expozici $ZnCl_2$ dochází k těžkému poškození dýchacího traktu. Někteří autoři mu přisuzují určitou úlohu při rakovinotvorném procesu. Chronické otravy zinkem popsány nebyly.

Zinek je soustředěn ve středu Prahy způsobem, který naznačuje, že jeho hlavním zdrojem je atmosférický spad a automobilová doprava.

Závěr

Geochemické mapy Prahy zobrazují distribuci vybraných stopových prvků v půdách na území hlavního města. Jednoznačně nejzatíženější částí téměř všemi sledovanými prvky je střed města. Původcem anomálních koncentrací je s největší pravděpodobností atmosférický spad pocházející z emisí energetických zdrojů, průmyslových podniků a dopravy. Lokalizace těchto anomálních míst je ovlivněna směry vzdušných proudění a morfologií povrchu města, s dominantním vlivem údolí řeky Vltavy. Podle této distribuce by bylo možné vystopovat i hlavní dopravní tepny města.

V důsledku zvětrávání půdního pokryvu se místa zvýšených koncentrací stopových prvků stávají doplňkovým zdrojem kontaminace ovzduší. Limity koncentrace rizikových prvků pro městská prostředí stanoveny nejsou, nicméně poměrně vysoké hodnoty zejména olova, arzenu, chromu a některých dalších by neměly zůstat bez povšimnutí. Pro městské prostředí jsou z pohledu vlivů na zdraví obyvatelstva významnější maximální koncentrace těchto prvků než jejich průměrné hodnoty. Zvláštní pozornost si zasluhují obsahy jednoho z nejrizikovějších prvků – olova, jehož průměrný obsah na celém území pražské aglomerace neklesá pod 40 mg.kg^{-1} , což je dvojnásobek koncentrací v oblastech venkovských, polutanty nezatížených. Mimořádný význam má z tohoto pohledu zákaz používání tetraethylolova jako antidetonátoru v benzínu, který nepochybně povede k výraznému snížení výskytu tohoto prvku v životním prostředí. Je pravděpodobné, že v této souvislosti místo olova postupem času zaujmou jiné kovy, například platina a paladium, používané v katalyzátorech u motorů spalujících bezolovnatý benzín.

Za zmínku stojí také vysoké obsahy rizikových prvků v zahrádkářských koloniích hlavního města, kam byly odváženy půdy z míst stavebních úprav, či nové výstavby ve středu města. Tyto půdy, jejichž uchování ukládal zákon, byly do těchto míst vyváženy, aniž by se prověřilo riziko vysokého stupně jejich kontaminace.

Městská aglomerace vzhledem k mimořádně vysoké hustotě obyvatelstva, velkému soustředění průmyslové výroby a dopravní zátěži, je citlivá na kvalitu životního prostředí. Monitoring městských půd dává možnost nejen sledovat tuto kvalitu na dobré úrovni, ale také zjišťovat trend znečištění v dlouhodobé perspektivě, čímž umožňuje, v případě potřeby, přijímat potřebná opatření na eliminaci rizika.

Literatura

- Bencko V., Cikrt M., Lener J. (1984): Toxické kovy v pracovním a životním prostředí. Avicenum, Praha
- Beneš S. (1994): Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. I. a II. část. Min. zeměd. ČR, Praha
- Birke M., Rauch U. (1991): Methodics of Geochemical investigation of urban area: Example Central Berlin. Abstr. 2nd Int. Symp. on Environmental Geochemistry. (O. Selinus editor), Uppsala, Sweden
- Bouška V. (1983): Geochemistry of Coal. Elsevier, Amsterdam
- Cibulka J. et al. (1986): Pohyb olova, kadmia a rtuti v zemědělské výrobě a biosféře
- Czudek T. et al. (1972): Geomorfologické členění ČSR. – Stud. geogr., 23, 137. Brno
- Čadek J. (1974): in Malkovský et al. Geologie české křídové pánve a jejího podloží. Ústř. ústav geol., Praha
- Kovanda J. (1996): Přehledná geologická mapa Prahy a okolí. Český geol. ústav. Praha
- Králík F. et al. (1984): Vysvětlivky k základní geologické mapě ČSSR 1:25 000. Ústř. ústav geol., Praha
- Suchara I., Sucharová J. (1995): Properties of urban soil covers. A review completed by examples from Prague parks and streets. Zahradnictví, 22 (1): 21-40
- Šolc J. et al. (1997): Zdroje znečištění ovzduší v Praze. Institut městské informatiky hl.m. Prahy.
- Šolc J. et al. (1998): Praha – životní prostředí, Ročenka IMIP