

Biogeochemické cykly ekologicky významných prvků v měnících
se přírodních podmínkách lesních ekosystémů NP Šumava
(VaV/1D/1/29/04)

Odpovědný řešitel: RNDr. Jakub Hruška, CSc., Česká geologická služba
Odborný garant: Ing. Jana Mentbergerová

Autoři zprávy: ¹Jakub Hruška, ¹Jeňýk Hofmeister, ¹Filip Oulehle, ²Jiří
Kopáček, ²Jaroslav Vrba, ²Václav Metelka, ³Miroslav Tesař, ³Miloslav Šír, ⁴Petr
Máca, ⁵Burkhart Beudert

¹Česká geologická služba, Klárov 3, 118 21 Praha 1

²Hydrobiologický ústav AV ČR Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

³Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, Pod Paňankou 305, 116 12 Praha 6

⁴Česká zemědělská univerzita, Kamýcká, Praha 6 Suchbátka

⁵Správa národního parku Bayerische Wald



Praha, prosinec 2005

1. Úvod

Cílem projektu je integrovat a doplnit doposud roztráštěné a neúplné znalosti o biogeochemických cyklech ekologicky významných prvků v NP Šumava. Je zjevné že odborně i politicky vzrušená debata o budoucím vývoji lesů v NP je z hlediska biogeochemie, jejíž vliv není tak patrný jako je vliv kůrovce, větrných kalamit či dalších dobře viditelných a tedy „srozumitelných“ jevů, dosud velmi slabě korigována údaji o těchto „neviditelných“ ale často rozhodujících procesech. Ty se pak často manifestují jedním velkým kataklizmatem, jehož skutečné příčiny jsou často jiné, než by se na první pohled zdálo, ale které jsou za skutečné příčiny považovány laickou veřejností.

Podle současných odhadů představují největší ohrožení globální biodiverzity terestrických ekosystémů důsledky přímé lidské činnosti, následované vlivy předpokládaných klimatických změn. Výjimkou jsou lesy mírného pásma severní polokoule, v jejichž případě následují přímý vliv lidské činnosti důsledky antropogenně zvýšené atmosférické depozice sloučenin dusíku v pořadí předpokládaného významu pro biodiverzitu těchto ekosystémů. Výsledky výzkumu antropogenních změn biogeochemických toků sloučenin dusíku v lesích mírného pásma severní polokoule v posledních desetiletích ukazují, že vstup těchto sloučenin uvolňovaných lidskou činností (spolu se sloučeninami síry) do ekosystémů ohrožuje v některých oblastech samotnou existenci těchto ekosystémů. Lesní ekosystémy s vysokým vstupem antropogenně emitovaných látek přitom tvoří podstatnou část území velkoplošných chráněných území České republiky: např. NP Krkonoše a Šumava, CHKO Jizerské hory, Orlické hory či Slavkovský les. Z tohoto důvodu je studium biogeochemických cyklů dusíku, síry a dalších ekologicky významných látek v těchto ekosystémech velmi důležité pro určení vhodného managementu v měnících se přírodních podmínkách 21. století. Přínos těchto odborných podkladů pro určení vhodného managementu nabývá v některých ze jmenovaných velkoplošných chráněných územích nadále na významu v souvislosti s probíhající diskuzí nad způsoby a intenzitou jejich současného obhospodařování.

Předkládaná zpráva shrnuje poznatky získané v období listopad 2004-prosinec 2005, které jsou doplněny o některá předchozí pozorování různých členů autorského kolektivu. Zaměření je na biogeochemické a hydrologické charakteristiky území na obou stranách Šumavy. Projektu se účastnili i pracovníci národního parku Bavorský les a společné výsledky jsou cenným příspěvkem k poznání vlivu různého managementu v obou národních parcích.

2. Zhodnocení látkových toků v NP Šumava na třech povodích s různým typem managementu

Filip Oulehle, Zdeněk Máca, Jakub Hruška, Jeňýk Hofmeister

2.1. Úvod

Experimentální povodí Kout, Doupě a Stolec se nacházejí na území NP Šumava (obr. 1), kde reprezentují různé stadia vývoje lesa. Povodí Kout představuje území, kde les napadený kůrovcem v 90. letech byl ponechán přirozenému vývoji. Podobný vývoj potkal i les na nedalekém povodí Doupě, kde však bylo přistoupeno k odtěžení takto napadeného lesa a vysázení nové generace smrkového porostu. Povodí Stolec reprezentuje území, kde roste zdravý smrkový porost. Podrobnější charakteristika je uvedena v tabulce 1.

povodí	management	výměra (km ²)	nadmořská výška (m n. m.)	expozice	sklonitost (%)
Kout	přirozený vývoj	0.102	1216-1270	severní	9.2
Doupě	těžba + zalesnění	0.162	1197-1330	severní	21.1
Stolec	smrkový les (130 let)	0.071	1110-1251	severní	21.1

Tabulka 1. Charakteristika zájmového území

2.2. Měření látkových toků

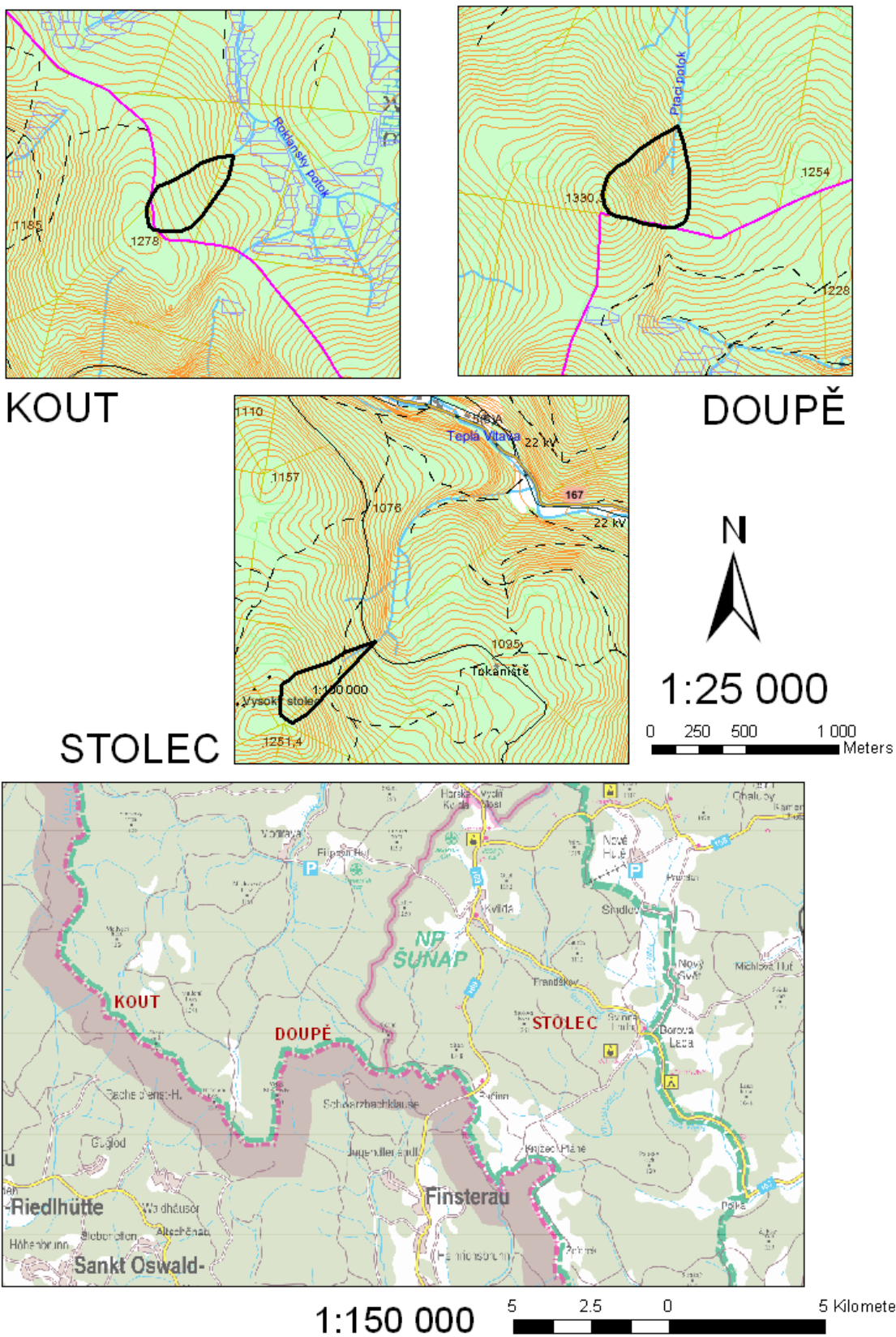
2.2.1. Přístrojové vybavení a metodika sběru dat

V roce 1998 byla povodí vybrána Katedrou vodního hospodářství FLE ČZU Praha. Každé povodí je vybaveno Thomsonovým měrným přelivem, automatickou záznamovou stanicí NOEL. Automatická záznamová stanice NOEL se skládá z překlopného srážkoměru o ploše 200 cm², tlakového hladinoměru a konduktometru GRYP. Přístrojové vybavení umožňuje kontinuální sběr dat v období bez souvislé sněhové pokrývky. Instalace měřicí techniky byla uskutečněna 30.4. a 8.5. 2005. Interval odečtu vodního stavu a srážek byl 2 minuty. Zařízení byla deinstalována 15.9. a 20.10. 2005. Prezentované výsledky jsou ve formě průměrného denního odtoku (mm) a denních srážek (mm).

Pro potřeby měření látkových toků byla odlesněná povodí vybavena k 9.11. 2004 dvěma odběráky pro měření depozice na volné ploše (mokrý depozice). Na povodí Stolec bylo instalováno celkem pět odběráků pro měření tzv. podkorunového toku (suchá + mokrá depozice). Zimní odběráky o ploše 167 cm² byly v letních měsících vyměněny za odběráky letní, o ploše 123 cm². Měření srážek probíhalo v měsíčním intervalu, v letních měsících v intervalu 14ti denním. Terénní odběr srážek byl vždy spojen s odběrem vzorku z potoka pro chemickou analýzu.

Ve srážkách a odtoku bylo měřeno pH a alkalita. Stanoveny byly koncentrace Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, Mn a SiO₂ metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS), dále koncentrace Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ iontovou chromatografií, koncentrace NH₄⁺ byla měřena spektrofotometricky a koncentrace F⁻ iontově selektivní elektrodou. Dále byla měřena koncentrace celkového rozpuštěného uhlíku (TOC) a celkového dusíku (TN). Laboratorní analýzy byly prováděny akreditovanou laboratoří České geologické služby.

Statistické zpracování dat bylo provedeno metodou ANOVA v programu NCSS 2001.



Obrázek 1. Mapové zobrazení monitorovaných povodí

2.3. Výsledky a diskuze

2.3.1. Hydrologická bilance

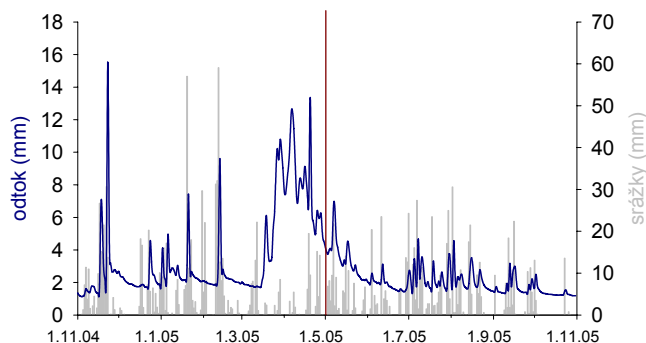
Výsledky měření hydrologické bilance jsou uvedeny v tabulce 2. Z celoročního sledování odtoku (graf 1) na povodí Forellenbach (787 – 1292 m n.m.) v NP Bavorský les jasně vyplývá, že více jak 60% odtoku připadá na období 1.11.2004-1.5.2005, kde významnou většinu tvoří jarní tání sněhu. V době začátku měření na povodích Doupě a Stolec (8.5. 2005) již sníh odtál a na povodí Kout (1.5. 2005) byly zbytky sněhu, které při tání zvýšily významně odtoky v prvních dnech měření (graf 2). Ze srážko-odtokového poměru vychází, že během vegetační sezóny odeče z povodí Kout 31% , z povodí Doupě 26% a z povodí Stolec 38% srážkového úhrnu. Srážko-odtokový poměr za stejné období v povodí Forellenbach činí 55%. Pro zjištění celkového odtoku z povodí za hydrologický rok byla použita metoda chloridové bilance která předpokládá, že veškeré chloridy jež do povodí spadnou musí také odtéct. Výpočet byl proveden na základě rovnice:

$$c_s^t(\text{Cl}^-) * S^t = c_o(\text{Cl}^-)^t * O^t$$

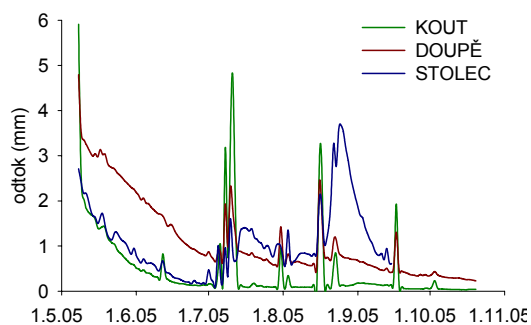
kde, $c_s(\text{Cl}^-)^t$ je vážená koncentrace chloridů ve srážkách za období t, S^t je srážkový úhrn za období t v mm, $c_o(\text{Cl}^-)^t$ je vážená koncentrace chloridů v odtoku za období t a O^t je odtok v mm za období t. Po dosazení nám pro období vegetační sezóny (tabulka 2) vyjdou pro povodí Kout a Doupě srážko-odtokové poměry velmi shodné s naměřenými údaji. Pro povodí Stolec, kde koncentrace chloridů ve srážkách je z dat pro mokrou depozici, je koeficient nižší než měřená data. Stejnou metodou byly dopočteny odtoky z povodí pro celý hydrologický rok. Obě povodí bez vzrostlého lesa (Kout a Doupě) vykazují vysoký celkový srážko-odtokový poměr (0,85 a 0,88). Povodí Stolec, kde se významně uplatňuje transpirace stromů, je tento poměr výrazně nižší (0,59). Celoroční srážko-odtokový poměr v povodí Forellenbach činí 0,66.

	KOUT	DOUPĚ	STOLEC	FORELLENBACH
plocha (km ²)	0.102	0.162	0.071	0.69
monitorovací období	9.11.2004 - 30.10.2005	9.11.2004 - 30.10.2005	9.11.2004 - 30.10.2005	1.11.2004 - 31.10.2005
ČGS				
srážky (mm)	1341	1201	865	1611
odtok (mm)*	1139	1061	510	1068
odtok/srážky	0.85	0.88	0.59	0.66
monitorovací období	26.4.2005 - 30.10.2005	25.4.2005 - 30.10.2005	26.4.2005 - 30.10.2005	
ČGS				
srážky (mm)	712	664	484	
odtok (mm)*	236	213	101	
odtok/srážky	0.33	0.32	0.21	
monitorovací období	1.5.2005 - 20.10.2005	8.5.2005 - 20.10.2005	8.5.2005 - 20.10.2005	1.5.2005 - 31.10.2005
FLE ČZU PRAHA				
srážky (mm)	623	713	377	724
odtok (mm)	191 (80.2)	188	144	399
odtok/srážky	0.31 (0.13)	0.26	0.38	0.55

Tabulka 2. Údaje o naměřených srážkách a odtocích v jednotlivých obdobích a jejich vzájemné srovnání z daty z povodí Forellenbach a z daty získanými na základě chloridové bilance (*). Údaje v závorce u povodí Kout značí období od 8.5.2005.



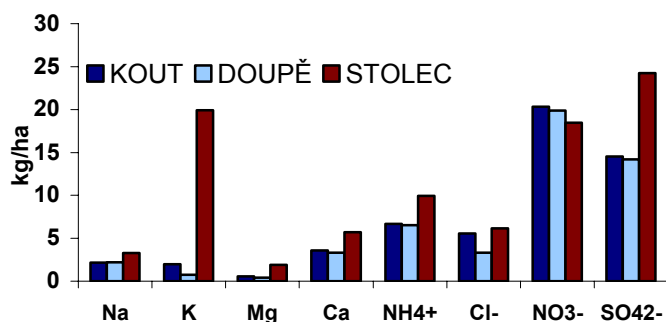
Graf 1. Průměrný denní odtok a denní srážkové úhrny v povodí Forellenbach pro hydrologický rok 2005. Červená čára znázorňuje začátek měření v povodích monitorovaných FLE ČZU.



Graf 2. Průměrné denní odtoky ze sledovaných povodí v NP Šumava ve vegetačním období.

2.3.2. Chemismus srážek

Chemické složení srážek pro období listopad 2004 – říjen 2005 je uvedeno v tabulce 3. Objem srážek měřených pro potřeby chemického stanovení je v souladu s naměřenými daty ČZU pro vegetační období (tabulka 2). Měřené koncentrace prvků se mezi povodími Kout, Doupě a Stolec statisticky neliší. Povodí Stolec má významně vyšší koncentrace K, Mg ($p < 0,001$), Ca a Cl ($p < 0,01$). Draslík, hořčík a vápník patří mezi prvky s významnou interakcí v koruně stromů, uplatňuje se u nich tzv. vnitřní cyklus, kdy prvek je spotřebováván či naopak uvolňován na styku s vegetačními orgány stromu. Alkalita a pH srážek se mezi zkoumanými povodími významně neliší. Depozice v povodích Kout a Doupě jsou srovnatelná (tabulka 4, graf 3). Celková depozice síry dosahuje asi 5 kg/ha/rok a celková depozice dusíku přibližně 10 kg/ha/rok. Depozice síry v zalesněném povodí Stolec dosahuje asi 8 kg/ha/rok, vyšší depozice je dána vyšší tzv. suchou depozicí na jehlicích stromů. Efekt suché depozice společně s ovlivněním v koruně stromu (vnitřní cyklus) vede k vyšším podkorunovým tokům u všech prvků vyjma dusíku, kde je podkorunový tok nižší než tzv. mokrá depozice. Je to dáno opět uplatněním vnitřního cyklu koruny stromu, kdy je dusík účinně vstřebán přímo asimilačními orgány smrků. Depozice S a N na volné ploše je srovnatelná jako na lokalitě Načetín v Krušných horách, která je v těsné blízkosti největším zdrojem znečištění v ČR. Způsobeno je to především celkově vyšším úhrnem srážek na Šumavě. Celková depozice S v povodí Stolec je nižší než měřená depozice v Krušných horách (14 kg/ha/rok), díky nižšímu uplatnění suché depozice v čistém prostředí Šumavy.



