



PRŮZKUM LESNÍCH PŮD V OKOLÍ ČESKÉHO TĚŠÍNA A BLÍZKÉHO OKOLÍ S OHLEDEM NA SILNIČNÍ DOPRAVNÍ SÍŤ



Ekotoxa Opava s.r.o.

Ing. David Kuňák

Říjen 2004

OBSAH

ÚVOD	2
CÍL PRŮZKUMU LESNÍCH PŮD V OKOLÍ ČESKÉHO TĚŠÍNA	2
SPECIFIKACE ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ, ŠIRŠÍ ÚZEMNÍ VZTAHY	2
ODBĚRY PŮD	3
Metoda odběru půd	3
Analýzy vzorků	3
Odběrové lokality	5
SLEDOVANÉ PARAMETRY LESNÍCH PŮD	8
CHARAKTERISTIKA SLEDOVANÝCH RIZIKOVÝCH PRVKŮ	9
Arsen	9
Kadmium	9
Chrom	9
Olovo	10
Mangan	10
Rtuť	10
Nikl	11
Zinek	11
Měď	11
EMISE RIZIKOVÝCH PRVKŮ V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ	12
DEPOZICE RIZIKOVÝCH PRVKŮ V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ	13
VÝSLEDKY	14
Arsen	15
Kadmium	15
Chrom	16
Olovo	16
Mangan	17
Rtuť	18
Nikl	18
Zinek	19
Měď	19
SOUHRNNÉ VÝSLEDKY	20
DALŠÍ PARAMETRY PŮDNÍHO CHEMISMU	24
ZÁVĚR	26
LITERATURA	28

ÚVOD

Zájmová oblast Českého Těšína a přilehlého okolí spadá do rozsáhlého území ostravské aglomerace. V minulosti byla celá oblast pod silným antropogenním tlakem, především emise plyných i tuhých látek z průmyslu a dopravy představovaly v minulosti problém, se kterým se ekosystémy, zejména lesní potýkají dodnes. Porosty jsou defoliovány (ztráta asimilačních orgánů) a jejich růstové prostředí je narušeno. V současné době, kdy došlo k útlumu průmyslové činnosti, aplikaci protiemisních opatření, je možno pozorovat změnu struktury emisí dle jednotlivých skupin REZZO. Na druhé straně lze předpokládat další ovlivňování lesních ekosystémů emisemi látek znečišťujících ovzduší. Důležitou složkou ekosystému, která byla v minulosti silně ovlivněna zmíněnými procesy, je lesní půda. Průzkum půdního prostředí lze vztáhnout ke zdravotnímu stavu lesních porostů, na základě průzkumu širších souvislostí lze vyslovit předpoklad dalšího vývoje lesních ekosystémů.

CÍL PRŮZKUMU LESNÍCH PŮD V OKOLÍ ČESKÉHO TĚŠÍNA

Cílem průzkumu lesních půd je zmapovat narušené půdní podmínky růstového prostředí stromů v zájmové oblasti ve vztahu k antropogenní zátěži především rizikovými prvky tzn. i těžkými kovy, a to jak historické, tak i dnešní. Zvláštní zřetel bude brán na problematiku možnosti ovlivnění lesních půd přítomností místních komunikací, včetně budované rychlostní komunikace RI/68. Odběrové lokality budou vybrány s ohledem na účel v lesních porostech v blízkosti komunikací, jejich zaměření pomocí GPS umožní opakování odběrů vzorků lesních půd s odstupem let pro možnost posouzení vývoje.

SPECIFIKACE ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ, ŠIRŠÍ ÚZEMNÍ VZTAHY

Zájmové území okolí Českého Těšína leží mezi obcemi: Chotěbuz, Ropice, Horní Žukov, Koňakov, Mistřovice a Stanislavice. Z hlediska územního členění České republiky (Macek a kol., 1968) náleží do samostatného celku tří Podbeskydských pahorkatin nazvaných podle měst Kelecká, Novojičinská a Těšínská. Správnější název Těšínské pahorkatiny vyjadřující horopisné vztahy zní Podlysohorská pahorkatina. Rozkládá se mezi údolími řek Ostravice a Olše a je budována měkkými pískovci a břidlicemi křídového věku. Jimi pronikají drobné fragmenty vyvřelin těšinitu a pikritu (Macek a kol., 1968), geologickým podložím jsou však především písky a sprašové hlíny, v údolích vodních toků různě mocná aluvia. Lesní půdy jsou zastoupeny zejména luvizeměmi, na flyši a vložkách vyvřelin kambizeměmi, na sprašových hlínách pseudogleji (ÚHÚL, 2001). Povrch je mírně zvlněn v široké hřbety zvedajícími se slabě svažítými sklony nad údolí místních potoků. Na severu a západě přechází Podbeskydské pahorkatiny v Ostravskou pánev, jižně od Bystřice u Třince přechází v Jablunkovskou brázdou rozdělenou ve dva výběžky, z nichž západní stoupá pod Jablunkovský průsmyk. Její povrch rozděluje řeka Olše na dva hřbety, z nich východní je úzký, západní je širší a spolu s říční nivou je hlavním sídelním územím (Macek a kol., 1968).

Z hlediska členění území České republiky na přírodní lesní oblasti (PLO) spadá zájmové území okolí Českého Těšína do PLO 39 – Podbeskydská pahorkatina. Dle Regionálního členění reliéfu ČSR (Brno, 1971) respektive dle Demka a kol. (1987) náleží toto území do soustavy Vněkarpatské sníženiny obsahující celky Moravská brána a Ostravská pánev, a dále do soustavy Vnější Západní Karpaty s celky Podbeskydská pahorkatina

a Jablunkovská brázda (ÚHÚL, 2001). Zájmové území leží zčásti v nivě řeky Olše za Chotěbuzí přecházející v Moravskou bránu a Ostravskou pánev, převážná část však leží v Podlysohorské pahorkatině. Hydrograficky patří území do úmoří Baltického moře a povodí řeky Odry. Průměrná roční teplota se pohybuje od 7 °C do 8,8 °C, průměrný roční úhrn srážek se pohybuje od 650 do 960 mm.

ODBĚRY PŮD

Metoda odběru půd

V průběhu měsíce dubna roku 2004 byly na deseti lokalitách v Českém Těšíně a jeho blízkém okolí prováděny odběry vzorků lesních půd viz obr.1. Na každé z 10 lokalit byly odebírány směsné vzorky z pěti sond prvních dvou horizontů, tedy horizontu nadložního humusu (holorganického) H – horizont měli (humifikační) a F horizont drti (fermentační), a dále horizont minerální, resp. první minerální Ah – humózní lesní, který je prostředím kořenů rostlin a dřevin obohacený látkami z nadložního humusu (Pačes, 2002). Sondy byly na každém z odběrových míst rozvrženy do čtverce s jednou sondou uprostřed, délka strany čtverce byla přibližně 2 m. V místech kde nebyl horizont nadložního humusu dostatečně vyvinut, byl odebrán i druhý minerální horizont Bv kambický hnědý. Označení horizontů bylo provedeno dle Taxonomického klasifikačního systému půd České republiky (Němeček a kol., 2001). Na všech 10 odběrových místech byl odebrán směsný vzorek prvního minerálního horizontu pěti sond. Svrchní horizonty byly odebírány z důvodu předpokladu ovlivnění přirozených obsahů těžkých kovů atmosférickou depozicí. Svrchní humusový a první minerální horizont mohou kumulovat těžké kovy a jiné látky antropogenního původu. Celkem byly odebrány 4 vzorky humusového horizontu, 10 vzorků 1. minerálního horizontu a 6 vzorků 2. minerálního horizontu. Dohromady bylo odebráno 20 směsných vzorků lesních půd. Vzorky byly odebírány plastovou lopatkou do papírových sáčků, pak byly ponechány přirozenému vyschnutí rozloženy na skleněných laboratorních miskách. Po vyschnutí byly vzorky přesypány do papírových sáčků a převezeny do laboratoře k analýze.

Analýzy vzorků

Ve vzorcích lesních půd byly analytickými metodami akreditované laboratoře stanoveny obsahy Al a následujících rizikových prvků: As, Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Zn, Hg a dále základních živin P, Mg, Ca, K, N a dalších parametrů: pH H₂O, pH CaCl₂, CaCO₃, obsah H⁺ a KVK (kationtová výměnná kapacita). Analytické metody vycházejí z jednotné metodiky ÚKZÚZ. Obsahy Al byly stanoveny dle Sokolova, obsahy těžkých kovů extrakcí lučavkou královskou s výjimkou Hg, u které byly určovány celkové obsahy analyzátořem TMA. Obsahy živin byly stanoveny dle Melicha II, obsah celkového dusíku dle Kjeldahla.

Celkem byly odebrány 4 vzorky humusového horizontu, 10 vzorků 1. minerálního horizontu a 6 vzorků 2. minerálního horizontu.



Obr. 1. Rozmístění odběrových míst vzorků lesních půd v okolí Českého Těšína v roce 2004.

Odběrové lokality

1. Baliny – odběrové místo půdních sond leží ve střední části poměrně příkrého svahu s JZ expozicí, vrchol hřbetu leží přibližně 50 výškových metrů nad okolním terénem říční nivy Olše, v blízkosti frekventovaná komunikace a železniční trať, chráněné území, není vytvořen organický horizont, odebrán 1. (humusem obohacený) a 2. minerální horizont, půdní povrch řídice pokryt tlejícím listím mateřského porostu a vegetací, listnatý porost, převaha javorů, dubů a habru
2. Ropický les – sondy umístěny na rovině v porostu s převahou smrku, spíše pozadová lokalita relativně hodně vzdálena od komunikace, organický horizont vytvořen, odebrán organický FH horizont a 1. minerální A horizont
3. Rybkovice – Horní Žukov – sondy umístěny na horním okraji hluboce zaříznutého koryta potoka ve svahu se SZ expozicí, úzký pruh lesa je tvořen převážně duby, zatím pozadová lokalita – plánována výstavba obchvatu města, odebrán organický FH horizont s malou příměsí 1. minerálního A horizontu a 2. minerální B horizont nažloutlé barvy s vysokým obsahem jílových částic
4. Koňakov – U Koňakovského lesa – sondy umístěny ve smrkovém porostu, v mírném svahu se SV expozicí v blízkosti komunikace, spíše pozadová lokalita, odebrán organický FH horizont a 1. minerální A horizont (výrazně černý)
5. Černý les – sondy umístěny v mladém hustém smrkovém porostu, v mírném svahu se SV expozicí, pozadová lokalita v blízkosti frekventované komunikace, pod surovým opadem jehličí světlý, spíše 1. minerální A horizont, odebrán 1. minerální A a 2. minerální B horizont žluté barvy s vysokým obsahem jílových částic
6. Bučina - Stanislavice - sondy umístěny v mírném svahu s JV expozicí v bukovém porostu, v bezprostřední blízkosti komunikace, odebrán organický FH horizont s příměsí 1. minerálního A horizontu a 2. minerální B horizont (kambický)
7. Český Těšín – nad přehradou – sondy umístěny na rovině pod úrovní frekventované komunikace (ulice Ostravská) v listnatém lese tvořeném převážně duby, odebrán FH horizont spolu s 1. minerálním A horizontem a 2. minerální B horizont nažloutlé barvy s vysokým podílem jílových částic, jedná se pravděpodobně o antropozem vzniklou navážkou
8. Český Těšín – most u obchvatu – sondy umístěny na rovině na okraji lesa v blízkosti mostu nové komunikace, která je součástí obchvatu města, uvedena do provozu letos v létě, odebrán organický FH horizont a 1. minerální A horizont
9. Dolní Žukov – Frýdecká – sondy umístěny na okraji listnatého lesa s převahou dubů v mírném svahu se SV expozicí, odebrán organický FH horizont a 1. minerální A horizont
10. Chotěbuz – sondy umístěny pod svahem v blízkosti hlavního tahu automobilové a železniční dopravy, organický horizont není vytvořen, půdní povrch pokryt surovým opadem – L horizont, porost tvořen převážně javory a duby, odebrán 1. minerální A a 2. minerální B horizont



Obr. 2. Odběrové místo 5 Dolní Žukov - Frýdecká, celkový pohled a půdní sonda.



