

ZMĚNY ZÁSoby SLEDOVANÝCH PRVKŮ V LESNÍCH PŮDÁCH NA PLOCHÁCH MOLDAVA V KRUŠNÝCH HORÁCH

CHANGES IN POOLS OF OBSERVED ELEMENTS IN FOREST SOILS AT THE MOLDAVA PLOTS IN THE ORE MTS.

VÁCLAV LOCHMAN - VÍT ŠRÁMEK - VĚRA FADRHONSOVÁ - ZORA LACHMANOVÁ
Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady

ABSTRACT

Moldava plots are situated in the Ore Mts., the area of historically high air pollution. Since the second half of the 1970s deposition is measured in open area (bulk) and in the spruce stand (throughfall). After the stand was felled in 1980, deposition has been measured in the regenerating transitory stand of mountain ash. Also soil water chemistry and runoff water are monitored. In 1977, 1980, 1988, 1994 and 2003 the chemical properties of the soil and humus horizon were analysed. The results confirm general decrease of deposition in the 1990s, reflected also in gradual increase of the soil pH and pH of soil solution. However, in the transitory stand of mountain ash the amount of available basic cations is still decreasing. In the clear cut the content of available K and Mg increased, Ca content decreased. The difference between deposition and the loss in runoff water show a negative balance of Ca, Mg, but N and SO_4^{2-} as well. Cation content in humus and soil depends, under current litterfall level, on their pool in primary minerals and the speed of their release. Under existing condition mainly soil calcium content seems to be critical for the stand growth in the future.

Klíčová slova: atmosférická depozice, Krušné hory, porosty náhradních dřevin, chemismus půdy, půdní voda
Key words: atmospheric deposition, Ore Mts., forest stands of substitutive species, soil chemistry, soil solution

ÚVOD

Devadesátá léta minulého století jsou obdobím podstatného snížení emisí znečišťujících látek do ovzduší ve střední Evropě. Dokládají to údaje uváděné FERRIEREM et al. (2001) a WRIGHTEM et al. (2000). Také v České republice silně poklesly emise plyných a tuhých látek. Jak uvádí ČHMÚ (ČHMÚ 2000, 2003), snížila se v ČR roční emise SO_2 mezi roky 1988 a 2002 z 2 066 kt na 236 kt, u NO_x z 858 na 318 kt a u tuhých látek (prachu a popela) z 840 kt na 59 kt. U NH_3 je uváděna v roce 1990 emise 156 kt a v roce 2002 pouze 77 kt. Plochy Moldava, jejichž půdy jsou předmětem hodnocení tohoto příspěvku, leží v Krušných horách při hranici se spolkovou zemí Sasko. RABEN et al. (1996) uvádějí, že v nových spolkových zemích SRN se po roce 1989 do roku 1992 snížila zátěž SO_2 na 50 % a prachu na 20 %. Obsah Ca ve srážkové vodě poklesl pod 25 %, SO_4^{2-} na 50 % a Cl^- na méně než 50 % původních hodnot. Zvýšení se projevilo u emisí NO_x (o 30 %) a koncentrace H^+ iontů ve srážkové vodě narostly na 250 %. Snížení depozice tuhých látek na plochách VÚLHM způsobilo, že i při poklesu spadu SO_4^{2-} pokles u Ca, Mg a K vyvolal ve srážkách na volné ploše (bulk) opět zvýšení koncentrací a depozice protonů (LOCHMAN et al. 2003, 2004, 2005, 2006). Zvýšení průměrných koncentrací H^+ iontů se na konci 90. let minulého a počátkem tohoto století projevilo v některých případech v podkorunových srážkách na plochách s porosty listnáčů. Změny koncentrací látek ve srážkové vodě se odráží i v chemismu půdní vody, která ovlivňuje výměnu iontů v půdním prostředí.

Depozice protonů H^+ ve srážkách pod porosty v 90. letech však razantně poklesla na množství, které by mohlo být i přes výkyv neutralizováno při zvětrávání půdních minerálů – aluminosilikátů

(MATZNER 1988, ULRICH et al. 1981), ale na okyselování půd se podílejí i procesy v půdě. Kyselé látky jsou uvolňovány při rozkladu organické hmoty a vylučují je také kořeny vegetace při získávání kationtů. Především jsou však produktem reakcí při změnách forem dusíku (ULRICH et al. 1981, KHANNA, ULRICH 1985, BREDMEIER, ULRICH 1989). Vymývání kationtů z půdního prostředí působí jejich vazby na anionty kyselin. Tok SO_4^{2-} se zvyšuje uvolňováním z komplexních sloučenin s oxidy Al (ALEWELL et al. 2001). Ionty NO_3^- vznikají při nitrifikaci redukováných forem dusíku (NH_4^+).

Předmětem tohoto příspěvku je hodnocení stavu a vývoje zásoby prvků (geobiogenů) v humusu a v minerální půdě na dlouhodobě sledovaných plochách Moldava v Krušných horách s ohledem na vývoj depozice látek a vývoj porostů.

METODIKA

Popis ploch

Výzkumné plochy Moldava seč a Moldava porost leží v blízkosti stejnojmenné obce ve východní části Krušných hor, v nadmořské výšce 805 m (porost), resp. 825 m (seč). Patří do oblasti lesní správy Litvínov (Lesy České republiky, s. p., OI Teplice). Plocha „seč“ byla založena v roce 1977 na nově vzniklé holé seči po smýcení prořídleho poškozeného smrkového porostu. Málo vitální smrk pichlavý (*Picea pungens* ENGELM.) ve velkém sponu dosud neovlivňuje chemismus zachycované srážkové a půdní vody. Od počátku měření v roce 1978 na ploše dominuje paseční travní vegetace s *Calamagrostis villosa* a *Deschampsia flexuosa*. Na ploše porost stál na počátku měření (1978) silně poškozený dospělý smrkový porost ve věku 94 let,

který byl na konci zimy 1980/1981 smýcen. V okolí sběrného zařízení na srážkovou a půdní vodu se rychle vyvinul nárost jeřábu, který již v druhé polovině 80. let ovlivňoval chemismus srážek. Odběry půdy v letech 1988, 1994 a 2003 zde byly prováděny jednak v lokalitách se zapojeným porostem jeřábu, jednak na volnějším prostranství, kde v rámci vegetačního krytu dominovala travní vegetace. Na povodí sledovaného pramene byly v roce 1981 plošně smýceny poškozené porosty smrku a seč byla po bagrové přípravě půdy zalesněna náhradními dřevinami.

Půdní poměry

Humusovou formou na výzkumných plochách byl na konci 70. let mor o mocnosti horizontu O 13 cm. V roce 2003 je pokryvný humus na svrchní části vytvářen drnem a zbytky trav, pod dřevinami i opadem listů. Ve spodní části tohoto horizontu je reziduální vrstva s rozpoznatelnými zbytky kořenů, kůry a větví (Hr) předchozího porostu. Mocnost pokryvného humusu, včetně drnu, nepřesahuje 10 cm.

Geologickým substrátem půdy na ploše seč je muskovit-biotitická migmatizovaná pararula, na ploše porost biotit-muskovitická ortorula. Na obou plochách se vyvinul málo výrazný podzol modální, od hloubky 50 cm s převahou skeletu matečné horniny. Podle klasifikace FAO (WRB 1998) jde o Endoskeletal Haplic Podzol.

Popis zařízení a prováděných prací

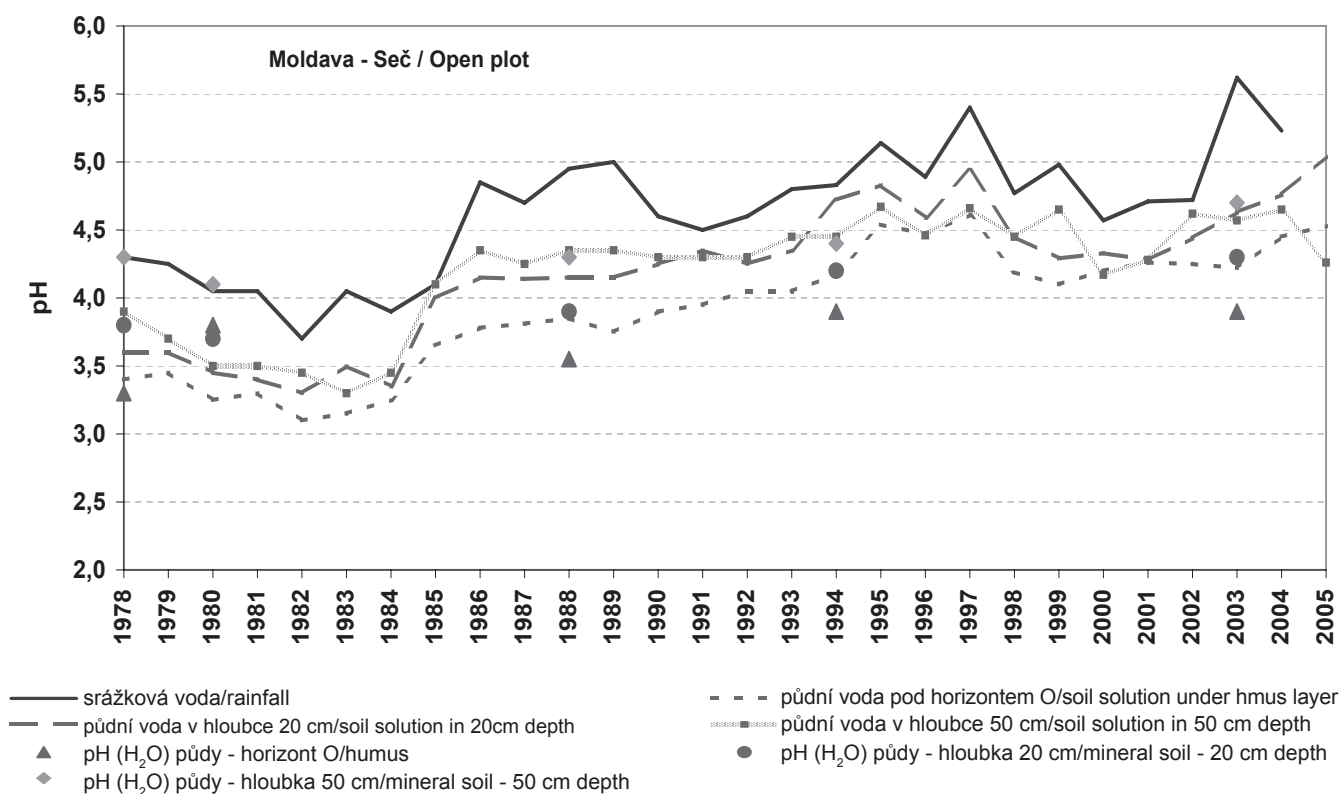
Srážková voda na plochách seč a porost byla zachycována do otevřených plastových koryt umístěných ve výšce 100 cm nad zemí. Půdní voda byla jímána do beztlakových lyzimetrů umístěných pod pokryvným humusem a v půdě v hloubce 20 (25) cm a 50 cm.

