

DEPOZICE A POHYB VYBRANÝCH LÁTEK V LESNÍCH EKOSYSTÉMECH S VAZBOU NA POTRAVNÍ ŘETĚZEC

HANA UHLÍŘOVÁ, VĚRA FADRHOŇSOVÁ,
MILAN BÍBA A VÁCLAV LOCHMAN

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-
-Strnady 136, 156 04 Praha 5
e-mail: uhlirova@vulhm.cz

Došlo dne 2.X.2001

Klíčová slova: depozice bulk, podporostní srážky, ionty vodíku, dusík, síra, těžké kovy, jedlé houby, humus, okyselení půd, vápník a hořčík, ionty hliníku, kvalita odtékající vody

Obsah

1. Úvod
2. Metody studia
3. Výsledky a diskuse
 - 3.1. Depozice
 - 3.2. Ovlivnění půdního chemismu s ohledem na rizikové látky
 - 3.3. Odtékající voda
4. Závěr

1. Úvod

Lesní ekosystém představuje z biologického hlediska společenství nižších organismů, rostlin a živočichů; jeho vývoj je však ovlivňován vnějšími vlivy jak po stránce klimatické, tak i chemické. Jedním z procesů, kterými se člověk podílí na ovlivňování lesních ekosystémů, je zvýšený přínos různých chemických látek z jeho činnosti, tzv. antropogenní ovlivnění zdravotního stavu lesů. Cizorodé látky se do lesů dostávají ve formě plyných sloučenin nebo aerosolů, nebo padají rozpuštěné v dešťových a sněhových srážkách, popřípadě v tuhé formě jako prachové částice.

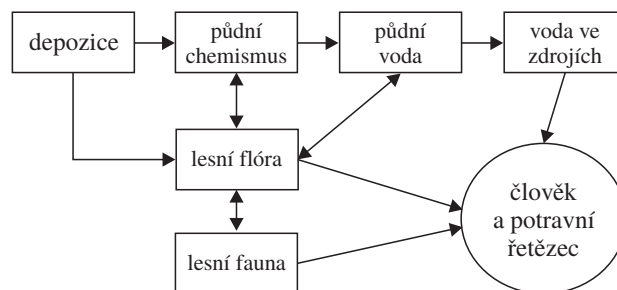
Depozice jsou všechny látky, které se z atmosféry usazují v lesním prostředí. Atmosférická depozice je tvořena mokrou depozicí, kdy jsou částice prachu, aerosoly a plyny „vymývány“ z atmosféry dešťovými či sněhovými srážkami a s nimi deponovány do lesních ekosystémů, a suchou depozicí, kdy pevné částice, oxidy síry a dusíku a aerosoly fluorovodíku a chlorovodíku a dalších sloučenin přímo ulpívají na vlhkém povrchu asimilačního aparátu nebo půdy nebo jsou přijímány listovými průduchy. Suchá depozice převažuje v případech období bez srážek a je větší v oblastech blíže ke zdrojům znečištění, kdy částice přecházejí přímo z nižších vrstev atmosféry na povrch listů, půdy apod. Na větší vzdálenosti jsou přenášeny hlavně střední a malé částice a aerosoly obsahující i plyné oxidy síry a dusíku, které se z oblaků či z vyšších vrstev atmosféry uvolní až se srážkami^{1,2}. Podíl suché depozice na volné ploše je poměrně malý, pro SO_x a NO_x se uvádí 15 %,

pro NH₃ 20 % a 20–30 % pro bazické kationty². Suchá a mokrá depozice na volné ploše tvoří dohromady depozici celkovou, která charakterizuje celkovou úroveň znečištění ovzduší.

V lesních porostech se analyzují tzv. podkorunové srážky, což je srážková voda pronikající korunami stromů. V této vodě jsou obsaženy látky, které se zachytily na povrchu listů nebo jehlic a větvi jako podstatná část suché depozice v porostu a byly srážkovou vodou smyty, a látky, které přicházejí přímo se srážkovou vodou (mokrá depozice), a částečně také látky, které se srážkami vymývají z listů nebo jehlic. Další složkou je stok po kmenech, neboli voda stékající po kmenech na povrch půdy, který je významný např. v porostech buku, jeřábu a břízy.

Chemické složení depozice závisí na několika faktorech – na úrovni znečištění ovzduší, a tím i na vzdálenosti od zdrojů znečištění, na meteorologických podmínkách (převládající proudění vzduchu, výskyt inverzních situací, horizontálních srážek apod.), na přírodních podmínkách (nadmožská výška, s níž souvisí množství srážek, a expozice terénu vůči proudění vzduchu), na charakteristikách lesních porostů (druh dřeviny, věk) a na charakteru vegetačního pokryvu půdy.

V uplynulých desetiletích významně ovlivňovaly lesní ekosystém především imise SO₂, NO_x, HF a prachové částice, v současnosti dominuje vliv NO_x. Je prokázáno, že působení „kyselých imisí“ negativně ovlivňuje lesní půdu a půdní mikroflóru. Změny půdního chemismu mohou způsobit uvolňování některých iontů kovů z jinak pevných komplexů a organických vazeb. Spolu s přímým vstupem těchto látek z depozic se takto zvyšuje i koncentrace jejich přístupných forem v půdě a půdním roztoku často až na hodnoty, které prokazatelně působí v lesním ekosystému toxicky, tzn. že ohrožují jak kořenový systém dřevin, bylinné patro, důležitou půdní mikroflóru, tak i kvalitu odtékající vody. Schematicky jsou tyto vazby znázorněny na obrázku 1. Jednotlivé složky ekosystému jsou proto sledovány i s ohledem na riziko průniku nebezpečných nebo nežádoucích látek do potravního řetězce. Pozornost je věnována zejména obsahu těžkých kovů v půdách a také v houbách a mechu, které jsou považovány za vhodné bioindikátory. K objasnění pohybu těchto látek v ekosystému přispívá i jejich sledování ve vodě srážek (celková depozice), v půdní vodě (nejčastěji pod humusovým horizontem) i ve vodě odtékající z lesního prostředí do vodních zdrojů.



Obr. 1. Vazba procesů v lesních ekosystémech na kvalitu potravního řetězce

Část látek se v ekosystému sorbuje v nezměněné podobě, část je biologicky a chemicky degradována. Podle rozsahu sorpce látek a biochemických změn v organismech může být lesní ekosystém mírně až vážně narušen a jeho narušení se promítne i do ostatních složek životního prostředí. Cílem tohoto článku je poukázat na vliv antropogenní zátěže na určité změny chemismu lesních půd, které nakonec ovlivňují potravní řetězce a kvalitu pitné vody.

2. Metody studia ovlivnění lesních ekosystémů

Metody studia vycházejí z monitoringu zdravotního stavu stromů, chemických změn v půdě, chemických změn v listových orgánech, zjišťování depozice látek v ekosystému a podílu intercepce korun na tomto procesu a ze zjišťování změn chemismu půdní vody a chemismu látek ve vodách odtékajících z lesního prostředí do vodních zdrojů.