Obr. 3. Odběrové místo 6 Bučina - Frýdecká, celkový pohled a půdní sonda.



Obr. 4. Odběrové místo 7 Český Těšín – nad přehradou, celkový pohled a půdní sonda.



Obr. 5. Odběrové místo 8 Český Těšín – most u obchvatu, celkový pohled a půdní sonda.



Obr. 6. Odběrové místo 9 Dolní Žukov - Frýdecká, celkový pohled a půdní sonda.



Obr. 7. Odběrové místo 10 Chotěbuz, celkový pohled a půdní sonda.

SLEDOVANÉ PARAMETRY LESNÍCH PŮD

Tato studie je zaměřena na sledování obsahů následujících rizikových prvků v lesních půdách: arsen, kadmium, měď, chrom, rtuť, mangan, nikl, olovo a zinek. Měď a zinek patří mezi tzv. mikroprvky důležité pro výživu rostlin, ve vyšších koncentracích představují naopak nebezpečí intoxikací (Materna, 2002), jejich toxicita je pro rostliny významnější, protože nastává relativně dříve než u ostatních rizikových prvků. Naproti tomu především Cd, Hg a v menší míře Pb působí na rostliny toxicky, avšak málokdy se objevují v natolik vysokých koncentracích, aby došlo k přímému ovlivnění rostlin, biologické funkce těchto prvků nejsou dosud známy. Přírozené koncentrace pozadí rizikových prvků se různí s obsahem organické hmoty a obsahem jílových částic v půdě. Řada z nich je vázána na organické kyseliny – huminové kyseliny a fulvokyseliny, mohou vznikat relativně stabilní organické sloučeniny, anebo na krystalovou mřížku jílových minerálů, vazby jsou relativně slabé, mohou však do jisté míry snižovat sorpční kapacitu půd (Skořepová, 2002). Proto se mohou vzorky lesních půd jednotlivých lokalit lišit i při relativně stejném depozičním vstupu z ovzduší. Je zřejmé, že dochází k ovlivnění koncentrací rizikových prvků v půdách vzdáleností od zdrojů emisí, např. komunikací.

Ve spektru rizikových prvků, vyskytujících se v lesních půdách je možno odlišit typické rizikové prvky vázané na průmysl od jiných, typických pro emise z dopravy včetně opotřebování pneumatik a brzdového obložení. V úvahu je nutno brát rovněž emise z opotřebení kovových částí motoru, korozi karosérie a oděr živичného povrchu vozovky. Koncentračním gradientem v biomase mechů v různých vzdálenostech od silnic se u nás zabývali Sucharová a Suchara (1998), zjistili významný pokles obsahů sledovaných prvků v biomase mechů v závislosti na vzdálenosti místa odběru od silnic.

Jedním z přístupů k hodnocení kontaminace půdy určitým prvkem či látkou je moderní přístup hodnocení kritických zátěží půd. Výpočty kritických zátěží resp. prahů rizikových prvků pro složky životního prostředí a návrhy limitů atmosférické depozice jsou řešeny pracovní skupinou UN ECE pro mapování kritických zátěží (Skořepová, 2002). Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, které by měly dlouhodobé škodlivé účinky na nejcitlivější ekosystémy (Nilsson, Grennfelt, 1988). V současné době rozlišuje UN ECE dvě úrovně priorit pro skupinu rizikových prvků, priorita 1 – kadmium, olovo, rtuť, priorita 2 – arsen, chrom, měď, nikl, selen, zinek (Gregor, H., Spranger, T., Hönerbach, F., 1998). Překročení kritických zátěží rizikových prvků lesních půd je způsobováno pouze atmosférickou depozicí, přičemž významně se uplatňuje horizontální depozice, na rozdíl od půd zemědělských, kde je nutno zohlednit vedle atmosférické depozice rovněž hnojení včetně aplikace kalů.

Pro posouzení účinků působení rizikových prvků na ekosystémy (ekotoxikologická rizika) rozlišuje Tyler (1992) skupiny receptorů jako půdní mikroorganismy a makromycety, půdní fauna (hlísti a červi), cévnaté rostliny včetně stromů, terestrická fauna včetně hospodářských zvířat. Účinky na rostliny zahrnují snížený vývoj a růst kořenů, sníženou klíčivost (toxické symptomy), zvýšení koncentrací škrobů a celkového cukru a snížené obsahy živin v pletivech listů (fyziologické symptomy), a snížení enzymatické aktivity (biochemické symptomy). Všeobecně nejcitlivější na účinky jednotlivých rizikových prvků je půdní mikrobiota (Skořepová, 2002).

Od roku 2002 jsou k dispozici Souhrnné výsledky průzkumu povrchových vrstev lesních půd v období 1993 – 1999 (Materna, 2002), kde jsou diskutovány obsahy řady prvků, mimo jiné i některých rizikových prvků v organických i minerálních horizontech.

CHARAKTERISTIKA SLEDOVANÝCH RIZIKOVÝCH PRVKŮ

Arzen (As)

Nekontaminovaná půda obsahuje obvykle méně než 40 mg.kg^{-1} , za průměrnou hodnotu této koncentrace je považována úroveň 7 mg.kg^{-1} , v blízkosti hutí byly zjištěny koncentrace 100 až 2500 mg.g^{-1} . Půdní organismy mohou As převádět do těžkých organických složek arsinů. Hlavními antropogenními zdroji emisí As jsou tavení kovů, spalování paliv, zejména hnědého uhlí, a aplikace pesticidů (MŽP, 1996). Rostlinami je As přijímán obtížně, jeho nebezpečí spočívá především v přímém vstupu do organismu nebo v kontaminaci vod. As je karcinogenní prvek (zejména trojmocný). Je známa rovněž jeho mutagenita (Sáňka, 2004).

Kadmium (Cd)

Výskyt Cd v přírodě je vázán na zinkovou rudu, může být obsaženo až 5%, antropogenní emise souvisejí s výrobou zinku, Cd získává se jako vedlejší produkt rafinace zinku. Před první světovou válkou nebylo Cd při zpracovávání zinkové rudy separováno, takže kontaminace prostředí Cd obsaženým v zinku trvá již dlouhou dobu. Největšími antropogenními zdroji emisí jsou ocelářský průmysl a spalování odpadů (MŽP, 1996), do ekosystémů se dostávají rovněž opotřebáváním pneumatik (Skořepová, 2002). Přirozené obsahy Cd ve vyvřelých horninách se pohybují od 0,1 do $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Skořepová, 2002), v sedimentech je to od $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ u pískovců a drob do $0,69 \text{ mg.kg}^{-1}$ u jílu, jílovitých břidlic a slínů (Alloway, 1990). Pro přirozené půdy uvádí Skořepová (2002) obsahy $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, v zemědělských půdách předpokládá obsahy kolem 0,1 až $0,15 \text{ mg.kg}^{-1}$. Typické hodnoty v blízkosti důlního, metalurgického či rafinačního průmyslu jsou od 0,1 do $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, někdy až 10 mg.kg^{-1} . Přístupnost Cd roste s klesající půdní reakcí, na jílové minerály se váže jen slabě, vazba na organické složky půdy je relativně silná. V nenarušených půdách, jako jsou lesní, dochází ke značné akumulaci Cd v nejsvrchnějších vrstvách, transport směrem dolů není snadný. Distribuce Cd v půdních vrstvách úzce souvisí s populací žížal (Skořepová, 2002). Kritické hodnoty pro lesní ekosystémy vykazují relativně nižší hodnoty kritických zátěží Cd oproti zemědělským pravděpodobně v důsledku vyšších odběrů Cd plodinami. Kritické zátěže Cd pro lesní a zemědělské půdy byly výpočtem stanoveny pro oblast Českého Těšína v na $1,01$ až $1,5 \text{ g.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$, tyto koncentrace v půdě již ohrožují povrchové vody kontaminací nad $0,8 \text{ mg.m}^{-3}$. Překročení kritických zátěží kadmia pro zemědělské a lesní půdy dosahuje v okolí Českého Těšína hodnot $1,51$ až $5 \text{ g.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$ (Skořepová, 2002). Navrhovaná hranice koncentrací v organických horizontech lesních půd je $3,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Materna, 2002).

Chrom (Cr)

Analýzy Cr v půdách ukazují na interval rozpětí od 1 do 1000 mg.kg^{-1} , přičemž průměrné koncentrace jsou v mezích 14 až 70 mg.kg^{-1} . Z antropogenních zdrojů jsou nejdůležitější finální procesy produkce sloučenin Cr. Z pohledu toxicity musejí být odlišovány sloučeniny šestimocného Cr, které jsou mnohem významnější, od sloučenin

trojmocného Cr (MŽP, 1996). Toxicita se projevuje především sníženými výnosy na silně kontaminovaných půdách (Sáňka, 2004).

Olovo (Pb)

Olovo je nejrozšířenější z těžkých kovů. Hlavním antropogenním zdrojem výskytu Pb v prostředí je spalování olovnatých benzinů, v současné době již nejsou používány, kontaminace prostředí však přímo souvisí se vzdáleností lokality od komunikace a hustotě dopravy. V některých oblastech pocházejí emise Pb z těžby a zpracování olovnatých rud. Dalšími zdroji emisí Pb jsou rovněž spalování uhlí a odpadů, a dále sekundární zpracování olova. U olova bylo potvrzeno šíření dálkovým přenosem (MŽP, 1996). V sedimentech jsou průměrné obsahy Pb 16 mg.kg^{-1} , ve vyvěřelých horninách 20 mg.kg^{-1} . Koncentrace v půdách ČR se pohybují od 23,3 do $92,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, průměrná hodnota činí $40,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Beneš, Pabiánová, 1987). V důsledku velmi silného antropogenního znečištění může dosáhnout nahromadění Pb až 2% z celkového množství suchého půdního materiálu povrchových horizontů (Skořepová, 2002). V našich zemědělských půdách v okolí dálnic se obsahy Pb pohybovaly od 75 do 170 mg.kg^{-1} (Beneš, Pabiánová, 1987). Olovo vykazuje i při 100 násobném překročení přirozených obsahů v půdách relativně malou fytotoxicitu, jejíž příznaky se na rostlinách projevují poměrně pozdě. Fytotoxicita olova se dostavuje až při jeho extrémních obsazích v půdě, příjem rostlinami je relativně nízký (Sáňka, 2004). Nejvyšší přípustná koncentrace v půdách ve Švýcarsku je 50 mg.kg^{-1} , v Německu 100 mg.kg^{-1} . V ČR je limit pro lehké půdy 100 mg.kg^{-1} , pro ostatní 140 mg.kg^{-1} , přičemž pro ve výluhu $2M \text{ HNO}_3$ (možnost porovnání s hodnotami výluhu v lučavce královské) jsou tyto hodnoty 50 mg.kg^{-1} pro lehké půdy a 70 mg.kg^{-1} pro půdy ostatní. Je nutno zdůraznit, že všechny tyto limity jsou určeny pro zemědělské půdy a mají snížit vstup Pb do potravních řetězců. Kritické zátěže Pb lesních půd dosahují v okolí Českého Těšína hodnot více než $9 \text{ g.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$, překročení kritických zátěží Pb pro lesní a zemědělské půdy v okolí Českého Těšína dosahuje hodnot $25,01$ až $50 \text{ g.ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$ i vyšších (Skořepová, 2002). Navrhovaná hranice koncentrací v organických horizontech lesních půd je 150 mg.kg^{-1} (Materna, 2002).

Mangan (Mn)

Do ovzduší je Mn uvolňován při pražení rud, výrobě slitin. Přibližně desetina antropogenních emisí Mn pochází ze spalování fosilních paliv. Dalším zdrojem je jeho přidávání do paliv ve formě přísad. Díky své nízké těkavosti se usazuje v blízkosti emisních zdrojů, ale jemné částice mohou být unášeny na velmi velké vzdálenosti (MŽP, 1996).