Graf 3. Látkový tok ve srážkách na volné ploše (Kout a Doupě) a ve srážkách podkorunových (Stolec) za hydrologický rok 2005.

povodí	úhm	pH	alkalita	Na	K	Mg	Ca	NH4+	F-	Cl-	NO3-	SO42-	TOC	TN
STOLEC	mm		ueq/l						mg/l					
listopad	97	4.78	33.38	0.21	8.6	0.3	0.47	0.04	0.01	1.56	0.15	1.46		
prosinec	56	4.27	-48.28	0.53	2.1	0.26	0.69	0.07	0.02	1.34	1.85	1.81	4.71	0.79
leden	78	4.27	-54.47	0.44	0.44	0.11	0.45	0.08	0.01	0.72	1.57	0.76	1.89	0.43
únor	93	4.24	-54.54	0.32	0.55	0.09	0.38	0.22	0.01	0.48	1.48	1.18	2.39	0.45
březen	30	4.15	-58.88	0.31	1.15	0.35	1.15	0.72	0.01	0.64	6.39	3.75	6.42	2.16
duben	28	4.13	-63.30	0.4	2.13	0.6	2.03	1.23	0.03	1.13	6.01	7.58	15.38	2.60
květen	70	4.25	-50.15	0.25	1.28	0.27	0.79	0.43	0.03	0.54	2.72	2.55	9.29	1.07
červen	38	4.65	-31.81	1.48	2.81	0.38	0.91	0.39	0.02	0.99	5.27	3.21	7.35	1.49
červenec	127	4.46	-31.17	0.45	1.86	0.22	0.65	1.39	0.02	0.80	2.03	3.81	11.02	1.24
srpen	165	4.47	-39.34	0.21	1.55	0.16	0.67	3.06	0.02	0.32	1.92	4.91		
září	70	4.57	-28.82	0.32	2.05	0.17	0.61	2.46	0.01	0.51	2.46	2.07		
říjen	14	5.99	40.59	2.72	5.70	0.37	1.07	5.89	0.02	1.09	5.23	7.20		
KOUT	mm		ueq/l						mg/l					
listopad	150	4.59	-35.30	0.15	0.05	0.04	0.27	0.46	0.01	0.20	1.91	0.97		
prosinec	158	4.40	-45.89	0.35	0.04	0.05	0.29	0.38	0.02	0.52	1.51	0.70	0.54	0.68
leden														
únor	257	4.48	-42.01	0.22	0.11	0.02	0.10	0.28	0.01	1.28	0.82	0.51	0.56	0.31
březen	30	4.54	-36.24	0.47	0.18	0.07	0.75	1.80	0.01	0.52	5.90	4.07	3.76	2.70
duben	34	4.90	-21.32	0.21	0.08	0.06	0.60	0.92	0.01	0.09	2.03	1.85	1.82	1.03
květen	116	4.47	-47.67	0.11	0.06	0.03	0.15	0.55	0.01	0.12	1.64	1.05	0.79	0.64
červen	116	4.28	-55.34	0.09	0.11	0.02	0.19	0.65	0.01	0.12	2.57	1.53	1.18	0.84
červenec	189	4.38	-46.64	0.08	0.15	0.04	0.31	0.54	0.01	0.10	1.51	1.25	1.60	0.75
srpen	143	4.37	-48.07	0.09	0.73	0.10	0.54	0.21	0.02	0.12	0.71	1.35		
září	90	4.20	-59.94	0.03	0.11	0.05	0.18	0.38	0.02	0.27	0.98	0.96		
říjen	58	4.25	-49.07	0.16	0.06	0.05	0.17	1.12	0.02	0.20	1.14	0.86		
DOUPĚ	mm		ueq/l						mg/l					
listopad	122	4.57	-35.73	0.14	0.03	0.03	0.18	0.47	0.01	0.18	1.79	1.01		
prosinec	99	4.46	-42.83	0.33	0.04	0.04	0.52	0.40	0.03	0.47	1.49	2.37	0.57	0.64
leden														
únor	252	4.81	-44.56	0.30	0.06	0.03	0.09	0.25	0.01	0.46	1.08	0.25	0.30	0.33
březen	39	4.77	-20.37	0.88	0.38	0.10	1.29	2.34	0.01	1.05	7.24	4.22	2.62	3.14
duben	25	4.81	-20.83	0.08	0.05	0.03	0.36	1.13	0.01	0.09	2.16	2.48	1.57	1.20
květen	113	4.41	-42.58	0.10	0.05	0.06	0.20	0.56	0.01	0.25	1.65	0.97	0.51	0.61
červen	89	4.28	-53.23	0.13	0.12	0.03	0.23	0.94	0.01	0.17	2.92	1.89	1.77	0.93
červenec	171	4.32	-54.00	0.08	0.07	0.03	0.32	0.52	0.01	0.14	1.56	1.58	0.80	0.65
srpen	155	4.36	-51.30	0.13	0.03	0.04	0.41	0.58	0.02	0.07	1.21	1.18		
září	82	4.12	-69.50	0.01	0.01	0.01	0.11	0.35	0.01	0.34	0.84	0.69		
říjen	55	4.41	-57.14	0.14	0.01	0.04	0.12	0.76	0.01	0.08	1.24	0.88		

	pH	alkalita	Na	K	Mg	Ca	NH4+	F-	Cl-	NO3-	SO42-	TOC	TN
STOLEC	4.39	-33.47	0.41	2.36	0.22	0.68	1.23	0.02	0.76	2.25	2.97	6.9	1.0
KOUT	4.40	-45.50	0.16	0.16	0.04	0.27	0.49	0.01	0.42	1.50	1.07	1.04	0.69
DOUPĚ	4.44	-47.18	0.19	0.06	0.03	0.28	0.56	0.01	0.28	1.67	1.23	0.79	0.71

Tabulka 3. Koncentrace jednotlivých prvků ve srážkové vodě a jejich roční objemem vážená koncentrace

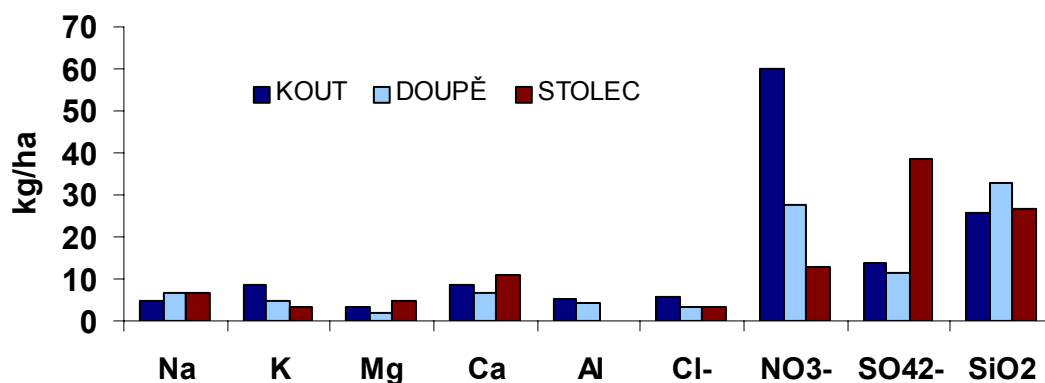
	Na	K	Mg	Ca	NH4+	Cl-	NO3-	SO42-
KOUT	2.16	1.98	0.55	3.59	6.69	5.57	20.32	14.53
DOUPĚ	2.21	0.73	0.41	3.33	6.53	3.31	19.87	14.19
STOLEC	3.29	19.93	1.89	5.72	9.93	6.17	18.47	24.25

Tabulka 4. Celková mokrá depozice (Kout a Doupě) a podkorunový tok (Stolec) za hydrologický rok 2005.

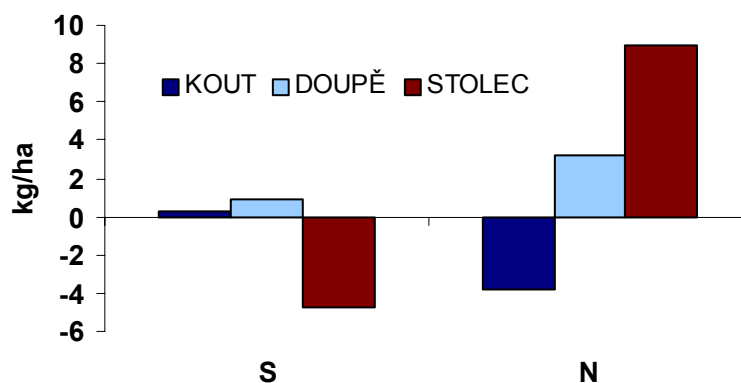
2.3.3 Chemismus odtoku a celková bilance

Chemické složení odtoku ze všech tří povodí je uvedeno v tabulce 5. Kůrovcem zasažená povodí Kout a Doupě se významně liší v koncentraci Mg ($p < 0,001$), Mn ($p < 0,05$), F⁻ ($p < 0,05$) a NO₃⁻ ($p < 0,05$). Zvýšené koncentrace Mg v povodí Kout mohou být důsledkem poněkud odlišného geologického podloží, které zde tvoří migmatity na rozdíl od povodí Doupě, kde se nacházejí granity. Koncentrace celkového rozpuštěného organického uhlíku (TOC) jsou vyšší v povodí Kout, což může být i důvodem nižšího pH, jelikož se zde významněji uplatňuje kyselost organických kyselin. Koncentrace Al a Mn je silně závislá na hodnotě pH. Jelikož je pH v povodí Kout, díky organickým kyselinám nižší než v povodí Doupě, také koncentrace těchto prvků jsou mírně zvýšené. V povodí Kout jsou společně s vyššími obsahy TOC pozorovány zvýšené koncentrace rozpuštěného organického dusíku (DON = TN - N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) hlavně v obdobích se zvýšeným průtokem. Naopak v povodí Doupě a Stolec veškerý dusík je ve formě anorganických sloučenin NO₃⁻ a NH₄⁺. Mírně zvýšené koncentrace NO₃⁻ v povodí Kout a Doupě jsou v souladu s pozorováním v roce 1998, kdy se průměrné koncentrace NO₃⁻ pohybovaly v povodí Kout na úrovni 6,86 mg/l (vegetační sezóna) a v povodí Doupě 5,34 mg/l. Zalesněné povodí Stolec se od obou odlesněných povodí liší v koncentracích Na ($p < 0,05$), K ($p < 0,01$), Mg ($p < 0,001$), Ca ($p < 0,001$), Mn ($p < 0,05$), F⁻ ($p < 0,05$), Cl⁻ ($p < 0,05$), NO₃⁻ ($p < 0,01$), SO₄²⁻ ($p < 0,001$) a TN ($p < 0,01$). V zalesněném povodí Stolec byla měřena vyšší koncentrace bazických kationtů v odtoku, což souvisí s celkovou hydrologickou bilancí. Odtok z povodí má vyšší koncentrace těchto prvků v důsledku vyšší evaporatione. Naopak nízké koncentrace NO₃⁻ v odtoku jsou důsledkem efektivního příjmu dusíku vzrostlým lesem.

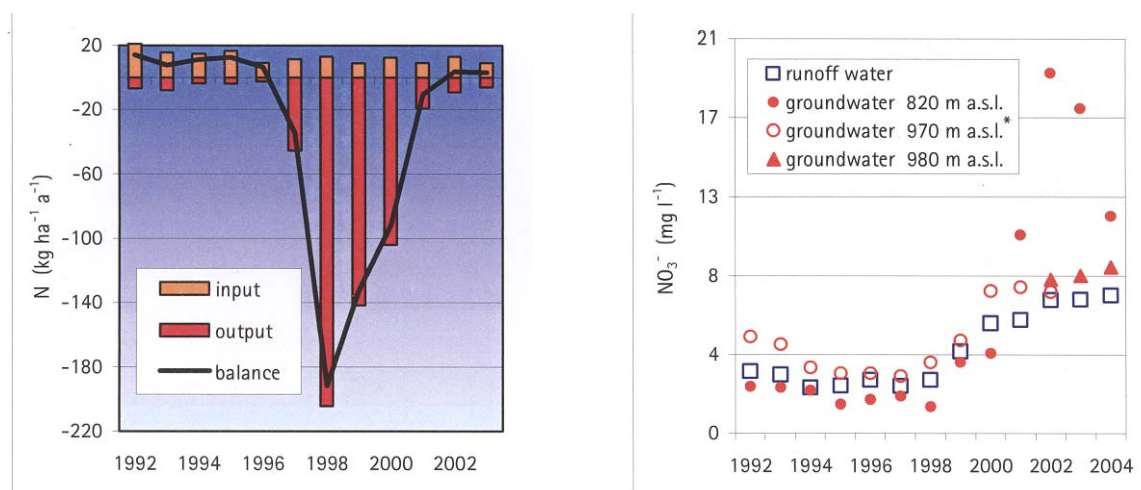
Celkový odtok prvků z povodí byl spočten na základě chloridové bilance (graf 4, tabulka 6). Na straně kationtů je odtok ze všech třech sledovaných povodí srovnatelný. Přestože koncentrace v povrchovém odtoku z povodí Stolec jsou celkově vyšší, tak menší objem odtoku je příčinou minimálních rozdílů mezi povodími. Vyšší odnos hliníku z nezalesněných povodí je dán nižším pH povrchové vody a zvýšenými koncentracemi Al při jarním tání. Dusík z povodí odtéká výhradně ve formě dusičnanového aniontu. Naopak v jeho atmosférické složce převažuje depozice ve formě amonného iontu. Celková bilance dusíku (depozice – odtok) v nezalesněných povodích je pozitivní v povodí Doupě (+3,25 kg) a negativní v povodí Kout (-3,85 kg). Vysokou míru retence N vykazuje zalesněné povodí Stolec (+9kg). Na obr. 2 je zobrazena bilance N na intenzivně monitorované smrkové ploše v povodí Forellenbach postižené kůrovcovou kalamitou v polovině 90. let 20. století. Z uvedených dat jasně vyplývá, že po rozpadu lesa dochází k prudké mineralizaci organické hmoty a k vysokým ztrátám dusíku z půdy. Tato situace však trvala zhruba 6 let, poté se bilance opět dostala k hodnotám pozorovaných před kůrovcovou kalamitou. Naopak zvýšené koncentrace dusičnanů v odtoku přetrvávají stále (obr. 2). Můžeme předpokládat, že k podobnému vývoji došlo i v povodích Kout a Doupě a dnešní pozorované zvýšené koncentrace N v odtoku jsou již jen dozvukem mnohem vyšších ztrát v předchozích letech. Bilance síry je na odlesněných povodích vyrovnaná. V povodí Stolec je celková bilance S negativní (-4,7 kg) což indikuje desorpci dříve akumulované síry v půdě (graf 5). Velká část půd na Šumavě vykazuje stále ještě dostatečnou schopnost akumulace síry a tím účinnou obranu proti zvýšeným koncentracím síranů v odtoku (Hruška a Majer, 1996). Půdy které se však nacházejí na hřebenech (např. povodí ledovcových jezer), tuto schopnost již ztratily z důvodu malé mocnosti a extrémního klimatu (Veselý, J., 1996). Po snížení vstupů síry suchou depozicí v povodích Kout a Doupě došlo k snížení adsorbované síry v půdách a celková bilance se vyrovnala. Naopak v povodí Stolec, kde se suchá depozice uplatňuje, pomalá desorpce síry z půd dotuje sírany v odtoku z povodí.



Graf 4. Celoroční odtok vypraných prvků ze sledovaných povodí za hydrologický rok 2005. Údaje jsou spočteny na základě chloridové bilance.



Graf 5. Bilance (depozice-odtok) síry a dusíku pro hydrologický rok 2005



Obrázek 2. Bilance dusíku ve smrkové ploše v povodí Forellenbach v období kůrovcové kalamity (vlevo). Průměrné roční koncentrace dusičnanů v povrchové a podzemní vodě v povodí Forellenbach (vpravo). Data převzata z Beudert, B., 2005.

	průtok	pH	alkalita	Na	K	Mg	Ca	Fe	Al	Mn	SiO ₂	NH ₄ ⁺	F-	Cl-	NO ₃ -	SO ₄ ²⁻	TOC	TN
STOLEC	l/s		ueq/l								mg/l							
03-XII-04	0.33	5.72	8.90	1.39	0.67	1.07	2.35	0.03	0.04	2.50	5.50	0.01	0.02	0.58	3.10	8.13		
10-I-05	0.35	5.35	-6.32	1.34	0.69	1.08	2.35	0.03	0.04	2.50	6.30	0.01	0.04	0.62	2.74	7.52	1.83	0.86
08-II-05	0.19	4.50	-42.21	1.38	0.71	1.03	2.37	0.03	0.05	2.50	6.70	0.01	0.04	0.73	3.23	8.16	0.95	0.62
08-III-05	0.46	4.60	-28.34	1.37	0.73	1.04	2.37	0.03	0.05	2.50	6.50	0.01	0.04	0.60	2.96	7.85	0.82	0.62
08-IV-05	3.78	5.48	0.82	1.26	0.65	0.96	2.09	0.06	0.06	2.50	5.30	0.01	0.03	0.61	2.44	7.23	2.92	0.74
25-IV-05	6.37	5.59	-1.11	1.23	0.64	0.90	1.96	0.03	0.04	6.00	5.20	0.01	0.04	0.63	2.30	7.41	2.58	0.63
16-V-05	1.19	4.56	-38.51	1.30	0.66	0.98	2.25	0.05	0.02	2.50	4.10	0.01	0.03	0.70	3.10	7.84	1.10	0.70
30-V-05	0.79	4.71	-24.70	1.36	0.67	1.02	2.35	0.05	0.02	2.50	5.30	0.01	0.03	0.75	2.99	8.18	1.14	0.68
13-VI-05	0.35	4.45	-40.74	1.27	0.60	0.99	2.26	0.05	0.03	9.00	5.10	0.01	0.03	0.67	2.58	7.86	1.56	0.64
28-VI-05	0.13	5.26	-4.71	1.37	0.66	1.06	2.36	0.09	0.08	6.00	7.30	0.02	0.03	0.77	2.20	8.15	1.31	0.58
11-VII-05	0.52	5.02	-14.36	1.08	0.48	0.79	2.09	0.06	0.28	14.00	5.20	0.02	0.03	0.53	0.58	6.03	5.20	0.29
24-VII-05	1.05	4.79	-26.17	1.33	0.65	1.03	2.34	0.03	0.03	2.50	5.70	0.01	0.03	0.84	2.82	8.52	1.33	0.70
15-VIII-05	0.65	4.61	-45.96	1.32	0.56	1.01	2.31	0.03		13.00	4.90	0.01	0.03	0.77	3.04	8.03		
29-VIII-05	1.95	6.04	-10.72	1.35	0.56	1.01	2.27	0.03		13.00	5.00	0.05	0.03	0.73	2.62	7.86		
12-IX-05	0.65	6.00	-10.41	1.37	0.55	0.99	2.27	0.03		8.00	5.70	0.01	0.03	0.72	2.81	8.05		
02-X-05	0.43	4.63	-32.93	1.28	0.52	0.97	2.30	0.03		9.00	5.40	0.01	0.03	0.70	2.20	7.65		
10-X-05	0.33	5.93	-3.61	1.38	0.58	0.99	2.32	0.03		11.00	5.60	0.24	0.03	0.74	2.57	9.59		
30-X-05	0.61	6.08	13.93	1.37	0.61	1.09	2.31	0.03		11.00	5.90	0.05	0.02	0.69	2.93	8.13		
KOUT	l/s		ueq/l								mg/l							
03-XII-04	0.05	5.58	11.94	1.22	0.47	0.84	1.34	0.27	0.15	7.00	5.70	0.01	0.01	0.64	8.02	0.82		
11-I-05	0.02	5.14	8.72	1.34	0.54	0.91	1.44	0.03	0.03	10.00	6.90	0.01	0.03	0.67	8.22	0.25	2.43	2.22
18-IV-05	6.93	3.99	-90.92	0.31	1.00	0.23	0.80	0.22	0.57	34.00	2.70	0.01	0.01	0.69	6.61	1.18	12.52	1.89
26-IV-05	8.45	4.05	-77.47	0.29	0.75	0.18	0.59	0.23	0.45	24.00	1.00	0.01	0.01	0.36	4.31	1.35	12.54	1.28
16-V-05	1.82	4.46	-41.42	1.12	0.53	0.64	0.98	0.03	0.07	16.00	5.30	0.01	0.02	0.65	8.20	0.87	2.07	1.78
06-VI-05	0.46	5.09	-18.46	1.27	0.47	0.71	1.04	0.03	0.08	2.50	5.40	0.01	0.02	0.64	8.03	0.56	2.05	1.77
22-VI-05	0.23	5.06	-3.59	1.30	0.39	0.70	1.08	0.03	0.07	8.00	4.70	0.01	0.01	0.60	7.28	3.16	1.75	1.55
10-VII-05	1.82	4.08	-80.72	0.19	0.14	0.30	0.80	0.46	0.77	15.00	1.00	0.07	0.01	0.08	0.15	0.96	23.40	0.58
23-VII-05	0.15	4.91	-7.64	1.19	0.34	0.64	1.08	0.11	0.11	7.00	4.30	0.01	0.01	0.50	5.60	0.25	4.60	1.47
08-VIII-05	0.15	5.00	8.71	1.20	0.34	0.64	1.14	0.10	0.11	6.00	4.90	0.01	0.02	0.59	5.83	1.02		
21-VIII-05	0.23	4.69	-31.78	1.13	0.28	0.61	0.99	0.07		9.00	5.50	0.08	0.01	0.45	5.47	1.49		
24-IX-05	0.09	5.03	-7.12	1.34	0.36	0.73	1.17	0.03		13.00	5.20	0.03	0.01	0.50	7.20	0.25		
10-X-05	0.07	4.68	-24.58	1.33	0.39	0.76	1.22	0.07		11.00	5.60	0.06	0.01	0.58	8.46	0.25		
30-X-05	0.05	5.86	15.86	1.40	0.49	0.87	1.36	0.03		11.00	6.60	0.01	0.01	0.69	8.40	0.25		
DOUPĚ	l/s		ueq/l								mg/l							
03-XII-04	0.46	5.30	1.62	1.27	0.52	0.39	1.28	0.03	0.09	20.00	6.00	0.01	0.03	0.64	7.40	0.98		
24-III-05	2.53	4.32	-50.72	0.56	0.36	0.19	0.67	0.07	0.50	5.20	3.40	0.01	0.02	0.34	2.64	1.18	3.82	0.51
18-IV-05	16.46	4.42	-32.98	0.44	0.47	0.13	0.48	0.16	0.47	21.00	2.30	0.01	0.02	0.22	1.28	1.05	10.84	0.27
25-IV-05	24.67	4.42	-31.58	0.43	0.43	0.12	0.48	0.18	0.52	20.00	2.10	0.01	0.01	0.23	1.46	0.96	10.07	0.15
25-V-05	5.58	4.39	-42.22	0.95	0.53	0.30	0.96	0.03	0.15	24.00	4.70	0.01	0.03	0.53	5.14	1.51	2.40	1.20
06-VI-05	3.39	4.44	-44.14	1.02	0.48	0.31	0.92	0.03	0.15	22.00	4.80	0.02	0.03	0.62	5.61	1.43	1.22	1.26
22-VI-05	1.82	4.57	-35.99	1.07	0.43	0.32	0.94	0.03	0.16	22.00	5.00	0.01	0.03	0.51	5.57	1.23	1.12	1.17
10-VII-05	3.39	4.59	-25.45	0.86	0.33	0.26	0.91	0.07	0.46	15.00	4.80	0.06	0.02	0.31	3.16	1.33	5.41	0.86
23-VII-05	1.35	4.43	-43.34	1.20	0.45	0.34	1.12	0.03	0.22	17.00	5.50	0.01	0.02	0.59	6.14	1.36	0.81	1.31
08-VIII-05	1.14	4.79	-20.46	1.22	0.46	0.33	1.16	0.03	0.11	17.00	5.30	0.01	0.02	0.55	5.63	0.97		
21-VIII-05	1.24	4.45	-44.62	1.18	0.49	0.32	1.10	0.03		18.00	5.70	0.01	0.02	0.51	5.68	1.07		
24-IX-05	0.61	4.49	-35.94	1.27	0.54	0.35	1.16	0.03		20.00	5.90	0.04	0.02	0.53	6.03	0.86		
10-X-05	0.46	4.46	-48.64	1.27	0.55	0.35	1.14	0.03		23.00	7.10	0.01	0.03	0.52	6.17	0.92		
30-X-05	0.19	5.54	-14.46	1.32	0.52	0.37	1.21	0.03		21.00	5.70	0.01	0.02	0.67	6.51	1.40		
STOLEC	5.10	-9.97	1.32	0.59	1.00	2.28	0.03	0.03	8.32	5.19	0.02	0.03	0.66	2.48	7.52	1.74	0.49	
KOUT	4.08	-74.18	0.43	0.73	0.28	0.75	0.22	0.46	24.56	2.25	0.02	0.01	0.49	5.25	1.19	11.74	1.44	
DOUPĚ	4.44	-34.21	0.62	0.45	0.18	0.64	0.12	0.40	19.64	3.10	0.01	0.02	0.32	2.59	1.10	7.46	0.43	

Tabulka 5. Koncentrace jednotlivých prvků v odtoku a jejich roční průtokem vážená koncentrace.