Monitoring zdravotního stavu lesa se provádí v celé Evropě v projektu „ICP Forests“ započatém v roce 1986 na základě Úmluvy o dálkovém přenosu látek znečišťujících ovzduší přes hranice států (CLRTAP) jako reakce na neustálé zhoršování zdravotního stavu lesů. Postupy hodnocení jsou předepsány manuálem³. Na plochách intenzivního monitoringu lesních ekosystémů se sledují depozice pod korunami stromů a na volné ploše, v listnatých porostech dále chemismus stoku po kmeni, hlavně u buku. Pohyb a přeměny látek z depozice v lesním ekosystému je možné studovat jako změnu půdního chemismu a hlavně jako změny chemismu půdního roztoku. Složení půdního roztoku je rovněž limitujícím faktorem kvality vody odtékající z lesa do vodních zdrojů.

Na monitoring projektu ICP Forests úzce navazuje Ministerstvem zemědělství ČR garantovaný monitoring látek vstupujících do potravního řetězce, který zahrnuje sběr, analýzu a vyhodnocení toxických a zátěžových prvků v houbách a povrchových vodách odtékajících z lesních ekosystémů do zdrojů pitné vody.

K odběru vzorků srážkové vody na volné ploše byly použity polyethylenové nádoby s kruhovou záchytnou plochou 0,033 m², v porostech byla použita tři koryta z polyethylenu, každé se záchytnou plochou 0,4 m². Voda z nich byla sváděna do zásobních nádob umístěných v zemní sondě, aby byly vzorky chráněny před působením slunečního záření a tepla, hlavně v letním období.

Povrchová voda byla odebírána přímo z drobných vodních toků, pramenů a ostatních vodních zdrojů do plastových vzorkovnic.

Ve vzorcích srážkové a povrchové vody byly stanoveny následující parametry – pH, alkalita, vodivost, kationty Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, NH₄⁺, Al³⁺, Mn²⁺, Fe³⁺, anionty NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, F⁻ a z kovů Cu a Zn. Tyto parametry jsou dány manuálem programu ICP Forests³. Hodnoty pH byly stanoveny potenciometricky, alkalita titračně do pH 4,5, NH₄⁺ spektrometricky a anionty (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, F⁻) metodou iontové chromatografie. Kationty byly stanoveny na optickém emisním spektrometru s indukčně vázanou plazmou s ultrazvukovým zmlžovačem (OES-ICP).

Půdy byly odebírány v souladu s předepsanou metodikou ICP Forests³, odděleně organické horizonty a minerální horizonty. Přístupné kationty v minerálních horizontech byly stanoveny ve výluhu 0,1 M-BaCl₂, kovy v organických horizon-

tech ve výluhu lučavkou královskou, vše ze vzdušnosuchých vzorků a poté přepočítáno na sušinu (105 °C). Plodnice hub byly na místě sběru očištěny a do laboratoře dopraveny v papírových sáčcích. Po rozkrájení nerezovým nožem byly sušeny na plastových sítích sušičky určené pro sušení potravin. As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb a Zn byly stanoveny metodou OES-ICP, Hg analyzátořem na jednocelovém spektrometru AMA 254.

3. Výsledky a diskuse

3.1. Depozice

Vývoj depozice v ČR na plochách intenzivního monitoringu VÜLHM, kde se depozice sledují delší dobu a je možno porovnat dvě oblasti s různou úrovní imisního zatížení, znázorňují obr. 2–7. Experimentální plocha Želivka na okraji Českomoravské vrchoviny (povodí Pekelského potoka) představuje relativně čistou oblast a Moldava v Krušných horách oblast v minulosti silně imisně zatěžovanou s devastovanými lesními porosty. Na ploše Želivka, sledované od roku 1973, byl v sedmdesátých letech zaznamenán nárůst spadu kyselin (iontů H⁺) se srážkami a pokračoval až do první poloviny osmdesátých let, kdy na volné ploše (holé seči) dosahoval 1 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a v dospělém smrkovém porostu 2 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Postupný pokles v dalším období způsobil snížení depozice vodíkových iontů na konci devadesátých let na volné ploše pod 0,1 kg a v porostu smrku na hodnoty okolo 0,1 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ (cit.⁴).

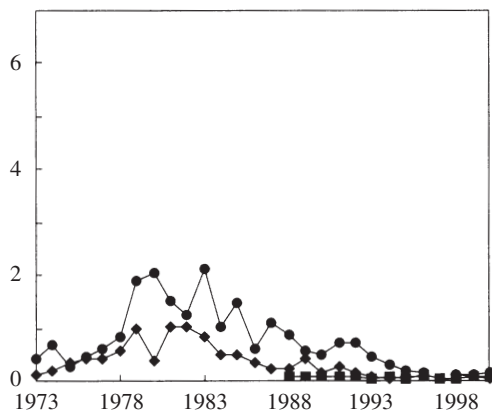
Ve stejných obdobích byl též nejvyšší roční spad SO₄²⁻, na volné ploše až 80 kg.ha⁻¹ a pod porostem >200 kg.ha⁻¹. Koncem devadesátých let a i v současnosti se pohybují roční depozice SO₄²⁻ na volné ploše okolo 20 kg.ha⁻¹ a pod porostem smrku okolo 50 kg.ha⁻¹.

Roční spad dusíku (NO₃⁻ + NH₄⁺) na volné ploše od poloviny osmdesátých let do poloviny devadesátých let překračoval 10 kg a v porostu 30 kg.ha⁻¹. V posledních letech kolísá na volné ploše okolo 10 kg.ha⁻¹ a pod porostem okolo 20 kg.ha⁻¹.

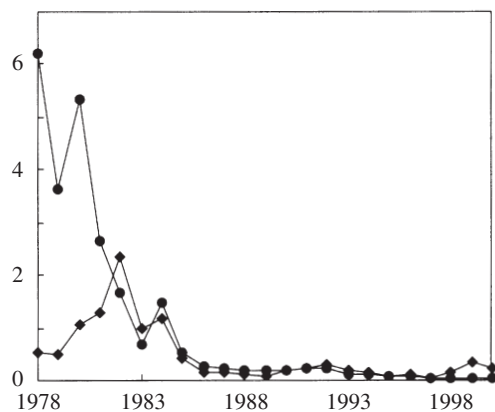
Na plochách Moldava na volné ploše (holé seči) přesahoval spad iontů H⁺ v letech 1981 až 1984 1,5 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a po roce 1990 poklesl na cca 0,2 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Největší depozice SO₄²⁻ na volné ploše byla zjištěna v letech 1981–1984 v množství >80 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ a na konci devadesátých let poklesla na <40 kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Rovněž spad dusíku (NO₃⁻ + NH₄⁺) se ve stejném období snížil z 15–20 kg na <10 kg.ha⁻¹.rok⁻¹.

V porostu smrku na Moldavě dosahoval v letech 1978–1980 roční spad kyselin více než 5 kg.ha⁻¹. Po smýcení porostu na seči (volné ploše) poklesl na úroveň volné plochy. Vývoj porostu jeřábu depozici vodíkových iontů nezvýšil, a ta je spíše nižší než na volné ploše. Roční spad SO₄²⁻ dosahoval v porostu smrku okolo 400 kg.ha⁻¹, koncem devadesátých let a v posledních letech je v porostu jeřábu nižší než 50 kg.ha⁻¹. Vysoká depozice dusíku (NO₃⁻ + NH₄⁺) v porostu smrku 40 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ v letech 1978–1980 po jeho smýcení poklesla a od poloviny devadesátých let se v jeřábu pohybuje v rozmezí 10 až 20 kg.ha⁻¹.rok⁻¹ (cit.^{5,6}).