Rtuť (Hg)

Antropogenní zdroje Hg jsou rozšířené, emise jsou uvolňovány při zpracování rudy rumělky, pražením různých kovových materiálů, z chemického průmyslu, ale také spalováním fosilních paliv a pálením odpadů, popř. používání fungicidů obsahujících Hg. Důležitou roli v koloběhu rtuti sehrávají pravděpodobně také půdní mikroorganismy při procesech metylace a demethylace (MŽP, 1996). V našich půdách nejsou známy lokality s přirozeně zvýšenou pozadřovou hodnotou. Veškeré nadlimitní obsahy jsou antropogenního původu. Pro rostliny je rtuť velmi špatně přijatelná a také fytotoxické účinky jsou nízké. Riziko vyplývá z přímého vstupu do organismu, případně ze vstupu do rostlin přes vegetační orgány (redepozice, volatilizace). Vysokou toxicitu pro člověka má metylnatá rtuť, která je možný karcinom. (Sáňka, 2004).

Nikl (Ni)

Průměrný obsah Ni v zemědělských půdách je 50 mg.kg^{-1} s rozpětím od 5 do 500 mg.kg^{-1} . Většina antropogenních emisí Ni vzniká při spalování zbytkových a topných olejů, uhlí, komunálního odpadu, a při rafinaci Ni (MŽP, 1996). Toxicita se projevuje především sníženými výnosy na silně kontaminovaných půdách (Sáňka, 2004).

Zinek (Zn)

Zinek je velmi důležitým mikroelementem. U Zn se předpokládá jeho přímé fytotoxické působení v koncentracích nižších nežli jsou koncentrace poškozující půdní biotu. Běžné jsou zvýšené obsahy v půdách městských aglomerací. Spolu s mědí, niklem a chromem spočívá nebezpečnost zinku v jeho fytotoxicitě - při vysokých obsazích v půdě může snižovat půdní úrodnost (Sáňka, 2004). Navrhovaná hranice koncentrací v organických horizontech lesních půd je 300 mg.kg^{-1} (Materna, 2002).

Měď (Cu)

Měď je významným esenciálním prvkem pro rostliny i pro živočichy. Při nadbytku může působit fytotoxicky a snižovat produkci biomasy. Nejvyšší antropogenně podmíněné obsahy jsou zjišťovány v okolí kovohutí a v půdách vinic ošetřovaných měďnatými fungicidy. Je též dodávána do půd a aplikací odpadních kalů (Sáňka, 2004). Navrhovaná hranice koncentrací v organických horizontech lesních půd je 20 mg.kg^{-1} (Materna, 2002).

Tab. 1. Průměrné hodnoty půdních vlastností PLO 39 Podbeskydská pahorkatina (Sáňka, 2001)

Parametr	Horizont	
	organický	minerální
horizont		
Sušina (%)	40	
S (me/100g)		70
T (me/100g)		200
V (%)		35
Obsah jílu		35
skelet > 2mm		28
pHKCl	4,30	4,10
pHH ₂ O	4,95	4,55
N %	1,20	0,22
K (mg.kg^{-1})	1000	200
Ca (mg.kg^{-1})	5200	700
Mg (mg.kg^{-1})	500	70
Mn (mg.kg^{-1})	1500	600
Al (mg.kg^{-1})	3500	2900
Fe (mg.kg^{-1})	6020	4800
Zn (mg.kg^{-1})	40	21
Cu (mg.kg^{-1})	6	2
Pb (mg.kg^{-1})	45	40
Cd (mg.kg^{-1})	0,49	0,032
Cr (mg.kg^{-1})	14	7

EMISE RIZIKOVÝCH PRVKŮ V ZÁJMOVÉM ÚZEMÍ

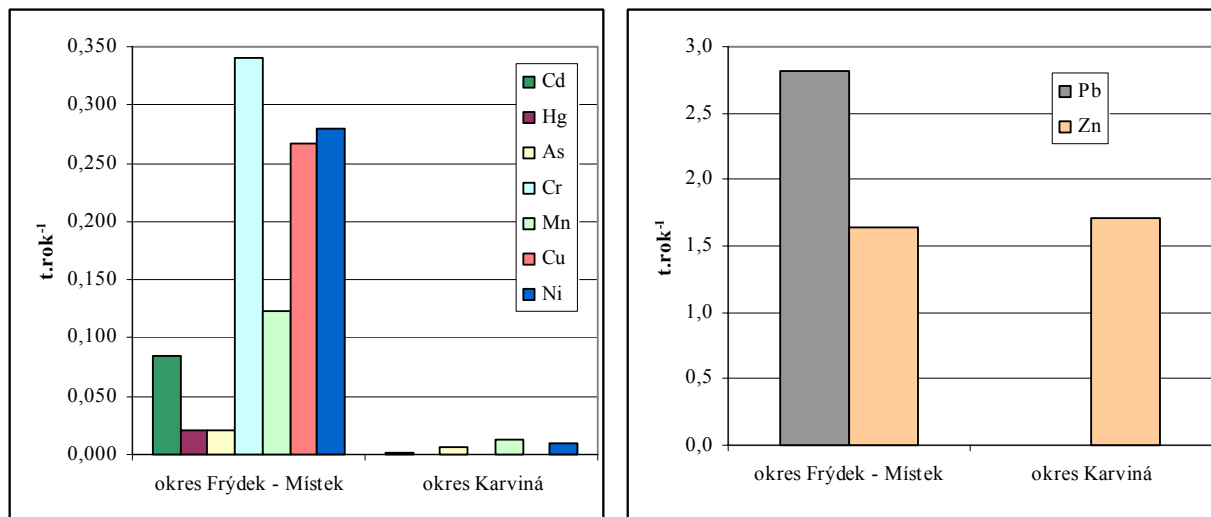
Datovou základnou pro evidenci emisní situace je v České republice registr emisí a zdrojů znečišťování ovzduší REZZO, které se člení do kategorií dle povahy emisních zdrojů. Jsou to kategorie REZZO 1 pro velké stacionární zdroje, REZZO 2 pro střední zdroje, REZZO 3 malé zdroje (převážně lokální topeniště např. rodinných domů) a REZZO 4 mobilní zdroje, tedy doprava, především automobilová, popř. také železniční. V registru jsou sledovány především základní znečišťující látky – tuhé látky (jsou na ně většinou vázány rizikové prvky), SO₂, NO_x, CO, C_xH_x, v poslední době rovněž rizikové prvky, jejich bilance však není úplná, u stacionárních zdrojů většinou se neměří na zdroji, ale vypočítává se pomocí emisních faktorů např. z údajů o druhu a technologii spalování paliva (Fara, 2002). Určité zpřesnění přináší aplikace nařízení vlády a vyhlášek k zákonu o ochraně ovzduší č. 86/2002 Sb.

Údaje REZZO jsou evidovány pro jednotlivé zdroje, ale také dle dřívějšího členění pro jednotlivé okresy. Dle starého členění území republiky patří město Český Těšín s přilehlými obcemi do okresu Karviná. Následující informace jsou převzaty z „Programu snižování emisí znečišťujících látek do ovzduší Moravskoslezského kraje“ zpracovaného kolektivem řešitelů, kapitola o emisích těžkých kovů byla zpracována Dr. Milanem Farou, CSc. z EGÚ Praha Engineering, a.s. v roce 2002.

Ačkoli celková suma emisí rizikových prvků v roce 2002 byla v okrese Karviná relativně malá, je třeba vnímat znečištění ovzduší v Českém Těšíně a okolí v širších souvislostech sousedícího okresu Frýdek Místek. Zde se nacházejí významné emisní zdroje jako Třinecké železářny a.s., BIOCEL a.s. a Spalovna průmyslových odpadů Válcoven plechů s.r.o. Přehled velkých emisních zdrojů REZZO 1 okresu Frýdek- Místek a Karviná s uvedením množství emisí rizikových prvků v t.rok⁻¹ je uveden v tab. 2. Sumy emisí Cd, Hg, As, Cr, Mn, Cu, Ni, Pb, Zn okresu Frýdek – Místek a Karviná jsou uvedeny na obr. 8.

Tab.2 Údaje o emisích rizikových prvků (Cd, Hg, As, Cr, Mn, Cu, Ni, Pb a Zn) zdrojů REZZO 1 na území okresu Frýdek – Místek a Karviná v roce 2002 (zdroj Fara, 2002).

PODNIK - NÁZEV	SÍDLO	Cd	Hg	As	Cr	Mn	Cu	Ni	Pb	Zn
		emise v t.rok ⁻¹								
okres Frýdek - Místek										
Biocel a.s.	Paskov	0,002	0,013	0,000		0,001	0,003	0,006	0,005	0,280
Spalovna Válc. plechu s.r.o.	Frýdek-Místek		0,002	0,021						
Třinecké železářny a.s.	Třinec	0,083	0,006		0,341	0,122	0,264	0,274	2,810	1,354
Válcovny plechu a.s.	Frýdek-Místek								0,008	0,008
okres Karviná										
Biochemie s.r.o.	Bohumín							0,010		0,042
Jákl Karviná a.s.	Karviná									1,670
Nemocnice s polikl. Havířov	Havířov		0,000						0,000	
ŽD Bohumín a.s.	Bohumín	0,001		0,007		0,013				



Obr. 8. Porovnání celkového množství emisí okresů Frýdek-Místek a Karviná v t.rok⁻¹ jednotlivých rizikových prvků (zdroj: Fara, 2002).

Z údajů uvedených v tab. 2 a na obr. 8 je zřejmé, že majoritní podíl na množství emisí, a potažmo také emisí uvedených rizikových prvků v okolí Českého Těšína, má emisní zdroj REZZO 1 Třinecké železárny a.s. nacházející se JV směrem v přibližné vzdálenosti 10 km od města Český Těšín. Celková emise rizikových prvků je výrazně vyšší v okrese Frýdek – Místek s výjimkou zinku. Největším emitentem Zn v oblasti je Jákl Karviná a.s. Je zřejmé, že se na celkové emisí rizikových prvků v zájmové oblasti Českého Těšína podílejí také další zdroje ostatních skupin REZZO, žádný z nich však není tak významný jako Třinecké železárny a.s. Dalším významným emitentem zinku jsou Vítkovice a.s. – ocelárna I, chromu pak Aliachem a.s. na území bývalého okresu Ostrava (Fara, 2002). Nezanedbatelný je rovněž podíl přeshraničního dálkového přenosu emisí rizikových prvků zejména z Polska.

DEPOZICE RIZIKOVÝCH PRVKŮ V ZÁJMOVÉ OBLASTI

Monitorování atmosférické depozice látek znečišťujících ovzduší včetně rizikových prvků je v České republice prováděno v síti monitorovacích stanic, provozovaných organizacemi ČHMÚ (správce databáze ISKO), ČGS, VÚV, HBÚ AV ČR a VÚLHM (přispívají do ISKO). Nejbližší situovanými monitorovacími místy vzhledem k zájmovému Českého Těšína a okolí jsou stanice Ostrava Poruba, Bílý Kříž a Červík. Výsledky monitoringu rizikových prvků jsou uvedeny v tab.3. Kromě přímého odběru atmosférických srážek je možno zjistit depozici rizikových prvků z biomasy rostlin, především mechů a trav (jílek). Metodou biomonitoringu se v České republice zabývají Ing. Sucharová a Doc. Suchara, výsledky zjišťování depozičních spadů rizikových prvků jsou uvedeny v tab. 3. (Suchara, Sucharová, 2003). Uvedení autoři zjistili statisticky významnou negativní závislost obsahu As, Cr, Cu, Hg a Ni v biomase mechů. Dále zjistili pozitivní korelaci obsahů Cd, Cu a Zn v biomase mechů s úhrny srážek pravděpodobně v závislosti na zvyšujícím se podílu mokré depozice těchto prvků (Suchara, Sucharová, 2003).

Tab.3. Hodnoty atmosférické depozice uvedených rizikových prvků v $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ na stanicích Ostrava Poruba, Bílý Kříž a Červík (ČHMÚ, 2003) v porovnání výsledků bimonitoringu mechů ČR (Suchara, Sucharová, 2003).