	Na	K	Mg	Ca	Al	Cl-	NO ₃ -	SO ₄ ²⁻	SiO ₂
KOUT	4.89	8.35	3.24	8.53	5.20	5.55	59.77	13.59	25.68
DOUPĚ	6.59	4.73	1.94	6.82	4.24	3.37	27.51	11.63	32.86
STOLEC	6.44	3.14	4.83	10.79	0.18	3.34	12.67	38.36	26.51

Tabulka 6. Odtok jednotlivých prvků z povodí v hydrologickém roce 2005. Spočteno na základě chloridové bilance

2.4. Závěr

Pro přesné měření látkových toků je nutné sledovat všechny parametry kontinuálně po celý rok. Výsledky chemismu srážek nám daly představu o vstupech do ekosystému ve sledovaných povodích. Měřené hodnoty jsou blízké hodnotám v nedalekém povodí Forellenbach v NP Bavorský les. Přesné měření odtoku bylo prováděno pouze během vegetační sezóny, což je pro potřeby bilance odtoku nedostačující neboť velká většina vody odteče během jarního tání sněhu. Odhadnutý celkový odtok na základě chloridové bilance nám dal hrubou představu o bilanci hlavních prvků v povodích. Můžeme konstatovat, že odnos hlavních bazických kationtů jsou ve všech povodích srovnatelné a to zejména díky odhadnutému vyššímu srážko-odtokovému koeficientu v kůrovcem napadených povodích. Odnos dusíku z těchto dvou povodí je zvýšený, ale nedosahuje kritických hodnot.

Literatura:

Beudert B, 2005: Field trip to Bavarian forest national park, 2005.

Hruška J. a Majer, V: Retence antropogenní síry v půdách: faktor bránící okyselení šumavských povrchových vod, *Silva Gabreta* 1/1996, 143-150.

Veselý J., 1996: Změny složení vod šumavských jezer v letech 1984 a 1995, *Silva Gabreta* 1/1996, 129-142.

3. Chemismus půd a jehličí ve studovaných povodích

Jeňýk Hofmeister, Markéta Půlkrábková, Filip Oulehle

3.1. Metodika

3.1.1. Odběr a chemická analýza vzorků půd

V srpnu 2005 byly v každém povodí vykopány 4 půdní sondy rozmístěné po celé ploše povodí tak, aby byl postižen výškový i svahový gradient každého povodí.

Půdním typem v povodí Stolec byla kambizem typická s 4 až 15 cm mocným horizontem nadložního humusu a 47 až 80 cm hlubokým profilem minerální půdy s příměsí skeletu do 50 %. Převládajícím půdním typem v povodích Doupě a Kout byla kambizem podzolovaná, místy se zrašeliněným organickým horizontem. Mocnost horizontu nadložního humusu se pohybuje mezi 10 až 20 cm, hloubka profilu minerální půdy s příměsí skeletu obecně do 50 % (ojediněle i nad 80 %) činí 50 až 60 cm.

Z každé půdní sondy byly odebrány vzorky půd pro chemickou analýzu podle metodiky ICP Forest (van Ranst, 2002). Vzorky nadložního humusu byly přesítovány přes síto s velikostí ok 5 mm, vzorky minerálních horizontů přes síto s velikostí ok 2 mm a usušeny na vzduchu. Ve vzorcích byla provedena stanovení pH (v H₂O i v KCl), výměnných kationtů (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, Mn²⁺ a Fe³⁺⁽²⁺⁾) a výměnné acidity (Al³⁺ + H⁺).

Ve všech vzorcích humusu i minerálních horizontů budou provedena stanovení pH (v H₂O a v KCl) a obsahu výměnných kationtů (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺), celkové výměnné acidity (TEA) a dopočítána kationtová výměnná kapacita (CEC) a bazická saturace (BS) půd podle následujícího postupu:

- pH vzorků půd bylo změřeno potenciometricky laboratorním pH-metrem ve směsi 2 dílů na vzduchu vysušeného vzorku půdy a 5 dílů destilované vody (resp. 1M KCl)
- koncentrace vyměnitelných kationtů Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ v půdním výluhu 0,1M BaCl₂ (ve směsi 1:10) byly stanoveny metodou plamenové AAS
- celková výměnná acidita (TEA) byla stanovena titrací půdního výluhu (0,1 M BaCl₂) zředěným NaOH (0,025 M) do hodnoty pH = 8,2.

Ze získaných výsledků byla dále vypočítána kationtová výměnná kapacita (CEC) a nasycenost sorpčního komplexu bázemi (BS):

- kationtová výměnná kapacita (CEC) je dána součtem všech výměnných kationtů:

$$\text{CEC (mmol(+)}.kg^{-1}) = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+} + \text{výměnná acidita (Al}^{3+} + \text{H}^{+})$$

- nasycení sorpčního komplexu bázemi se vypočte podle následujícího vzorce:

$$\text{BS (\%)} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+})/\text{CEC} * 100$$

Obsahy všech stanovovaných živin jsou ve výsledcích uváděny v přepočtu na hmotnost sušiny daného vzorku půdy.

3.1.2. Odběr a chemická analýza vzorků jehličí

V listopadu 2005 byly odebrány vzorky 1. (letošních) a 2. ročníků jehličí z pěti jedinců smrku ztepilého v odhadovaném stáří 10 až 30 let. V jednotlivých vzorcích byl stanoven celkový obsah P, Ca, Mg, K, Na v sušině následujícími metodami:

- stanovení Ca, Mg, K, Na bylo provedeno po mineralizaci na suché cestě (pozdvolné spálení do 500°C) a rozkladu vzorku směsí kyseliny fluorovodíkové, chloristé s následným přidavkem kyseliny borité a chlorovodíkové metodou plamenové AAS, stanovení P pak spektrofotometricky po přidavku NH_4MoO_5 a $\text{NH}_4\text{V}_2\text{O}_7$.

Detailní popis laboratorních postupů je uveden v práci Zbiral (1994).

3.1.3. Statistické zpracování výsledků

Výsledky chemických analýz byly zpracovány standardními postupy statistické analýzy s využitím statistického programu NCSS 2001. Statistické rozdíly středních hodnot chemismu půd mezi povodími byly testovány analýzou variance ANOVA s následným Tukey-Kramerovým testem (v případě neporušené normality dat v souboru) či neparametrickou Kruskal-Wallisovou analýzou variance s následným Kruskal-Wallisovým testem (v případě narušené normality dat v souboru).

3.2. Výsledky

3.2.1. Chemismus půd

Výsledky chemických analýz vzorků odebraných ze všech půdních sond vykopaných ve výzkumných povodích jsou v tab 1 až 3.

Chemické vlastnosti půd uvnitř jednotlivých povodí byly poměrně variabilní – např. bazická saturace ve svrchním minerálním horizontu lišila více než dvakrát ve vzorcích z povodí Doupě (min. BS = 8,6 %; max. = 16 %) a Kout (min. = 4,8 %; max. = 10,8 %), v případě humusu pak dokonce ve všech sledovaných povodích (viz tab. 1 až 3; obr. 2). Variabilita chemismu půd mezi sledovanými povodími nebyla ve srovnání s tím nijak dramatická, přesto však byly při testování rozdílů nalezeny statisticky významné rozdíly mezi povodími v půdní reakci (v H_2O) a s výjimkou jednoho horizontu i obsazích K^+ a Na^+ v celém půdním profilu a některých dalších vlastností v některých půdních horizontech. Půdní reakce (v H_2O) ve všech půdních horizontech z povodí Kout se statisticky významně lišila od pH v příslušných půdních horizontech v povodí Stolec i Doupě ($p < 0,01$). V případě výměnného pH (v KCl) byly statisticky významné rozdíly nalezeny pouze mezi povodím Kout a Stolec v horizontu 10 až 20 cm minerální půdy a mezi povodím Kout a Doupě v nejhlubším horizontu půdy ($p < 0,05$). Statisticky významný rozdíl mezi povodím Kout a zbylými dvěma povodími byl zjištěn i v obsazích K^+ a Na^+ v celém půdním profilu (s výjimkou horizontu 20 až 40 cm v případě K^+) ($p < 0,05$). Obsah K^+ v půdě v povodí Kout byl ve srovnání se

zbylými povodími obecně několikanásobně vyšší, v případě Na^+ naopak nižší (viz tab. 1 – 3; obr. 1). Naproti tomu v obsazích Ca^{2+} a Mg^{2+} nebyly zjištěny větší rozdíly mezi povodími (s výjimkou svrchního minerálního horizontu v případě Mg^{2+} byly všechny statisticky neprůkazné). Obsah Ca^{2+} i Mg^{2+} v povodích Doupě i Stolec byly v průměru nižší než v povodí Kout a současně velmi variabilní. Zatímco v povodí Kout představoval nejnižší zjištěný obsah Ca^{2+} v humusu 313 mg.kg^{-1} , v povodí Stolec to bylo 95 mg.kg^{-1} a v povodí Doupě dokonce jen 78 mg.kg^{-1} , v případě Mg^{2+} pak činila nejnižší hodnota v povodí Kout 90 mg.kg^{-1} , v povodí Stolec 31 mg.kg^{-1} a v povodí Doupě 11 mg.kg^{-1} . Celková kationtová kapacita (CEC) v humusu byla průměru rovněž nejvyšší v povodí Kout ($p < 0,001$), ve svrchním minerálním horizontu je však již v průměru mírně nižší než v povodí Stolec, kde je současně významně vyšší než v povodí Doupě ($p < 0,05$). Statisticky významný rozdíl v CEC byl zjištěn i v nejhlubším půdním horizontu mezi povodím Kout a Doupě ($p < 0,05$) (obr. 2). Stejně jako v případě CEC byla v povodí Kout i nejvyšší výměnná acidita (TEA) v humusu ve srovnání s dalšími povodími ($p < 0,001$). Ve svrchním minerálním horizontu byl opět shodně jako v případě CEC nalezen statisticky významný rozdíl TEA mezi povodími Doupě a Stolec ($p < 0,05$) a opět v nejhlubším horizontu mezi lokalitami Kout a Doupě ($p < 0,05$) (obr. 2). Bazická saturace (BS) v humusu byla podle očekávání nejvyšší na zalesněném povodí Stolec (v průměru více než dvakrát ve srovnání s povodím Doupě a téměř dvakrát ve srovnání s povodím Kout), v ostatních půdních horizontech již nebyly absolutní rozdíly zdaleka tak výrazné.

Zásoba výměnných bazických kationtů byla ve všech půdách velmi nízká (Vanmechelen et al., 1997). Chemismus půd v zalesněném povodí Stolec byl jen mírně příznivější ve srovnání s povodími Kout a Doupě. Průměrné obsahy výměnných bazických kationtů i průměrná bazická saturace půd všech povodí byla nižší ve srovnání s půdami v povodích šumavských jezer – Plešného jezera (Kopáček et al., 2002a) i Černého a Čertova jezera (Kopáček et al., 2002b). Na druhou stranu se tyto výsledky nijak podstatně neliší od chemismu lesních půd ve výškách nad 1000 m zjištěném NP Krkonoše (Hruška et al., 2003; VÚLHM, 2004).

3.2.2. Analýza jehličí

Výsledky chemické analýzy jehličí jsou uvedeny v tab. 4 a 5. Obsah všech sledovaných živin byl ve všech povodích poměrně vysoký, uvážíme-li nadmořskou výšku a matečnou horninu přirozeně chudou na bazické živiny. Srovnání obsahu bazických živin ve sledovaných povodích je vyneseno v obr. 3, včetně hraničních hodnot indikujících nedostatek dané živiny (podle Stefan et al., 1997; Hüttl a Schaaf, 1997). V případě Mg jako nejrozšířenější deficientní bazické živiny středoevropských horských smrčín (srov. např. Anonymous, 2004) jsou rozdíly mezi jednotlivými povodími statisticky nevýznamné a pouze v jednom vzorku 1. ročníku jehličí v povodí Doupě indikující jeho nedostatek. Statisticky významné rozdíly mezi povodími byly zjištěny u K a Ca, přičemž pouze v případě Ca 2 vzorky 1. ročníků a 1 vzorek 2. ročníku jehličí z povodí Stolec nepřekračoval hladinu indikující jeho nedostatek (1500 mg.kg^{-1}). Z tohoto výsledku však nelze jednoduše dovozovat, že dostupnost Ca je v povodí Stolec dlouhodobě nižší v porovnání se zbylými povodími a to z více důvodů: počet a objem dřevní hmoty živých stromů v povodí Stolec je řádově vyšší ve srovnání s povodím Kout i Doupě a lze tedy očekávat i řádově vyšší požadavky na příjem živin včetně Ca; v povodí Stolec byly odebírány vzorky jehličí ze mladších jedinců smrků rostoucích na světlínách v jinak dospělém porostu, kde i přes péči věnovanou výběru vzorkovaných stromů panují

nepochybně horší světelné podmínky ve srovnání s otevřenými povodími Doupě a Kout. V souvislosti s prvním ze zmíněných důvodů je nutno vzít v úvahu, že dostupnost živin ve znova zalesněném povodích (Doupě a Kout) bude s odrůstáním stromů vzrůstat. Lze předpokládat, že pozvolný rozklad živin z na místě ponechané mrtvé dřevní hmoty v povodí Kout je schopen saturovat tuto zvýšenou potřebu živin.

Z ostatních prvků byly statisticky významné rozdíly zjištěny mezi povodím Doupě na jedné straně a povodími Stolec a Kout na straně druhé v případě obsahu Al v 1. i 2. ročníku jehličí ($p < 0,01$) a obsahu P v 2. ročníku jehličí ($p < 0,01$).

3.3. Závěr

Chemismus půd všech sledovaných povodí je poměrně nepříznivý a odpovídá extrémním horským podmínkám blízcím se horní hranici přirozeného rozšíření smrku ztepilého. Ačkoli v některých ze sledovaných vlastností byly mezi půdami zjištěny statisticky významné rozdíly, nelze jednoznačně říci, že by půdy v některém ze sledovaných povodí měly příznivější půdní chemismus než v některém dalším.

Navzdory nízké obsahu bazických živin v půdách sledovaných povodí je jejich obsah v jehličí obsah v jehličí překvapivě vysoký. Nedostatek Ca indikuje jeho obsah pouze ve dvou vzorcích z povodí Stolec, v případě Mg jako nejčastější deficientní živiny horských smrčín u nás je jeho obsah vždy nad hranicí deficiencie. Z těchto výsledků vyplývá, že ač jsou půdní podmínky ve všech sledovaných povodích poměrně extrémní, dostupnost živin s největší pravděpodobností neomezuje existenci horského lesního ekosystému.

Tab. 1. Výsledky analýz půdních vzorků z povodí Doupe

sonda	profil	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	Al ³⁺ (titr.)	Fe ³⁺⁽²⁺⁾	Mn ²⁺	TEA	CEC	BS
				mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	%
1.	humus	3.60	2.62	654	109	83	85	534	49.1	4	12	123.3	170.8	13.2
2.	humus	3.90	3.44	232	27	96	59	1076	84.7	2	4	138.2	157.1	6.1
3.	humus	3.75	2.85	1010	142	162	43	213	18.1	2	47	74.0	142.0	29.1
4.	humus	3.81	3.46	135	19	19	52	678	59.1	3	1	100.5	111.5	4.8
1.	0 - 10 cm	4.36	3.18	33	4	11	20	56	5.7	1	1	16.7	19.9	10.0
2.	0 - 10 cm	4.38	3.70	55	6	6	43	288	26.8	1	1	42.5	47.7	6.6
3.	0 - 10 cm	4.32	3.30	51	9	21	18	151	13.8	3	1	26.9	31.6	8.0
4.	0 - 10 cm	4.65	3.90	50	7	10	50	438	40.2	6	1	58.6	64.1	5.5
1.	10 - 20 cm	4.50	3.51	50	5	12	32	270	26.4	1	1	40.2	44.8	6.0
2.	10 - 20 cm	4.50	3.85	31	4	5	36	360	38.0	2	1	52.1	55.6	4.1
3.	10 - 20 cm	4.24	3.45	76	12	18	30	507	40.2	4	1	64.3	70.8	4.6
4.	10 - 20 cm	4.93	4.17	31	3	5	29	287	29.0	14	1	40.7	43.9	4.6
1.	20 - 40 cm	4.49	4.03	35	3	8	33	402	35.6	3	1	53.9	57.5	3.9
2.	20 - 40 cm	5.01	4.18	23	3	4	15	228	22.8	2	1	33.2	35.4	3.5
3.	20 - 40 cm	4.68	3.50	95	15	27	42	514	43.3	8	2	60.8	69.3	6.6
4.	20 - 40 cm	5.21	4.39	19	1	3	18	126	12.1	4	1	23.0	24.9	5.0
1.	40 - 60 cm	4.94	4.27	11	1	5	19	147	14.3	4	1	24.6	26.2	4.5
2.	40 - 60 cm	5.11	4.34	10	1	5	20	134	15.6	3	1	23.3	24.8	4.9
3.	40 - 60 cm	4.60	3.52	65	8	13	46	365	27.8	9	1	46.8	52.5	7.1
4.	40 - 60 cm													
průměr	humus	3.77	3.09	508	74	90	60	625	52.8	3	16	109.0	145.4	13.3
	0 - 10 cm	4.43	3.52	48	7	12	33	233	21.6	3	1	36.2	40.8	7.5
	10 - 20 cm	4.54	3.75	47	6	10	32	356	33.4	5	1	49.3	53.8	4.8
	20 - 40 cm	4.85	4.03	43	6	11	27	317	28.5	4	1	42.7	46.8	4.7
	40 - 60 cm	4.88	4.04	29	3	8	28	215	19.2	5	1	31.6	34.5	5.5
s.d.	humus	0.13	0.42	404	61	59	18	358	27.5	1	21	28.1	25.4	11.2
	0 - 10 cm	0.15	0.34	10	2	6	16	167	15.2	2	0	18.3	19.2	1.9
	10 - 20 cm	0.29	0.33	21	4	6	3	108	6.7	6	0	11.4	12.5	0.8
	20 - 40 cm	0.32	0.38	35	6	11	13	174	13.8	2	1	17.6	20.2	1.4
	40 - 60 cm	0.26	0.45	31	4	5	16	130	7.5	3	0	13.2	15.6	1.4