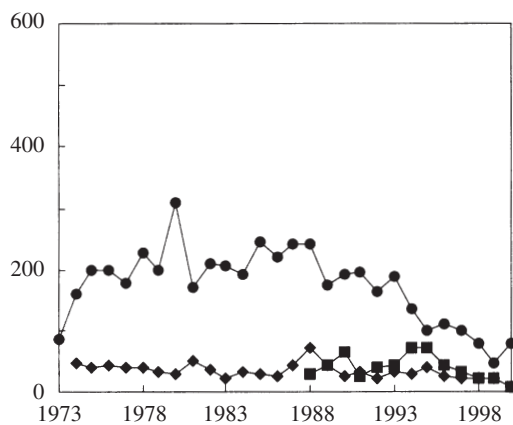
Hodnoty pH srážkové vody na Želivce se pohybovaly v letech 1973–78 v rozmezí 3,95–4,50 na volné ploše a 3,55–4,51 v porostu, nejnižší byly v období 1979–85 (mezi 3,80–4,35 na seči a 3,15–3,45 v porostu). Od poloviny 80. let dochází



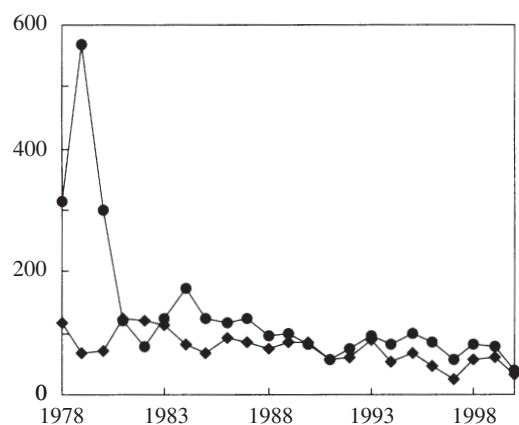
Obr. 2. Celková depozice vodíkových iontů na plochách Želivka ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$); ● smrkový porost, ◆ seč, ■ bukový porost



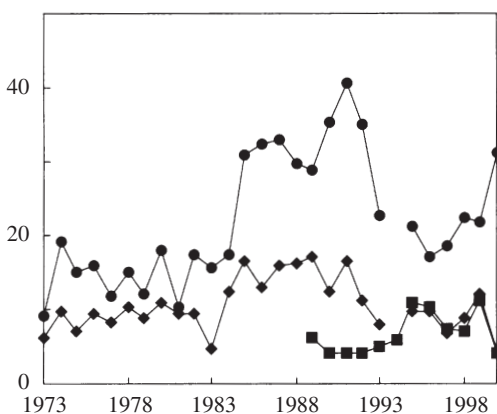
Obr. 3. Celková depozice vodíkových iontů na plochách Moldava ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$); ● porost, ◆ seč



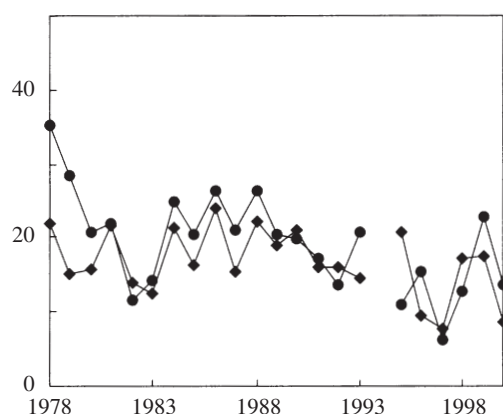
Obr. 4. Celková depozice síranů (SO_4^{2-}) na plochách Želivka ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$); ● smrkový porost, ◆ seč, ■ bukový porost



Obr. 5. Celková depozice síranů (SO_4^{2-}) na plochách Moldava ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$); ● porost, ◆ seč



Obr. 6. Celková depozice dusíku ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) na plochách Želivka ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$); ● smrkový porost, ◆ seč, ■ bukový porost



Obr. 7. Celková depozice dusíku ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) na plochách Moldava ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$); ● porost, ◆ seč

k nárůstu a v letech 1986–93 se hodnoty pH pohybovaly v porostu mezi 3,35–3,90 a na seči 4,15–4,85; v období 1994–2000 mezi 4,14–4,80 v porostu a 4,56–5,19 na seči. V roce 2001 byly hodnoty pH v porostu 4,61 a na seči 4,90. Na Moldavě byly hodnoty pH nejnižší v porostu smruku v letech

1978–80 (3,25–3,35), po smýcení se zvýšily na 3,60–4,20 v období 1981–84. Později se začal projevovat vliv narůstajícího jeřábu, hodnoty pH se v období 1985–94 pohybovaly mezi 4,05–4,95 a v období 1995–2000 mezi 5,10–5,42. Na volné ploše byly hodnoty pH v období 1978–80 mezi 4,05–

4,30, nejnižší pak byly v letech 1981–84 (3,70–4,05). Poté dochází ke snižování kyselosti srážkové vody, v období 1985–94 se pH pohybuje mezi 4,05–4,85 a v období 1995–2000 mezi 4,49–5,45. V roce 2001 byly hodnoty pH v porostu jeřábu 4,67 a na volné ploše 4,76.

Na ploše Želivka je patrné mírné zpoždění poklesu hodnot na přelomu osmdesátých a devadesátých let ve srovnání s oblastí intenzivně imisně zatěžovanou (Krušné hory-Moldava). Obdobný trend je vidět také z vývoje hodnot pH srážkové vody – pokles pH na přelomu sedmdesátých a osmdesátých let a od počátku devadesátých let postupné snižování kyselosti srážkové vody. Depozice dusíku neklesá, na Želivce je po poklesu během osmdesátých let trend v posledním období spíše opačný. Také na Moldavě dochází v posledních letech k mírnému nárůstu. Vlivem vyšších srážkových úhrnů dosahuje spad dusíku ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) s podkorunovými srážkami v dospělých (starších) smrkových lesích horských poloh 20 a více $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (cit.^{7,8}).

Mezi toxické prvky vstupující do lesního prostředí patří těžké kovy (zejména Cd, Hg a Pb, ale i řada dalších z toxikologického hlediska pro lesní ekosystémy méně významných prvků jako např. As, Cu, Ni, Cr a Zn), které pocházejí jak ze zdrojů přírodního původu (zvětrávání minerálů, sopečná činnost apod.), tak z průmyslových výrob a mobilních zdrojů. Jako přenosová média vystupují vzduch a voda. Zejména v atmosféře mohou být pevné částice aerosolů i plynné organokovové sloučeniny přenášeny na velké vzdálenosti. Závažným aspektem emisí těžkých kovů je poměr jejich přírodního a antropogenního původu⁹.

Na imisích se podílí významnou měrou i dálkový přenos ze zahraničí¹⁰. Údajů o depozici těžkých kovů do lesních ekosystémů v České republice je celá řada^{11–14}, méně je známo o jejich dalším osudu.