Název stanice	metoda	rok	As	Cd	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
			$\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$							
Ostrava Poruba	wet-only	2002		0,18			21,15	0,67	4,96	39,05
Bílý Kříž	wet-only	2002		0,41			5,27	2,62	4,51	23,06
Červík	wet-only	2002		0,12			3,58	0,68	2,15	14,1
mechy - mapa	biomonitoring	2000							2,6 - 3,25	
prům. ČR mechy	biomonitoring	1999-2000	0,096	0,042	1,85	0,006		0,553	0,736	5,35
max. ČR mechy	biomonitoring	1999-2001	0,467	0,406	3,31	0,014		2,91	6,267	22,84

VÝSLEDKY

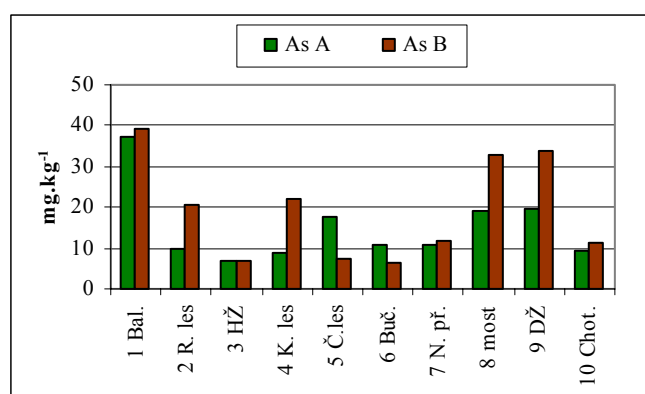
Průzkum obsahů rizikových prvků v lesních půdách okolí Českého Těšína má širší vypovídací schopnost nežli jen ve vztahu k lesním ekosystémům. Jelikož organický nadložní horizont spolu s humusem obohaceným minerálním horizontem představují vhodný matrix kumulace rizikových prvků, umožňují získané hodnoty posoudit zatížení celého území v širších souvislostech se vztahem k potravním řetězcům. Při posuzování obsahů rizikových prvků v lesních půdách, zejména nadložním organickém horizontu a 1. minerálním (humusem obohaceném) horizontu, je třeba mít na zřeteli skutečnost, že obsahy rizikových prvků běžně překračují limity pro zemědělskou půdu (Materna, 2002). Všeobecně lze konstatovat, že obsahy všech sledovaných rizikových prvků v lesních půdách okolí Českého Těšína jsou velmi vysoké a významně překračují celostátní průměr lesních půd ČR. Mezi jednotlivými lokalitami existují značné rozdíly. Vysoké obsahy rizikových prvků nesouvisejí se vzdáleností od komunikací či jejich intenzitou zatížení silniční dopravou. Zájmové území je lokalitou natolik exponovanou z hlediska antropogenních vlivů, že je velmi obtížné stanovit zatížení lesních půd rizikovými prvky pocházejícími z dopravy. V tab. 4 jsou uvedeny průměrné, minimální a maximální hodnoty sledovaných rizikových prvků v lesních půdách zájmového území.

Tab. 4. Průměrné koncentrace sledovaných rizikových prvků v organickém (humusovém), 1. minerálním a 2. minerálním horizontu v lesních půdách okolí Českého Těšína v roce 2004. Pro porovnání jsou uvedeny průměrné koncentrace monitorovací sítě ICP Forests (VÚLHM, 2001) v roce 2000 a průměrné koncentrace v lesních půdách PLO 39 Podbeskydská pahorkatina v roce 2000 (Sáňka, 2001). (* rok 1995)

parametr	Horizont					
	org.	1. min.	2. min.	org. VÚLHM	org. PLO39	min. PLO39
As ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	14	20	14	19		
Cd ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1,4	1,4	1,2	0,3	0,49	0,032
Cu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	33	38	34	27	6	2
Cr ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	39	38	33	27	14	7
Ni ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	20	22	24	14		
Mn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1013	854	723	567	1500	600
Pb ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	195	178	95	143	45	40
Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	200	189	158	58	40	21
Hg ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0,45	0,39	0,2	0,76*		

Arsen

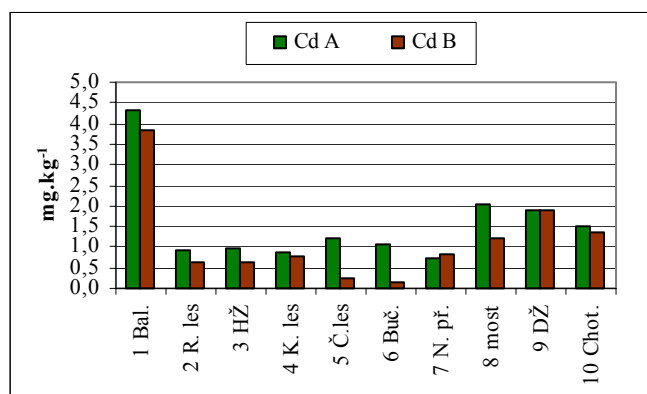
Obsahy As v půdách zájmové oblasti nikde nepřekročily hodnotu 40 mg.kg^{-1} , která je považována za hraniční pro vysoké obsahy As v lesních půdách. Z pohledu kontaminace půd tímto prvkem se jeví půdy jako nekontaminované. Průměrná hodnota 7 mg.kg^{-1} která je uváděna jako pozadřová hodnota je s výjimkou odběrového místa 3 překročena na všech odběrových místech. Nejvyšší hodnota je na odběrovém místě 1 ve 2. minerálním horizontu (blíží se vysokému obsahu), a dále na místě 8 a 9 v 1. minerálním horizontu. Koncentrace As v organických horizontech (humusový H horizont) lesních půd odpovídají hodnotám uváděným Sucharou a Sucharovou (2004), které označují jako typické v rozsahu $20 - 30 \text{ mg.kg}^{-1}$, oblast Moravskoslezských Beskyd řadí k nejvíce kontaminovaným v rámci ČR. Zjištěné hodnoty obsahu As v lesních půdách okolí Českého Těšína nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy.



Obr. 9. Obsahy As v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Kadmium

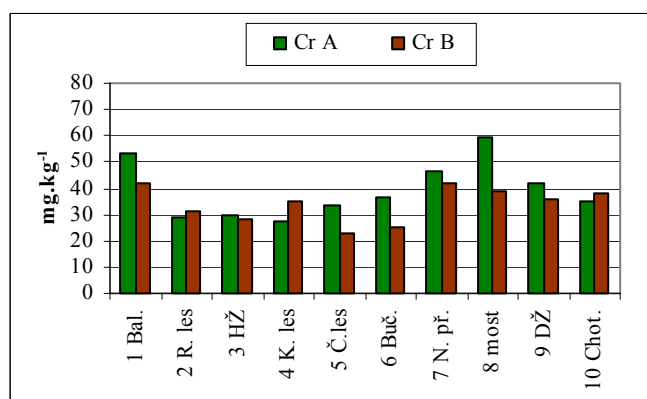
Obsahy Cd výrazně překračují preventivní hodnotu pro zemědělskou půdu, která činí $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Rovněž jsou vysoce překročeny přirozené obsahy Cd lesních půd, které jsou v rozmezí $0,2$ až $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Alloway, 1990). Z pohledu průměrných obsahů Cd v půdách PLO 39 Podbeskydská pahorkatina jsou tyto obsahy v zájmové oblasti okolí Českého Těšína několikanásobně vyšší. Průzkumem humusového horizontu lesních půd ČR byly zjištěny typické obsahy Cd v rozmezí $0,7$ až $0,9 \text{ mg.kg}^{-1}$, vysoké obsahy pak nad hodnotu $1,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Suchara a Sucharová, 2004), ve vzorcích půd zájmové oblasti byly na 5 odběrových místech zjištěny obsahy vyšší než $1,1 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejvyšší koncentrace Cd v půdách okolí Českého Těšína byly zjištěny na odběrovém místě 1, a dále 8, 9 a 10. Relativně nejnižší obsahy Cd byly zjištěny na odběrovém místě 6 v 2. minerálním horizontu, je však nutno zdůraznit, že obsah Cd v 1. minerálním horizontu na je tomto místě $1,09 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je opět hodnota relativně vysoká, ohrožující vyplavováním do povrchových vod vodní ekosystémy. Výsledky průzkumu korespondují s údajem uváděným Sucharou a Sucharovou (2002), že nejvyšší obsahy Cd jsou dlouhodobě nahromaděny v lesním humusu severovýchodní Moravy. Zjištěné obsahy Cd představují významné riziko pro půdní biotu lesních ekosystémů, fyziologii dřevin, rovněž mohou být nebezpečné z pohledu kontaminace povrchových vod. Mobilita Cd v půdním profilu narůstá se snižujícím se pH, což může představovat aktuální problém u 7 z 10 odběrových míst, jejichž reakci lze hodnotit jako středně až velmi silně kyselou.



Obr. 10. Obsahy Cd v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Chrom

Obsahy Cr v lesních půdách zájmové oblasti lze hodnotit jako zvýšené oproti průměrným hodnotám v půdách PLO 39 Podbeskydská pahorkatina. Rovněž ve srovnání s obsahy v organickém humusovém horizontu uváděnými Sucharou a Sucharovou (2004) vykazují některé vzorky okolí Českého Těšína vysoké obsahy (více než 40 mg.kg⁻¹). Zjištěné obsahy korespondují s informací uváděnou zmíněnými autory, že humusový horizont lesních půd severovýchodní Moravy obsahuje jedny z nejvyšších hodnot Cr v rámci ČR. Nejvyšší obsah Cr byl zjištěn na odběrovém místě 8 v humusovém horizontu a 1 v 1. minerálním horizontu, z pohledu nárůstu frekvence automobilové dopravy na dokončeném obvodu města je reálné riziko nárůstu koncentrací Cr v této lokalitě. Nejnižší obsah v humusovém horizontu byl zjištěn na odběrovém místě 4 a v 1. minerálním horizontu na odběrovém místě 5. Zjištěné hodnoty nepoukazují na kontaminaci půd tímto prvkem a nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy.

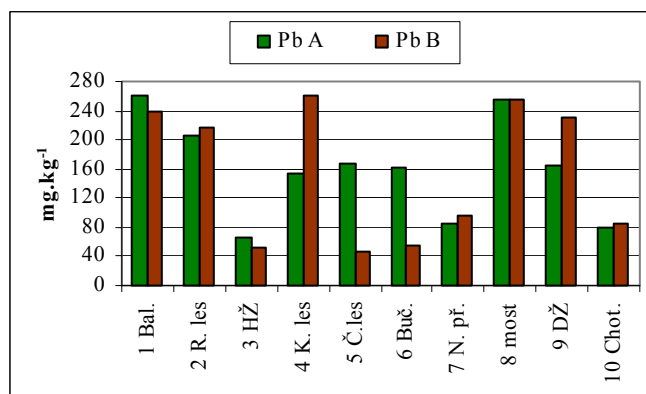


Obr. 11. Obsahy Cr v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Olovo

Analýzami bylo zjištěno, že obsahy olova v lesních půdách okolí Českého Těšína jsou velmi vysoké. Navrhovaná limitní koncentrace 150 mg.kg⁻¹ je překročena na 7 z celkového počtu 10 odběrových míst. Celostátní průměr 40 mg.kg⁻¹ je překročen na všech odběrových místech, stejně tak i průměr v půdách PLO 39 Podbeskydská pahorkatina. Rovněž Sucharou a Sucharovou (2004) uváděná hodnota 250 mg.kg⁻¹, nad níž je obsah Pb v humusovém

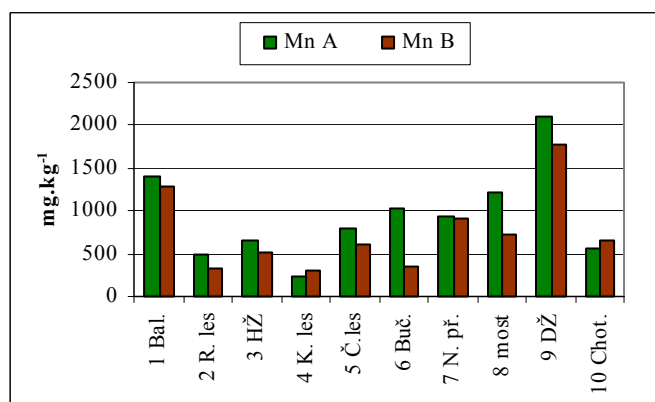
horizontu lesních půd hodnocen jako vysoký je na některých místech okolí Českého Těšína překročena. Jako typickou hodnotu tuto autoři uvádějí 125 až 200 mg.kg⁻¹, dále uvádějí na severní Moravě a širším okolí Ostravska jedny z nejvyšších obsahů Pb v humusovém horizontu lesních půd ČR. Nejvyšší obsahy byly zjištěny na odběrovém místě 1 v 1. minerálním horizontu, 4 v 1. minerálním horizontu, 8 v humusovém i 1. minerálním horizontu, a dále na odběrovém místě 9 v 1. minerálním horizontu. Nejnížší obsahy Pb byly zjištěny na odběrových místech 3 v 1. minerálním horizontu a 5 ve 2. minerálním horizontu. Zjištěné koncentrace Pb v lesních půdách nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy, lze usuzovat na negativní ovlivnění půdní bioty a vstupu do potravních řetězců.