Tab. 2. Výsledky analýz půdních vzorků z povodí Kout

sonda	profil	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺ (titr.)	Mn ²⁺	TEA	CEC	BS
				mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	%
1.	humus	3.32	3.03	466	111	356	15	103.6	13	199.8	241.9	21.1
2.	humus	3.55	3.16	313	101	402	18	36.6	13	190.3	225.2	18.4
3.	humus	3.51	3.10	378	90	354	10	86.2	13	177.7	213.4	20.1
4.	humus	3.46	3.03	399	94	383	11	69.9	14	149.4	187.3	25.4
1.	0 - 10 cm	3.48	3.19	71	23	70	4	24.3	2	61.6	69.0	10.8
2.	0 - 10 cm	3.58	3.12	90	24	65	6	22.6	3	69.6	77.9	10.7
3.	0 - 10 cm	3.66	3.20	46	12	36	3	18.1	2	48.8	53.1	8.1
4.	0 - 10 cm	3.80	3.26	26	7	28	3	25.0	1	52.9	55.5	4.8
1.	10 - 20 cm	3.81	3.43	25	8	26	3	25.0	1	49.5	52.2	5.2
2.	10 - 20 cm	3.61	3.18	45	11	34	4	11.7	1	46.6	50.7	8.2
3.	10 - 20 cm	4.00	3.46	38	9	26	1	23.9	1	56.9	60.2	5.6
4.	10 - 20 cm	3.94	3.48	26	9	35	4	29.9	1	62.7	65.7	4.7
1.	20 - 40 cm	4.38	4.32	6	2	13	1	4.9	2	18.2	19.0	4.5
2.	20 - 40 cm	3.78	3.49	29	8	24	3	0.9	1	44.1	47.0	6.2
3.	20 - 40 cm	4.26	4.01	12	3	22	2	18.7	1	40.1	41.5	3.6
4.	20 - 40 cm	4.33	4.06	10	3	24	2	17.1	1	37.1	38.5	3.8
1.	40 - 60 cm	4.53	4.50	1	1	10	2	3.6	1	9.0	9.4	4.9
2.	40 - 60 cm	4.53	4.43	3	2	16	1	4.9	1	11.5	12.2	6.1
3.	40 - 60 cm	4.51	4.47	3	2	16	2	2.8	1	9.3	10.0	7.9
4.	41 - 60 cm	4.54	4.43	0	2	10	1	4.7	1	11.2	11.6	4.2
průměr	humus	3.46	3.08	389	99	374	14	74.0	13	179.3	217.0	17.5
	0 - 10 cm	3.63	3.19	58	16	50	4	22.5	2	58.2	63.9	8.6
	10 - 20 cm	3.84	3.39	34	9	30	3	22.6	1	53.9	57.2	5.9
	20 - 40 cm	4.19	3.97	14	4	21	2	10.4	1	34.8	36.5	4.5
	40 - 60 cm	4.52	4.47	2	2	14	2	3.8	1	9.9	10.6	6.3
s.d.	humus	0.10	0.06	63	9	23	4	28.5	0	21.9	23.0	2.0
	0 - 10 cm	0.14	0.06	28	8	21	1	3.1	1	9.3	11.7	2.8
	10 - 20 cm	0.17	0.14	10	1	5	1	7.7	0	7.3	7.1	1.6
	20 - 40 cm	0.28	0.35	10	3	5	1	8.9	0	11.5	12.2	1.2
	40 - 60 cm	0.01	0.04	2	0	3	0	1.1	0	1.4	1.5	1.5

Tab. 3. Výsledky analýz půdních vzorků z povodí Stolec

sonda	profil	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	Al ³⁺ (titr.)	Fe ³⁺⁽²⁺⁾	Mn ²⁺	TEA	CEC	BS
				mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	mmol.kg ⁻¹	%
1.	humus	3.77	2.77	410	85	84	63	370	34.8	7	22	75.2	107.6	43.0
2.	humus	4.04	2.87	368	81	83	42	437	39.1	6	22	78.5	107.4	36.9
3.	humus	4.09	3.13	353	98	58	48	613	54.0	6	17	94.3	123.6	31.1
4.	humus	3.94	3.02	161	53	27	54	528	47.8	3	14	89.1	104.6	17.3
1.	0 - 10 cm	3.92	3.22	49	18	22	24	520	48.3	8	3	76.1	81.6	7.3
2.	0 - 10 cm	4.20	3.40	40	16	27	28	539	47.7	5	19	74.0	79.2	7.0
3.	0 - 10 cm	4.26	3.49	39	17	13	39	673	55.2	4	1	83.6	88.9	6.4
4.	0 - 10 cm	4.32	3.50	48	13	13	45	602	17.5	4	2	76.0	81.8	7.6
1.	10 - 20 cm	4.10	3.57	42	8	8	32	476	43.5	4	1	64.7	69.1	6.8
2.	10 - 20 cm	4.60	3.92	34	7	10	29	469	44.9	4	3	61.6	65.4	6.1
3.	10 - 20 cm	4.70	4.13	29	4	7	26	230	20.5	1	1	35.3	38.5	8.8
4.	10 - 20 cm	4.90	4.16	38	9	12	22	288	26.1	6	4	40.1	44.0	9.8
1.	20 - 40 cm	5.09	4.32	22	2	4	17	87	9.1	2	1	16.8	19.0	12.6
2.	20 - 40 cm	4.88	4.30	12	2	5	18	100	8.2	2	1	18.1	19.8	9.4
3.	20 - 40 cm	5.00	4.27	13	2	7	9	92	11.3	1	1	17.0	18.4	8.1
4.	20 - 40 cm	4.84	4.33	31	4	4	16	182	18.4	1	1	31.5	34.1	8.5
1.	40 - 60 cm	4.93	4.28	5	1	5	8	45	4.0	1	1	11.4	12.3	7.4
2.	40 - 60 cm	4.92	4.32	7	1	5	9	59	4.3	2	1	12.5	13.5	7.8
3.	40 - 60 cm	5.05	4.38	19	2	8	18	84	8.4	1	1	14.2	16.3	14.8
4.	40 - 60 cm	5.20	4.43	39	3	3	27	111	10.4	1	1	19.0	22.5	18.5
průměr	humus	3.96	2.95	323	79	63	52	487	43.9	6	19	84.3	110.8	32.1
	0 - 10 cm	4.18	3.40	44	16	19	34	584	42.2	5	6	77.4	82.9	7.1
	10 - 20 cm	4.58	3.95	36	7	9	27	366	33.7	4	2	50.4	54.2	7.9
	20 - 40 cm	4.95	4.31	20	3	5	15	115	11.8	2	1	20.8	22.8	9.6
	40 - 60 cm	5.03	4.35	18	2	5	16	75	6.8	1	1	14.3	16.1	12.1
s.d.	humus	0.14	0.16	110	19	27	9	106	8.6	1	4	8.9	8.7	11.0
	0 - 10 cm	0.18	0.13	5	2	7	10	69	16.8	2	9	4.2	4.2	0.5
	10 - 20 cm	0.34	0.27	5	2	2	4	126	12.3	2	2	14.9	15.2	1.7
	20 - 40 cm	0.11	0.03	9	1	2	4	45	4.6	1	0	7.1	7.6	2.1
	40 - 60 cm	0.13	0.07	16	1	2	9	29	3.2	0	0	3.4	4.6	5.4

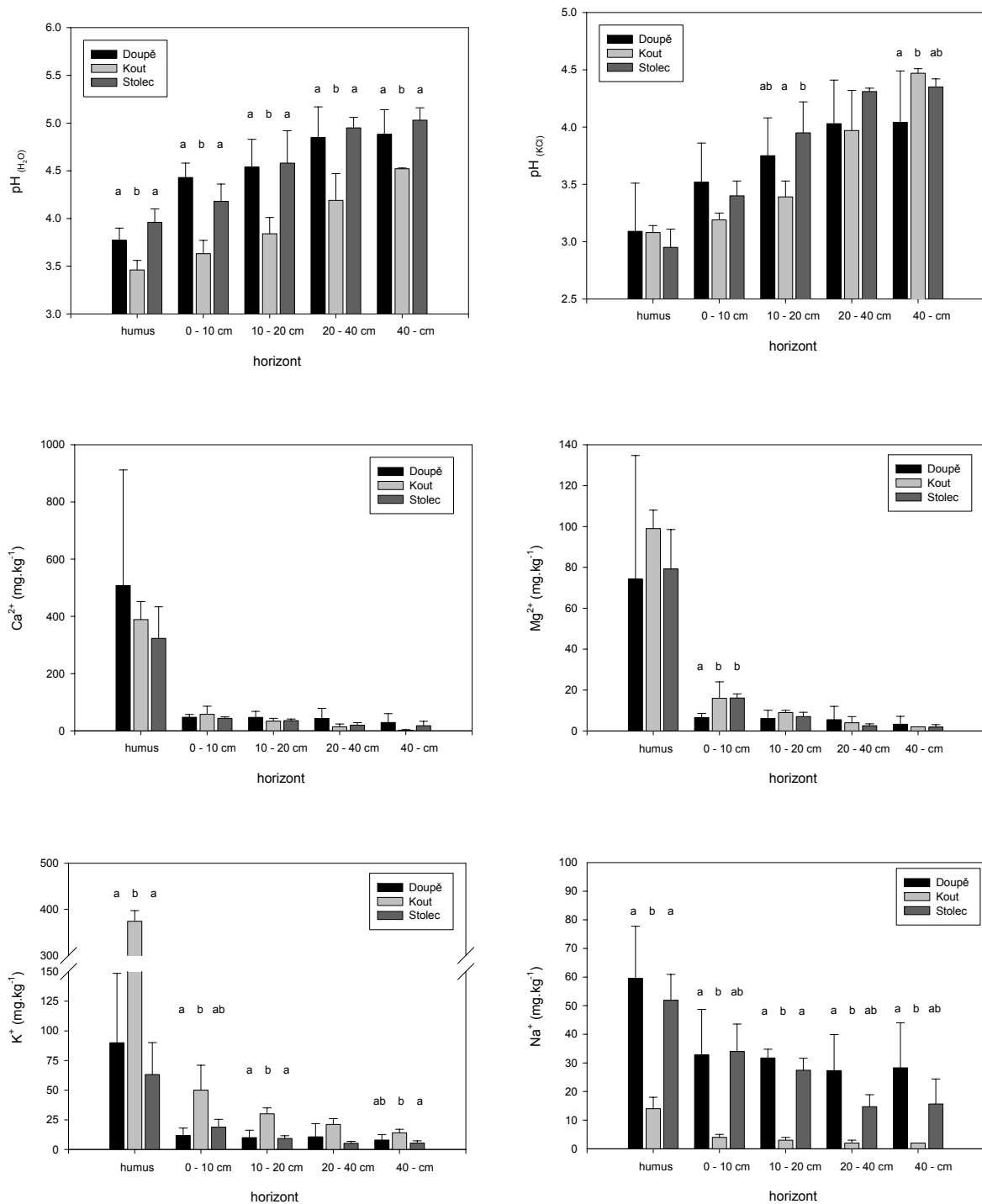
Tab. 4. Výsledky analýz 1. ročníků jehličí ze vzorků odebraných ve sledovaných povodích.

lokalita	strom	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	P	S
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Doupě	1.	2861	995	7544	28	132	272	1528	807
	2.	5233	1447	10172	22	187	682	3022	1017
	3.	5262	671	7651	12	138	587	1922	807
	4.	4497	1064	7372	8	137	506	1784	927
	5.	5216	1028	6297	7	131	504	2369	945
	průměr	4614	1041	7807	16	145	510	2125	901
	s.d.	1031	276	1428	9	23	152	587	92
Roh	1.	3437	807	7229	9	107	1132	1670	849
	2.	2371	997	5455	10	72	588	1347	818
	3.	3930	1387	5990	12	63	620	1253	704
	4.	2884	1273	5999	8	78	705	1199	958
	5.	3017	1114	6202	9	108	1177	1574	978
	průměr	3128	1116	6175	10	86	844	1409	861
	s.d.	588	228	651	1	21	287	205	112
Stolec	1.	1965	1286	7525	13	97	847	1606	867
	2.	1373	880	6708	5	78	430	1542	880
	3.	1439	1061	7354	7	81	368	1541	872
	4.	3203	1260	6196	8	71	641	1586	830
	5.	2411	1080	6605	7	75	283	1346	954
	průměr	2078	1113	6878	8	81	514	1524	881
	s.d.	757	166	551	3	10	228	104	45

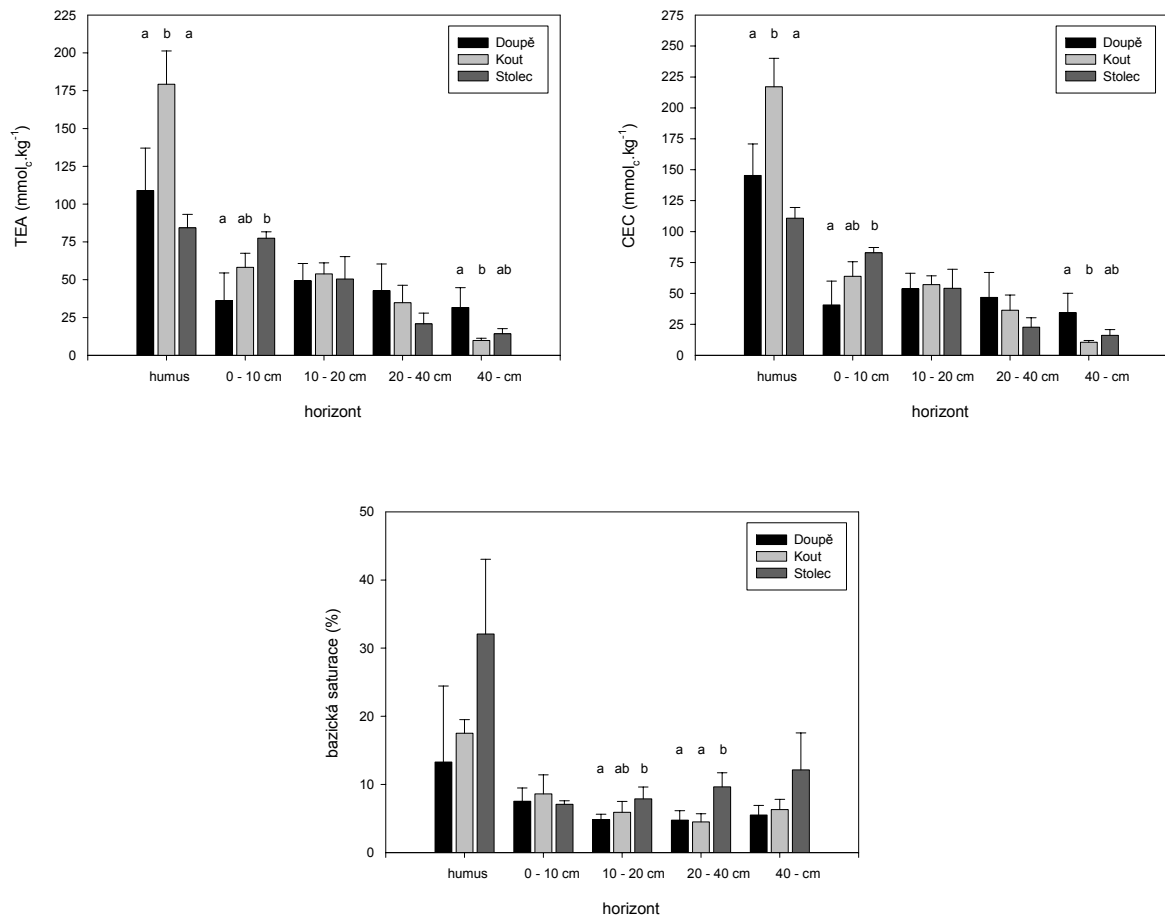
Tab. 5. Výsledky analýz 2. ročníků jehličí ze vzorků odebraných ve sledovaných povodích.

lokalita	strom	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	P	S
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹
Doupě	1.	3395	723	6602	21	190	304	1286	775
	2.	4030	789	6945	17	135	474	2109	873
	3.	6236	514	8084	12	185	661	1838	861
	4.	5634	851	6727	6	212	568	1615	977
	5.	6020	911	7224	10	162	628	2340	984
	průměr	5063	758	7116	13	177	527	1838	894
	s.d.	1271	153	590	6	29	144	412	88
Roh	1.	4623	702	6395	17	159	1489	1648	860
	2.	3020	891	5244	13	93	587	1081	881
	3.	5216	1483	5048	12	73	778	937	736
	4.	3637	1335	4835	8	90	767	1023	893
	5.	4187	1089	5233	9	133	1183	1348	764
	průměr	4136	1100	5351	12	110	961	1207	827
	s.d.	851	318	607	3	35	367	290	72
Stolec	1.	1916	953	6073	12	111	722	1307	890
	2.	1428	693	3990	7	91	472	1178	861
	3.	1545	778	5885	9	110	315	1271	893
	4.	4133	1220	4522	15	72	642	1368	799
	5.	3670	1090	4404	7	61	325	1053	996
	průměr	2538	947	4975	10	89	495	1235	888
	s.d.	1268	217	940	3	23	184	123	71

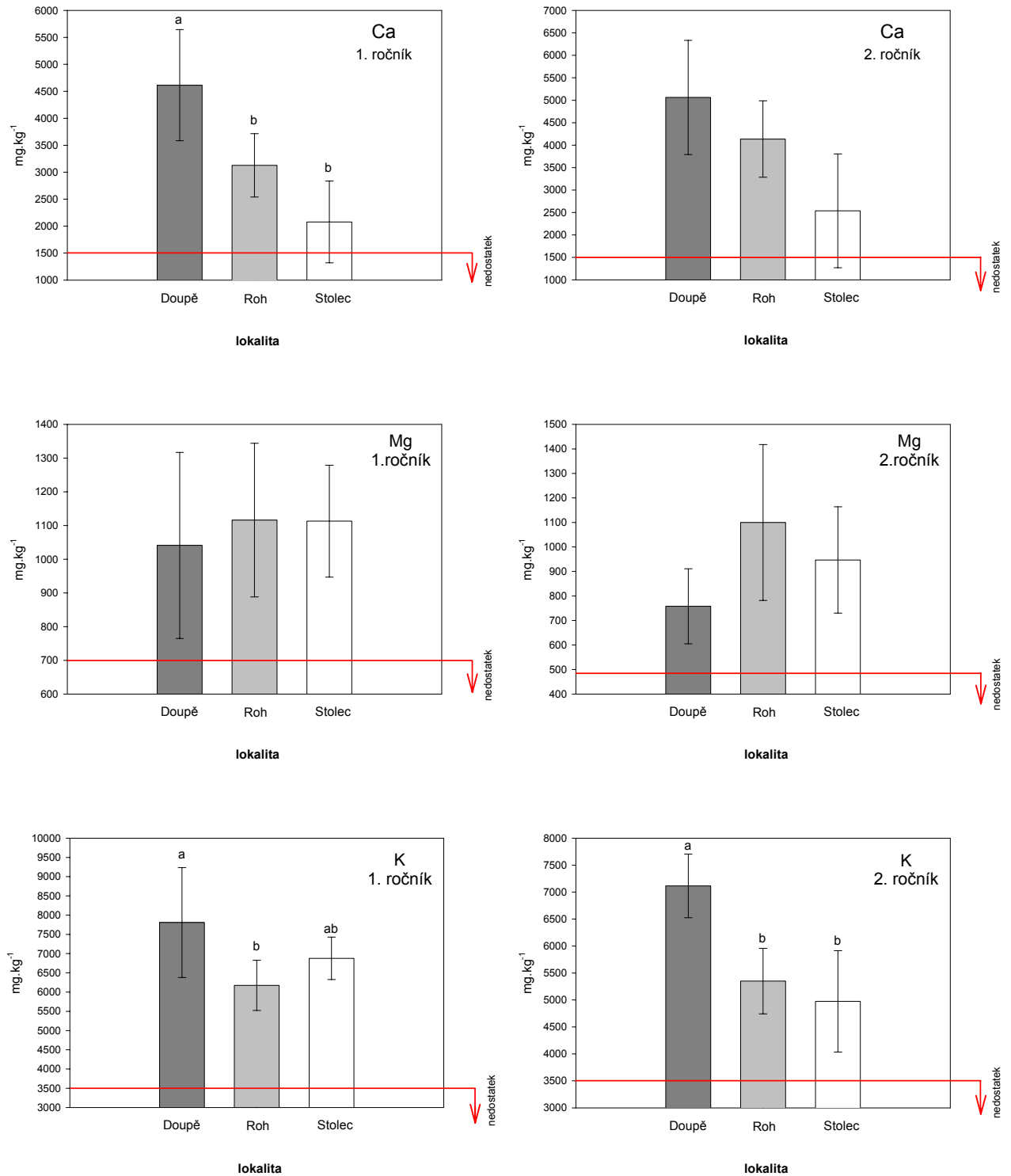
Obr. 1. Srovnání chemismu půdních horizontů v jednotlivých povodích (vyneseny průměry a směrodatné odchylky) (první část); sloupce označené odlišnými písmeny se statisticky významně liší v daném půdním horizontu (ANOVA; $p < 0,05$).