Zachycená voda byla sváděna do nádob z polyethylenu umístěných v zakrytých půdních sondách. V zimním období sloužily pro zachycování sněhových srážek přenosné nádoby. Odběry byly prováděny ve čtrnáctidenních intervalech a slévány do měsíčních vzorků. Ve stejných periodách byla odebrána i voda z pramene. V průběhu řešení nebyla měřena vydatnost sledovaného pramene. Proto byl pro výpočet ztráty prvků použit průměrný roční odtok 536 mm (536 l.m⁻²) uvedený v Atlasu ČSSR (1966) a průměrné koncentrace prvků ve vodě z pramene v jednotlivých obdobích. První vzorky půdy byly odebrány v podzimních měsících roku 1977 při budování zařízení na jímání půdní vody, další v několikaletých odstupech (poslední odběr v roce 2003).

Laboratorní analýzy

Analýzy vod a půd (humusu) prováděla zkušební laboratoř Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. Během sledování chemismu vody a půd (období 27 let) došlo ke změnám metodik rozborů. Ke stanovení SO₄²⁻ a NO₃⁻ byl do roku 1994 používán kolorimetr Technicon Autoanalyser II, pro Cl⁻ iontově selektivní elektroda a pro NH₄⁺ kolorimetr SAN Plus Analyzer. Od roku 1994 jsou anionty SO₄²⁻, NO₃⁻ a Cl⁻ měřeny na kapalinovém chromatografu Thermoseparation Products. Kationty byly ve vodách do roku 1994 stanovovány na spektrofotometru Varian Techtron a v dalších letech na spektrofotometru ICP OES LIBERTY 220 (Varian).

Půdní vzorky byly před analýzou prosáté přes síto 2 mm. Ve vzorcích byl do roku 2003 zjišťován celkový organický uhlík jodometrickou titrací po mineralizaci kyselinou chromsírovou, od roku 2003 na přístroji CNS Vario-Max, stejně jako celkový N, který byl v předchozích letech stanovován kjeldahlizací.



Obr. 1.

Vývoj pH srážkové a půdní vody a aktivního pH půdy na ploše Moldava – seč

Development of pH of precipitation and soil water and active soil pH in the plot Moldava – clearcut

Pro zjištění celkového obsahu dalších prvků v humusovém materiálu byl využíván výluh popela koncentrovanou HCl, v roce 2003 výluh lučavkou královskou. Do roku 1988 byl pro zjištění zásoby „přístupných“ živin v půdě používán výluh 1% kyselinou citronovou, od tohoto roku je pro stanovení výměnných kationtů prováděn výluh půdy 1 M NH_4Cl a jejich měření na spektrofotometru Varian. U vzorků půdy odebraných v roce 1988 se uskutečnil výluh oběma extrakčními činidly. Kyselina citronová byla do roku 1988 využívána i pro výluh přístupných fosforečnanů. Od roku 1989 jsou z půdy vyluhovány směsí 0,05 N HCl a 0,025 N H_2SO_4 .

VÝSLEDKY

Vývoj depozice imisních látek

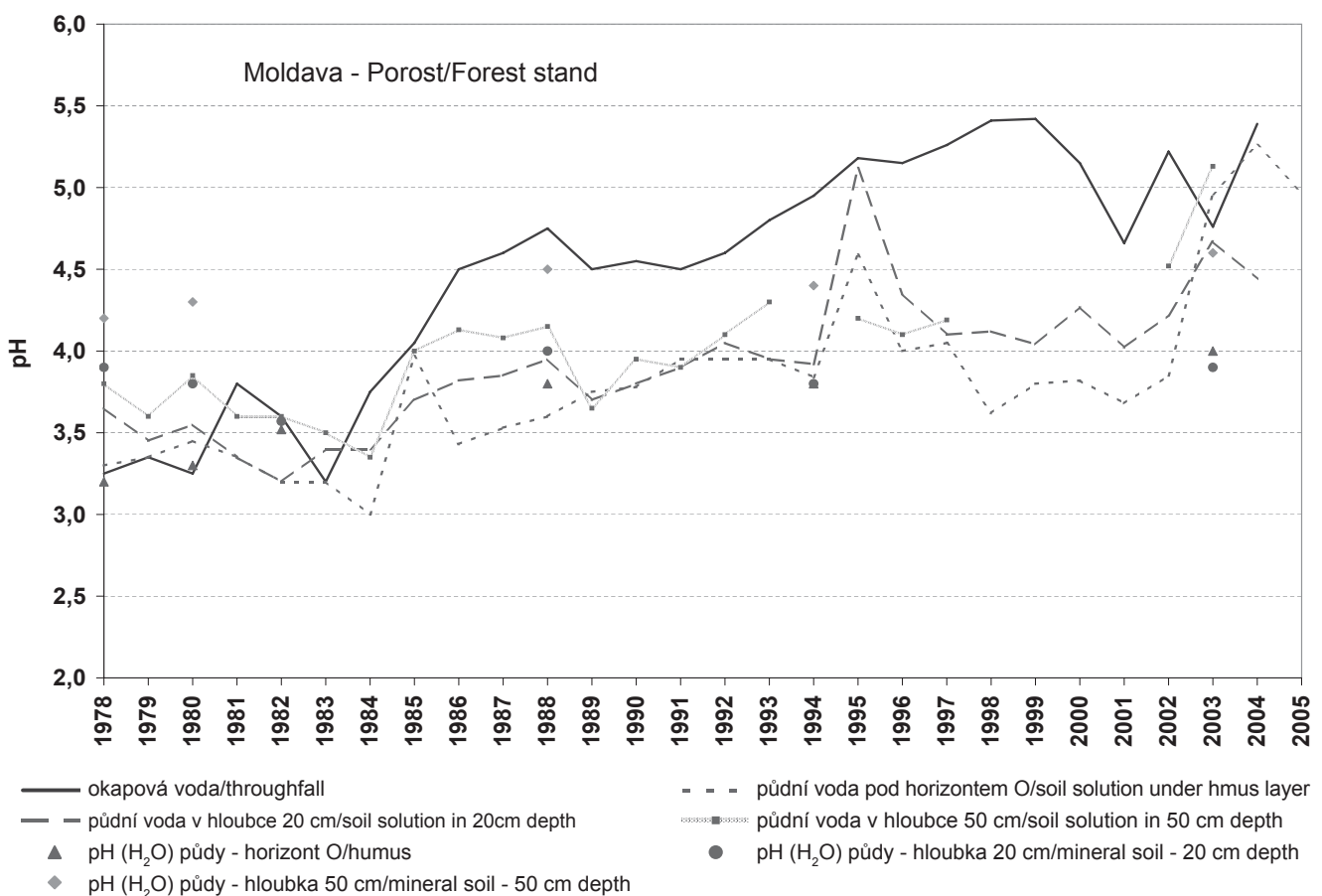
Průběh imisního zatížení látkami zachycovanými se srážkovou vodou na plochách porost a seč je patrný z tabulky 1. Průměrné roční depozice v časových úsecích ukazují velmi vysoký spád protonů (H^+), SO_4^{2-} a minerálních forem dusíku ($\text{N}/\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) v letech 1978 až 1980 pod korunami silně poškozeného smrkového porostu. Po jeho smýcení zjara 1981 se na seči snížila depozice sledovaných iontů, s výjimkou Na. Od poloviny 80. let depozici látek na ploše porost ovlivňoval vývoj nárůstu jeřábu, především u K. V 90. letech je patrný pokles spadu H iontů, SO_4^{2-} , sloučenin N a od roku 2000 též Ca a Mg.