Obr. 12. Obsahy Pb v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Mangan

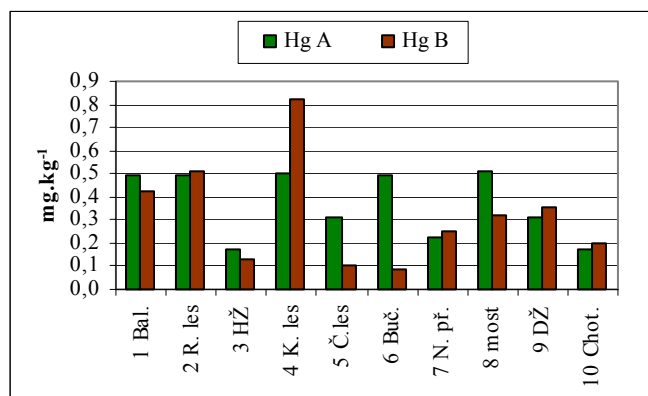
Obsahy Mn jsou ve vzorcích humusového horizontu, s výjimkou odběrového místa 9, nižší než je průměrná hodnota v půdách PLO 39 Podbeskydská pahorkatina. Zcela jiná je situace u 1. minerálního horizontu, 8. vzorků z 10 leží nad touto průměrnou hodnotou. Velký rozptyl hodnot, pro tento prvek typický uvádí Materna (2002), vzorky okolí Českého Těšína převyšují jím uváděný průměr 400 mg.kg⁻¹ v počtu 16 z 20 odebraných a analyzovaných směsných vzorků. V porovnání s výsledky průzkumu chemismu lesních půd prováděných VÚLHM Jíloviště Strnady v rámci mezinárodního monitorovacího programu ICP Forests (VÚLHM, 2001) jsou koncentrace v půdách okolí Českého Těšína v řadě případů vyšší. Nejvyšší hodnoty Mn v 1. minerálním horizontu byly zjištěny na odběrových místech 1, 6 a 8. Nalezené zvýšené obsahy Mn zřejmě nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy.



Obr. 13. Obsahy Mn v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Rtuť

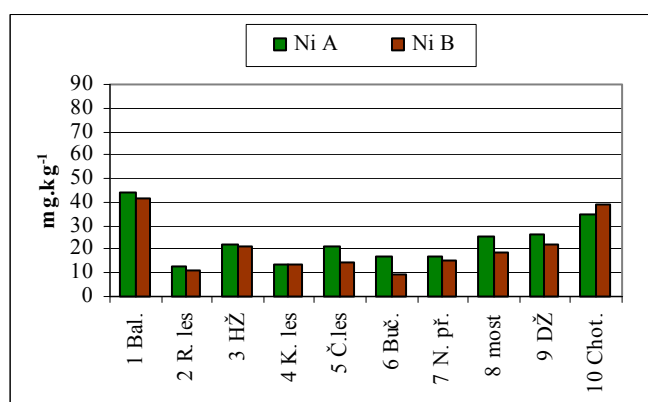
Koncentrace Hg v půdách okolí Českého Těšína jsou v porovnání s průměrnou hodnotou stanic programu ICP Forests nižší. Při srovnání s typickou hodnotou obsahu Hg v humusovém horizontu lesních půd do 0,6 do 0,75 mg.kg⁻¹ (Suchara a Sucharová, 2004) je možno říci, že zjištěné obsahy Hg v půdách okolí Českého Těšína leží v rozsahu těchto typických hodnot nebo níže. Zvýšené obsahy Hg v humusovém horizontu lesních půd byly potvrzeny v na Ostravsku a v okolí Trince (Suchara a Sucharová, 2004). Nejvyšší koncentrace Hg v lesních půdách okolí Českého Těšína byla zjištěna na odběrovém místě 4 v 1. minerálním horizontu, nejnižší na odběrovém místě 6 ve 2. minerálním horizontu. Kvůli nesnadnému příjmu Hg rostlinami nepředstavují zřejmě zjištěné koncentrace riziko pro lesní ekosystémy.



Obr. 14. Obsahy Hg v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Nikl

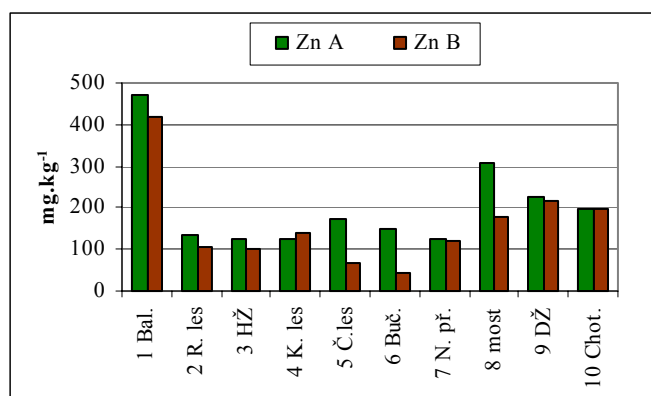
Zjištěné koncentrace Ni poukazují na skutečnost, že půdy okolí Českého Těšína nejsou tímto prvkem kontaminovány. Všechny vzorky obsahují nižší koncentrace nežli je preventivní hodnota pro zemědělské půdy, která činí 50 mg.kg⁻¹. V porovnání průměrných hodnot ze zájmového území a výsledků ICP Forests jsou koncentrace v půdách okolí Českého Těšína poněkud vyšší. Většina vzorků leží v rozsahu typických hodnot od 16 do 20 mg.kg⁻¹ uváděných pro humusový horizont lesních půd ČR (Suchara a Sucharová, 2004). Nejvyšší koncentrace byly zjištěny na odběrových místech 1 a 10. Z pohledu fyto toxického působení Ni nepředstavují zjištěné koncentrace riziko pro lesní ekosystémy zájmové oblasti.



Obr. 15. Obsahy Ni v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Zinek

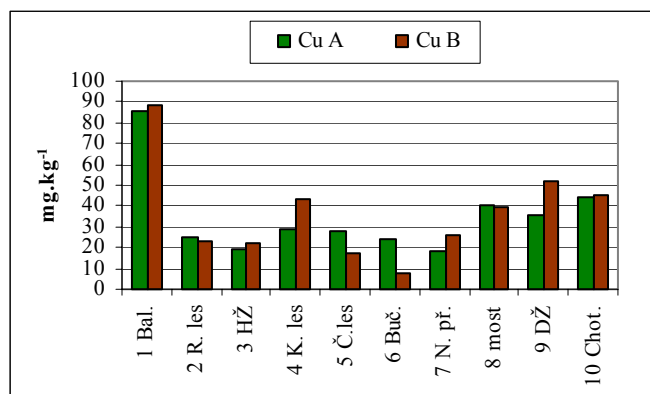
Zjištěné koncentrace Zn jsou v zájmovém území mnohem vyšší nežli činí průměr v půdách PLO 39 Podbeskydská pahorkatina, stejně tak jsou výrazně vyšší nežli průměrná hodnota stanic ICP Forests. Preventivní hodnota 120 mg.kg^{-1} pro zemědělské půdy je překročena všech 10 odběrových místech. Hodnoty uváděné Sucharou a Sucharovou (2004) jako typické v rozsahu od 75 do 100 mg.kg^{-1} , a jako vysoké nad 120 mg.kg^{-1} , jsou v okolí Českého Těšína výrazně vyšší. Tito autoři uvádějí dlouhodobě zvýšené koncentrace Zn v humusovém horizontu lesních půd Ostravska a Moravskoslezských Beskyd. Hodnoty koncentrací Zn zjištěné průzkumem chemismu půd okolí Českého Těšína svědčí o silné antropogenní zátěži tímto prvkem, půdy lze označit za blízké kontaminovaným. Lze předpokládat fyto toxické účinky, které mohou představovat riziko pro lesní ekosystémy.



Obr. 16. Obsahy Zn v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

Měď

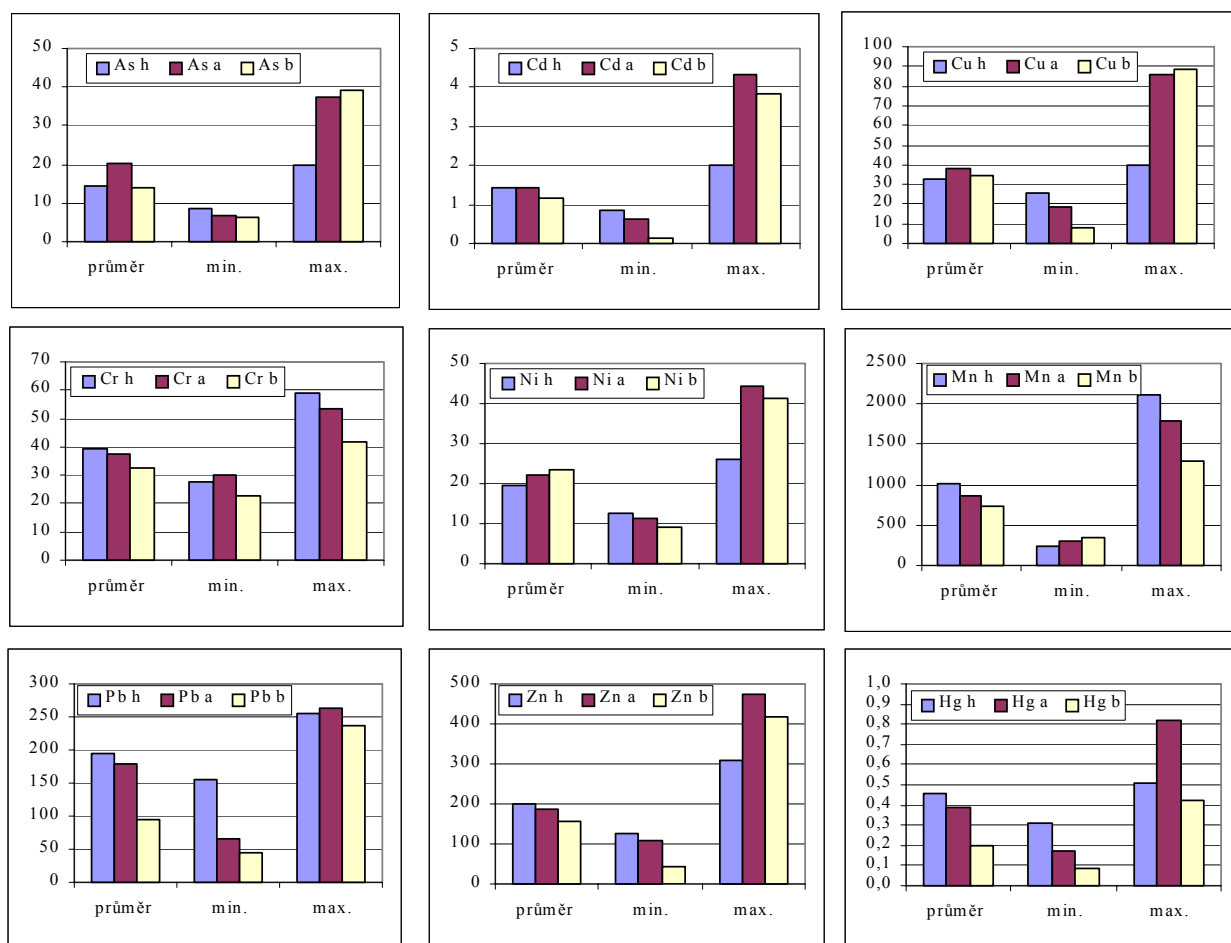
Rovněž u Cu leží zjištěné koncentrace v lesních půdách okolí Českého Těšína vysoko nad průměrnými hodnotami půd PLO 39 Podbeskydská pahorkatina i programu ICP Forests, ovšem limit preventivní hodnoty pro zemědělské půdy překročen není s výjimkou odběrového místa 1. Na tomto místě byly zároveň zjištěny nejvyšší koncentrace tohoto prvku, poněkud nižší koncentrace byly nalezeny na odběrovém místě 4, 9 a 10. V porovnání s typickými hodnotami obsahu Cu v humusovém horizontu lesních půd ČR v rozsahu 20 až 30 mg.kg^{-1} , a hodnotami vysokými, nad hodnotu 40 mg.kg^{-1} (Suchara a Sucharová, 2004), leží zjištěné hodnoty v rozsahu hodnot typických až vysokých. Zjištěné hodnoty korespondují s informací uvedenou výše citovanými autory, že nejvyšší obsahy Cu nahromaděné v lesním humusu jsou v rámci ČR, mimo jiné, v širokém okolí Ostravska a přilehlých Moravskoslezských Beskyd. Zjištěné obsahy Cu v lesních půdách lze hodnotit jako velmi vysoké, mohou představovat přímé riziko zřejmě pro lesní ekosystémy.