Depozice těžkých kovů se vzhledem k nízkým koncentracím ve srážkové vodě sledují lépe pomocí vhodných bioindikátorů. Ve srážkových vodách se relativně přesně analyzují jen prvky, které se vyskytují ve vyšších koncentracích, viz tabulky I a II. Nejdleší pozorování je k dispozici na ploše Želivka, kde je patrná vyšší depozice kovů pod smrkovým porostem než na volné ploše a její pokles zejména pod porostem smrku v druhé polovině devadesátých let (pokles suchého spadu).

Pro těžké kovy se ukázaly nejvhodnějšími bioindikátory epifytické mechy^{12,13,15}, některé lišejníky a plodnice hub^{16,17}. Těžké kovy byly nalezeny také ve vnitřních orgánech i ve svalovině volně žijící zvěře – bažanti, prase divoké, daněk, jelen, liška, kuna, srnec, zajíc a další^{18,19}.

Při řešení úkolu Ministerstva zemědělství ČR „Monitoring cizorodých látek v lesních ekosystémech s vazbou na potravní řetězec“ byly v letech 1997–2000 sbírány plodnice jedlých druhů hub na vybraných plochách monitoringu projektu ICP Forests a v několika dalších lokalitách v hojně navštěvovaných rekreačních oblastech. Vyhodnocení obsahu rizikových elementů bylo porovnáno s hygienickými limity²⁰. Ukázalo se, že některé prvky výjimečně vykazují i nadlimitní obsahy (tabulka III). Plochy monitoringu jsou vždy součástí většího komplexu lesa, kde je omezena nebo i vyloučena doprava, která by obsah některých kovů (např. Cd a Pb) mohla významně ovlivnit. Obsah analytů v houbách z těchto ploch tak představuje převážně zátěž z dálkového přenosu a významných lokálních zdrojů.

Tabulka I

Roční depozice vybraných kovů na volné ploše Želivka ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)

Období	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
1973–77	–	–	0,239	0,212	0,545
1978–80	2,202	–	0,136	0,244	0,608
1981–85	1,277	–	0,153	0,190	0,677
1986–90	1,571	–	0,210	0,303	0,509
1991–95	0,821	–	0,120	0,186	0,274
1996–2000	0,153	0,028	0,103	0,241	0,255

Tabulka II

Roční depozice vybraných kovů ve starším porostu smrku na ploše Želivka ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)

Období	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
1973–77	–	–	0,680	3,822	1,263
1978–80	3,001	–	1,059	5,869	1,606
1981–85	3,223	–	0,889	6,760	0,815
1986–90	3,550	–	0,773	4,179	0,960
1991–95	2,036	–	0,616	4,964	0,711
1996–2000	0,675	0,024	0,266	3,896	0,460

Tabulka III

Četnost překračování limitu pro těžké kovy v sušině hub (vyjádřeno v % celkového počtu vzorků)

Rok	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Počet vzorků
1998	0,0	8,0	0,0	0,0	8,0	0,0	1,0	0,0	136
1999	2,3	3,6	0,0	0,0	39,2	0,0	0,0	0,0	167
2000	2,4	11,2	0,0	0,0	33,5	0,0	0,8	0,0	251

Zmíněná vyhláška uvádí limity speciálně pro houby v přírodním stavu jen pro Cd, Hg a Pb. Pro ostatní prvky se užívají limity, které platí pro potraviny typu B (potravinové doplňky), kam se houby zařazují. Většina druhů čerstvých hub obsahuje až 90 % vody, takže koncentrace jednotlivých elementů v čerstvých houbách je na rozdíl od hodnot v sušině téměř desetkrát nižší. Za nebezpečné pro lidské zdraví můžeme tedy považovat jen ty vzorky hub, kde byl limit překročen více jak desetinásobně. Nečetnější jsou případy překračování limitu pro suché houby u rtuti.

Vlivu těžkých kovů na lesní ekosystémy věnovali pozornost Augustin a Andreae²¹ ve své studii o kauzálních jevech a interakcích v lesním prostředí. Tento materiál navazuje na podrobnější studii zpracovanou rovněž pro projekt ICP Forests²². Z poznatků shrnutých v obou studiích vyplývá, že toxicita těžkých kovů velmi závisí na druhu organismu, na vlastnostech jednotlivých elementů, na způsobu příjmu a ještě na řadě dalších faktorů. Také mechanismy toxicity jednotlivých kovů se liší. Toxické koncentrace kovů bývají často

odvozovány od fyziologických poruch, jako je ovlivnění růstu, transpirace a alokace uhlíku. Mechanismus účinku souvisí s interakcí kovů s enzymy a se strukturálními změnami buněčných membrán. Organismy vystavené zvýšeným hladinám těžkých kovů se mohou buď vyhnout jejich příjmu, a tím i jejich stresovému působení, nebo je přijímat a postupně si na stres přivyknout. Cesty příjmu a odmítnutí mohou být následující²¹:

- aktivní výměna v rhizosféře,
- vazba kovů na vnitřní povrchy mykorrhizních hub a kořenových buněk,
- detoxifikace speciálními chelatačními agens nebo komplexem organických kyselin,
- zabránění přístupu vnějšími mykorrhizními vlákny nebo v kořenových appoplastech,
- distribuce xylemem (možná i floemem) k místu uskladnění a případně vyloučení.

Přímá adsorpce povrchem listů nebo jehličí je pro Cd zanedbatelná, pro Zn nízká a pro Pb vysoká.

U většiny sbíraných druhů hub tvoří hmotnost klobouků několiknásobek hmotnosti třenů, takže je možné tvrdit, že se na celkovém obsahu měřených prvků podílejí hlavně klobouky. U plodnic bedly vysoké a muchomůrky růžovky byla prokázána nejvyšší sorpce z prostředí u As, Cu, Pb a druhá nejvyšší sorpce u Hg a Zn. Důvodem nejvyššího příjmu je pravděpodobně velká plocha klobouku starších plodnic, které byly při sběru všech druhů upřednostňovány. Plocha i povrch klobouku muchomůrky růžovky jsou srovnatelné s plochou bedly vysoké a také poréznost klobouku je podobná. Další faktor, který sorpci významně ovlivňuje, je stanoviště. Na okrajích porostů a v proředěných porostech je přímá depozice některých kovů do půdy, a tím i na plodnice hub, vyšší než v zapojených porostech.

Na kvalitu podkorunových srážek má velký vliv druhová skladba porostu a jeho stáří. V listnatých porostech je depozice kyselých látek obecně nižší než v jehličnatých, protože listnáče jsou podstatnou část roku bez listů a v době olistění mají jednak menší zachytnou listovou plochu, jednak koruny vykazují vyšší schopnost tlumit protony výměnou za bazické kationty²³. Ve smrkových porostech je srážková voda pronikající korunami obohacována kyselými anoly ze suché depozice více než např. v porostech borových²⁴.

3.2. Ovlivnění půdního chemismu s ohledem na rizikové látky

Pod korunami stromů po smyvu srážkovou vodou dopadají na povrch půdy voda často mnohem více znečištěná než na volné ploše. Povrch asimilačního aparátu je v případě lesa 10–20 násobkem povrchu půdy bez vegetace²⁵. Lesní půdy jsou acidifikací ohroženy podstatně více než půdy zemědělské, a to nejen díky větší zachytné ploše (povrchu vegetace), ale také proto, že kyselá depozice může být v případě zemědělské půdy kompenzována a upravována agrotechnickými zásahy.