Depozice látek na ploše Moldava seč je ovlivňována pouze znečištěním ovzduší (bulk). Z výsledků uvedených v tabulce 1 lze vyvodit, že na této lokalitě dosahovaly největších hodnot spady protonů (H^+), SO_4^{2-} a Ca v letech 1981 až 1983, u $\text{N}(\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+)$ v období 1990 - 1993. V dalších letech se depozice sledovaných látek snižovala. U Na byla zřejmě ovlivňována přenosem posypových solí z nedaleké silnice. Z rozdílu množství K zachycovaného na ploše porost a na ploše seč je patrné jeho vymývání z listů porostu (tab. 1). Rozdíly u dalších prvků byly v letech 1981 až 2003 podstatně menší a u protonů (H^+) minimální.

Vývoj hodnot pH srážkové a půdní vody

Na ploše seč dosahovala srážková voda nejnižších hodnot pH v letech 1981 až 1983, v dalším období probíhal jejich nárůst (obr. 1). Půdní voda zachycovaná do beztlakových lyzimetrů pod pokryvným humusem (horizontem O) a v půdě v hloubce 20 cm a 50 cm měla průměrná pH nižší než srážková voda (bulk). S hloubkou půdy se pH zvyšovalo. Od poloviny 80. let se stejně jako u srážek projevoval trend zvyšování pH půdní vody s výkyvy po roce 2000.

Na ploše porost po smýcení porostu smrku se v půdní vodě projevilo snížení průměrných hodnot pH (1981 - 1983), které poklesly pod hodnoty pH srážek na nově vzniklé holé seči (obr. 2). Od roku 1985 pH půdní vody narůstalo, ale zůstávalo pod průměrnými ročními hodnotami pH srážek na seči a později srážek v porostu jeřábu. S hloubkou půdního profilu se pH půdní vody



Obr. 2.

Vývoj pH srážkové a půdní vody a aktivního pH půdy na ploše Moldava – porost
Development of precipitation pH and soil water pH and active soil pH in the plot Moldava – stand

Tab. 1.

Průměrné roční a celkové spady prvků ve sledovaném období na plochách Moldava
Average annual and total deposition of elements within the Moldava plots

Období/Time period	H ⁺	Na	K	Mg	Ca	N (NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺)	S (SO ₄ ²⁻)
Plocha porost [kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]/Forest stand - throughfall deposition [kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹]							
1978 - 1980	5,04	8,07	29,98	7,24	79,22	28,38	131,6
1981 - 1983	1,581	8,33	8,2	5,2	55,4	21,4	36,0
1984 - 1989	0,484	5,39	8,3	5,4	27,26	23,36	40,5
1990 - 1993	0,229	7,15	13,83	6,2	31,75	22,24	38,5
1994 - 1999	0,057	7,98	33,57	6,22	24,82	13,72	25,8
2000 - 2002	0,108	7,72	27,32	3,02	16,95	12,59	12,7
2003	0,078	4,65	14,71	2,04	7,3	12,5	9,2
Celkový spád/Total deposition [kg.ha ⁻¹]							
1981 - 2003	9,307	169,83	427,81	121,22	614,19	426,82	588,7
1978-2003	29,17	194,04	517,75	142,94	851,85	511,96	983,6
Plocha seč [kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]/Open plot - bulk deposition [kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹]							
1978 - 1980	0,66	7,91	2,75	4,84	45,48	17,63	28,1
1981 - 1983	1,54	7,74	4,89	4,86	47,42	16,08	37,6
1984 - 1989	0,343	4,66	5,74	4,75	36,37	19,82	27,2
1990 - 1993	0,214	6,01	8,31	5,21	26,2	27,31	24,3
1994 - 1999	0,138	7,49	5,15	4,75	19,43	13,25	16,7
2000 - 2002	0,261	4,17	3,17	2,09	13,33	9,56	9,6
2003	0,011	4,82		1,93	6,92	10,06	7,6
Celkový spád/Total deposition [kg.ha ⁻¹]							
1981 - 2003	9,156	145,23	138,03	100,62	628,77	354,3	415,0
1978 - 2003	11,136	168,96	146,28	115,14	765,21	407,19	496,2

Tab. 2.

Průměrné roční ztráty prvků a celkové ztráty s odtokem vody v povodí pramene na Moldavě
Average yearly element losses and total losses in runoff water in the watershed of the Moldava spring

Období/Time period	H ⁺	Na	K	Mg	Ca	N	S (SO ₄ ²⁻)
Průměrné roční ztráty [kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]/Average leaching [kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹]							
1978 - 1980	0,033	37	5	27	52	23	23
1981 - 1983	0,048	41	7	26	55	21	32
1984 - 1989	0,012	33	6	22	35	22	37
1990 - 1993	0,018	30	6	20	30	18	39
1994 - 1999	0,009	33	6	21	36	11	40
2000 - 2002	0,006	48	6	29	43	12	34
Celková ztráta prvků/Total leaching [kg.ha ⁻¹]							
1981 - 2002	0,358	856	142	544	865	486	935
1978 - 2002	0,458	968	158	625	1020	555	1002

Tab. 3.

Rozdíly mezi depozicí látek se srážkovou vodou a ztrátou s odtékající vodou z pramene na výzkumných plochách
Difference between atmospheric deposition of the elements and the loss in spring water runoff at the study plots

Plocha/Plot	Období/Period	H	Na	K	Mg	Ca	N(NO ₃ ⁻ +NH ₄ ⁺)	S(SO ₄ ²⁻)	Cl ⁻
		kg.ha ⁻¹							
Porost/Forest stand	1978 - 2002	28,63	-778,57	344,85	-484,43	-175,55	-55,77	-27,9	-1274,6
	1981 - 2002	8,87	-691,21	270,78	-424,49	-257,72	-71,97	-355,2	-1093,8
	1978 - 1980	19,76	-87,36	74,07	-59,94	82,17	16,20	327,3	-180,9
Seč/Open plot	1978 - 2002	10,67	-803,81	-24,95	-512,11	-261,80	-158,13	-513,6	-1259,4
	1981 - 2002	8,79	-715,98	-17,06	-444,98	-242,76	-142,02	-527,3	-1086,5

zvyšovalo. Mezi ročními hodnotami se projevují značné rozdíly, ale přesto je z obrázku 2 zřejmé, že na ploše porost bylo ve sledovaném období zjišťováno většinou nižší pH půdní vody než na ploše seč s travní vegetací. Výrazný byl tento rozdíl zejména v období od roku 1992 do roku 2002. Poté na ploše porost dochází k nárůstu pH, který je způsoben plošným vápněním o dávce 3 t.ha⁻¹, provedeným v roce 2001.

Při porovnání pH půdní vody a aktivního pH půdy (pH/H₂O) na ploše seč je zřejmé, že na počátku měření bylo pH půdní vody srovnatelné či nižší než aktivní pH půdy ve stejné hloubce. Od odběru v roce 1988 se tato situace změnila - půdní voda odebíraná pod humusem a v hloubce 20 cm je méně kyselá než půda v těchto horizontech. V hloubce 50 cm je pH půdní vody a půdy od odběru v roce 1988 prakticky totožné.

Na ploše porost bylo pH půdní vody pod humusem a ve 20 cm blízké až prakticky vyrovnané s aktivním pH půdy. Až do odběru v roce 1988 bylo pH půdy v 50 cm výrazně vyšší než pH půdní vody odebírané v této hloubce. Výrazná změna je patrná v odběrech půdy z roku 2003, kdy byly zaznamenány výrazně vyšší hodnoty pH v půdní vodě, což bylo pravděpodobně způsobeno vlivem vápnění z roku 2001.

Ztráty prvků s odtékající vodou

Změny v depozici sledovaných prvků a půdní procesy ovlivňují jejich koncentrace v odtékající vodě. V tabulce 2 jsou uvedeny průměrné roční ztráty prvků s vodou v prameni vyvěrajícím nad železniční tratí. Největší ztráty většiny prvků neprobíhaly v období existence smrkového porostu na povodí (1978 až 1980), ale spadají i do následujících let. Týká se to ztrát protonů (nejnižšího pH vody), Na, K, Ca, NO₃⁻, Cl⁻. Největší ztráty SO₄²⁻ se posunuly až do 90. let. Na zvýšení dynamiky kationtů a dusíku po roce 1980 se podílelo zvýšení rychlosti rozkladu organické hmoty na nově vzniklé seči. Nárůst vymývání síranů v 90. letech je spojen s jejich uvolňováním z reverzibilních vazeb s oxidy Al v půdě. Kolísání koncentrací Na a hlavně Cl⁻ bylo pravděpodobně ovlivňováno intenzitou aplikací posypových solí na silnici procházející povodím pramene.