Obr. 17. Obsahy Cu v lesních půdách Českého Těšína a okolí v roce 2004, 1. vzorek v pořadí A, 2. v pořadí B.

SOUHRNNÉ VÝSLEDKY

Na obr. 18 jsou uvedeny souhrnné výsledky obsahů rizikových prvků (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Zn a Hg) v půdách Českého Těšína a blízkého okolí mg.kg⁻¹, jsou uvedeny průměrné obsahy v nadložním organickém FH horizontu (označení h), 1. minerálním A horizontu (označení a) a 2. minerálním B horizontu (označení b).



Obr.18. Souhrnné výsledky obsahů rizikových prvků (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Zn a Hg) v půdách Českého Těšína a blízkého okolí v mg.kg⁻¹, jsou uvedeny průměrné obsahy v nadložním organickém FH horizontu (označení h), 1. minerálním A horizontu (označení a) a 2. minerálním B horizontu (označení b).

Průměrné obsahy **As** byly nejvyšší v 1. minerálním A horizontu. Hodnoty minimální i maximální byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu.

Průměrné obsahy **Cd** byly nejvyšší v organickém FH horizontu a 1. minerálním A horizontu (přibližně stejné hodnoty), poněkud nižší byly obsahy Cd ve 2. minerálním B horizontu. Minimální hodnota Cd byla nalezena ve 2. minerálním B horizontu, maximální hodnota v minerálním A horizontu.

Průměrné obsahy **Cu** byly nejvyšší v 1. minerálním A horizontu. Hodnoty minimální i maximální byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu.

Průměrné obsahy **Cr** byly nejvyšší v organickém FH horizontu, minimální hodnoty byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu, maximální hodnoty v organickém FH horizontu.

Průměrné obsahy **Ni** byly nejvyšší ve 2. minerálním B horizontu, minimální hodnoty byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu, maximální hodnoty v 1. minerálním A horizontu.

Průměrné obsahy **Mn** byly nejvyšší v organickém FH horizontu. Hodnoty minimální i maximální byly nalezeny v organickém FH horizontu.

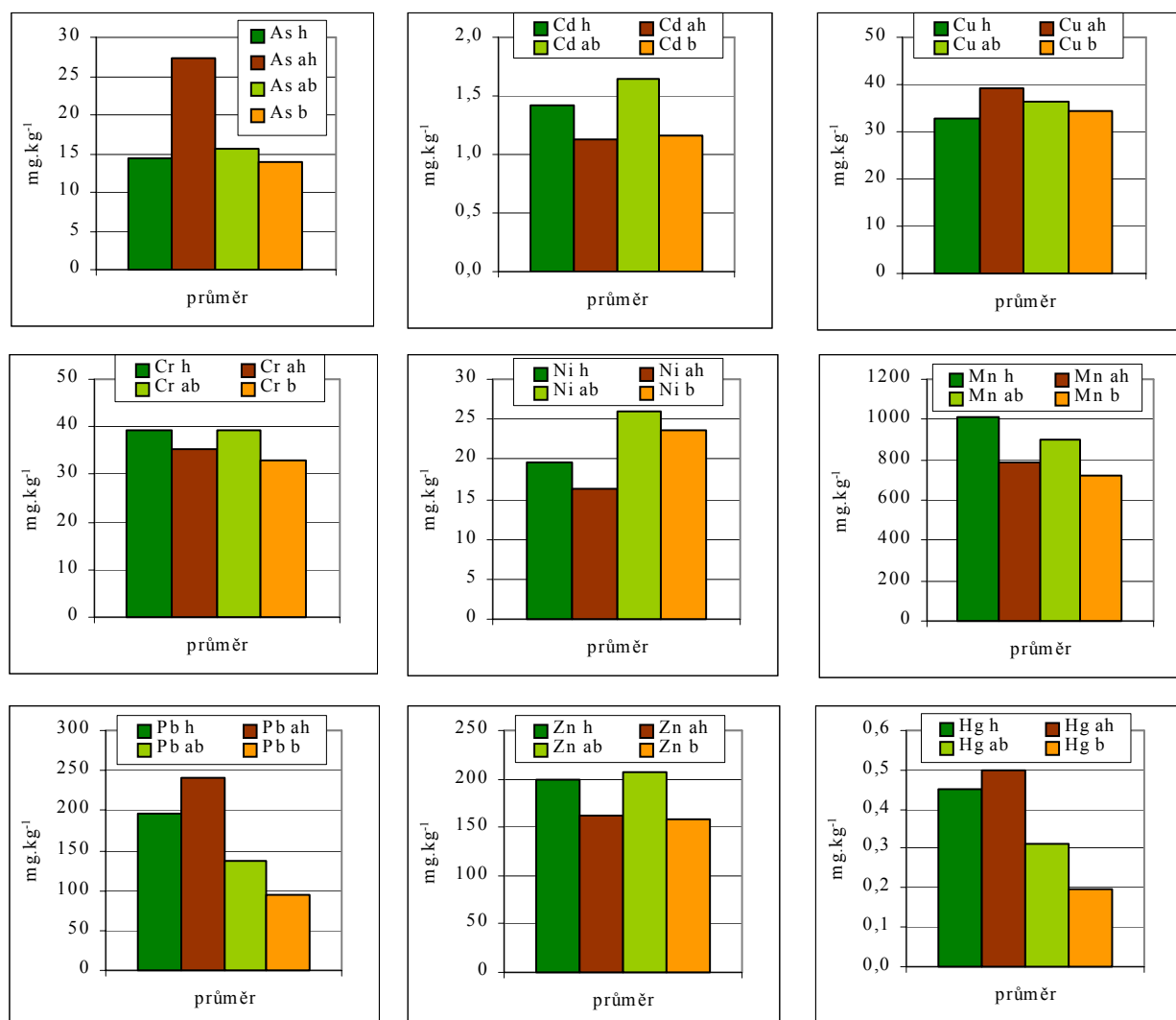
Průměrné obsahy **Pb** byly nejvyšší v organickém FH horizontu. Poněkud nižší obsahy byly v 1. minerálním A horizontu. Výrazně nižší obsahy Pb byly ve 2. minerálním B horizontu. Minimální hodnoty byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu, maximální hodnoty v 1. minerálním A horizontu.

Průměrné obsahy **Zn** byly nejvyšší v organickém FH horizontu. Poněkud nižší obsahy byly v 1. minerálním A horizontu. Minimální hodnoty byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu, maximální hodnoty v 1. minerálním A horizontu.

Průměrné obsahy **Hg** byly nejvyšší v organickém FH horizontu. Poněkud nižší obsahy byly v 1. minerálním A horizontu a výrazně nižší obsahy Pb ve 2. minerálním B horizontu. Minimální hodnoty byly nalezeny ve 2. minerálním B horizontu, maximální hodnoty v 1. minerálním A horizontu.

Následující interpretace byla použita z důvodu zhodnocení vlivu organického materiálu na kumulaci rizikových prvků v lesních půdách. Jak již bylo uvedeno, celkem bylo odebráno na 10 odběrových místech 20 směsných vzorků, z nichž každý vznikl smísením odběrů pěti půdních sond. Na šesti odběrových místech nebyl vytvořen organický FH horizont, půdní povrch byl pokryt vrstvou opadaného listí a větviček (L horizont). Dekompozice opadu probíhá zřejmě relativně rychle. Přičemž vznikající humusové látky přestupují do spodního 1. minerálního A horizontu. Za této situace byl 1. minerální A horizont ve čtyřech z deseti případů odebrán jak druhý v pořadí a v šesti z deseti případů jako první v pořadí. Z uvedených informací je zřejmé, že byly odebrány čtyři vzorky organického FH horizontu, deset vzorků 1. minerálního A horizontu a šest vzorků 2. minerálního B horizontu. Při vyhodnocování je třeba mít na zřeteli relativně nízký počet směsných vzorků, který je však dostačující pro orientační hodnocení případné kontaminace lesních půd rizikovými prvky, a posouzení míry ohrožení pro lesní ekosystémy.

Při řešení studie autor vycházel z předpokladu, že v případě antropogenního původu koncentrací zjišťovaných obsahů rizikových prvků v lesních půdách existuje gradient poklesu hodnot v závislosti na hloubce odběru směsného vzorku. Následující grafy na obr. 19 vyjadřují porovnání koncentrací jednotlivých rizikových prvků (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Zn a Hg) v FH horizontu (označení h), 1. minerálním A horizontu pod FH horizontem (označení ah), a dále porovnání koncentrací v 1. minerálním A horizontu nad nímž nebyl vytvořen FH horizont (označení ab) a ve 2. minerálním horizontu (b).



Obr. 19. Porovnání průměrných obsahů jednotlivých rizikových prvků (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Zn a Hg) v organickém nadložním FH horizontu (označení h), 1. minerálním A horizontu (označení ah) odebraným pod FH horizontem, 1. minerálním A horizontu (označení ab) nad nímž nebyl vytvořen FH horizont a 2. minerálním B horizontu (označení b).

Průměrné obsahy As byly nejvyšší v 1. minerálním A horizontu (označení ah), v případech že byl nad ním vytvořen organický FH horizont. Za této situace byl 1. minerální horizont druhý se shora v pořadí odběru. Tyto průměrné koncentrace ah horizontu výrazně převyšují průměrné obsahy v ostatních horizontech. Zjištěné relativně vysoké obsahy As v 1. minerálním A horizontu (označení ah) zřejmě souvisejí s kumulací tohoto rizikového prvku v horizontech nadložního humusu a jeho postupným přechodem do 1. minerálního A horizontu, při současném snížení depozičního vstupu As do lesních ekosystémů.

Průměrné obsahy **Cd** byly nejvyšší u horizontů které byly odebírány jako první se shora, tj. organický FH horizont (označení h) a 1. minerální A horizont (označení ab) nad nímž nebyl vytvořen organický FH horizont. Tyto horizonty byly tedy přímo exponovány atmosférické depozici Cd a jejich relativně vyšší koncentrace Cd oproti níže uloženým horizontům poukazuje na antropogenní původ Cd v lesních půdách zájmové oblasti. Zjištěný stav zřejmě souvisí se schopností organických látek lesních půd kumulovat Cd, a dále s relativně nízkou pohyblivostí tohoto rizikového prvku v půdním profilu.