Obr. 2. Srovnání chemismu půdních horizontů v jednotlivých povodích (vyneseny průměry a směrodatné odchylky) (dokončení); sloupce označené odlišnými písmeny se statisticky významně liší v daném půdním horizontu (ANOVA; $p < 0,05$).



Obr. 3. Srovnání obsahu Ca, Mg a K v 1. a 2. ročnících jehličí v jednotlivých povodích (vyneseny průměry a směrodatné odchylky); sloupce označené odlišnými písmeny se statisticky významně liší v daném půdním horizontu (ANOVA; $p < 0,05$).



Literatura:

- Anonymous, 2004. Monitoring stavu lesa v České republice. VÚLHM, MZe, str. 431.
- Hruška J., Oulehle F., Hofmeister J., 2003. Dlouhodobé trendy změn půdního chemismu a jejich vliv na stav horských smrčín. Závěrečná zpráva VaV MŽP ČR, str. 85.
- Kopáček J., Kaňa J., Šantrůčková H., Porcal P., Hejzlar J., Píček T., Veselý J., 2002a. Physical, chemical and biochemical characteristics of soils in watersheds of the Bohemian Forest lakes: I. Plešné Lake. *Silva Gabreta* 8, 43 – 66.
- Kopáček J., Kaňa J., Šantrůčková H., Porcal P., Hejzlar J., Píček T., Veselý J., 2002b. Physical, chemical and biochemical characteristics of soils in watersheds of the Bohemian Forest lakes: II. Čertovo and Černé Lakes. *Silva Gabreta* 8, 67 – 94.
- Van Ranst E., 2002. Sampling and analysis of soil and submanual on soil solution collection and analysis. EC-UN/ECE, Brussels, pp. 7.
- Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E., 1997. Forest soil condition in Europe. Results of large-scale soil survey. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva, pp. 261.
- Zbírál J. 1994. Jednotné pracovní postupy – analýza rostlinného materiálu. SKZÚZ Brno.

4. Modelování dlouhodobého vývoje chemismu vod a půd

Jakub Hruška, Filip Oulehle, Jeňýk Hofmeister

4.1. Principy problematiky

4.1.1 Okyselování lesních ekosystémů

Oxid siřičitý (SO_2), který vzniká zejména spalováním hnědého uhlí, a oxidy dusíku (NO_x), vznikající hlavně vysokoteplotním spalováním v automobilových motorech, jsou v atmosféře a na povrchu vegetace oxidovány za vzniku kyseliny sírové a kyseliny dusičné. Přítomnost těchto kyselin ve srážkové vodě snižuje pH srážek. Po dopadu na zem startuje kyselá srážková voda řetěz reakcí vedoucích k okyselení půd a povrchových vod, tedy ke stavu zvanému acidifikace.

V České republice stále hraje nejdůležitější roli v okyselování půd kyselina sírová. V celé ČR byla tato skutečnost prokázána měřením atmosférické depozice zejména v rámci měření látkových toků v malých povodích nebo regionálních studií. Z atmosféry se na zemský povrch dostává dvěma mechanismy. Prvním je vlastní kyselý déšť, správněji "mokrý depozice", druhým je takzvaná "suchá depozice" síry. Ta se uplatňuje v oblastech s vysokými koncentracemi SO_2 v ovzduší. "Vysokými" se v tomto kontextu rozumí průměrné roční koncentrace vyšší než 3-5 g/m^3 , a z tohoto hlediska jsou koncentrace SO_2 na našem území stále velmi vysoké.

Mechanismus suché depozice je zhruba následující: SO_2 a síranový aerosol z atmosféry se sorbují na povrch vegetace, kde SO_2 oxiduje na H_2SO_4 , která je při nejbližší dešti opláchnuta do půdy. Nejefektivnější jsou v tomto směru smrkové monokultury díky vysoké suché depozici na jehličí smrků, které pro ni mají ideální hydrodynamické vlastnosti. Listnaté opadavé dřeviny mají schopnost zachytu suché depozice síry výrazně nižší. Suchá depozice síry tvoří na území ČR zhruba 1/3-1/2 celkové depozice a je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí. Podobně se chovají i oxidy dusíku, kdy jejich oxidací vzniká kyselina dusičná HNO_3 , která má stejné acidifikační účinky jako kyselina sírová. Protože dusík je základní živinou, sloučeniny dusíku navíc způsobují v ekosystémech eutrofizační efekt.

4.1.2. Modelování acidifikace modelem MAGIC

Antropogenní vlivy jsou zaznamenávány jak ve změnách chemického složení půdních a povrchových vod, půd i rostlin, tak i v látkových tocích jako jsou depozice, povrchový odtok, složení půd a půdního roztoku, zvětrávání a fixace látek v organické hmotě. Monitoring vývoje složení vod, půd, akumulace a rozkladu organické hmoty produkuje množství informací které lze použít ke tvorbě matematicko-fyzikálních modelů biogeochemických procesů.

Povězme si něco o možnostech modelování historie a budoucnosti ekosystémů (nebo alespoň jeho částí), tedy o vědecké disciplíně, která je u nás bohužel málo rozvinutá, přestože přesně naše podmínky jsou pro modelové výpočty jako stvořené.

Acidifikace je proces dlouhodobý a kumulativní, který se dynamicky vyvíjí. Teprve po určité době se projevují příznaky procesů, které již dlouho skrytě probíhají. Proto je vhodné zabývat se i minulostí acidifikovaných ekosystémů. Pokud nebudeme schopni alespoň kvalifikovaným odhadem rekonstruovat stav sledovaného ekosystému před začátkem acidifikace, nebudeme mít srovnávací bod, ke kterému bychom se v budoucnu měli opět snažit přiblížit.

Jedním ze středně komplexních modelů je MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments - Model acidifikace podzemních vod v povodích) vyvinutý v polovině osmdesátých let v USA (Cosby et al. 1985a,b), který jsme použili pro modelování dlouhodobého vlivu kyselé depozice na půdu a půdní roztok zkoumaných ploch. MAGIC je procesově orientovaný (mechanistický), dynamický model, který byl sestavena kalibrován pro zalesněné povodí White Oak Run ve Virginii, USA (Cosby et al. 1985a,b). Jako většina modelů je založen na určitém stupni zjednodušení struktury systému. Je tzv. „lumped“, tedy shrnující, který neuvažuje heterogenitu ekosystému. Předpokládá, že veškeré děje probíhající v povodí, nebo na experimentální ploše, je možno shrnout do několika relativně snadno popsateľných procesů. V přírodě proměnlivá hodnota je v modelu popsána jednou shrnující, průměrnou hodnotou (zvláště půdní složení, obvykle velmi heterogenní). Proces jak z prostorově heterogenních dat získat jediné číslo reprezentující lokalitu není formálně ustálen a obvykle vychází z vážení měřených hodnot. MAGIC je založen na řešení systému rovnovážných rovnic půda-půdní roztok a hmotové bilanci získaných produktů.

Jako vstupní parametry pro model jsou použity hlavně současné vlastnosti půd ve zkoumaném povodí nebo ploše (velikost sorpčního půdního komplexu, jeho nasycenost bazickými kationty, množství a struktura půd, adsorpce SO_4 na jílových minerálech, disociační konstanty organických kyselin, rychlost zvětrávání matečné horniny, fixace důležitých prvků v biomase) a další experimentálně dosažitelné veličiny.

Hlavní řídicí proměnou celého modelu jsou údaje o časových proměnách atmosférické depozice. Další důležitou řídicí veličinou je příjem bazických kationtů vegetací, zejména stromy a jejich fixace v biomase, v tomto případě hlavně ve dřevě.

Součástí práce s modelem je i odhad všech uvedených parametrů pro období před začátkem kyselé depozice. Model pracuje tak, že vychází z odhadnutých „přirozených“ preindustriálních podmínek a podle zadaných scénářů depozice vypočítává odezvu půd a vod na měnící se kyselou zátěž. Modelování je úspěšné, pokud se podaří zadáním preindustriálního odhadu a navržených scénářů vývoje depozice zreprodukovat současný známý stav ekosystému. Teprve pak je možno modelovat budoucí vývoj. Pro 3 šumavská povodí jsme provedli modelový výpočet mezi roky 1860-2040.

4.2. Výsledky a diskuze

4.2.1. Povodí Stolec

Toto povodí je jediné 100% zalesněno. Na příkladu tohoto povodí probereme detailněji některé mechanismy, které se podílejí na současném stavu po jejich jednotlivých částech. Modelová rekonstrukce vývoje acidifikace půd a vody vypadá následovně:

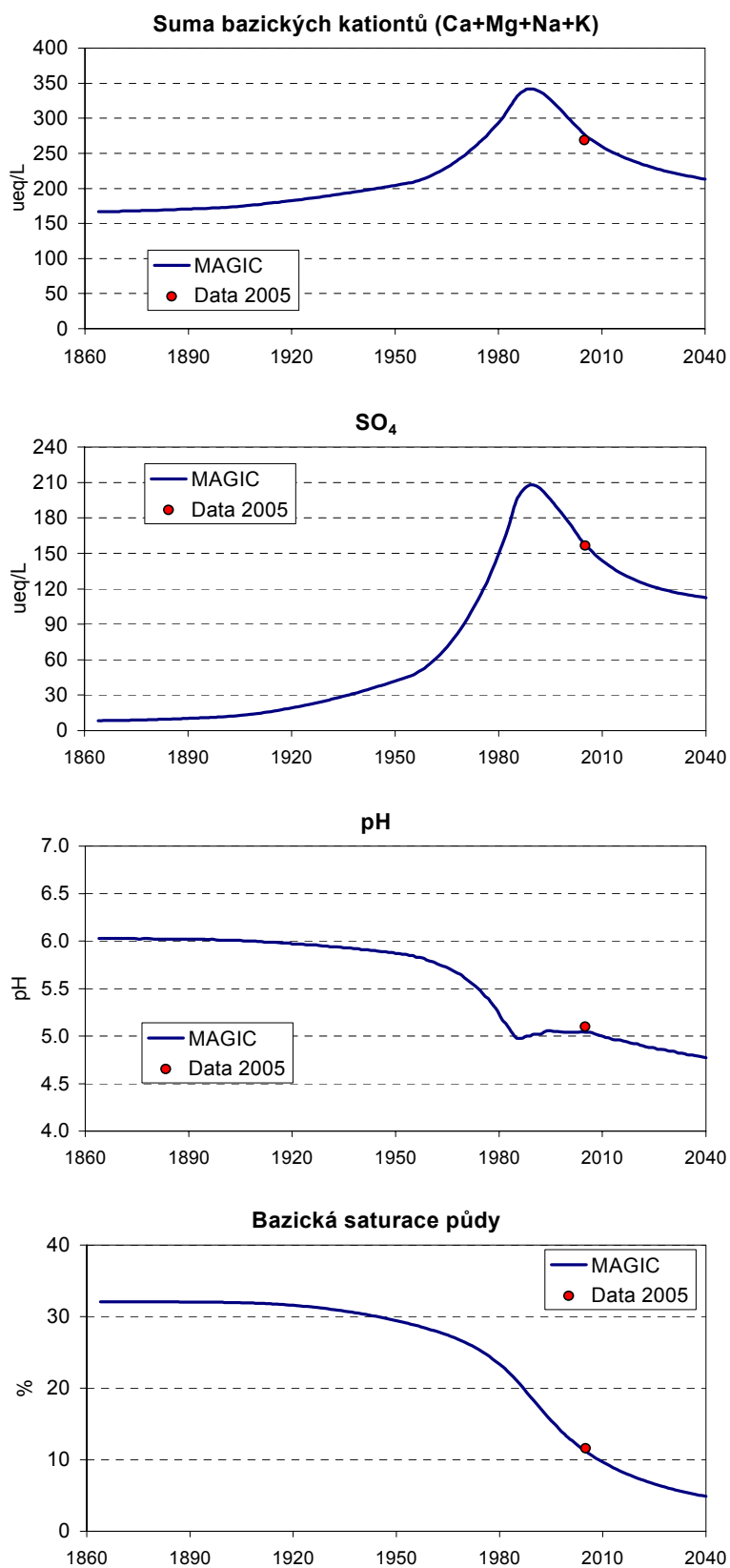
Sířany jako aniont kyseliny sírové vzniklé oxidací SO_2 v atmosféře jsou hlavním ukazatelem míry zátěže. Jejich historická depozice je, stejně jako jinde na českých horách spjata s těžbou uhlí a spalováním uhlí a pěstováním smrkových monokultur. Suchá depozice začala převládat zhruba od 50tých let, celková depozice síry vrcholila v polovině 80tých let. Pak následuje velmi rychlý pokles po roce 1989. Devadesátá léta jsou obdobím s nejvyšším gradientem změn depozice za posledních 150 let. Výsledkem je aktuální depozice síry na úrovni zhruba 30tých let 20. století (odvozeno od údajů z emisí sloučenin síry – viz část 5.). Tento depoziční trend se projevil i na koncentraci síranů v povrchové vodě (obr. 1), kdy maximální koncentrace 210 $\mu\text{eq/l}$ byly odhadnuty pro konec 80. let. 20. století, stejně jako pro většinu zalesněných oblastí ČR střední Evropy (Hruška et. al. 2002). Koncentrace 210 $\mu\text{eq/l}$ není v porovnání s ostatními oblastmi příliš vysoká, což svědčí jednak o relativně nižší depozici v centrální části Šumavy oproti severním oblastem ČR, a dále se na Šumavě uplatňuje vysoká

adsorpční schopnost půd zadržovat SO_4 na jílových minerálech a oxidech Al a Fe v půdách. (podrobněji např. Hruška a Cienciala 2002). To znamená, že během období vysoké depozice, nejsou povrchové vody tolik postiženy acidifikací, protože SO_4 neproniknou z půd do povrchových vod a neokyselí je.

Pokles koncentrace síranů je ale také v tomto případě relativně pozvolný (obr. 1) vzhledem k velikosti dlouhodobého poklesu depozice v posledních 15 letech (viz část 5). Aktuální koncentrace 155 ueq/l je ca. 2/3 nejvyšší koncentrace, a to je, v porovnání s jinými povodími relativně málo, a to jak s povodími šumavských jezer (část 5.), tak i s povodími ze severní části ČR – tam ovšem byl v některých případech pokles akcelerován odumřením lesa a ztrátou suché depozice síry. V budoucnu také pravděpodobně poklesnou koncentrace síranů relativně málo – pro rok 2004 je předpokládána koncentrace ca. 120 ueq/l, což není ani polovina maxima. Důvodem bude pomalá desorpce síranů z půd, doplněná vyšší depozicí v zalesněném povodí v porovnání s odlesněnými povodími (viz část 2.).

Bazické kationty (Ca, Mg, Na, K) jsou z hlediska acidifikace nejdůležitější skupinou kationtů. Jsou schopny bránit okyselování půdního prostředí, protože po jistou, na různých lokalitách různou dobu, mohou neutralizovat kyselý vstup z atmosféry. Jejich zdroje v přírodě jsou dané vlastnostmi geologického podloží na kterém jsou půdy vyvinuty, a také atmosférickou depozicí. Z půdních vlastností je rozhodující rychlost zvětrávání podložní horniny a půdních částic. V půdě jsou bazické kationty přístupné v sorpčním komplexu půd, kde jsou vázány iontově-výměnnými silami na povrchu jílových minerálů nebo karboxylových skupinách přírodních organických kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin). Velikost iontově-výměnného komplexu půd je, za obvyklých podmínek, převážně dána množstvím organických kyselin v příslušných horizontech. V půdě a potoce povodí Stolec je možno popsat změny koncentrací bazických kationtů (pro zjednodušení budeme uvádět jejich sumu v mikroekvivalentech, viz obr.1.) následovně:

V polovině minulého století bylo pH zhruba 6,0, koncentrace síranů byly rovny přirozenému pozadí, pH deště bylo okolo hodnoty 5,0 a déšť neobsahoval téměř žádnou kyselinu sírovou, protože její zdroj, spalování hnědého uhlí, bylo teprve v počátcích. S rozvojem průmyslu začaly stoupat koncentrace SO_2 v ovzduší. Déšť se stával zvolna kyselším. Saturace půd bazickými kationty (procento jakým jsou obsazena místa v iontově výměnném komplexu půd bazickými kationty) byla zhruba 30% (obr. 1). Zde nutno připomenout, že tato saturace byla výsledkem zvětrávání podloží a tvorby humusu, které trvalo zhruba 10 000 let. Vodíkové ionty (H^+) vnesené do ekosystému kyselinou sírovou začaly tyto sorbované bazické kationty rychle vytěsňovat a zaujímat jejich místo. V okamžiku kdy rychlost přísunu H^+ z atmosféry a z rozkladných procesů jehličnatého opadu převýšila rychlost zvětrávání, tedy rychlost s jakou byla tato zásoba přirozeně doplňována (pro Stolec byla rychlost zvětrávání odhadnuta na 75 meq/m²/rok), začala klesat bazická saturace půdy. (obr. 1). Současně začalo klesat pH vody (obr. 1). Zhruba do 50. let nebyl postup acidifikace výrazný. Bazické kationty z depozice a z iontově-výměnného komplexu půd byly stále schopny kyselý vstup poměrně dobře eliminovat. Rostla ale jejich koncentrace v půdním roztoku a povrchové vodě, a bazické kationty opouštěly svrchní půdní horizonty a nevratně odtékaly do podzemních a povrchových vod. Od 50-60tých let však nastává velký přírůstek emisí a depozic síry. S ním značně roste i vyčerpávání iontově-výměnného komplexu půd. Tento mechanismus již nestačí



Obr.1. Modelovaný průběh chemismu povrchové vody a půd v povodí Stolec pro období 1860-2040. Data z roku 2005.

k neutralizaci kyselého vstupu, v půdním prostředí, i přes další nárůst koncentrací bazických kationtů (obr. 1), dochází k významnému snižování pH. Bazická saturace půdy klesá na hodnoty pod 20% nasycení, kyselost půd roste. Dnešní bazická saturace je jen 11,6%, což představuje pokles na 1/3 počáteční saturace (obr. 1). Zásoba bazických kationtů, vzniklá za posledních zhruba 10 000 let je zdatně vyčerpána během jednoho století. S poklesem koncentrace SO_4 , klesají i koncentrace BC ve vodě, protože množství H^+ vstupujících do půdy klesá a rovnováha výměny H^+ za BC již není tolik posunuta k vymývání BC z iontově-výměnného komplexu.

Přes rapidní zlepšení depozičních parametrů (viz část 5.) se situace v budoucnu nebude zlepšovat. Jak již bylo konstatováno v předchozí části, bude většímu poklesu koncentrace SO_4 bránit desorpce síranů z půd. Tento mechanismus zabránil hlubší acidifikaci v minulosti, kdy byla vysoká depozice S „schovávána“ do půd, ale v budoucnu se tato síra bude desorbovat, a bude nadále acidifikovat půdy a vody. Také celková dosažená úroveň celkové depozice okyselujících sloučenin nebude dostatečná k nastartování regenerace půdního prostředí. Paradoxně na tom má také vliv skutečnost, že v povodí je zdravý rostoucí les. Les spotřebovává pro svůj růst značné množství bazických kationtů, zejména Ca Mg, který tak se tak nemůže podílet na regeneraci půd a zvyšuje depozici, zejména síry, díky suché depozici. proto bude i v blízké budoucnosti podle modelové předpovědi nadále klesat bazická saturace půdy, a to až na hodnoty ca. 5% v roce 2040 (obr. 1). Bude to způsobeno třemi základními faktory:

- a. poklesem depozice bazickým kationtů, která se snížila zdatně počátkem 90. let 20. století díky instalaci popílkových odlučovačů. Tento pokles má velký význam, protože okyselené ekosystémy tak byly průběžně zásobovány bazickými kationty z prachu.
- b. desoprcí SO_4 z půd
- c. odnímáním bazí růstem lesa

Třetí faktor je možno omezit hospodařením. Pokud v lese nebude intenzivní těžba, bude jeho význam malý, protože odnos BC s těženou biomasou bude také malý, a většina BC se časem, při rozpadu starých stromů, vrátí do půdy. Povodí leží v II. zóně NP, kde by hospodářská činnost měla být ukončena, a je proto naděje, že ve výhledu mnoha desetiletí tento faktor ztratí na významu.

pH vody. Jak již bylo popsáno v předchozích částech, je pH vody výsledkem ustavení rovnováh mezi látkami vstupujícími z atmosféry, iontově-výměnným komplexem půd, rozpouštěním jílových minerálů a amorfního Al z půdního prostředí a příspěvku organických kyselin vzniklých během dekompozice organických zbytků v půdě. Příspěvek organických kyselin ke kyselosti je vyjádřen koncentrací aniontů organických kyselin. Ten je vypočten z iontové bilance roztoku (Hruška et al. 1996). V případě povodí Stolec je tento příspěvek nezanedbatelný, anionty organických kyselin tvoří zhruba 20% aniontů. Anionty organických kyselin dominovaly v sumě všech aniontů do zhruba 40-50tých let, dokud nenarostly sírany, které převzaly dominantní postavení. Proto je i historické pH vody poměrně nízké – zhruba 6,0 v polovině minulého století, a jeho pokles na hodnotu 5,0 organické kyseliny mají v případě acidifikace významné pufrční schopnosti (Hruška et al. 1996).