Bilance prvků v povodí

Jak bylo uvedeno v metodice, v průběhu řešení nebyla sledována vydatnost pramene na Moldavě. Bilance je založena na průměrné hodnotě z Atlasu ČSSR (1966), odtok byl však v jednotlivých letech rozkolísaný. Tyto výsledky tak představují hrubý odhad

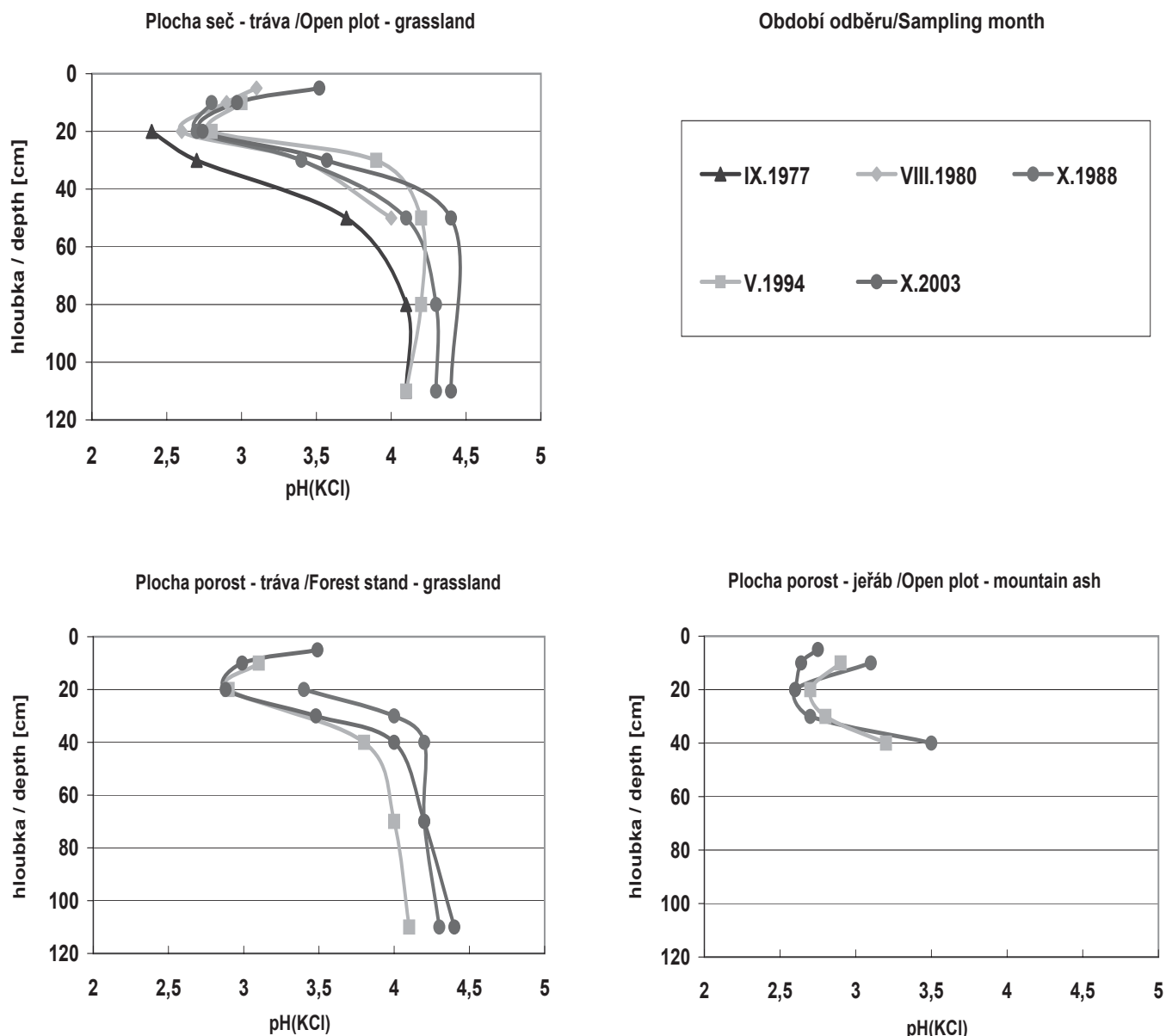
probíhajících procesů, nikoliv přesnou bilanci. Rozdíly mezi depozicí sledovaných prvků (iontů) se srážkovou vodou na výzkumných plochách a jejich ztrátou s odtékající vodou z povodí v prameni jsou uvedeny v tabulce 3. Je zde na ploše porost hodnoceno období let 1978 - 1980 (s existencí poškozených smrkových porostů) a období po smýcení smrku 1981 až 2002. Rok 2003 nebyl do výpočtu zahrnut, protože roční srážky na lokalitě Moldava nedosahovaly ani dlouhodobého průměrného odtoku vody. Čísla v tabulce 3 ukazují zápornou bilanci (ztráty) u Na, Mg, Cl⁻ po celé sledované období a u Ca, N, SO₄²⁻ v období po smýcení porostu.

Mezi roky 1981 až 2002 i mezi roky 1978 až 2002 byla na seči depozice všech prvků nižší, s výjimkou protonů (H⁺), než jejich ztráta s odtékající vodou.

Kladné hodnoty u draslíku způsobilo pravděpodobně jeho intenzivní vymývání z listů (v porostu smrku do roku 1980 a v dalších letech z listů jeřábu) při výměně za vodíkové ionty ze srážkové vody. Množství takto uvolňovaného K lze odvodit z rozdílu jeho depozice na plochách porost a seč. Zásoba síry v nestálých sloučeninách se v půdě akumulovala v době maximálního imisního zatížení povodí před smýcením porostů, kdy roční depozice SO₄²⁻ na ploše porost dosahovala 394 kg.ha⁻¹ (1978 - 1980) a ztráty odtokem pouze 67 kg.ha⁻¹. Jako příčinu velkého rozdílu mezi atmosférickou depozicí a ztrátou Na a Cl⁻ lze zvažovat používání posypových solí na komunikaci vedoucí povodím pramene. Zjištěná záporná bilance nitrátových iontů ukazuje, že v půdě povodí probíhá nitrifikace amonných iontů přicházejících do půdy se srážkami (představují 53 % celkového N (NO₃⁻+ NH₄⁺) a i dalších NH sloučenin, které jsou produkty rozkladu opadu a humusu. Přitom se uvolňují protony (H⁺), které dále okyselují půdní prostředí. Anionty NO₃⁻ spolu s SO₄²⁻ uvolňovanými z vazeb s oxidy Al způsobují ztráty (vymývání) kationtů z této části ekosystémů.

Změny hodnot pH půdy

Změny ve velikosti kyselého spadu a změny vegetačního pokryvu se v průběhu sledování chemických vlastností půdy odrážejí ve vývoji kyselosti povrchového humusu a minerální půdy. Na obrázku 3 jsou uvedeny hodnoty výměnného pH zjišťované u vzorků odebíraných od roku 1977 do roku 2003. Na holé seči (plocha seč) je v tomto období patrný nárůst aktivního a výměnného pH (obr. 3), zejména v povrchových horizontech minerální půdy. Vývoj hodnot pH půdy na ploše porost ukazuje nárůst především v místech s travní vegetací. Pod nárůstem jeřábu s omezeným



Obr. 3.

Vývoj výměnného pH(KCl) v jednotlivých půdních profilech v období 1977 - 2003
Development of exchangeable pH(KCl) in individual soil profiles in the period 1977 - 2003

vývojem přízemní vegetace bylo zvýšení hodnot pH podstatně nižší. Zóna s pufrací protonů uvolňováním Al (s $\text{pH}/\text{H}_2\text{O} \leq 4,2$) se zúžila na povrchové horizonty jen pod travní vegetací.

Změny koncentrací přístupných prvků v půdě

Vývoj obsahu přístupných kationtů stanovený v 1% kyselině citronové do roku 1988 a obsahu výměnných kationtů ve výluhu 1 M NH_4Cl od roku 1988 je uveden v tabulce 4. Na seči se obsah přístupného K v humusu a minerálním horizontu 0 - 10 cm v letech 1977 - 1980 nejprve zvýšil, mezi roky 1980 - 1988 pak došlo k výraznému poklesu. V minerálních horizontech 10 - 40 cm byl v období 1977 - 1988 zaznamenán průběžný pokles. U Ca probíhalo snižování obsahu v půdním profilu obdobně jako u draslíku s tím,

že pokles v letech 1977 - 1988 je vidět až do hloubky 100 cm. U hořčíku je v tomto období patrný průběžný pokles ve všech minerálních horizontech. Od roku 1988 obsah výměnného Mg narůstal v celém půdním profilu. U obsahu Ca došlo v humusové vrstvě a svrchním minerálu do 10 cm k nárůstu v období 1988 - 1994, k odběrům v roce 2003 byly obsahy opět nižší, v hlubších horizontech půdy obsah výměnného Ca do roku 2003 průběžně klesá. Mezi roky 1994 až 2003 poklesl i v nejsvrchnější minerální půdě stupeň nasycení sorpčního komplexu (V) pod 10 %. Obsah přístupného P se v humusovém horizontu snižoval a v hlubších horizontech minerální půdy narůstal.

V půdě na ploše porost byl zjištěn pokles přístupného K do roku 1988 (tab. 5). Přístupný Mg do roku 1988 klesal a v dalších letech

Tab. 4.