Průměrné obsahy **Cu** byly relativně nejvyšší v 1. minerálním A horizontu (označení ah), v případech že byl nad ním vytvořen organický FH horizont (označení h). Poněkud nižší koncentrace byly zjištěny v ostatních horizontech, přičemž relativně nejnižší obsahy byly v organickém FH horizontu. Tento stav je snad možno vysvětlit poklesem atmosférické depozice Cu v posledních letech, přičemž půdními procesy se postupně dostávají sloučeniny Cu do nižších půdních horizontů. Dekompozicí opadu listů a větví stromů nově vznikající FH horizont postupně překrývá níže uložené půdní horizonty, jejichž obsahy Cu jsou tak relativně vyšší. Přitom lze pozorovat mírně se snižující gradient směrem k 2. minerálnímu B horizontu. Tato interpretace nevylučuje antropogenní původ relativně vysokých koncentrací Cu v lesních půdách okolí Českého Těšína, naopak jej předpokládá.

Rozložení průměrných obsahů **Cr** bylo obdobné jako u Cd, tedy nejvyšší u horizontů které byly odebírány jako první se shora, tj. organický FH horizont (označení h) a 1. minerální A horizont (označení ab) nad nímž nebyl vytvořen organický FH horizont. Variační rozpětí hodnot je však relativně nižší. Se zvyšující se hloubkou dochází ke snižování obsahů Cr v půdě. Výsledky průzkumu chemismu lesních půd okolí Českého Těšína poukazují na antropogenní původ zvýšených obsahů Cr.

Průměrné obsahy **Ni** byly relativně nejvyšší v 1. minerálním A horizontu (označení ab), v případech že nad ním nebyl vytvořen organický FH horizont, a dále ve 2. minerálním B horizontu. V horizontech označených h, ah byly obsahy zřetelně nižší. Výsledky poukazují na možnou přítomnost a původ obsahů Ni v půdách okolí Českého Těšína z přirozeného zdroje, kterým je podloží matečné horniny. Antropogenní původ je však nutno vzít rovněž v úvahu z důvodu přítomnosti významných emisních zdrojů v oblasti.

Rozložení průměrných obsahů **Mn** v půdních horizontech bylo obdobné jako u Cd a Cr, nejvyšší u horizontů které byly odebírány jako první se shora, tj. organický FH horizont (označení h) a 1. minerální A horizont (označení ab) nad nímž nebyl vytvořen organický FH horizont. Výrazně nižší průměrný obsah, až o 291 mg.kg⁻¹, byl zjištěn ve 2. minerálním B horizontu. Rozložení koncentrací poukazuje na antropogenní původ obsahů Mn v horizontech lesních půd okolí Českého Těšína.

Průměrné obsahy **Pb** v půdách mají podobné rozložení jako v případě Cu. Tedy relativně nejvyšší obsah v 1. minerálním A horizontu (označení ah) nad nímž byl vytvořen organický FH horizont (označení h), a dále v tomto FH horizontu. Obsahy v minerálních horizontech označených ab, b jsou výrazně nižší oproti horizontům h, ah. Opět se může jednat o překrytí silně kontaminovaného horizontu dekomponovaným opadem, který se vytvořil v době kdy došlo ke snížení depozičního vstupu Pb do lesních ekosystémů v souvislosti s používáním bezolovnatých benzínů, popř. útlumem průmyslu a aplikací protiemisních opatření. Rozdíl mezi průměrným obsahem ah horizontu a průměrným obsahem b horizontu

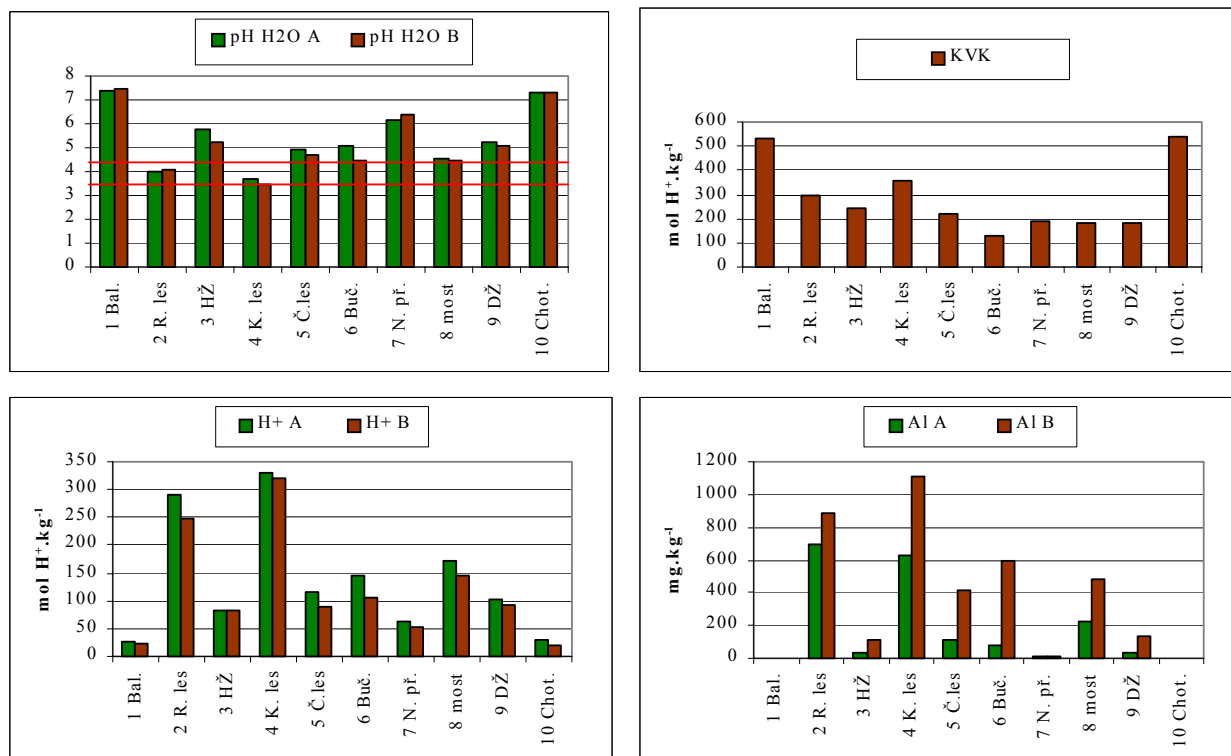
je významný a činí 146 mg.kg^{-1} . Původ vysokých obsahů Pb ve svrchních horizontech lesních půd s vysokým obsahem humusu okolí Českého Těšína má jednoznačně antropogenní původ.

Zn je dalším z rizikových prvků, jehož rozložení obsahů v jednotlivých horizontech se podobá výše uvedenému Cd, Cr a Mn. Výrazně vyšší obsahy ve svrchních horizontech h, ab oproti níže položeným horizontům ah, b dokládají antropogenní původ vysokých obsahů Zn v lesních půdách okolí Českého Těšína.

Rozložení průměrných obsahů **Hg** v půdních horizontech bylo obdobné jako u Pb, tedy výrazně vyšší obsahy v horizontech s vysokým podílem humusu – horizonty h, ah oproti horizontům ab, b. Kumulace v humusových a humusem obohacených horizontech lesních půd okolí Českého Těšína zřejmě souvisí se schopností Hg vytvářet sloučeniny s organickými látkami, popř. s její nízkou schopností vstupovat do rostlinných pletiv. Zjištěné obsahy Hg v lesních půdách jsou antropogenního původu.

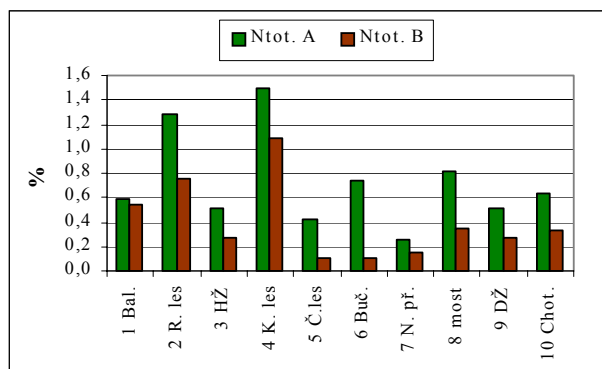
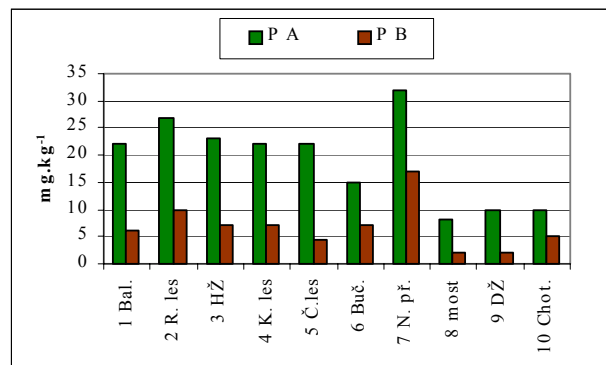
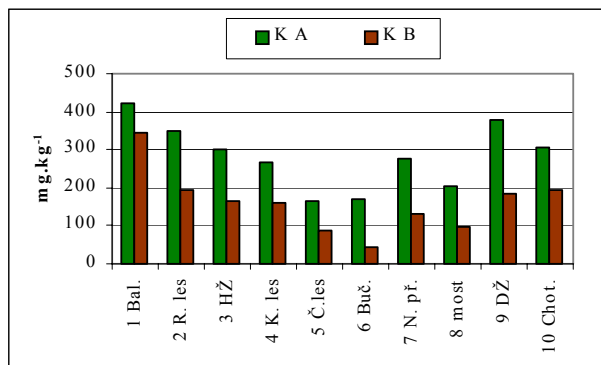
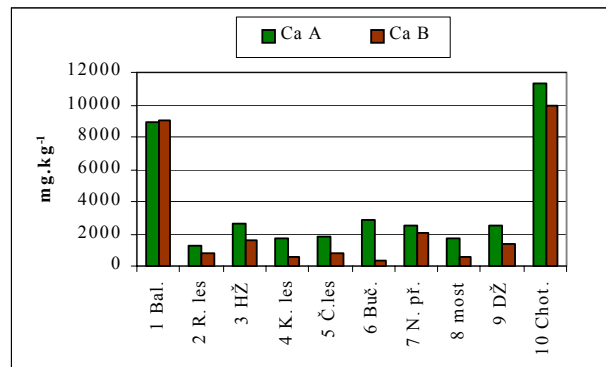
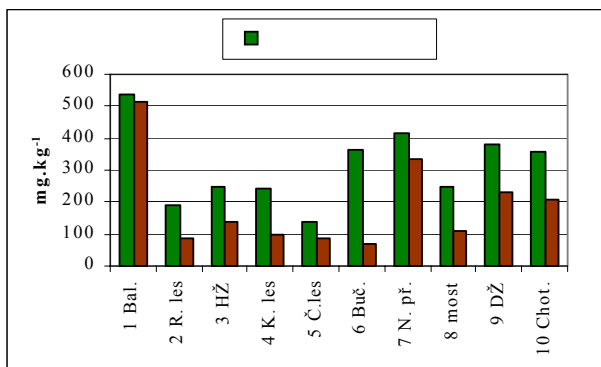
DALŠÍ PARAMETRY PŮDNÍHO CHEMISMU

Analýzy lesních půd obsahovaly kromě stanovení obsahů rizikových prvků také stanovení půdní reakce (pH), KVK (kationtové výměnné kapacity), obsahu volných vodíkových iontů (H^+) a hlavních živin (Ca, Mg, K, P a N) v pořadí odběrů vzorků se shora dolů, A = 1. vzorek, B = 2. vzorek. Tyto parametry je možno použít pro další posouzení chemismu půdního prostředí ve vztahu k obsahům rizikových prvků. Na obr. 20 jsou uvedeny hodnoty půdní reakce, KVK v 1. minerálním horizontu, volných vodíkových iontů (H^+) a výměnného Al. Červeně je vyznačena silně kyselá půdní reakce (od 3,5 do 4,5).