Hodnoceno hodnotou pH, je v současné době potok ve stavu mírné regenerace, která se ovšem zastaví po předpokládané stabilizaci atmosférické depozice na hodnotě okolo současné hodnoty 5,0, a v budoucnu bude opět mírně klesat (obr. 1).

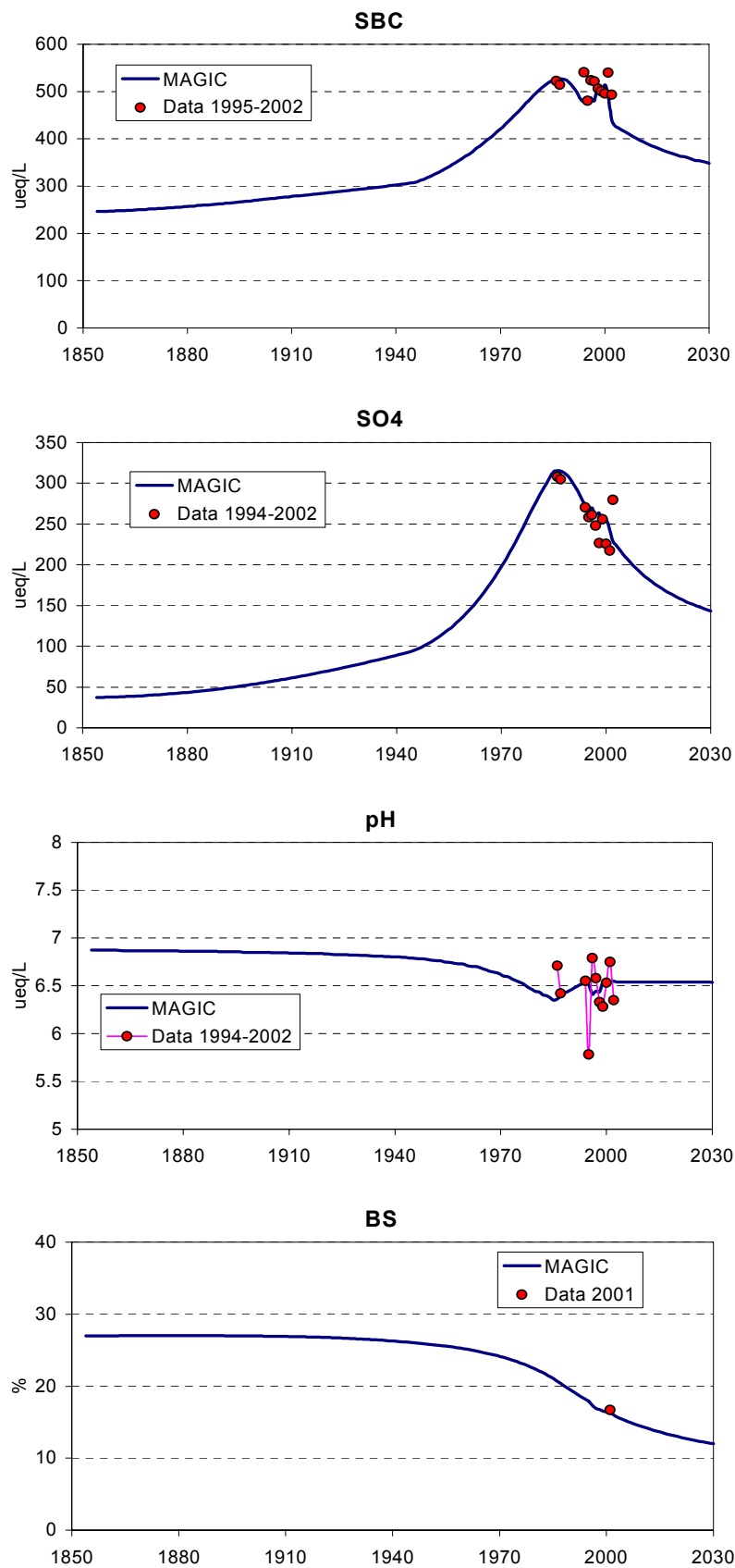
4.2.2. Porovnání s povodím Na Lizu

Povodí Stolec reprezentuje typickou vysokohorskou polohu Šumavy, kde jsou ale prozatím k dispozici jen údaje z jednoho roku pozorování. Na Šumavě ale existuje i experimentální povodí Na Lizu, které je, v rámci sítě GEOMON, sledované již od 80. let. Toto povodí leží v nižší nadmořské výšce (828-1024 m), ale svým charakterem zalesněného povodí může sloužit jako vodítko i pro úvahy o vývoji povodí Stolec. Na obr. 2. jsou výsledky modelování tohoto povodí modelem MAGIC, ovšem kalibrační údaje jsou k dispozici za období 1994-2002, a pro některé parametry i pro konec 80. let.

Vývoj chemismu je zde obdobný, a daty doložený, jako pro povodí Stolec – pokles síranů je relativně malý, regenerace parametrů povrchových vod je poměrně slabá, a pro budoucnost je také předpokládán další pokles bazické saturace půd.

4.2.3. Závěr

Výsledky modelování ukazují, že v povodí došlo od poloviny 19. století ke zdatelné acidifikaci půd a vod. V porovnání se severními oblastmi ČR nebyla acidifikace tak hluboká, a to zejména díky vlastnostem půd, které efektivně zadržovaly sírany z atmosférické depozice. Tento jev, ale bohužel povede k dalšímu postupnému zhoršování půdních vlastností i v blízké budoucnosti. Bazická saturace bude pravděpodobně klesat, což se projeví na chemismu povrchových vod dalším poklesem. Je otázkou k dalšímu řešení jak na tento stav budou reagovat lesy v oblasti.



Obr. 2. Modelovaný průběh chemismu povrchové vody a půd v povodí Na Lizu pro období 1850-2030. Data z roku let 1994-2002, pro SO₄, BC a pH i z let 1986-87.

5. Změny chemismu a oživení Rachelsee na Šumavě v důsledku kůrovcové kalamity v povodí a zotavování ekosystému z acidifikace

Jiří Kopáček, Jaroslav Vrba, Václav Metelka

Hydrobiologický ústav AV ČR, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice
(jkopacek@hbu.cas.cz, vrba@hbu.cas.cz, metelka@hbu.cas.cz)

5.1. Úvod

Tato zpráva byla vypracována na zakázku České geologické služby, Praha jako výchozí podkladový materiál pro potřeby projektu „Biogeochemické cykly ekologicky významných prvků v měnících se přírodních podmínkách lesních ekosystémů NP“ (VaV MŽP; VaV 1D/1/29/04, zodpovědný řešitel RNDr. J. Hruška, CSc.). Zpráva shrnuje výsledky chemických a biologických analýz Rachelsee na Šumavě provedených v rámci spolupráce HBÚ AV ČR s následujícími bavorskými partnery: NP Bayerischer Wald (NPBW), Wasserwirtschaftsamt (WWA) Passau a Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (LfW) München. Zde prezentované výsledky byly získány jednak jako součást řešeného projektu (2004 a 2005), jednak během předchozích projektů týkajících se výzkumu šumavských jezer (1999 a 2003, GAČR) a z dlouhodobého (1984-2004) monitoringu Rachelsee bavorskými partnery.

5.1.1. Acidifikace a zotavování povrchových vod středoevropských horských oblastí.

Ve druhé polovině 20. století bylo mnoho sladkovodních ekosystémů v oblastech s nízkou pufrací kapacitou podloží a půd postiženo acidifikací v důsledku dálkových přenosů sloučenin síry a dusíku (SO₂, NO_x a NH₃) atmosférou. Nejpatrnějším výsledkem tohoto procesu byl úbytek a vymizení ryb v řadě jezer a řek. Při podrobnějších průzkumech se ukázalo, že postižena je i celá řada organismů tvořících plankton a bentos. Všechny tyto projevy byly důsledkem změn chemismu vody, zejména snížení pH a koncentrací hydrogenuhličitanů a rostoucích koncentrací síranů, dusičnanů, hliníku a těžkých kovů (např. Schindler, 1988). Snížení emisí S a N a následný pokles kyselé depozice se pozitivně projevil pozvolným zotavováním sladkovodních ekosystémů acidifikovaných oblastí Evropy (Evans a kol., 2001; Jenkins a kol., 2003). Jeden z nejvýraznějších trendů okyselování a v současnosti naopak rychlého zotavování povrchových vod bylo možno pozorovat v horských oblastech středoevropského regionu včetně Šumavy (Veselý a kol., 1998a,b; Kopáček a kol., 1998, 2002a; Hruška a kol., 2002). Tyto chemické změny byly provázány výraznými změnami v oživení šumavských jezer (Vrba a kol., 2003a,b). Trendy změny chemismu jezer však silně závisí na kvalitě a stavu vegetace v jejich povodí. Například chemismus Prášílského jezera vykazoval značné změny oproti ostatním jezerům po polomech v části povodí (Veselý, 1998a,b). Podobné reakce chemismu lze očekávat i po kůrovcové kalamitě.

5.1.2. Kůrovcová kalamita v okolí Rachelsee

Odumírání smrkových porostů po napadení kůrovcem (*Ips typographus*) v oblasti Národního parku Šumava je v rámci výzkumu lesních ekosystémů pozorováno již několik let. Analogie

této významné události lze sledovat v obdobném rozsahu i na německé straně na území NP Bavorský les, kde bylo během poslední dekády postupně napadeno a zničeno přes 85% smrkových porostů ve vrcholových partiích a 18% v nižších polohách (Huber, 2002, 2005). Dopad těchto rozsáhlých změn na biologické a hydrochemické vlastnosti povodí byl studován na lokalitě Forellenbach (13°25' VD; 48°56' SŠ; 820 m. n. m.) v rámci UN/ECE-Integrated Monitoring Project již od roku 1990 (Beudert, 1999; Beudert a Breit, 2004). Doplněním této extenzivní studie jsou zejména práce Hubera a kol. (2004) a Hubera (2005), zabývající se změnami v biogeochemickém cyklu N na lokalitách Reschbachklause (13°35' VD; 48°58' SŠ; 1150 m. n. m) a Buchenau (13°20' VD; 49°2' SŠ; 1100 m. n. m.) monitorovaných v letech 1999-2001.



Obr. 1. Povodí Rachelsee v září 1999 během vrcholící kůrovcové kalamity (vlevo) a pět let poté v září 2004 (vpravo). Foto – autoři.

V obou případech mělo katastrofální narušení sledovaných lesních ekosystémů rozsáhlé důsledky na prvkové bilance v povodí. Biogeochemické procesy probíhající v takovýchto podmínkách se z velké části podobají obdobným pochodům na zcela vykáčených plochách nebo plochách poškozených polomy. Dochází zde ke zvýšení mineralizace a nadměrné nitrifikaci, což dále prohlubuje acidifikaci, uvolňování Al a odnos bazických kationtů z povodí (Huber a kol. 2004; Huber, 2005).

Přestože se atmosférická depozice NO_3^- a SO_4^{2-} v průběhu sledování porušených porostů postupně snížila až na hodnoty podobné depozici na otevřené ploše, koncentrace NO_3^- v půdních roztocích vzrůstala. Již po dvou měsících od začátku kalamity (srpen 1996) stouply koncentrace NO_3^- v povrchové půdní vodě lokality Forellenbach z 75-220 na 770 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a po jednom roce dosahovaly maximálních hodnot 1300 $\mu\text{mol l}^{-1}$, na kterých se držely po dobu tří let. Vzrůst koncentrací v hloubce 40 cm byl obdobný s tím, že nejvyšší koncentrace se zde pohybovaly v rozmezí 1500-3000 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Beudert a Breit, 2004; Beudert, 1999). Na výše položených lokalitách, kde se průměrné koncentrace NO_3^- v půdním roztoku před útokem kůrovce pohybovaly <50 $\mu\text{mol l}^{-1}$, došlo k nárůstu, který však nedosáhl hodnot zjištěných na lokalitě Forellenbach. Zvýšené koncentrace NO_3^- v podkořenné zóně (40 cm) zde byly zaznamenány již v prvním roce po napadení a dosáhly maxima 934 $\mu\text{mol l}^{-1}$ a po pěti letech 1101 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (Huber a kol., 2004; Huber, 2005). Změny koncentrace NO_3^- byly provázeny poklesem pH z 4,7 na 4,2 a s nárůstem koncentrací iontových forem Al (Al^{III}) v půdním

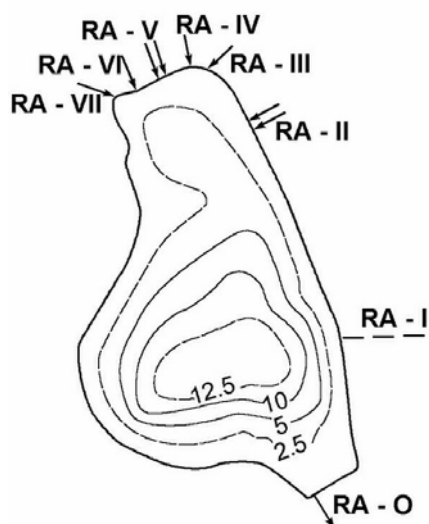
roztoku na maxima ~ 3 mekv l^{-1} po prvním roce (Beudert a Breit 2004) a ~ 2 mekv l^{-1} v pátém roce po kalamitě (Huber, 2005) (1 ekvivalent = 1 mol náboje). Jak NO_3^- , tak Al^{n+} vykazovaly sezónní výkyvy s maximy na konci vegetační sezóny (Beudert a Breit, 2004; Huber 2005). Zároveň došlo v půdních roztocích k dočasnému poklesu koncentrací SO_4^{2-} (Beudert a Breit, 2004; Beudert, 1999).

Naměřené hodnoty odnosu SO_4^{2-} z kůrovcem postižených lokalit vykazovaly mezi lety 1992 a 2003 celkový pokles z 91 na 62 $\mu\text{ekv } l^{-1}$ v povrchové vodě (Beudert a Breit 2004). Pro NO_3^- byl jasně patrný nárůst koncentrací spojený s odumíráním smrkových porostů, který z $\sim 50 \mu\text{mol } l^{-1}$ před rokem 1999 vzrostl na 120 $\mu\text{mol } l^{-1}$ v roce 2002. Se zvýšenou koncentrací NO_3^- poklesla kyselinová neutralizační kapacita z ~ 150 na 100 $\mu\text{ekv } l^{-1}$ a zvýšil se odnosu bazických kationtů z ~ 275 na 325 $\mu\text{ekv } l^{-1}$ (Beudert a Breit 2004). Odnos NO_3^- z povodí se zvýšil dva až třikrát z 0,84 kekv $ha^{-1} rok^{-1}$ v roce 1999 na 1,66 kekv $ha^{-1} rok^{-1}$ v roce 2002. Průměrný celkový odnos NO_3^- z povodí byl v tomto období $0,74 \pm 0,31$ kekv $ha^{-1} rok^{-1}$ a bazických kationtů (suma K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) $3,08 \pm 0,57$ kekv $ha^{-1} rok^{-1}$ (Beudert a Breit, 2004).

5.2. Metodika

5.2.1. Popis lokalit a odběr vzorků

Rachelsee (RA) je jedno z osmi dochovaných ledovcových jezer na Šumavě. Nachází se na východním svahu Velkého Roklanu (Grosser Rachel; 1453 m n.m.) ($13^\circ 24'$ VD; $48^\circ 58'$ SŠ) v nadmořské výšce 1071 m. Plocha jezera je 5,7 ha, maximální hloubka 13 m a objem 180000 m^3 . Plocha povodí RA je 58 ha a jeho podloží dominují ruly (Weilner, 1997). Původní převážně smrkový porost byl z cca 70% zničen kůrovcovou kalamitou, která kulminovala na podzim roku 1999 (obr. 1). Povodí je do jezera odvodněno 7 povrchovými přítoky (obr. 2), z nichž pouze dva (RA-V a RA-VII) jsou trvalé. Přítok RA-I je umělý, byl vybudován pro nadlepšení stavu vody pro účely plavby dřeva a je v současnosti nefunkční.



Obr. 2. Batymetrická mapa Rachelsee s vyznačením odtoku (RA-O) a povrchových přítoků (RA-I až RA-VII). Přítok RA-I je umělý a vodu do jezera již nepřivádí. Trvalé přítoky jsou RA-V a RA-VII, ostatní vysychají během srážkově chudších období.

Chemismus vody RA je pravidelně monitorován WWA 2–3 krát ročně na obsahy hlavních aniontů (NO_3^- , SO_4^{2-}) a kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+ a Al). Od roku 2000 jsou sledovány též koncentrace Cl^- , Na^+ a K^+ . HBÚ AV ČR provedl analýzy RA a jeho hlavních přítoků v jednom termínu před vrcholem kůrovcové kalamity (7. 9. 1999) a v šesti termínech po jejím odeznění (3. 9. 2003, 21. 9. 2004 a v roce 2005 18. 5., 29. 6., 10. 8. a 21. 9.). Během těchto

odběrů byly na vertikálním profilu jezera v 5 hloubkách (0,5, 6, 8, 11 m a 0,5 m nade dnem, tj. 12–12,5 m) stanoveny koncentrace hlavních iontů (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) iontovou chromatografií (Dionex IC25, USA), kyselinová neutralizační kapacita (titrací podle Grana; Mackereth a kol., 1989), pH, formy Al podle Drisolla (1984), celkový fosfor (TP) podle Kopáčka a Hejzlara (1993), rozpuštěný uhlík (DOC; TOC 5000A analyzer, Shimadzu), celkový organický N (TON; TOC/TN analyzer, Skalar) a chlorofyl *a* podle Lorenzena (1967). Podobně (kromě koncentrací chlorofylu) byly analyzovány hlavní přítoky. Teplota a koncentrace kyslíku na profilu jezera byly měřeny sondou DataSonde 4 (Hydrolab, USA) v 1 m intervalech. Během všech odběrů byly analyzovány vzorky planktonu, určeny dominantní druhy a stanoveny počty vířníků, fytoplanktonu a bakterií.

5.2.2. Dlouhodobé trendy chemismu Rachelsee a atmosférické depozice

Dlouhodobý trend vývoje chemismu RA byl rekonstruován s použitím výsledků z podzimních odběrů (převážně říjen, data WWA). Pro roky 1999, 2003, 2004 a 2005 jsou rovněž použita data HBÚ AV ČR. Analýzy poskytnuté WWA pro období 2000–2004 nebyly úplné (chybějící koncentrace SO_4^{2-} pro roky 2000 a 2001) nebo vykazovaly nedostatky – při kontrole správnosti dat metodou porovnání sumy aniontů a kationtů (Kopáček a kol., 2000a) byl zjištěn velký nadbytek kationtů. Po porovnání trendů vývoje koncentrací a časově odpovídajících dat WWA s našimi výsledky jsme pro další analýzu trendů vyloučili podezřele nízké hodnoty pH z roku 2001 a výrazně nadhodnocené hodnoty koncentrací Ca^{2+} a Mg^{2+} z let 2002–2004. Ostatní hodnoty odpovídaly našim výsledkům, které vykazovaly při testu kontroly správnosti přijatelné odchylky ($<\pm 4\%$) mezi sumou aniontů a kationtů.

Trendy atmosférické depozice použité v této studii pocházejí z následujících zdrojů: (1) Pro období 1984–1991, kdy neexistují přímá měření, byly použity rekonstruované hodnoty depozice na volné ploše (BULK) a v podkorunových srážkách (TF) modelované pro Šumavu na základě emisí SO_2 , NO_x a NH_3 ve středoevropském regionu (Kopáček a Veselý, 2005) a regresních trendů mezi emisemi a depozicí sloučenin S a N měřenou v následujícím období (Kopáček a kol., 2001a, Majer a kol., 2003). (2) Pro období 1992–1997 byla použita měřená data z Jezerní hory (Hruška a kol., 2000). BULK depozice je měřena v nadmořské výšce 1175 m a pro TF depozici byl použit průměr ze dvou stanic v nadmořské výšce 1045 a 1330 m. (3) Pro období 1998–2005 byla použita nepublikovaná (data HBÚ AV ČR) nebo částečně publikovaná data (Kopáček a kol., 2000b, 2001b) z výše uvedených lokalit.