Vývoj chemismu půdy a obsahů přístupných (výměnných) kationtů na ploše Moldava - seč
Development of the soil chemistry and the content of available (exchangeable) cations clearcut

Horizont/Horizon hloubka odběru/sampling depth [cm]	Rok/ Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	C _{ox} %	C/N	K	Mg	Ca	P	V%
						mg.kg ⁻¹				
H	1977*	3,3	2,6	32,3	20,7	130	62	526	59	
	1980*	3,8	3,1	36,2	21,6	206	88	750	67	
	1988*	3,6	2,8	24,0	19,8	88	34	339	46	
	1988**	3,6	2,8	24,0	19,8	138	63	480	46	21,5
	1994**	3,9	2,8	22,1	22,6	129	103	765	36	27,8
	2003**	3,9	3,0	34,5	19,8	360	108	508	20	33,7
0 - 8	1977*	3,3	2,4	6,0	16,3	26	19	125	42	
0 - 8	1980*	3,2	2,6	9,8	11,0	50	17	150	22	
0 - 10	1988*	3,4	2,7	5,6	18,8	19	7	110	26	
0 - 10	1988**	3,4	2,7	5,6	18,8	33	18	164	26	7,5
0 - 10	1994**	3,8	3,2	5,3	16,6	47	22	212	94	11,5
0 - 10	2003**	4,1	3,3	7,8	22,2	65	30	75	27	6,9
8 - 15	1977*	3,5	2,7	3,2	17,6	46	30	138	26	
8 - 25	1980*	3,7	3,4	3,0	23,4	25	10	70	18	
10 - 20	1988*	3,9	3,4	2,8	22,6	11	6	61	22	
10 - 20	1988**	3,9	3,4	2,8		17	9	84	22	5,4
10 - 20	1994**	4,2	3,9	2,0	17,8	12	7	57	240	6,6
10 - 20	2003**	4,3	3,6	4,2	25,8	39	18	52	197	6,1
15 - 40	1977*	4,0	3,7	2,0	19,4	27	18	75	58	
25 - 40	1980*	4,1	4,0	1,9	20,6	20	8	65	42	
20 - 40	1988*	4,4	4,2	1,0		8	2	12	22	
20 - 40	1988**	4,4	4,2	1,0		12	3	26	22	6,3
20 - 40	1994**	4,5	4,2	0,6	17,1	9	3	21	362	9,3
20 - 40	2003**	4,7	4,4	1,5	19,9	16	9	9	545	6
40 - 60	1977*	4,3	4,1	0,6	10,7	7	9	55	42	
40 - 70	1988*	4,6	4,3	0,4	15,2	9	2	11	30	
40 - 70	1988**	4,6	4,3	0,4		8	3	23	30	7,1
40 - 70	1994**	4,4	4,1	0,4	16,0	8	3	21	106	8,7
40 - 80	2003**	4,7	4,3	0,5	15,1	11	10	8	187	4,1
60 - 100	1977*	4,3	4,1	0,1	5,8	8	8	50	34	
70 - 100	1988*	4,6	4,4	0,1	11,7	11	2	9	22	
70 - 100	1988**	4,6	4,4	0,1	11,7	10	3	14	22	6
70 - 100	1994**	4,4	4,1	0,5	17,0	9	3	21	93	7,6
80 - 100	2003**	4,7	4,4	0,2	14,4	10	11	4	199	3,4

* výluh v 1% kyselině citronové - extracted in 1% citric acid; ** výluh v 1N NH₄Cl - extracted in 1N NH₄Cl

Tab. 5.

Vývoj chemismu půdy a obsahů přístupných (výměnných) kationtů na ploše Moldava - porost

Development of the soil chemistry and the content of available (exchangeable) cations - forest stand

Horizont/Horizon hloubka odběru/sampling depth [cm]	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	K	Mg	Ca	P	V%
						mg.kg ⁻¹				
H	1977*	3,2	2,5	34,4	25,7	121	70	561	79	
	1980*	3,3	2,5	38,8	24,7	105	62	450	46	
	1988*	3,8	3,1	24,5	22,1	112	28		42	
	1988**	3,8	3,1	24,3	22,1	135	48	1004	42	54,7
	1994**	3,8	3,0	10,0	18,6	304	111	988	46	40,4
	2003**	4,0	2,9	37,3	20,2	293	151	1475	30	33,2
0 - 8	1977*	3,2	2,3	6,4	13,9	34	22	126	70	
0 - 9	1981*	3,3	2,4	5,5	30,0	34	14	119	77	
0 - 10	1988*	3,4	2,6	4,5	23,3	26	6	298	93	
0 - 10	1988**	3,4	2,6	4,5	23,3	45	14	491	93	26,5
0 - 10	1994**	3,5	2,8	6,0	15,9	99	16	138	27	12,1
0 - 10	2003**	3,8	2,8	9,3	22,3	78	21	172	21	6,7
8 - 15	1977*	3,3	2,5	3,8	21,0	51	23	113	40	
9 - 15	1981*	3,6	2,9	3,8	24,9	43	28	115	34	
10 - 20	1988*	3,4	2,7	3,9	23,8	22	8	123	80	
10 - 20	1988**	3,4	2,7	3,9	23,8	42	16	188	80	11,0
10 - 20	1994**	3,8	3,2	2,7	18,5	59	8	53	36	5,6
10 - 20	2003**	3,9	3,1	2,7	24,7	38	11	54	18	2,9
15 - 35	1977*	3,9	3,5	2,2	28,0	21	13	62	107	
15 - 30	1981*	4,0	3,6	2,3	22,2	25	13	130	57	
20 - 30	1988*	4,0	3,5	1,8	18,1	20	8	66	81	
20 - 30	1988**	4,0	3,5	1,8	18,1	42	13	75	81	6,4
20 - 30	1994**	4,0	3,5	2,2	20,0	37	9	41	62	7,1
20 - 30	2003**	4,4	4,0	2,5	22,5	25	6	25	51	1,8
35 - 70	1977*	4,2	4,1	1,4	18,0	22	9	45	110	
30 - 60	1981*	4,3	4,0	0,4	14,6	17	5	30	22	
30 - 60	1988*	4,5	4,2	1,0	14,6	12	2	27	59	
30 - 60	1988**	4,5	4,2	1,0	14,6	19	5	26	59	8,2
30 - 60	1994**	4,4	4,0	1,2	17,8	34	7	45	108	4,1
30 - 60	2003**	4,6	4,2	2,1	22,4	11	5	21	167	1,5
70 - 100	1977*	4,3	4,2	0,1	10,0	21	10	58	51	
60 - 100	1981*	4,3	4,0	0,2	13,0	22	7	55	23	
60 - 100	1988*	4,6	4,3	0,1		14	2	18	45	
60 - 100	1988**	4,6	4,3	0,1		21	3	20	45	9,9
60 - 100	1994**	4,4	4,1	0,4	17,4	21	3	19	325	9,4
60 - 100	2003**	4,6	4,4	0,3	12,4	12	4	16	416	1,4

* výluh v 1% kyselině citronové; ** výluh 1N NH₄Cl - extracted in 1N NH₄Cl

Tab. 6.

Celková zásoba prvků v pokryvném humusu ploch Moldava
Total element pool in the upper humus layer of the Moldava plots

Místo odběru/Locality	Rok odběru/ Year	Hmotnost horizontu/ Horizon volume	C (Cox)	N (N _t)	K	Mg	Ca	P	Al	Fe	Mn
		t.ha ⁻¹	t.ha ⁻¹		kg.ha ⁻¹						
Porost/Forest stand											
porost smrku/N. spruce stand	1981	205	68,4	3,26	117	81	364	166	889	1621	17
po smýcení/after clearcut	1982	185	66,75	2,94	111	69	379	148	748	1290	17
travní pokryv/grassland	2003	120	52,56	2,87	156	104	446	132	585	1111	25
jeřáb/mountain ash	2003	200	82,04	4,07	144	108	465	217	813	2095	22
Seč/Open plot											
	1980	205	53,73	3,21	126	55	283	166	443	1031	15
	2003	160	62,9	3,2	144	133	364	205	700	1678	34

V letech 1980 až 1982 oxidovatelný uhlík (Cox) stanovován mokřým spalováním a celkový dusík (N_t) Kjeldahlizací, v roce 2003 stanovení celkového C a N v půdním vzorku elementární analýzou na CNS analyzátoru. Na, K, Mg, Ca, P, Al, Fe, Mn v letech 1980 až 1982 stanoveny ve výluhu popela koncentrovanou HCl, v roce 2004 ve výluhu lučavkou královskou.

In 1980 – 1982, oxidizable carbon (Cox) was stated by wet decomposition and total nitrogen (N_t) by Kjeldahl method; in 2003 total C and N in the soil sample were determined by the CNS analyzer. In 1980 – 1982, Na, K, Mg, Ca, P, Al, Fe, Mn were determined in the ash extract by concentrated HCl, in 2004 in the extract by aqua regia.

Tab. 7.