Obr. 20. Hodnoty půdní reakce, kationtové výměnné kapacity v 1. minerálním horizontu, výměnného H a Al v půdách okolí Českého Těšína v roce 2004 v pořadí odběrů vzorků se shora dolů, A = 1. vzorek, B = 2. vzorek.

Výše uvedené parametry spolu úzce souvisejí, jak lze odvodit z uvedených grafů. Relativně vysoké hodnoty výměnného vodíku a hliníku jsou přítomny pouze v silně kyselém prostředí, naopak v neutrálním prostředí jako tomu bylo na odběrovém místě 1, 7 a 10 jsou tyto hodnoty velmi nízké. Hodnoty KVK jsou rovněž vázány na hodnotu půdní reakce, kyselé prostředí se negativně projevuje na nízké sorpční kapacitě půdy. Hodnoty KVK v průměru odpovídají průměru PLO 39 Podbeskydská pahorkatina, který činí 200 mol H^+ .kg⁻¹. Obsahy volného Al jsou relativně vysoké, nedosahují však hodnot silně acidifikovaných půd např. Hrubého Jeseníku, kde má řada vzorků hodnoty nad 1000 mg.kg⁻¹ (Vavříček a Šimková, 2002). Obsahy volných H^+ iontů jsou opět relativně vysoké a celkově lze usuzovat na značné ovlivnění chemismu lesních půd depozičním vstupem acidifikačních činitelů, tzn. nízké hodnoty půdní reakce a KVK, vysoké obsahy volného H a Al. S acidifikací lesních půd souvisejí negativní průvodní jevy jako je obsazování (blokace) sorpčních míst v krystalové mřížce jílových minerálů H^+ a Al^+ ionty, tato skutečnost brání efektivnímu využívání živin rostlinami. Dále zvýšená mobilita Al a rizikových prvků, které mohou mít fyto toxické účinky za současného negativního vlivu na půdní biotu. Za této situace dochází rovněž ke zvýšenému vyplavování živin, především bazických kationtů, z půdního profilu a rychlejšímu zvětrávání matečné horniny za současného uvolňování Al popř. rizikových prvků, pokud jsou v matečné hornině obsaženy.



Hlavní živiny nejsou na žádném z odběrových míst zájmového území v deficitním množství, ani se nikde neblíží hranici minima. Naopak některé makroprvky jsou ve velmi vysokých koncentracích, např. Ca, u něhož se pohybují hodnoty na odběrových místech 1 a 10 až o řád výše nežli jsou obvyklé hodnoty. Chemickou analýzou zjištěné obsahy Ca nad 5 000 mg.kg⁻¹, jsou srovnatelné s porosty kde byl aplikován letecký posyp mletého dolomitického vápence. Ačkoli je na obou odběrových místech s extrémně vysokými obsahy Ca geologickým podložím spraš, nelze v tomto podloží spatřovat zdroj zmíněných vysokých obsahů. Tyto vysoké obsahy lze vysvětlit depozicí Ca, která může mít původ v sekundární prašnosti a za příznivých meteorologických podmínek může být ukládána na terény s vhodnou konfigurací. Svahovým ronem jsou pak zejména úpatí svahů obohacena splavenými látkami včetně rizikových prvků. Nalezené extrémně vysoké obsahy Ca poukazují na vysoký imisní impakt a přítomnost významného zdroje emisí typu cementárny. Obsahy Mg, K a P jsou rovněž relativně vysoké na všech odběrových místech, jejich vyšší obsah ve svrchní vrstvě půdy oproti vrstvě spodní svědčí o depozičním vstupu zmíněných prvků do lesních ekosystémů. V případě vysokých depozičních vstupů bazických kationtů, především Ca, Mg, lze uvažovat eliminaci toxických účinků některých rizikových prvků na rostliny a půdní biotu, např. Cd., takže se aktuální riziko pro lesní ekosystémy může snižovat.

ZÁVĚR

V průběhu dubna 2004 bylo na 10 odběrových místech Českého Těšína a blízkého okolí odebráno 20 směsných vzorků lesních půd. Vzorky byly analyzovány v akreditované laboratoři, byly stanoveny obsahy rizikových prvků As, Cd, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, Zn a Hg.

Zájmová oblast Českého Těšína a blízkého okolí byla v minulých letech dlouhodobě pod silným antropogenním vlivem vysokých depozic sledovaných rizikových prvků. Jejich obsahy v povrchových horizontech lesních půd jsou natolik vysoké, že je nemožné oddělit podíl dopravy od celkového podílu emisních zdrojů oblasti. Vliv automobilové dopravy, zejména uvedení rychlostní komunikace RI/68 do provozu, na další kumulování rizikových prvků ve svrchních horizontech lesních půd lze předpokládat, doložit jej bude možno až později opakovanými analýzami lesních půd na obsahy rizikových prvků.

Doporučení pro posouzení aktuálních vlivů automobilové dopravy spočívají ve využití metod biomonitoringu obsahu rizikových prvků v biomase mechů. Mechy vytvářejí až 4 letorosty, v nichž je kumulován aktuální obsah sledovaného prvku v době vytvoření letorostu. Pomocí těchto metod by bylo možno zohlednit podíl automobilové dopravy na celkové depoziční zátěži rizikovými prvky v zájmové oblasti.

Analýzami byly zjištěny velmi vysoké obsahy Cd, Cu, Pb a Zn, vysoké obsahy As, Cr a Mn, a dále zvýšené obsahy Ni a Hg. Vyhodnocením dat půdního chemismu byl potvrzen antropogenní původ vysokých, či zvýšených obsahů rizikových prvků v lesních půdách Českého Těšína a blízkého okolí.

Zjištěné hodnoty obsahu As v lesních půdách okolí Českého Těšína nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy.

Zjištěné obsahy Cd mohou představovat významné riziko pro půdní biotu lesních ekosystémů, fyziologii dřevin, rovněž mohou být nebezpečné z pohledu kontaminace povrchových vod. Mobilita Cd v půdním profilu narůstá se snižujícím se pH, což může

představovat aktuální problém u 7 z 10 odběrových míst, jejichž reakci lze hodnotit jako středně až velmi silně kyselou.

Zjištěné hodnoty nepoukazují na kontaminaci půd Cr a nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy.

Zjištěné koncentrace Pb v lesních půdách nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy, lze usuzovat na negativní ovlivnění půdní bioty a vstupu do potravních řetězců.

Nalezené zvýšené obsahy Mn zřejmě nepředstavují přímé riziko pro lesní ekosystémy.

Kvůli nesnadnému příjmu Hg rostlinami nepředstavují zřejmě zjištěné koncentrace riziko pro lesní ekosystémy.

Z pohledu fytotoxického působení Ni nepředstavují zjištěné koncentrace riziko pro lesní ekosystémy zájmové oblasti.

Hodnoty koncentrací Zn zjištěné průzkumem chemismu půd okolí Českého Těšína svědčí o silné antropogenní zátěži tímto prvkem, půdy lze označit za blízké kontaminovaným. Lze předpokládat fytotoxické účinky, které mohou představovat riziko pro lesní ekosystémy.

Zjištěné obsahy Cu v lesních půdách lze hodnotit jako velmi vysoké, mohou představovat přímé riziko pro lesní ekosystémy.

Vysoké obsahy rizikových prvků v lesních půdách je třeba vnímat v kontextu souboru stresových faktorů, v němž se mohou uplatňovat synergismy, tak i eliminace škodlivých vlivů. Takovou eliminací může být vysoká depozice bazických kationtů, která prostřednictvím zvýšené kationtové výměnné kapacity snižuje mobilitu a toxicitu rizikových prvků v půdním profilu. Automobilová doprava by více než kontaminace půdy mohla na lesní ekosystémy negativně působit fotochemickým smogem, zejména vysokými koncentracemi přízemního ozonu.

Možnosti dekontaminace lesních půd se pohybují spíše na teoretické úrovni, z důvodu vysoké finanční a technologické náročnosti. Proces přirozené dekontaminace lesních půd je velmi pomalý a předpokládá snížení depozičních vstupů příslušných rizikových prvků trvale na úroveň kdy nejsou překračovány kritické zátěže.

LITERATURA

- Alloway, B. J. (1990): Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd, Glasgow, London 1990.
- Beneš, S., Pabianová, J. (1987): Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách. VŠZ, Praha, 205 s.
- ČHMÚ (2003): Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, Česká republika 2002. ČHMÚ, Praha 2003.
- Demek a kol., (1987): v ÚHÚL 2002.
- Fara, M. (2002): Vybrané kapitoly programu snižování emisí a imisí znečišťujících látek do ovzduší Moravskoslezského kraje – analýza současného stavu: emisní a imisní inventury těžkých kovů v „Program snižování emisí a imisí znečišťujících látek do ovzduší Moravskoslezského kraje“, Ekotoxa Opava, 2002.
- Gregor, H.-D., Spranger, T., and Hönerbach, F. (1998): Critical Limits and Effect Based Approaches for Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants. Proceedings of the workshop, Bad Harzburg, Germany, 3.-7. November 1997. UBA Berlin.
- Macek, J. a kol., (1968): Československá vlastivěda. Díl I. Orbis, Praha 1968.
- Materna, J. (2002): Souhrnné výsledky průzkumu povrchových vrstev lesních půd v období 1993 – 1999, ÚKZÚZ Brno 2002.
- Němeček a kol. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, ČZU Praha 2001.
- Nilsson, J., Grennfelt, P. (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988 , Nord miljorapport 1988, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Pačes, T., Sáňka, M., Zapletal, M., Kadlubiec, R., Chroust, P. (2002): Výpočet kritických zátěží kovů – statický model, v „Zhodnocení ekosystémových a zdravotních rizik perzistentních environmentálních polutantů HM, POPs ve vztahu k závazkům ČR v rámci konvence CLRTAP a navazujících protokolů včetně cílů definovaných pracovní skupinou pro efekty (WG-UN ECE)“ odp. řešitel Zapletal, M., Ekotoxa Opava 2002.
- Regionální členění reliéfu ČR (Brno, 1971): v ÚHÚL 2002.
- Sáňka, M. (2001): Fyzikální a chemická data o půdách pro dynamické modelování na vybraných lokalitách, Brno 2001.
- Sáňka, M. (2004): interní zpráva, Brno 2004.
- Skořepová, I. (2002): Výpočet kritických zátěží kovů – semidynamický model, v „Zhodnocení ekosystémových a zdravotních rizik perzistentních environmentálních polutantů HM, POPs ve vztahu k závazkům ČR v rámci konvence CLRTAP a navazujících

protokolů včetně cílů definovaných pracovní skupinou pro efekty (WG-UN ECE)“ odp. řešitel Zapletal, M., Ekotoxa Opava 2002.

Směrnice pro kvalitu ovzduší v Evropě, Ministerstvo životního prostředí České republiky, 1996.

Suchara, I., Sucharová, J. (2003): Výsledky biomonitoringu aktuální atmosférické depozice prvků v ČR a jejích trendů. Sborník konference ovzduší 5.–7. května 2003, Brno, s. 135–143.

Suchara, I., Sucharová, J. (2004): Rozložení dlouhodobě ukládaných zátěží atmosférické depozice 14 prvků na území ČR určené na základě chemických analýz lesního nadložního humusu, Ochrana ovzduší 1/2004, s.5 – 10.

Sucharová, J., Suchara, I. (1998): Multielementární analýzy mechu a humusu jako ukazatel zátěže území ČR depozicemi kovů a podklad pro evropský monitorovací program. – Dílčí závěrečná zpráva Projektu VaV/610/3/97, VÚOZ Průhonice.

Tyler, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. - Nordic conference on critical concentrations of heavy metals in soils, Stockholm 17 - 18 December 1991. National Swedish Environment Protection Agency, Report 4078, 1- 30.

ÚHÚL (2002): Oblastní plány rozvoje lesů – Přírodní lesní oblasti ČR, Brno 2002.

Vavříček, D. a Šimková, P. (2002): Půdní prostředí a stav výživy podsadby smrku ztepilého s dílčím návrhem opatření v 8. LVS PLO Jeseníky, MZLU Brno 2002.