V posledních letech se často poukazuje na „degradaci“ lesních půd v rámci celé ČR. Tento pojem skrývá řadu chemických reakcí spojených s dlouhodobým okyselováním půd. Klíma²⁶ udává snížení hodnot pH svrchních organominerálních horizontů o 0,7 jednotek v regionu Moravskoslezských Beskyd v období 1950–1983. Dlouhodobější interval porovnání obsahuje tabulka IV. Z rozmezí udávaných hodnot je

Tabulka IV
Porovnání rozsahu hodnot půdní reakce napříč ČR mezi roky 1926 a 1995

Rok	Jehličnaté porosty		Listnaté porosty		Počet vzorků půd organo-minerální horizont A
	pH aktivní	výměnné	pH aktivní	výměnné	
1926	4,4–6,9	–	4,8–7,0	–	97 (cit. ²⁷)
1991	3,2–5,1	2,8–4,4	3,5–6,9	3,0–6,5	207
1995	3,5–4,7	2,9–4,1	–	–	108

Tabulka V
Rozložení dat do tříd pro výměnné pH (CaCl₂) a procento nasycení bázemi v organo-minerálních horizontech A všech typů půd (počet měření 107)

Třída	pH ^a		% nasycení bázemi ^a	
Nízká	<3,5	(32,7)	<10	(48,5)
Střední	3,5–4,5	(67,3)	10–22	(42,1)
Vysoká	>4,5	(0,0)	>25	(12,1)

^a Četnost pozorování v % je uvedena v závorkách

patrné snížení pH nejméně o 1 jednotku. Je však třeba dodat, že se nejedná o totožné porosty.

Tvorba slabých kyselin je přirozeným výsledkem chemických procesů v půdě, zejména při rozkladu organické hmoty. Tento proces je však velmi pomalý, v případě bazických půd je v rovnováze se zvětráváním matečné horniny a je v podstatě zanedbatelný. Acidifikací jsou ohroženy především přirozeně kyselé půdy v horských oblastech (horské smrčiny). Kyselou depozicí se do půd dostávají silné kyseliny, acidifikace probíhá rychle a je spojena s nárůstem koncentrace H⁺ v půdním roztoku a snížením koncentrací přístupných bazických živin v půdním sorpčním komplexu, hlavně Mg, Ca, K. Uvolněné bazické prvky jsou vymývány buď do hlubších vrstev půdy, kde jsou již pro kořeny nedostupné, nebo jsou odnášeny s odtékající vodou. U silně kyselých a chudých půd není možné tlumení iontů H⁺ vytěšňováním bazických kationtů ze sorpčního komplexu, proto dochází k uvolňování iontů Al³⁺, které jsou ve větší míře pro kořeny toxické²⁸. Uvolněné ionty Al³⁺ odcházejí potom do povrchových zdrojů pitné vody.

Jak bylo výše zmíněno, nebezpečí pro lesní půdy představuje v posledních letech především zvýšená depozice dusíku^{7,8}. Průměrná spotřeba dusíku z depozice se v lesních ekosystémech pohybuje okolo 10 kg·ha⁻¹·rok⁻¹. Množství závisí na stanovištních a porostních poměrech. Přibližně polovina dusíku, a ve znečištěných oblastech i více, přichází v amonné formě. Ionty NH₄⁺ jsou v půdě z části nitrifikovány a při tomto procesu jsou do půdního prostředí uvolňovány ionty H⁺ (cit.²⁹). Dochází-li k vymývání vzniklých iontů NO₃⁻ odtékající vodou do zdrojů, potom tyto změny přispívají k acidifikaci půdy a větší kontaminaci vody povrchových zdrojů nitráty. Proto také zdroje v horských lesích, kde jsou vyšší srážky a větší promyvnost půd, mají i vyšší koncentrace NO₃⁻ než zdroje v lesích nižších vegetačních stupňů. Větší schopnost

odčerpávat dusičnany z půdního roztoku mají listnaté porosty než jehličnany (prokázáno hlavně pro smrk)^{23,30}.

V lesích České republiky, kde převažují smrkové porosty, je vážným problémem další okyselování v důsledku stále vysoké depozice dusíku. Tabulka V shrnuje výsledky monitoringu půd projektu ICP Forests z roku 1995, ze kterých je patrné relativně vysoké zastoupení, tj. 32,7 % kyselých půd (organo-minerálního horizontu A) ve smrkových porostech a ještě vyšší zastoupení – 45,8 % půd s nízkým procentem nasycení tohoto horizontu bazickými kationty – Ca, K, Mg (cit.¹⁷).

Míru acidifikace ovlivňuje úroveň depozice (množství kyselých látek vstupujících do půdy), charakter matečné (podložní) horniny jako potenciálního zdroje bazických iontů a kvalita opadu, který spolu s podmínkami mikroklimatu působí na biologickou činnost půdních mikroorganismů, a ovlivňuje tak procesy humifikace a mineralizace. Dalším faktorem je i stupeň promyvnosti půdy a rozvoj přízemní vegetace, která odčerpává hlavně sloučeniny dusíku, a snižuje tak jejich vymývání. Nepříznivé formy humusu s vysokou akumulací organického materiálu, které se pomalu rozkládají (např. ve smrkových porostech), blokují bazické kationty přijaté stromy během růstu, tzn. že zaostává biologický koloběh.

Monitoring lesních půd v letech 1995/96 byl zaměřen i na stanovení těžkých kovů v organických horizontech. Stručný přehled o výskytu těžkých kovů udává tabulka VI. U téměř 29 % hodnocených ploch byla zjištěna vysoká akumulace Pb a u 69 % hodnocených stanovišť vysoká akumulace Cu. Na větším počtu ploch byly nalezeny i vyšší koncentrace As a Hg, pro které zatím chybí kritéria určení toxicity v lesním půdním prostředí.

Více než 30 % stanovišť vykazuje velmi nízké pH v rhizosféře, a tak se zvyšuje nebezpečí uvolňování pro kořeny toxických kovových iontů. Zjištěné těžké kovy jsou však organicky vázány a nemusí vždy představovat pro rostliny přímé nebezpečí. Tato „zásoba“ se stává nebezpečnou až při vytvoření podmínek, kdy se z organických vazeb uvolňují a stávají se v iontové podobě „dostupnými“ pro rostliny, půdní mikroflóru a mikrofaunu. Kovy „dostupnými“ pro rostliny jsou především kovové ionty v půdním roztoku, dále kovové ionty vázané na půdní koloidy, např. výměnný komplex. Dostupnost těžkých kovů závisí velkou měrou na půdních podmínkách, jako je pH, redox potenciál a množství a typ jílu a organické hmoty. Obecně platí, že dostupnost kovů v půdě se zvyšuje spolu s klesající hodnotou pH. Nejnížší koncentrace v půdních roztocích, při nichž byl zaznamenán vliv na pěstované kultury, byly tyto (v $\mu\text{g.l}^{-1}$): 20 pro Cd, 20–30 pro Cu, 100–200 pro Pb a 200–300 pro Zn. Pb, stejně jako Cr a Cu z půdních roztoků jsou obvykle přítomné jako organokovové komplexy; o těch je známo, že jsou pro rostliny s cévními svazky méně toxické než volné ionty³¹. Relativní toxicita v ekvimolárních koncentracích jednotlivých kovů v roztocích pro pěstování kultur se snižuje v tomto pořadí $\text{CH}_3\text{Hg}(\text{methylrtuť}) > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn}$ (cit.³²).