5.3. Výsledky a diskuse

5.3.1. Chemismus Rachelsee a jeho přítoků v roce 2004 a 2005.

Jezerní voda i přítoky byly silně ovlivněny acidifikací, měly nízké hodnoty pH a vyčerpaný uhličitánový pufrací systém. Voda přítékající do jezera byla při všech odběrech kyselější než voda hladinové vrstvy a měla výrazně vyšší koncentrace H^+ , Al^{n+} , NO_3^- a organických kyselin (R^-) (tabulka 1). Hodnoty pH hlavních přítoků RA-V a RA-VII se pohybovaly v rozmezí 4,16–4,41, zatímco pH hladinové vrstvy v rozmezí 4,87–4,91. Tento nárůst pH mezi jezerem a přítoky probíhá díky interní produkci alkality, související s asimilačními a rozkladnými procesy, zejména pak s redukcí NO_3^- , R^- a SO_4^{2-} v jezeře a je diskutován dále v textu. Může také souviset s přítokem méně kyselých podpovrchové nebo podzemní vody podobného složení jako přítok RA-II (tabulka 1), který vyvěrá jako pramen blízko u jezera.

Ze všech provedených odběrů byly nejvyšší koncentrace NO_3^- v přítocích zaznamenány v květnu, kdy se pohybovaly mezi 169–168 $\mu\text{ekv l}^{-1}$, a byly provázány vysokými koncentracemi Al^{n+} (31–69 $\mu\text{ekv l}^{-1}$). V průběhu letní sezóny koncentrace těchto iontů klesaly. Díky

hydrolyze Al a precipitaci při vyšším pH jezerní vody byly koncentrace Al^{n+} v hladinové vrstvě oproti hlavním přítokům vždy výrazně nižší. Chemismus jezera i jeho přítoků tak vykazoval znaky typické pro vody ovlivněné kyselou depozicí i kůrovcovou kalamitou. V dalších kapitolách se pokusíme tyto vlivy oddělit a vyhodnotit samostatně.

5.3.2. Vliv změny chemismu atmosféry na chemismus a zotavení planktonu Rachelsee

Podle analogie s ostatními šumavskými jezery lze předpokládat, že prudké změny chemismu vody RA a půd jeho povodí nastaly po 2. světové válce a zejména od 70. let 20. století (Majer a kol., 2003). Analýzy sedimentu Rachelsee naznačují pokles pH pod hodnoty <5 a zvýšení koncentrace těžkých kovů již v 19. století a jsou připisovány lokálnímu efektu těžby a zpracování rud (Steinberg a kol., 1985). Acidifikace jezera vrcholila v 80. letech, kdy podkorunová depozice S i anorganických forem N ($HN_4^+ + NO_3^-$) dosahovala na Šumavě přibližně $160 \text{ mmol m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$, tj. cca $50 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ a $22 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (obr. 3). Mezi roky 1984-1990 se koncentrace SO_4^{2-} v RA pohybovaly v rozmezí $57-75 \text{ mmol l}^{-1}$ a NO_3^- od 36 do 50 mmol l^{-1} (obr. 4).

Tabulka 1. Iontové složení vody všech tekoucích přítoků (RA-II až RA-VII) a hladiny (RA-HL, 0,5 m hloubka) Rachelsee během odběrů v roce 2004-2005. Symboly Al^{n+} , Fe^{m+} a R^- představují sumy iontových forem Al, Fe a organických kyselin (pro výpočet viz Kopáček a kol., 2000a). Koncentrace jsou uvedeny v $\mu\text{ekvivalentech l}^{-1}$ (1 ekvivalent = 1 mol náboje).

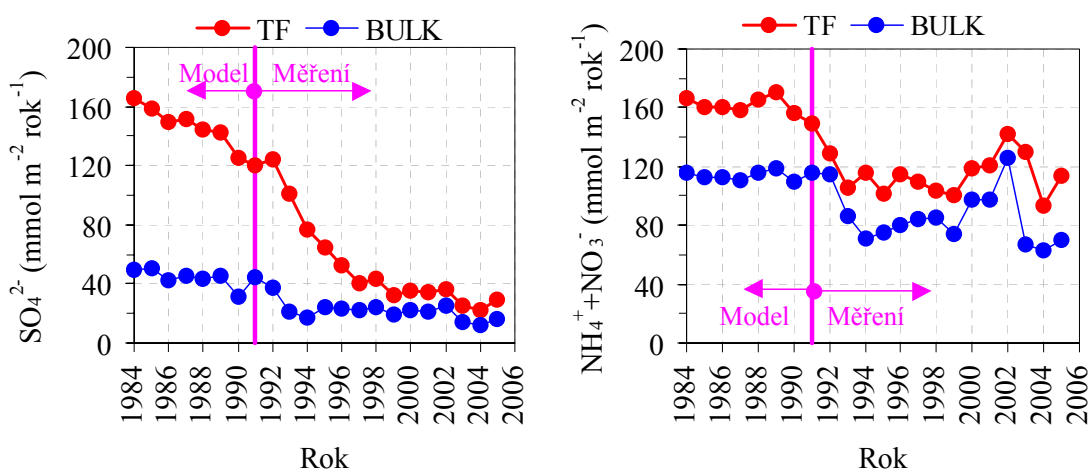
	Vzorek	H^+	NH_4^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Al^{n+}	Fe^{m+}	SO_4^{2-}	NO_3^-	Cl^-	F^-	R^-
21.9.04	RA-V	42	0,1	68	80	43	13	26	0,2	76	167	14	1,3	11
	RA-VII	51	0,1	40	38	31	9	36	0,2	77	104	12	1,2	14
	RA-HL	13	3,1	56	43	33	16	13	0,9	55	92	15	1,1	4
18.5.05	RA-V	21	0,4	58	58	30	16	31	0,1	55	168	14	1,9	9
	RA-VI	39	0,5	47	36	22	20	44	0,4	52	168	13	1,7	17
	RA-VII	69	0,4	42	30	20	18	69	0,1	56	159	12	1,7	9
	RA-HL	17	5,1	45	38	25	13	23	0,9	52	104	14	1,7	5
29.6.05	RA-II	13	0,1	32	31	35	2	1	0,0	71	21	14	1,2	11
	RA-V	41	0,1	56	64	36	11	25	0,1	76	137	11	1,4	11
	RA-VI	49	0,1	34	33	31	11	20	0,2	71	73	14	1,4	19
	RA-VII	51	0,1	37	30	26	10	36	0,5	76	88	15	1,8	13
	RA-HL	13	1,5	44	40	26	14	12	0,7	53	91	14	1,6	3
10.8.05	RA-V	35	0,4	49	53	33	8	24	0,0	77	107	8	1,2	10
	RA-VI	52	0,4	32	28	25	9	25	0,7	69	60	6	0,9	24
	RA-VII	46	0,4	30	23	20	6	34	0,6	79	58	5	1,1	15
	RA-HL	13	1,1	39	33	24	11	12	1,2	55	69	11	1,3	5
21.9.05	RA-II	19	0,8	34	35	34	3	3	0,2	72	48	14	1,8	8
	RA-V	38	0,8	50	56	33	9	19	0,0	79	115	9	1,2	8
	RA-VI	52	0,8	30	29	25	9	17	0,0	71	67	8	0,9	17
	RA-VII	48	0,8	42	25	21	7	35	0,1	79	72	6	1,4	13
	RA-HL	12	1,0	38	34	26	13	8	1,4	55	60	12	1,4	6

Na konci 80. let se trend emisí kyselých polutantů v Evropě dramaticky snížil (zejména vlivem politických a ekonomických změn, souvisejícího omezení průmyslové a zemědělské produkce a jejich restrukturalizace v postkomunistických zemích) a depozice S i N na Šumavě výrazně poklesly (obr. 3). K tomuto trendu dále přispěly relativně teplé zimy z počátku 90.

let, dále pak postupná změna palivové základny (přechod z tuhých na kapalná a plynná paliva), odsiřování a další opatření vedoucí ke snížení emisí z hlavních stacionárních zdrojů (Kopáček a kol., 2001a). Protože k podobným změnám jako v bývalém Československu došlo i na území Polska a bývalé NDR, byla úroveň středoevropských emisí v roce 2000 o ~80% u SO₂, ~46% u NO_x a ~32% u NH₃ nižší než na počátku 80. let (Kopáček a Veselý, 2005). Paralelní snížení atmosférické depozice sloučenin S a N (obr. 3) vedlo ke snižování koncentrací SO₄²⁻ a NO₃⁻ i v RA na začátku 90. let (obr. 4). Tento pokles koncentrací byl zejména u SO₄²⁻ výrazně nižší než ve srážkové vodě, vlivem postupného vyplavování S akumulované v půdách během předchozích let. Podle odhadů různých modelů lze předpokládat, že nový rovnovážný stav mezi vstupem a výstupem S z půd se bude tvořit 30–50 let (Majer a kol., 2003).

Pokles koncentrací aniontů silných kyselin byl provázen paralelním poklesem koncentrací Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺ a Al (obr. 4) a částečným vzrůstem kyselinové neutralizační kapacity. I přes značné zotavení chemismu RA z acidifikace však zůstává uhličitanový pufrací systém jeho vody vyčerpán, což znamená, že tato voda zůstává nevhodnou (a pro stále vysoké koncentrace Al i toxickou) pro ryby a planktonní korýše (Vrba a kol., 2000, 2003a).

Naše analýzy zatím nevykazují jednoznačné známky zotavení planktonu RA, což je způsobeno hlavně nedostatkem sezónních dat – např. pro meziroční trendy fytoplanktonu je nezbytné srovnávat celosezónní průměry koncentrací chlorofylu *a* v epilimniu (viz příklad Plešného jezera; Vrba a kol., 2003b). Zářijové koncentrace chlorofylu *a* v RA žádný zřetelný trend v posledních letech nevykazují: 1,68 μg l⁻¹ (1999), 0,64 μg l⁻¹ (2003) 1,05 μg l⁻¹ (2004) a 2,32 μg l⁻¹ (2005). Počet planktonních vířníků se naopak řádově zvýšil: z 0,78-1,70 ind. l⁻¹ mezi roky 1999 a 2003 na 95,5 ind. l⁻¹ v roce 2004. Tato skutečnost pravděpodobně odráží jednak příznivé změny v chemismu RA, jednak by mohla indikovat zvýšenou potravní nabídku (biomasy fytoplanktonu). Ta je indikována i klesající průhledností jezerní vody z hodnot kolem 8 m v letech 1999 a 2003 na 6,5 m v roce 2004 a 3-5 m v létě 2005.



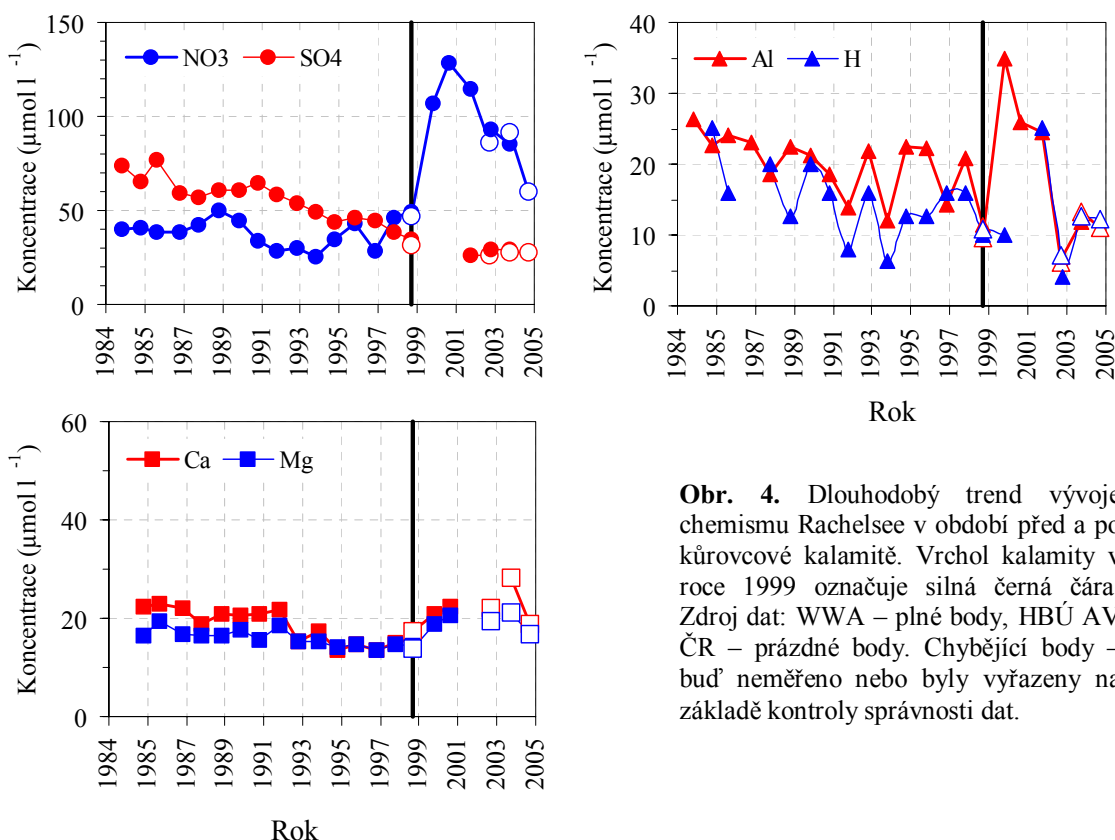
Obr. 3. Vývoj chemismu atmosférické depozice na Šumavě (Jezerní hora). Hodnoty TF představují podkorunovou depozici ve smrkových porostech mezi 1045 a 1330 m n.m., BULK je depozice na volné ploše (1175 m n.m.). Silná fialová čára odděluje období, pro které byla depozice měřena (Hruška a kol., 2000, Kopáček, nepublikovaná data) a modelována na základě emisí SO₂ a NO_x a NH₃ ve středoevropském regionu (Kopáček a kol., 2001a).

5.3.3. Vliv kůrovcové kalamity na chemismus Rachelsee

Zatímco až do roku 1998 se chemismus RA vyvíjel obdobně jako ve většině ostatních šumavských jezer (Kopáček a kol., 2002a), po vrcholu kůrovcové kalamity v roce 1999 se

výrazně změnil v několika parametrech. Ač se pokles koncentrací SO_4^{2-} ve srážkách po roce 1998 téměř zastavil (obr. 3) ve vodě RA nadále pokračuje (obr. 4). Za tímto zdánlivým rozparem je prudký pokles depozice SO_4^{2-} v podkorunových srážkách do povodí RA v důsledku jeho odlesnění. V současnosti jsou koncentrace SO_4^{2-} v šumavských podkorunových srážkách přibližně 1,7× vyšší než na volné ploše, neboť v korunách stromů probíhá intenzivní záchyt horizontální depozice polutantů ve formě mlh, námraz, kondenzace a pod. (Kopáček a kol., 2000b, 2001a). Tím, že opadalo smrkové jehličí z většiny stromů RA povodí, klesl významně jeho specifický povrch a podkorunová depozice se zde svým složením přiblížila úrovni depozice na volné ploše (obr. 3).

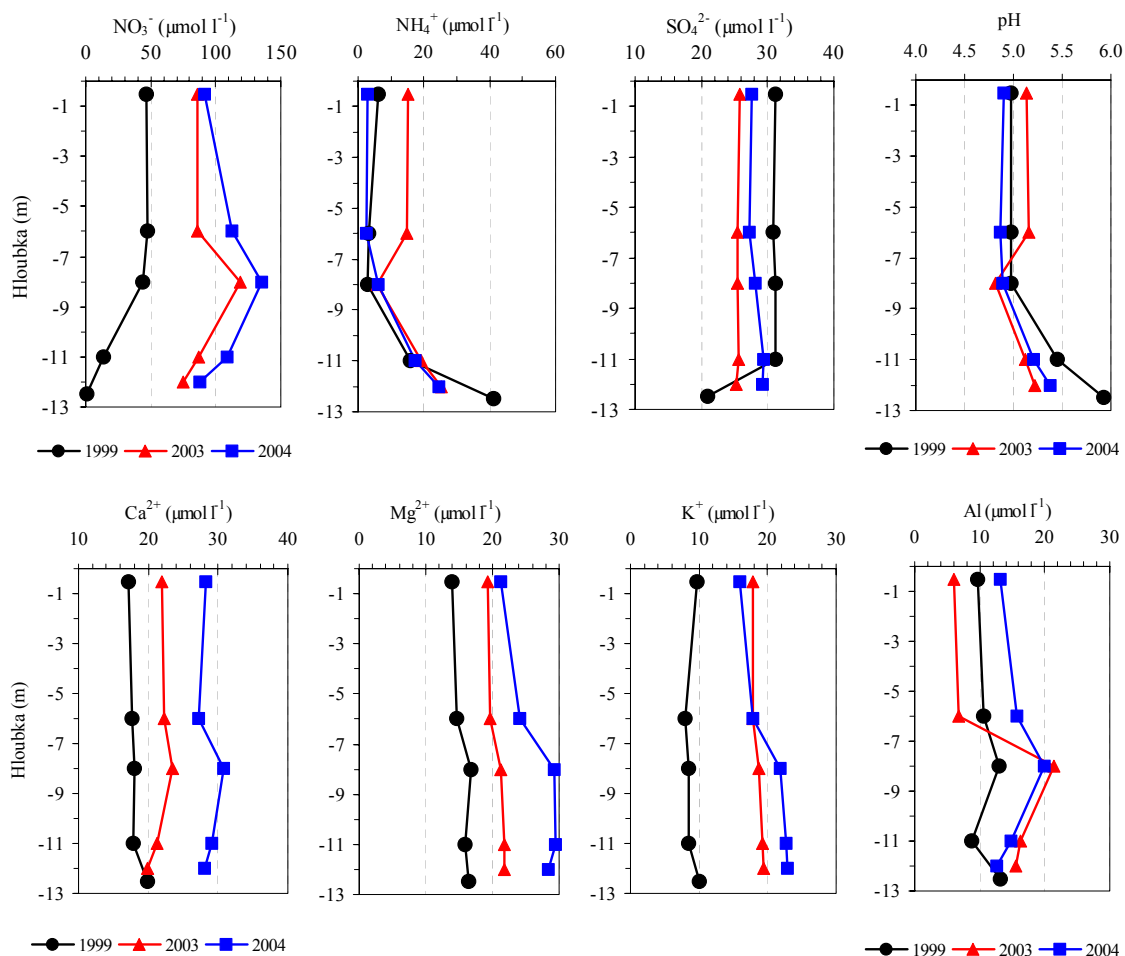
Oproti SO_4^{2-} koncentrace NO_3^- po kůrovcové kalamitě ve vodě RA prudce vzrostly (obr. 4). Tento jev byl zpočátku způsoben mineralizací čerstvě opadaného jehličí a později se patrně rovněž zvýšila rychlost mineralizace původní organické půdní hmoty v důsledku většího průniku slunečního záření na lesní půdu a tím zvýšení její teploty (např. Hruška a Cienciala, 2001, Beudert a Breit, 2004, Huber 2004). Větší odnos NO_3^- z půd byl provázen většími ztrátami důležitých lesních živin (Ca, Mg a K), jejichž koncentrace v jezere výrazně vzrostly oproti roku 1999 (obr. 4 a 5). Dále byl nárůst koncentrací NO_3^- bezprostředně po kalamitě po dobu tří let kompenzován zvýšením odnosu H^+ a Al. Od roku 2003 se však trend jejich koncentrací vrátil a nadále sledoval především pokles koncentrací SO_4^{2-} . Naproti tomu, zvýšený odnos Ca^{2+} a Mg^{2+} z povodí pokračuje a nadále sleduje zvýšené vyplavování NO_3^- (obr. 4). Tento vzájemný vztah mezi koncentracemi SO_4^{2-} , H^+ a Al na straně jedné a koncentracemi NO_3^- a bazických kationtů na straně druhé je pro šumavské povrchové vody typický (Kopáček a Hejzlar, 1998). Lze proto očekávat, že podobné změny chemismu vod nastanou i v dalších, kůrovcovou kalamitou postižených oblastech Šumavy, zejména v chemismu Plešného jezera a jeho přítoků.



Obr. 4. Dlouhodobý trend vývoje chemismu Rachelsee v období před a po kůrovcové kalamitě. Vrchol kalamity v roce 1999 označuje silná černá čára. Zdroj dat: WWA – plné body, HBÚ AV ČR – prázdné body. Chybějící body – buď neměřeno nebo byly vyřazeny na základě kontroly správnosti dat.