Celková zásoba C a N a zásoba přístupných a výměnných kationtů a P v půdě na plochách Moldava
Total pools of C and N and available and exchangeable cations and P in the soil at Moldava plot

Místo odběru/Locality	Rok odběru/ Year	C (Cox)	N (N _t)	K	Mg	Ca	P
		t.ha ⁻¹		kg.ha ⁻¹			
Porost/Forest stand							
porost smrku/N. spruce stand	1977*	205,8	10,8	243	119	613	763
po smýcení/after clearcut	1981*	174,6	8,6	205	83	589	658
	1988*	166,8	8,3	148	38	692	598
	1988**			259	76	1008	
	1994**	178,7	10,4	393	71	474	973
	2003**	227,7	11,8	225	72	393	1270
seč/open plot	1977*	162,3	9,9	171	102	614	420
	1988*	126,3	7,0	87	25	256	195
	1988**			114	47	404	
	1994**	111,1	8,2	115	49	421	1545
	2003**	182,1	10,4	190	111	186	2147

* výluh přístupných kationtů v 1% kyselině citronové/available cations extracted in 1% citric acid; ** výluh výměnných kationtů v 1M NH₄Cl/exchangeable cations extracted in 1M NH₄Cl. V letech 1980 až 1994 stanovován oxidovatelný uhlík (Cox) mokřým spalováním a celkový dusík (N_t) kjeldahlizací; v roce 2003 stanovení celkového C a N v půdním vzorku elementární analýzou na CNS analyzátoru; Do roku 1988 stanoven P/PO₄³⁻ ve výluhu 1% kyseliny citronové, v roce 1994 a 2003 spektrometricky ve výluhu 0,05 M HCl a 0,025 M H₂SO₄/In 1980 – 1994, oxidable carbon (Cox) was determined by wet decomposition and total nitrogen (N_t) by Kjeldahl method; in 2003 total C and N in the soil sample was determined by the CNS analyzer. Up to 1988 P/PO₄³⁻ determined in the 1% citric acid extract, in 1994 and 2003 spectrometrically in the extract 0.05 M HCl and 0.025 M H₂SO₄

Tab. 8.

Změny celkové zásoby bazických kationtů a fosforu v pokryvném humusu a změny zásoby přístupných kationtů a fosforu v minerálním půdním profilu (0 - 90 cm) na plochách Moldava

Changes of the total pool of basic cations and phosphorus in the upper humus layer and changes of available cations and phosphorus in mineral soil profile (0 - 90 cm) in the plot Moldava

Místo odběru/ Locality	Období/ Period	Celková zásoba prvků/ Total nutrients amount					Období/ Period	Zásoba přístupných prvků/ Available nutrients amount			
		Na	K	Mg	Ca	P		K	Mg	Ca	P
		kmol.ha ⁻¹						kg.ha ⁻¹			
Plocha porost/Forest stand											
porost trav/grassland	1981 - 2003	0,52	1,0	1,89	4,09	-34	1977 - 2003	-3,3	-7,04	-26,81	132,8
jeřáb/mountain ash	1981 - 2003	1,7	0,84	2,22	5,04	51	1981 - 2003	-2,32	-4,13	-25,62	237,9
Plocha seč/Open plot											
porost trav/grassland	1980 - 2003		0,46	6,41	4,04	39	1977 - 2003	-0,37	-1,08	-28,78	376,3

koncentrace výměnného Mg poklesla jen mírně a v humózních horizontech H a A narostla. U Ca byl zjišťován pokles jeho obsahu v přístupné i výměnné formě především v minerální části profilu, naopak v humusovém horizontu O nastalo zvýšení. Zásoba přístupného fosforu v humusovém horizontu a v povrchových horizontech minerální půdy klesala a v její spodině narůstala. Nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty klesalo mezi roky 1994 a 2003 s nárůstem obsahu Al v sorpčním komplexu.

Změny celkové zásoby prvků v humusovém horizontu

Při porovnání výsledků analýz půdy z počátku 80. let a z roku 2003, uvedených v tabulce 6, je zřejmé, že se zásoba uhlíku (Cox/C) a dusíku (N_i/N) v horizontu pokryvného humusu ve zmíněném období v porostu jeřábu zvýšila. Je však nutné vzít v úvahu, že při stanovení obou prvků v roce 2003 byl použit přístroj CNS Vario-Max, který poskytuje vyšší výsledky oproti stanovení Cox a N_i kjeldahlizací. Také rozdíly stanovené u dalších prvků mohlo ovlivnit použití lučavky královské při analýzách v roce 2003 oproti koncentrované HCl na počátku 80. let. Zvýšení celkové zásoby kationtů v humusovém horizontu odpovídá též jejich nárůstu v sorpčním komplexu horizontů H (tab. 4 a 5).

Vývoj zásoby prvků v půdním profilu

Tabulka 7 uvádí vývoj celkové zásoby uhlíku (Cox) a dusíku (N_i) a přístupných (výměnných) forem K, Mg, Ca a P v půdním profilu. V roce 2003 byl celkový uhlík a dusík také měřen na přístroji CNS, který mohl ovlivnit stanovení vyšší zásoby především u uhlíku. Zásoba přístupných forem K, Mg, Ca a P (ve výluhu 1% kyseliny citronové) do roku 1988 klesala na obou plochách. Po roce 1988 probíhalo snižování zásoby výměnného K, Mg, Ca jen v půdě porostu jeřábu. V půdě na seči se po roce 1988 zásoba výměnného K a Mg zvyšovala a pokles byl zjištěn pouze u Ca. Zásoba přístupného P v půdě obou ploch po roce 1988 narůstala.

DISKUSE

Z výsledků výzkumu získaných na plochách Moldava je zřejmé, že pokles spadu kyselých látek (H⁺, SO₄²⁻) na této lokalitě probíhal již od poloviny 80. let, u nitrátů (NO₃⁻) a potenciálně kyselých amonných iontů (NH₄⁺) až během 90. let. Od konce 90. let také podstatně klesala depozice kationtů Ca a Mg. Tento vývoj byl důsledkem výrazného snižování emisí plynných sloučenin síry (SO₂) a dusíku (NOx a NH₄⁺) a radikálního snížení emisí prachu (popela) v regionu a v celé střední Evropě. Vývoj depozice těchto iontů na plochách Moldava je zřejmý z tabulky 1.

Při snižujícím se spadu protonů a aniontů silných kyselin zůstával spad bazických kationtů se srážkovou vodou nižší než suma aniontů (v molárních hodnotách). Jako kationt v disociovaných solích kyselin se uplatňují amonné ionty. Ty jsou však považovány za potenciálně kyselé, protože při jejich příjmu rostlinami z půdy je uvolňován iont H⁺ a při nitrifikaci jednoho iontu NH₄⁺ jsou uvolňovány 2H⁺ (KHANNA, ULRICH 1984, ULRICH, MAYER, KHANNA 1981). Naopak příjem nitrátového iontu je spojen se spotřebou jednoho protonu. V případě, že lehce pohyblivé ionty NO₃⁻ jsou z půdy vymyty, je narušena rovnováha produkce a spotřeby protonů a půdní prostředí je okyselováno.

Velikost depozice bazických kationtů a protonů na výzkumných plochách Moldava v letech 2000 až 2002 ukazuje tabulka 1. Depozice bazických kationtů (v molárních hodnotách) nedosahuje depozici aniontů silných kyselin ve srážkách na seči (bulk). Pod porostem jeřábu navýšilo sumu kationtů pravděpodobně jejich vymývání z listů - jde především o draslík. U amonných iontů probíhá minimální ztráta s odtékající vodou a jsou v převážné míře spotřebovány vegetací nebo nitrifikovány. Rozdíl mezi spadem nitrátů (NO₃⁻) ve srážkové vodě v porostu jeřábu v letech 2000 až 2002 (0,536 kmol.ha⁻¹.rok⁻¹) a jejich ztrátou s odtékající vodou v prameni (0,861 kmol.ha⁻¹.rok⁻¹) dosahoval 0,325 kmol.ha⁻¹.rok⁻¹ a přibližoval se molární hodnotě spadu amonných iontů (0,360 kmol.ha⁻¹.rok⁻¹).

Obrázky 1 a 2 ukazují, že v 80. letech bylo ve stejné hloubce půdního profilu pH odtékající půdní vody nižší než pH/H₂O půdy, od 90. let převyšují průměrné hodnoty pH zachycované gravitační půdní vody pH půdy. Zóna pufrace protonů uvolňováním Al (pH/H₂O ≤ 4,2) se na seči v roce 2003 zúžila na hloubku 0 - 10 cm a v porostu jeřábu na 0 až 30 cm.

Sledování depozice látek se srážkovou vodou probíhá též na plochách mezinárodního monitoringu ICP Forests, úrovně II v Sasku, v západní části Krušných hor na ploše Klingenthal, ve střední části na ploše Obernhau a v oblasti Labských pískovců na ploše Cunnnersdorf. RABEN et al. (1996) uvádějí, že se od počátku 90. let na jmenovaných plochách ve smrkových porostech podstatně snižovaly depozice kyselých látek (hlavně sloučenin síry) a ještě podstatněji depozice prachu, který přináší i kationty.

Z přehledu vývoje chemismu půd v tabulce 4 a 5 a z obrázku 3 je zřejmý nárůst hodnot pH, především na ploše seč. Obsah přístupných forem kationtů (do roku 1988) a výměnných kationtů (po roce 1988) v půdě na ploše porost klesal. Na ploše seč se obsah výměnného K a Mg v půdě poněkud zvýšil, ale u Ca byl stanoven také pokles.

Zjištěný růst zásoby C a N v pokryvném humusu obou ploch v posledních letech může být ovlivněn změnou metodiky a stanovení na přístroji CNS v roce 2003. Celková zásoba kationtů K, Mg, Ca v těchto horizontech se v roce 2003 oproti roku 1981 zvýšila (tab. 6), stejně jako obsah výměnných K, Mg, Ca v horizontu H (tab. 4, 5).

V minerálním profilu se během sledování snižovaly obsahy přístupného a výměnného K, Mg a Ca na ploše porost. Na seči po roce 1988 klesaly obsahy jen u Ca.