Těžké kovy mohou inhibovat rozvoj mykorrhizních hub a interakce mezi houbami a rostlinou, což může vést k nedostatečnému příjmu živin, kořenovým onemocněním a stresu statechem. Některé mykorrhizní houby však mají vysokou kapacitu pro ochranu hostitelské rostliny před zvýšeným příjmem těžkých kovů. Právě s mykorrhizou souvisí zvýšená citlivost bylin a listnatých dřevin ke kontaminaci těžkými kovy ve srovnání s jehličnany s jejich více rozvinutou metal-tolerantní

Tabulka VI

Rozložení dat do tříd pro obsah těžkých kovů v organických horizontech lesních půd ČR. Zdroj projektu ICP Forests, VÚLHM 1996 (počet měření 108). Kritéria rozdělení podle Tylera³¹

Třída	Pb ^a [mg.kg ⁻¹]	Cd ^a [mg.kg ⁻¹]	Cu ^a [mg.kg ⁻¹]	Zn ^a [mg.kg ⁻¹]
Nízká ^a	<15 (0,0)	<0,35 (88,9)	<5 (0,0)	<35 (2,8)
Střední	15–150 (71,3)	0,35–3,5 (10,2)	5–20 (31,5)	35–300 (96,3)
Vysoká	>150 (28,7)	>3,5 (0,9)	>20 (68,5)	>300 (0,9)

^a Četnost pozorování v % je uvedena v závorkách ^b dvojnásobné pozadí

ektomykorrhizou. Účinky těžkých kovů se velmi liší mezi různými typy mykorrhizy. Kořeny citlivějších druhů dřevin a bylin mohou být inhibovány už při koncentracích 45 mg Zn a 19–34 mg Cu v kg půdy, tyto prvky jsou jako esenciální při příjmu upřednostňovány.

Přijaté kovy jsou ve dřevinách nejčastěji deponovány v kořenech a kmeni. Některé rostliny mohou akumulovat vysoké koncentrace, aniž by vykazovaly jakékoliv symptomy poškození, např. *Sambucus*, *Vaccinium spp.*, *Populus tremula* a další.

3.3. Odtékající voda

Chemické složení půdního roztoku má vliv na výživu lesních dřevin a vytváří prostředí pro jejich kořeny. Při průniku humusovým horizontem se obecně zvyšují koncentrace iontů H^+ a NH_4^+ a dalších biogenních prvků (K, Mg, Ca, P, Fe). Při spotřebě iontů H^+ v minerální půdě (rhizosféře) dochází k vytěšňování bazických kationtů. Při nedostatku bazických kationtů v sorpčním komplexu a současném okyselování půdního prostředí se do půdního roztoku uvolňují koncentrace Al^{3+} a v půdě se mohou tvořit komplexní sloučeniny SO_4^{2-} s hliníkem^{33,34}. Zatímco ještě v osmdesátých letech 20. století se koncentrace SO_4^{2-} v půdní vodě díky této vazbě snižovaly, v současnosti se i přes výrazný pokles depozice síry koncentrace síranů na mnoha místech ve vodě zdrojů zvyšují.

Nárůst koncentrací SO_4^{2-} ve vodě zdrojů imisemi zasažených oblastí po poklesu depozice sloučenin síry^{5,8} je vysvětlován jejich postupným uvolňováním z komplexních reverzibilních sloučenin hliníku s SO_4^{2-} v půdním prostředí, které vznikly v předchozím období^{33,34}. Tyto sloučeniny se akumulovaly především v hlubších půdních horizontech a minimálně ovlivňují přízemní vegetaci. Na povodích, kde převažuje přímý odtok srážkové vody do zdrojů a v minulosti nebyly vytvořeny podmínky pro tvorbu komplexních sloučenin SO_4^{2-} s oxidy hliníku (např. Šumavská jezera) nebo neprobíhá jejich rozpad, sleduje pokles koncentrací síranů ve vodě zdrojů snížením jejich spadu.

Vlastnosti půdního prostředí a v něm obsaženého půdního roztoku mají rovněž významný vliv na chemické složení vodních zdrojů. Voda těchto zdrojů je tvořena zpočátku převážně vodou podpovrchovou, vyvěrající ve formě pramenů, pramenních vývěřů a v lesních porostech častých pramenišť (lesní typy kategorie V). Po soustředění do drobných vodních toků je doplňována vodou z povrchového odtoku, který je

přímo závislý na výši a časovém i prostorovém rozložení srážek.

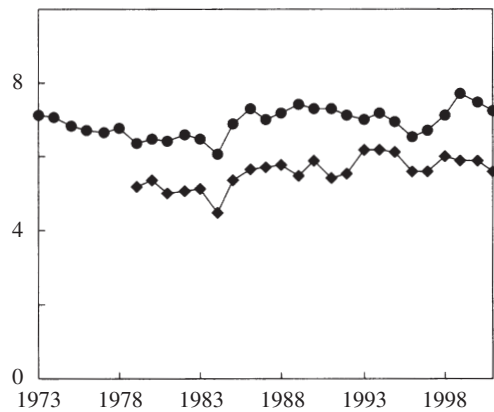
Antropicky podmíněné změny chemismu jednotlivých půdních profilů, kterými voda v průběhu podzemního a podzemního odtoku prochází, mají spolu s přímým vlivem depozic a transportem látek z povrchového odtoku odraz i v koncentraci jednotlivých sloučenin ve vodě. Chemické složení vody odtékající z lesnatých povodí je významné jak z hlediska jejího přímého využívání jako složky potravního řetězce, tak i z hlediska příznivého vlivu na prostředí vodních biocenóz a celospolečenského využití vodních zdrojů (závlahy, rekreační využití aj.).

Chemické složení odtékající vody na různých dlouhodobějších výzkumných plochách VÚLHM je sledováno spolu s monitoringem depozic a půd již celou řadu let. Při hodnocení vývoje chemismu vody povrchových zdrojů v horských zalesněných povodích je zřejmý nárůst průměrných hodnot pH počátkem devadesátých let oproti hodnotám stanoveným v osmdesátých letech. V dalším období podléhalo pH vody zdrojů výkyvům ovlivněným průtokem. Vyšší srážkové úhrny a povodňové situace zvyšují přímý (povrchový) odtok srážkové vody a snižují možnost spotřeby iontů H^+ v půdě a zvětralínovém plášti. Největší výkyv byl patrný na povodí s minerálně chudými půdami a podloží v zimě roku 1995/96.

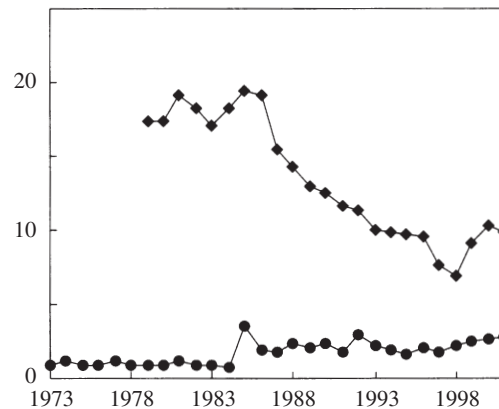
Na horských zalesněných povodích se v devadesátých letech také snižovaly koncentrace NO_3^- jako důsledek snížení depozice dusíku do lesních ekosystémů. Tento pokles v povrchových zdrojích se v druhé polovině devadesátých let téměř zastavil. Pokles koncentrace NO_3^- v posledním desetiletí se netýká zdrojů na objektu Želivka, kde je patrný spíše nárůst (průměrné roční koncentrace se pohybují v rozmezí 2–3 $mg.l^{-1}$). Lesní ekosystémy sledovaných povodí jsou schopny zadržet ročně 10 $kg.ha^{-1}$ dusíku přicházejícího se srážkami.