Růst zásoby přístupného P je pravděpodobně také ovlivněn změnou použité metodiky. Přesto je zřejmý trend posunu P (P/PO₄³⁻) ze svrchních horizontů do hlubších.

I přes nejistoty, které vyplývají z použití konstantního ročního odtoku pro hodnocení bilance prvků, jsou patrné tendence vývoje v této oblasti. Z výsledků v tabulce 3 je zřejmé, že ztráty s odtékající vodou probíhaly u Ca a N po smýcení porostu smrku v období oživení rozkladu akumulované hmoty opadu a zbytků po těžbě porostu, u SO₄²⁻ až v 90. letech. Rozdíly mezi ztrátou spojenou s odtokem vody v prameni a depozicí se srážkovou vodou byly největší u hořčíku. Tento rozdíl vysoko překračuje snížení přístupné i výměnné zásoby tohoto prvku v půdě. Vysvětlení je možné hledat v intenzivním zvětrávání primárních minerálů v půdě. To v půdách na silikátových substrátech dosahuje 0,27 kmol.ha⁻¹.rok⁻¹, tj. 3,28 kg.ha⁻¹ (MATZNER 1988, ULRICH et al. 1989) a je tedy ve sledovaném období podstatně nižší než rozdíl mezi spadem Mg a jeho ztrátou s odtékající vodou (tab. 3). Proto je zřejmé, že k největšímu uvolňování Mg dochází až ve zvětralině biotitických hornin v podložích, kterými prochází odtékající voda.

Zápornou bilanci mezi spadem se srážkami a ztrátou s odtékající vodou z povodí má též vápník, a to zejména po snížení jeho depozice od druhé poloviny 90. let. V době existence smrkového porostu (1978 - 1980) převyšoval spád Ca jeho ztráty s odtokem vody (tab. 1, 2, 3). Ztráty výměnného Ca se v minerální půdě projevily až po roce 1988 na obou plochách (tab. 7). Naopak v pokryvném humusu obou ploch byla v roce 2003 stanovena větší celková zásoba vápníku oproti roku 1981, respektive roku 1980 (tab. 6). Ztráta tohoto prvku v minerálním profilu půdy na ploše porost (512 kg.ha⁻¹), vypočtená ze ztráty přístupného Ca mezi roky 1977 a 1988 a ztráty výměnného Ca mezi roky 1988 a 2003 (tab. 7),

je větší než součet ztráty vyplývající z rozdílu spadu a odnosu s odtékající vodou 258 kg.ha⁻¹ a jeho nárůstu v pokryvném humusu 92 kg.ha⁻¹ (tab. 3 a 6). Vysvětlení je možné hledat ve spotřebě tohoto prvku vegetací (travním porostem a jeřábem). Rozdíl 162 kg.ha⁻¹ odpovídá asi 410 kg CaCO₃. Rychlost uvolňování vápníku z primárních minerálů v půdě je podstatně nižší než u hořčíku (MATZNER 1978, ULRICH et al. 1989).

U draslíku byl vzhledem k jeho intenzivnímu vymývání z listů spád na seči blíže ku skutečnému spadu v povodí. Při jeho použití v bilanci se ukazuje mírné vymývání K z ekosystémů v povodí (tab. 3). V pokryvném humusu se na obou plochách projevil mírný nárůst celkové zásoby draslíku a současně i pokles zásoby přístupného K v minerální půdě (tab. 8)

Sodík a chloridy (Cl⁻) se dostávají do povodí s posypovými solemi, a proto jsou jejich ztráty při bilanci přibližně stejné (v molárních hodnotách). Oba tyto ionty jsou při příjmu živin kořeny rostlin diskriminovány a proto lehce vyplavovány (ULRICH, MAYER, KHANNA 1981).

Stanovené zásoby prvků v humusu a půdě na plochách Moldava je možné porovnat s údaji z monitoračních ploch s porosty smrku v Sasku, v blízkosti hranice s ČR (RABEN et al. 2000). Plochy leží v nadmořské výšce 677 až 795 m. Na plochách Bärenfels a Brand - Erbisdorf je půdním typem kambizem, na Altenbergu podzol. Odběry vzorků humusu a půdy byly provedeny v letech 1992 a 1997. Aktivní a výměnné pH pokryvného humusu a v povrchových půdních horizontech, zejména v místech s travním porostem, bylo na plochách Moldava vyšší než v půdě monitoračních ploch s porosty smrku na saské straně Krušných hor. Větší mocnost pokryvného humusu zapříčiňuje i vyšší celkovou zásobu C, N, Ca, Mg a P na Moldavě (zásoba K je zde nižší). V minerální půdě na Moldavě byla také stanovena poněkud větší celková zásoba C a N, zásoby výměnného Ca, Mg a K na plochách v Sasku i na Moldavě kolísají. Rozdílné hodnoty na plochách v Sasku odpovídají rozpětí ploch Moldava. Nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty (V) v humózních horizontech A (10,4 až 12,2 %) a v hlubších horizontech (5,1 až 12 %) odpovídá poměrům stanoveným na Moldavě v roce 1994 (tab. 4, 5).

Meliorační působení náhradních dřevin popisují BARTELT et al. (1999) na plochách v Krušných horách na saské straně, kde bylo při přípravě půdy pro výsadbu provedeno její povápnění a pohnování. Nejpříznivější složení opadu má jívka, následuje osika, jeřáb a bříza.

ZÁVĚRY

Sledování chemismu srážkové, půdní vody, vody v prameni a chemismu půd na výzkumných plochách Moldava ve východním Krušnohoří bylo zahájeno v roce 1978. Z výsledků výzkumu vyplývá, že spád kyselých látek (H⁺, SO₄²⁻) se snižuje již od poloviny 80. let, u nitrátů (NO₃⁻) a amonných iontů (NH₄⁺) až během 90. let, kdy také podstatně poklesla depozice bazických kationtů (Ca, Mg), a to v souvislosti se snížením emisí plynných sloučenin síry a dusíku a také prachových částic (popela) v regionu. Depozice bazických kationtů nedosahuje úrovně depozice aniontů silných kyselin ve srážkách na volné ploše (bulk). V porostu jeřábu sumu bazických kationtů navyšuje jejich vymývání z listů, především u draslíku.

V půdách dochází ke zvyšování hodnot pH a také ke snižování obsahu přístupného Ca v porostu i na seči, pokles byl zaznamenán také u ostatních bazických kationtů v porostu, naopak na seči se zásoba přístupného K a Mg zvýšila. Z rozdílů mezi depozicí a ztrátou s odtokem vody je zřejmá záporná bilance u Ca, Mg, ale také u N a SO_4^{2-} .

V současné době po snížení znečištění ovzduší exhaláty kyselých a toxických látek lze uvažovat o obnově těchto porostů cílovými dřevinami. Další alternativou je ponechání stávajících porostů dřevin s cílem zlepšit zásobu přístupných živin pro později založený porost. Sestupné trendy v depozici látek se srážkami se dotýkají nejen protonů (H^+), SO_4^{2-} , sloučenin dusíku, ale také depozice kationtů Ca, Mg a K. Přímý spad protonů se srážkami se snížil na 0,1 až 0,3 $\text{kmol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ a toto množství by mohlo být neutralizováno při zvětrávání minerálů matečné horniny. Dalším zdrojem protonů jsou však přeměny forem dusíku, především nitrifikace amonických iontů při současném vymývání vzniklých nitrátových iontů, která překračuje 0,3 $\text{kmol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ a zanechává tak v půdě dvojnásobné množství (molární) H^+ . Tyto externí zdroje zřejmě převyšují interní ekosystémovou produkci protonů zapříčiněnou akumulací kationtů v biomase a produkcí organických kyselin. Zmíněné procesy byly tedy příčinou poklesu zásoby výměnných kationtů na ploše s porostem jeřábu v období snížené kyselé depozice.

Na plochách Moldava bude zřejmě Ca, s ohledem na složení matečné horniny, omezení jeho spadu a nároky dřevin, v budoucnu nedostatkovým prvkem.

I po skončení silného imisního zatížení v 90. letech probíhal v minerální půdě plochy porost pokles zásoby bazických kationtů, především Ca. V půdě plochy seč se snižovala jen zásoba Ca.

Doplňování kationtů v humusu a půdě je při současné úrovni spadu v podstatné míře závislé na jejich zásobě v primárních minerálech a rychlosti jejich uvolňování. Proto bylo zjištěno vyšší uvolňování Mg při neutralizaci H^+ iontů v odtékající vodě a i vyšší doplňování hořčíku v humusu a v sorpčním komplexu půdy než uvolňování Ca a jeho doplňování v přístupné formě v půdě. Draslík je udržován v intenzivním biologickém koloběhu a je vymýván z půdního prostředí v podstatně menší míře než Mg a Ca.

V současné době nízké úrovně znečištění ovzduší lze uvažovat o obnově porostů v povodí cílovými dřevinami. S ohledem na výše uvedené důvody však bude vápník pro tyto porosty nedostatkovým prvkem.

Poznámka:

Výsledky byly získány v rámci řešení výzkumného záměru „Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností v měnících se podmínkách prostředí“ (MZE č. 0002070201).

LITERATURA

- ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSÖHL, J., EVANS, C. D., MEESBURG, H., MORITZ, K., PRECHTEL, A. Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2001, vol. 5, s. 283-297.
- Atlas Československé socialistické republiky. Praha: Ústřední správa geodezie a kartografie, 1966.
- BARTELT, D., NEBE, W., LEUBE, F. Biochemisches Potenzial ausgewählter Baumarten auf meliorierten, immissionsbeeinflussten Standorten des Erzgebirges. *Schriftenr. Sächsischen Landesans. f. Forsten, Graupa*, vol. 18, 1999. 40 s. ISBN 3-932967-19-4.
- BREDEMEIER, M., ULRICH, B. Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden. *AFZ*, 1989, vol. 11, s. 256-260.
- ČHMÚ Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 1999. Ročenka Českého hydrometeorologického ústavu. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2000. 198 s. ISBN 80-85813-77-7
- ČHMÚ Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2002. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2003, 158 s. ISBN 80-86690-07-5
- FERRIER, R. C., JENKINS, A., WRIGHT, R. F., SCHÖPP, W., BARTH, H. Assessment of recovery of European surface waters from acidification 1970 - 2000: An introduction to the Special Issue. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 2001, vol. 5, s. 274-282.
- KHANNA, P. K., ULRICH, B. Processes associated with acidification of soils and their influence on the stability of spruce stands in Solling area. In *Proc. Symp. Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems*. Ostravice, October 1-5, 1984. Brno: Fac. Forestry Agric. Univ., 1985. s. 23-26.
- LOCHMAN, V., BÍBA, M., BUCEK, J., FADRHONSOVÁ, V. Vývoj depozice imisních látek a chemismu půdy v lesních porostech na plochách v okolí Temelína. *Zprávy lesnického výzkumu*, 2003, roč. 48, č. 1, s. 30-44.
- LOCHMAN, V., MAREŠ, V., FADRHONSOVÁ, V. Development of air pollutant deposition, soil water chemistry and soil in the research plots of Šerlich, and water chemistry in a surface water source. *Jour. For. Sci.*, 2004, vol. 50, no. 6, s. 263-283.
- LOCHMAN, V., FADRHONSOVÁ, V., BÍBA, M. Water chemistry development of surface sources in the Želivka area with regard to pollution load and management in the catchment. *Comm. Inst. For. Boh.*, 2005, vol. 21, s. 54-74.
- LOCHMAN, V., MAXA, M., BÍBA, M. Vývoj chemismu půdy na výzkumných plochách VÚLHM v období poklesu spadu imisních látek. *Zprávy lesnického výzkumu*, 2006, roč. 51, č. 2, s. 106-119.
- MATZNER, E. *Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling*. Ber. d. Forschungszentr. Waldökosyst. Univ. Göttingen, 1988, Bd. A 40, 217 s.
- RABEN, G., ANDRAE, H., LEUBE, F. Schadstoffbelastungen in sächsischen Waldökosystemen. *AFZ/Der Wald*, 1996, vol. 22, s. 1244-1248.
- RABEN, G., ANDRAE, H., KARST, H., SYMOSSEK, F., LEUBE, F. Bodenzustandserhebung (BEZ) in den sächsischen Wäldern (1992 - 1997). *Schriftenr. d. Sächsischen Landesans. f. Forsten, Graupa*, 2000, vol. 20, 200 s. ISBN 3-932967-18-6.

- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schrift. Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 1981. Bd. 58, 2. Auflage, 391 s.
- ULRICH, B., MEYER, H., JÄNICH, K., BÜTTNER, G. Basenverluste in den Böden von Hainsimsen – Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. Forst u. Holz, 1989, vol. 44, s. 251-253.
- WRIGHT, R. F., ALEWELL, C., CULLEN, J. M., EVANS, C. D., MARCHETTO, A., MOLDAN, F., PRECHTEL, A., ROGORA, M. Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive streams in Europe. Hydrol. Earth Syst. Sci., 2000, vol. 5, s. 299-310.
- WRB: World reference base for soil resources. World soil resources reports 84. Rome: FAO, 1998. 88 s. ISBN 92-5-104141-5.

CHANGES IN POOLS OF OBSERVED ELEMENTS IN FOREST SOILS ON PLOTS MOLDAVA IN THE ORE MTS.

SUMMARY

The plots of Moldava are situated in the eastern part of the Ore Mts. (Krušné hory), at the altitude of 805 m (stand) and 825 m (clearcut). Research activities were initiated in 1978. In the plot “clearcut” grass vegetation is dominating, developed after the original Norway spruce stand had been felled down. At beginning of measuring the plot “forest stand” was covered by strongly damaged adult spruce stand, which was felled in winter 1980/81. After that fast-growing transitory stand of mountain ash had developed in part of the plot, affecting chemistry of precipitation since the second half of the 1980s. Other part of the plot forest is still just grass-covered.

Samples of precipitation, soil water and spring water were taken in two-week interval; monthly mixed samples were analysed. Soil samples were taken between 1977 and 2003 in several-year periods.

The highest element deposition with precipitation in the stand was in 1978/80 (original damaged spruce stand), mainly of protons (H^+), SO_4^{2-} , NO_3^- and NH_4^+ . After the stand was felled down, deposition decreased, with exception of Na. Throughfall was affected by the mountain ash stand since the mid-1980s, which was obvious mainly for K (leaching from leaves). Since the 1990s the deposition of H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ is decreasing permanently, same as deposition of Ca and Mg. In the clearcut, the highest bulk deposition of H^+ and SO_4^{2-} was at the beginning of the 1980s, and deposition of NO_3^- and NH_4^+ at the beginning of the 1990s. The values of precipitation pH increased gradually during the investigation. Soil water pH was lower at the beginning, compared to the bulk precipitation, however, during the period of investigation, increasing trend of soil water pH is visible in the clearcut.

The highest element loss in runoff water was visible since the beginning of the 1980s, in connection with fast decomposition of organic matter after felling of the spruce stand. Increased losses of SO_4^{2-} were observed only in the 1990s (due to release of reversible Al compounds).

Changes in precipitation chemistry and changes in vegetation cover are reflected in chemistry of the upper humus layer and mineral soil during the investigation. Content of available nutrients (K, Mg, Ca) was decreasing both in the clearcut and in the stand. In lower layers of the mineral soil it was increasing moderately, with the exclusion of Ca. Base saturation of the sorption complex decreased in the clearcut under 10%, it decreased also due to increased content of exchangeable Al. Carbon and nitrogen content in the upper humus layer has increased in both plots during the period of investigation. However, the results can be influenced by the methods of laboratory analyses.

The results of the research show that decreased atmospheric deposition of acid substances (H^+ , SO_4^{2-}) is observed since mid-1980s, for nitrogen (NO_3^- , NH_4^+) only since the 1990s. Also deposition of basic cations (Ca, Mg) decreased due to radical lowering of dust and ash pollution. Total deposition of basic cations is lower than deposition of strong acids anions. Also ammonium ions (NH_4^+) are considered to be potentially acid, as in their uptake by the plants one ion H^+ is released, and in nitrification of one NH_4^+ ion two ions of H^+ are released (KHANNA, ULRICH 1984, ULRICH, MAYER, KHANNA 1981). In contrary, uptake of one NO_3^- ion is connected to the consumption of one H^+ ion, thus when the free ions NO_3^- are leached in the soil, the balance of production and consumption of the H^+ protons is disturbed and the soil environment is acidified.

Element balance in the watershed confirms losses of Ca and N with runoff water after clearcut of the spruce stand and increased decomposition of accumulated organic substances, for SO_4^{2-} later, in 1990s. The difference in the loss with runoff water and deposition is the highest for Mg, it is much higher than the decreased content of Mg in the soil. It can be explained by intensive weathering of primary minerals, which reaches $0.27 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1}$ per year ($3.28 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) in silicate rocks (MATZNER 1988, ULRICH et al. 1989). The highest Mg release is in the weathered biotic bedrocks, penetrated by the runoff water.

Calcium is of negative balance also, mainly after its deposition decreased in the mid-1990s. Loss in mineral soil was observed only after 1988; in contrary, in the upper humus layer the content increased, which can be explained by consumption of this element by vegetation (grass and mountain ash stand).

In conclusion it can be stated that not only deposition of protons (H^+) SO_4^{2-} and nitrogen compounds (NO_3^- and NH_4^+), but also deposition of basic cations Ca, Mg and K showed decreasing trend. Direct protons fallout in precipitation decreased to $0.1 - 0.3 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ and this amount can be neutralised in mineral weathering of the bedrock. Leaching of nitrogen in the soil is another source of protons – the amount of H^+ is double. These sources overtake the ecosystem proton production caused by accumulating of cations in biomass and creation of organic acids. All these processes caused decrease of the content of exchangeable cations in the mountain ash plot.

Recovery of cations in the soil depends, under recent atmospheric deposition, on their content in primary minerals and on the weathering rate. That is why higher Mg release was found under neutralisation of H^+ ions, and its recovery was higher in humus and mineral soil sorption complex, compared to Ca.

Even after lowering of air pollution load, decrease of the content of basic cations, mainly of Ca, was observed in the plot Moldava. Calcium will be insufficient element in the future due to mineral composition of the bedrock.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

Ing. Václav Lochman, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.,
Strnady 136, 292 02 Jiloviště, Česká republika
tel.: 257 892 206; e-mail: admin@vulhm.cz