Během devadesátých let se projevil nejednotný trend ve vývoji koncentrací SO_4^{2-} ve vodách sledovaných povrchových zdrojů. V Beskydech se zejména na povodích se smýčecnými a obnovnými porosty koncentrace síranů snižovala na méně než 20 $mg.l^{-1}$. Na povodí U vodárny v Jeseníkách a v oblasti Šerlichu v Orlických horách se koncentrace SO_4^{2-} naopak zvyšovaly. Na Moldavě v Krušných horách v povodí s náhradními dřevinami vysazenými po smýcení porostů smrku na počátku osmdesátých let ve vodě pramene narůstaly koncentrace SO_4^{2-} až na $>20 mg.l^{-1}$ a v současné době mírně klesají. Ve vodě potoka v objektu Želivka je pozorován nárůst koncentrace síranů (obrázky 8–10). Na povodí Zdíkov (Šumava) a především na objektu Vojňov u Jindřichova Hradce se zřetelně projevil zvýšený spád iontů H^+ a SO_4^{2-} v zimě 1995/1996 poklesem pH a nárůstem síranů ve vodě. Tyto výkyvy doznávaly i v dalších letech a byly spojeny se zvýšenými koncentracemi hliníku³⁵.

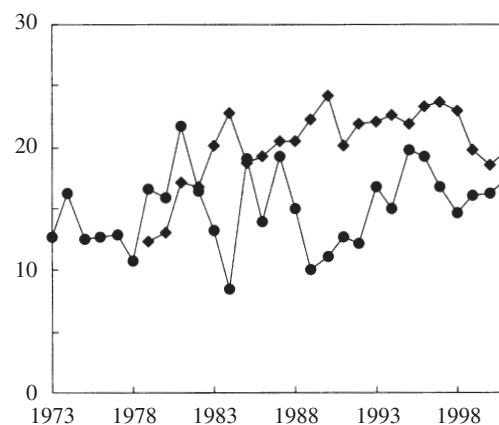
V průběhu let 2000–2001 proběhlo orientační šetření drobných vodních toků a pramenů ve většině z 41 lesních oblastí České republiky v rozsahu 150 vzorků. Cílem bylo posoudit jakost vody odtékající z lesních ekosystémů jako potenciálního zdroje vody pro další využití v krajině i v urbanizovaném prostoru. Tedy mimo jiné rovněž jako potenciální zdroj pitné vody v případech níže ležících vodárenských odběrů. Základem hodnocení jsou vybrané ukazatele dle vyhlášky Ministerstva zdravotnictví č. 376/2000 Sb. (cit.³⁶) z hlediska chemického složení vody. Nebyly hodnoceny fyzikální, biologické a mikrobiologické ukazatele.



Obr. 8. Vývoj hodnot pH vody odtékající z lesních porostů do zdrojů pitné vody; ● Želivka – potok, ◆ Moldava – pramen



Obr. 9. Vývoj koncentrací dusičnanů (NO_3^-) ve vodě odtékající z lesů do zdrojů pitné vody ($mg.l^{-1}$); ● Želivka – potok, ◆ Moldava – pramen



Obr. 10. Vývoj koncentrací síranů (SO_4^{2-}) ve vodě odtékající z lesů do zdrojů pitné vody ($mg.l^{-1}$); ● Želivka – potok, ◆ Moldava – pramen

Z hlediska acidity vody leželo 78,7 % vzorků v rozpětí normovaných hodnot pH 6,5–9,5 pro pitnou a povrchovou vodu vodárenských zdrojů, u 21,3 % vzorků bylo zjištěno pH

nižší než 6,5 (minimální hodnota pH 3,83). Jako závažné riziko je nutno hodnotit výskyt nízkých hodnot pH, které v mnoha případech navíc korespondují s vysokým obsahem hliníku. Jak již bylo uvedeno, hliník je uvolňován z půdního prostředí právě v důsledku okyselení a rozkladu komplexních sloučenin. Z pohledu kyselosti byly nejkritičtější lesní oblasti Jizerské hory (83 % vzorků s pH nižším než 6,5), Krkonoše a Krušné hory. U 59,4 % vzorků s pH nižším než 6,5 byla zároveň překročena mezní hodnota pro obsah hliníku ($0,2 \text{ mg.l}^{-1}$). Celkem byla mezní hodnota překročena u 14 % vzorků.

Z dalších prvků bylo již v mnohem menší míře zjištěno překročení normovaných ukazatelů u železa (18,7 %), hodnoty mědi, zinku, fluoridů, ani síranů nepřekročily ukazatele vyhl. 376/2000 Sb. v žádném případě. Koncentrace rtuti byla zjišťována v roce 2000 na omezeném souboru 44 lokalit. Ve všech případech byly výsledky negativní – koncentrace pod mezí detekce použité metody stanovení, tedy menší než $0,05 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$. Přesto jde o velmi významný údaj, neboť u analyzovaných vzorků hub bylo naproti tomu překročení obsahu rtuti zaznamenáno v řadě případů.

Koncentrace dusičnanů (NO_3^-) byly v odebraných vzorcích poměrně nízké. Mezní hodnota 50 mg.l^{-1} pro pitnou vodu nebyla překročena v žádném případě a dříve uváděná doporučená hodnota 15 mg.l^{-1} (pro kojeneckou vodu) byla překročena pouze v 9 % všech vzorků. Koncentrace amoniakálního dusíku (NH_4^+) byly rovněž nízké (průměr $0,093 \text{ mg.l}^{-1}$) a překročení mezní hodnoty $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ nebylo zaznamenáno.

V jednom případě bylo zjištěno překročení mezní hodnoty pro chloridy, celkový průměr je ale velmi nízký. Rovněž velmi nízké byly obsahy fosforu, zvýšené koncentrace byly zaznamenány pouze v lokalitách, kde je možné určité ovlivnění splachem ze zemědělských půd.

Specifickými prvky jsou z hlediska prováděného hodnocení hořčík a vápník. U hořčíku uvádí vyhláška doporučenou koncentraci nad 10 mg.l^{-1} a u vápníku doporučenou koncentraci nad 30 mg.l^{-1} . Zjištěné hodnoty u hořčíku jsou ale velmi nízké. Průměrná hodnota skutečně zjištěných koncentrací je pouze $6,9 \text{ mg.l}^{-1}$, nedosahuje tedy ani minimální doporučené hodnoty. Celkem 78 % vzorků má koncentraci Mg menší než doporučených 10 mg.l^{-1} . Ze zdravotního hlediska proto může být problémem spíše nedostatečný obsah tohoto prvku, deficitního ve výživě rostlin a zřejmě i člověka. Nejnižší průměrné koncentrace vykazují lesní oblasti Krkonoše, jihočeská pánev, Novohradské hory a Šumava. Průměrný obsah vápníku ve vzorcích byl $25,9 \text{ mg.l}^{-1}$. Hodnoty nedosahující doporučených 30 mg.l^{-1} byly zjištěny v 60,7 % vzorků, převážně v lesních oblastech pohraničních pohoří. Zde jde největší měrou stejně jako u hořčíku o vliv nízkého obsahu těchto prvků ve složení minerálního podloží a půd.

4. Závěr

Přirozeně kyselé lesní půdy v ČR jsou ohroženy další acidifikací vlivem neustávající depozice kyselínovorných látek, i když současné depozice již nedosahují vysokých hodnot zaznamenaných v 80. letech minulého století. Spektrum depozic se v posledním desetiletí mění spíše ve prospěch dusíkatých látek oproti sirnatým, ale celkové zatížení půdy protony se výrazně nemění. Současná depozice těžkých kovů neznamená závažné riziko pro potravní řetězec, pouze u rtuti byla

zjištěna riziková akumulace v plodnicích jedlých hub. Acidifikace půd znamená neustálé nebezpečí uvolňování toxických iontů z půdního prostředí do půdního roztoku a jejich koloběh v lesním ekosystému a odtok do zdrojů pitné vody. Voda odtékající do zdrojů pitné vody je často kyselá s vyšším obsahem hliníku a chudá na hořčík, který je spolu s vápníkem z lesních půd již do značné míry vyplaven.

LITERATURA

1. Šantroch J.: *Vyhodnocení měření kvality ovzduší a srážek na regionálních stanicích za rok 1982–1984* (závěrečná zpráva). ČHMÚ, Praha 1985.
2. De Vries W., Reinds G. J., Deelstra H. D., Klap J. M., Vel E. M.: *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe* (Technical report 1999), str. 173. Brussels, Geneva 1999.
3. *Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests* (PCCW-BFH, ed.). UN/ECE-CLRTAP, Hamburg 1998.
4. Lochman V.: *Lesnictví – Forestry* 43, 529 (1997).
5. Lochman V.: *Lesnictví – Forestry* 42, 437 (1996).
6. Lochman V., Šebková V.: *Lesnictví – Forestry* 44, 549 (1998).
7. Lochman V., Chlebek A., Jařabáč M.: *Zpravodaj Beskydy Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd*, str. 53. MZLU, Brno 1999.
8. Lochman V.: *Sborník Opočno 31.8.–1.9.2000*, str. 31. VÚLHM, Jíloviště-Strnady 2000.
9. Fara M., Kurfürst J.: *Sborník Ovzduší '97, Luhačovice*, 23.–26.3.1997, str. 27. Masarykova univerzita, Brno 1997.
10. Markert B., Herpin U., Berlekamp J., Ohlmann J., Grodzinska K., Mankovska B., Suchara I., Sievers U., Wec kert V., Lieth H.: *Sci. Total Environ.* 193, 85 (1996).
11. Rühling A.: *Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe – Estimations Based on Moss Analysis*, str. 53. Nord, 1994.
12. Sucharová J., Suchara I.: *Biomonitoring of the Atmospheric Deposition of Metals and Sulphur Compounds Using Moss Analysis in the Czech Republic. Results of the International Biomonitoring Programme 1995*, str. 183. VÚOZ, Průhonice 1998.
13. Sucharová J., Suchara I.: *Sci. Total Environ.* 223, 37 (1998).
14. Uhlířová H., Miovska B., Fabiánek P.: *Zprávy les. výzk.* 40(2), 27 (1995).
15. Uhlířová H., Lochman V., Šrámek V., Sovová Z.: *Chem. Listy* 92, 807 (1998).
16. Lepšová A., Mejstřík V.: *Sci. Total Environ.* 76, 117 (1988).
17. Uhlířová H., Hejdová J.: *Zprávy les. výzk.* 44(3), 1 (1999).
18. Bukovjan K.: *Výsledky kontroly a monitoringu cizorodých látek. Situace v roce 1995*, str. 72. MZe ČR, Praha 1995.
19. Bukovjan K.: *Ročenka MZe ČR 1996*, 78.
20. *Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 298/1997 Sb., Příloha č. 3: Kontaminující látky v potravinách*. Částka 99, str. 5553.

21. Augustin S., Andreae H.: *Cause-Effect-Interactions in Forest Condition. State of Current Knowledge*. UN/ECE/CLRTAP/ICP Forests, Hamburg 1998.
22. Andreae H.: *Ecological Impacts of Some Heavy Metals Related to Long-Range Atmospheric Transport*. UN/ECE ICP Forest. Sächsische Landesanstalt für Forsten, Hamburg 1996.
23. Lochman V.: *Práce VÚLHM* 82, 125 (2000).
24. Lochman V.: *Lesnictví – Forestry* 39, 58 (1993).
25. Míchal I.: *Ekologická stabilita*, str. 37. MŽP ČR, Praha 1994.
26. Klimo E., Kulhavý J.: *Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems*, str. 93. Vysoká škola zemědělská, Brno 1985.
27. Němec A., Kvapil K.: *Sborník výzkumných ústavů zemědělských 21/5*, str. 44. Ministerstvo zemědělství Republiky Československé, Praha 1926.
28. Ulrich B., Meyer R., Khanna P. K.: *Schriften. Forstl. Fak. Univ. Göttingen* 58, 2. vyd., str. 291. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M. 1981.
29. Khanna P. K., Ulrich B.: *Proc. Symp. Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems. Ostravice, October 1–5, 1984*, str. 23. Vysoká škola zemědělská, Brno 1985.
30. Rothe A., Kölling Ch., Moritz K.: *AFZ/ Der Wald* 6, 291 (1998).
31. Tyler G.: *SNV – Rep.* 4078. SNV, Solna 1992.
32. Godbold D. L.: *Water, Air, Soil Pollut.* 56, 823 (1991).
33. Alewell C., Matzner E.: *Water, Air, Soil Pollut.* 71, 155 (1993).
34. Manderscheid B., Matzner E., Meiwes K. J.: *Water, Air, Soil Pollut.* 79, 3 (1995).
35. Lochman V., Bíba M., Bucek J., Fadrhonsová V.: *Commun. Inst. For. Bohem.* 20, (2002), v tisku
36. Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 376/2000 Sb., *kteřou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly*, příloha 1.

H. Uhlířová, V. Fadrhonsová, M. Bíba, and V. Lochman (Research Institute of Forestry and Game Management, Prague): Deposition and Movement in Forest Ecosystems of Selected Substances with Connection to the Food Chain

Disturbance of equilibrium in forest ecosystems by high deposition of substances with acidifying action manifests itself in other environment components. The article deals with the effect of deposition on the forest ecosystem of selected substances which eventually affect the quality of the food chain and drinking water. The methods of study of affecting forest ecosystems start with determination of deposition of substances into the ecosystem and the contribution of treetop interception to the process as well as determination of the effect of chemical changes in soil on the quality of the soil solution and of the water flowing off the forest environment into water resources. The quality of that water is evaluated from the chemical composition in accord with the regulation of the Ministry of Health No. 376/2000. The content of heavy metals in mushrooms as a part of the food chain is evaluated in relation to hygienic limits (regulation of the Ministry of Health No. 298/1997).