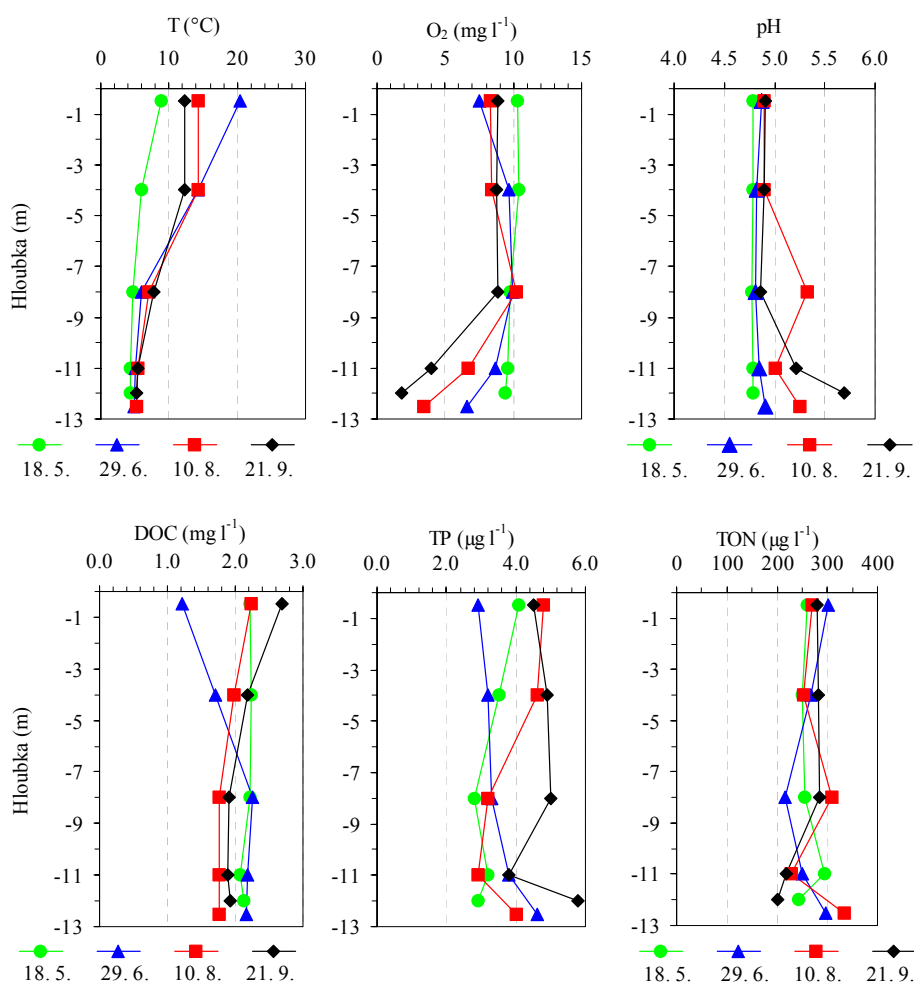
Z hlediska kvality povrchových vod vzhledem k obnově jejich původního oživení je tento trend vývoje chemismu vod po odeznění kůrovcové kalamity příznivý, protože souběžně

klesají koncentrace Al, a roste pH a koncentrace Ca. Z hlediska kvality lesních půd je však tento vývoj značně nepříznivý. Bazická saturace šumavských půd je zejména ve vrcholových partiích velmi nízká s průměry pouze 9%, 12% a 15% pro povodí Čertova, Černého a Plešného jezera (Kopáček a kol., 2002b,c). Další snížení její úrovně po kůrovcové kalamitě tak značně oddálí zotavování šumavských půd z poškození způsobeného atmosférickou acidifikací. Tento proces je i v kůrovcem nenapadených porostech velmi pomalý, protože atmosférická depozice bazických kationtů a jejich produkce zvětráváním podloží (tj. hlavní přirozené zdroje pro půdy) jsou na Šumavě velmi nízké (Majer a kol., 2003). K dalšímu výraznému vyčerpávání zásoby bazických kationtů v půdě přispěje jejich vázání do biomasy nově rostoucího lesa (Hruška a Cienciala, 2001) a tím se nutriční kvalita půd dále rychle sníží. Dostupná chemická data nedovolují podrobný popis sezónních změn jezerního chemismu RA a tím upřesnění průběhu odnosů živin z půd v průběhu roku. Určitou představu o sezónních změnách si však lze udělat na základě analogií s dalšími, podrobněji sledovanými šumavskými jezery (Kopáček a kol., 2001b,c,d) a z křivek koncentrací jednotlivých prvků podél hloubkového profilu jezera (obr. 5). Maximální odnosy NO_3^- z povodí nastávají v období jarního tání. Jejich koncentrace v jezeře roste a během jarní cirkulace se rozmíchá do celého vodního sloupce. V období letní stratifikace jsou koncentrace NO_3^- v epilimniu (obvykle horních 4–6 m) snižovány asimilací fytoplanktonem a ředěním vodou z povodí o nižších než jarních koncentracích NO_3^- . Ve spodní části hypolimnia (cca 0–4 m nade dnem) bývá koncentrace NO_3^- šumavských jezer snížena díky jejich denitrifikaci v sedimentech a anoxické vodě nade dnem (Kopáček a kol., 2001b,c,d). Nejstabilnější vrstvou s nejnižšími sezónními vrstvami zůstává vrchní hypolimnion v hloubce 8–9 m. Tato vrstva si zachovává „otisk“ jarního chemismu většinou až do podzimního míchání. I z podzimních odběrů se tak dá vyvodit, jak výrazným sezónním změnám v jezeře v průběhu daného roku došlo.



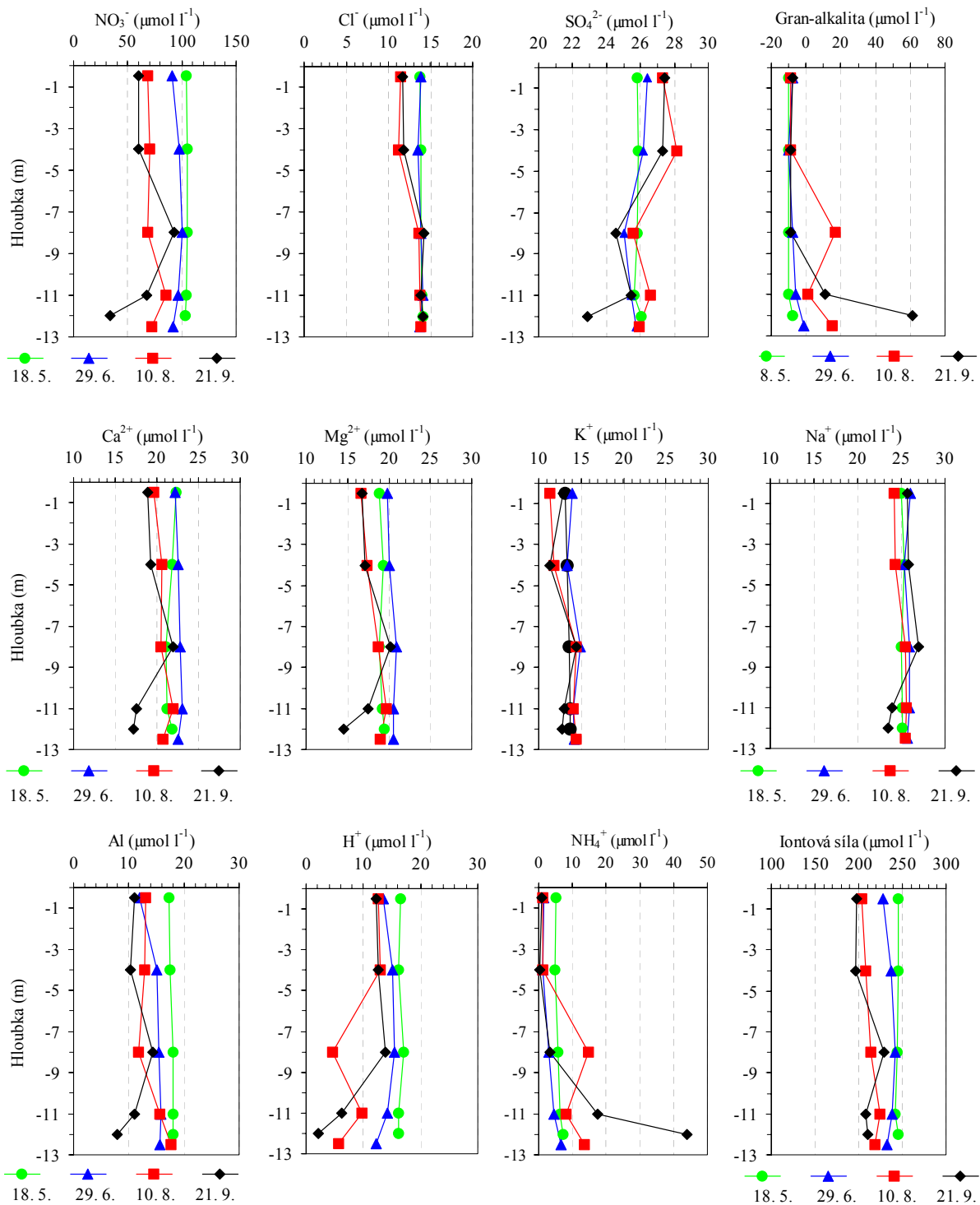
Obr. 5. Vertikální profil vybraných parametrů chemismu Račelského jezera v období před vrcholem kůrovcové kalamity (září 1999) a po něm (2003 a 2004). Koncentrace v 8 m hloubce (horní hypolimnion) jsou nejméně ovlivněny jezerními procesy a jsou tak blízké koncentracím, které se nacházejí v jezerech v období jarní cirkulace.

Z obr. 5 je patrné, že se koncentrace NO_3^- v horní části hypolimnia (8 m) RA v roce 1999 příliš nelišily od koncentrací v epilimniu. To svědčí o tom, že rozdíl mezi jarními a letními koncentracemi NO_3^- v jezerních přítocích nebyl patrně ještě příliš významný. Naproti tomu oba odběry po kůrovcové kalamitě vykazují podstatně vyšší koncentrace NO_3^- v 8 m než ve zbytku vodního sloupce. To naznačuje nárůst sezónní dynamiky odnosu NO_3^- z povodí. Podobný trend je zřejmý i pro Ca^{2+} , Mg^{2+} a K^+ , zatímco vertikální profily koncentrací SO_4^{2-} nevykazují výrazné změny tvaru mezi jednotlivými odběry, pouze dlouhodobý trend vývoje patrný již z obr. 4.

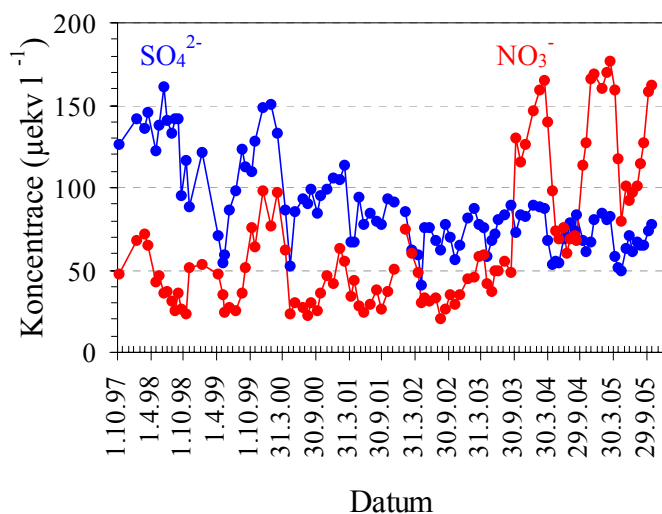


Obr. 6. Vertikální profil fyzikálně chemických vlastností, pH a koncentrací hlavních živin v Račelském náhonu během letní stratifikace 2005. Datum odběru: 18. 5., 29. 6., 10. 8. a 21. 9.

Podrobnější studium vývoje chemismu Račelského náhonu v průběhu období letní teplotní stratifikace v roce 2005 odhalilo sezónní dynamiku i v odnosu dalších iontů a živin (obr. 6 a 7). Nejvyšší koncentrace NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al , H^+ a iontové síly vody se v jezeře objevily po jarním tání a pak postupně klesaly (obr. 7). Naproti tomu, koncentrace SO_4^{2-} byly nejnižší (patrně nejvíce naředěny) v období tání a jejich koncentrace v epilimniu pak s postupem času rostla. Koncentrace Na^+ a K^+ nevykazovaly žádný zřetelný sezónní trend (obr. 7). Změny koncentrací živin (DOC, TP) v epilimniu (obr. 6) odrážely kombinaci několika pochodů: odnos z povodí související s klimatickými faktory (zejména nárůst během deštivého léta), bio-spotřebu v jezeře a dekompozici DOC slunečním zářením. Významné změny koncentrací NO_3^- , SO_4^{2-} , H^+ a alkality podle Grana (obr. 7) podél hloubkového profilu souvisí s bichemickou redukcí NO_3^- a SO_4^{2-} v sedimentech. Tato redukce vede k produkci alkality a tím neutralizaci H^+ iontů, zvýšení pH nad hodnoty >5 a obnovení uhličitanového pufracího systému nade dnem acidifikovaných jezer (Schindler, 1986, Psenner, 1998). CO_2 uvolněný disimilací sedimentujícího sestou v hypolimniu (podobně jako NH_4^+ , viz obr. 7) pak může tvořit HCO_3^- , což se projeví růstem granovské alkality do kladných hodnot (obr. 7). Tento proces je typický pro všechna silně acidifikovaná šumavská jezera (Kopáček a kol. 2001e).



Obr. 7. Vertikální profil koncentrací hlavních iontů a iontové síly v Rachelsee během letní stratifikace roku 2005. Datum odběru: 18. 5., 29. 6., 10. 8. a 21. 9.



Obr. 8. Sezónní průběh koncentrací SO_4^{2-} a NO_3^- v hlavním povrchovém přítoku do Plešného jezera v období 1997-2005 (1 ekvivalent = 1 mol náboje).

Koncentrace SO_4^{2-} vykazují trvale klesající průběh v důsledku zotavování ekosystému z atmosférické acidifikace. Jejich koncentrace jsou nejnižší v době jarního tání, kdy jsou nejvíce ředěny. Naproti tomu koncentrace NO_3^- vykazují maxima v době jarního tání, kdy se vyplavuje NO_3^- akumulovaný v půdách během zimního období. Výrazně zvýšené koncentrace NO_3^- od roku 2003 souvisí s rozvojem kůrovcové kalamity.

5.4. Závěr

Získané výsledky jednoznačně ukazují zvýšení sezónní dynamiky odnosu důležitých lesních živin (N, Ca, Mg a K) z povodí a mobilizaci toxických iontových forem Al v půdách a povrchových vodách v důsledku kůrovcové kalamity. Skutečné ztráty prvků z půd jsou však ještě větší, než naznačují naše data, která nezachycující nejvyšší dynamiku změn koncentrací během jarního tání. Představu o významu tohoto období na odnos iontů z kůrovcové lokality je možno si udělat na základě současného trendu vývoje chemismu hlavního povrchového přítoku do Plešného jezera, kde kalamita právě probíhá (obr. 8). Skutečný odhad významu kůrovcové kalamity na bilanci prvků v půdách tak může být proveden pouze na základě studia látkových toků (koncentrací a průtoků vody) v průběhu celého roku. I přesto však dostupná data jednoznačně ukazují na prudké a velmi významné změny, které nastaly v ekosystému povodí-jezero po kůrovcové kalamitě v povodí Rachelsee, a které je možno očekávat i v dalších podobně postižených částech Šumavy. Kromě již zmíněné ztrát lesních živin je to především významné zpomalení zotavování chemismu a oživení povrchových vod z acidifikace. Zde je důležité nejen relativně krátkodobé zvýšení koncentrací Al, ale zejména dlouhodobější efekt snižování bazické saturace půd.

Seznam použité literatury

- BEUDERT B., 1999. Veränderungen im Stoffhaushalt eines abgestorbenen Fichtenökosystems im Forellenbachgebiet des Nationalpark Bayerischer Wald, in Einzugsgebiet Große Ohe – 20 Jahre Hydrologische Forschung im Nationalpark Bayerischer Wald, Grafenau, 11.05.1999, *Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe* 7, 93–106.
- BEUDERT B. & BREIT W., 2004. Zwölf Jahre Integrated-Monitoring-Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Grafenau. 273pp.
- DRISCOLL C. T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *INTERN. J. ENVIRON. ANAL. CHEM.* 16: 267-284.
- EVANS C.D., CULLEN J.M., ALEWELL C., MARCHETTO A., MOLDAN F., KOPÁČEK J., PRECHETEL A., ROGORA M., VESELÝ J. & WRIGHT R.F., 2001. Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrol. Earth System Sci.* 5(3): 283-297.
- HRUŠKA J., KOPÁČEK J., HLAVATÝ T. & HOŠEK J., 2000. Trend of atmospheric deposition of acidifying compounds at Čertovo Lake, southwestern Czech Republic (1992-1999). *Silva Gabreta* 4: 71-86.
- HRUŠKA J. & CIENCIALA E. (eds.), 2001. *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 159 pp.
- HRUŠKA J., MOLDAN F. & KRÁM P., 2002. Recovery from acidification in central Europe – observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *Environ. Pollut.* 120(2): 261-274.

- HUBER C., BAUMGARTEN M., GÖTTLEIN A. & ROTTER V., 2004. Nitrogen turnover and nitrate leaching after bark beetle attack in mountainous spruce stands of the Bavarian Forest National Park. *Water Air Soil Pollut.: Focus* **4**: 391-414.
- HUBER C., 2005. Long lasting nitrate leaching after bark beetle attack in the highlands of the Bavarian Forest National Park. *J. Environ. Qual.* **34**: 1772-1779.
- JENKINS A., CAMARERO L., COSBY B.J., FERRIER R., FORSIUS M., HELLIWELL R., KOPÁČEK J., MAJER V., MOLDAN F., POSCH M., ROGORA M., SCHÖPP W., WRIGHT R.F., 2003. A modelling assessment of acidification and recovery of European surface waters. *Hydrol. Earth System Sci.* **7(4)**: 447-455
- KOPÁČEK J. & HEJZLAR J., 1993. Semi-micro determination of total phosphorus in fresh waters with perchloric acid digestion. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **53**: 173-183.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., STUHLÍK E., FOTT J. & VESELÝ J., 1998. Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in Central Europe. *Limnol. Oceanogr.*, **43**: 357-361.
- KOPÁČEK J. & HEJZLAR J., 1998. Water chemistry of surface tributaries to the acidified mountain lakes in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta* **2**: 175-197.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J. & MOSELLO R., 2000a. Estimation of organic acid anion concentrations and evaluation of charge balance in atmospherically acidified colored waters. *Wat. Res.* **34**: 3598-3606.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J. & PORCAL P., 2000b. Ionic fluxes in the Čertovo watershed-lake ecosystem the 1998 hydrological year. *Silva Gabreta* **4**: 117-133.
- KOPÁČEK J., VESELÝ J. & STUHLÍK E., 2001a. Sulphur and Nitrogen Fluxes and Budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850-2000). *Hydrol. Earth System Sci.* **5(3)**: 391-405.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., KAŇA J. & PORCAL P., 2001b. Element budgets in three Bohemian Forest lakes and their watersheds in the 2000 hydrological year: I. Čertovo Lake. *Silva Gabreta* **6**: 35-52.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., KAŇA J., PORCAL P. & PŠENÁKOVÁ P., 2001c. Element budgets in three Bohemian Forest lakes and their watersheds in the 2000 hydrological year: II. Černé Lake. *Silva Gabreta* **6**: 53-72.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., KAŇA J. & PORCAL P., 2001d. Element budgets in three Bohemian Forest lakes and their watersheds in the 2000 hydrological year: III. Plešné Lake. *Silva Gabreta* **6**: 73-86.
- KOPÁČEK J., ULRICH K.-U., HEJZLAR J., BOROVEC J. & STUHLÍK E. 2001e. Natural inactivation of phosphorus by aluminum in atmospherically acidified water bodies. *Wat. Res.*, **35**: 3783-3790.
- KOPÁČEK J., STUHLÍK E., VESELÝ J., SCHAUMBURG J., ANDERSON I. C., FOTT J., HEJZLAR J. & VRBA J., 2002a. Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water Air Soil Pollut.: Focus* **2**: 91-114.
- KOPÁČEK J., KAŇA J., ŠANTRŮČKOVÁ H., PORCAL P., HEJZLAR J., PICEK T. & VESELÝ J., 2002b. Physical, chemical, and biochemical characteristics of soils in watersheds of the Bohemian Forest lakes: I. Plešné Lake. *Silva Gabreta*, **8**: 43-62.
- KOPÁČEK J., KAŇA J., ŠANTRŮČKOVÁ H., PORCAL P., HEJZLAR J., PICEK T. & VESELÝ J., 2002c. Physical, chemical, and biochemical characteristics of soils in watersheds of the Bohemian Forest lakes: II. Čertovo and Černé Lake. *Silva Gabreta*, **8**: 63-93.
- KOPÁČEK J., & VESELÝ J., 2005. Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmos. Environ.*, **39**: 2179-2188.
- LORENZEN C. J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* **12**: 2243-246.
- MACKERETH F. J. H. & al., 1989: *Water Analysis: Some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association. 122 pp.
- MAJER V., COSBY B. J., KOPÁČEK J. & VESELÝ J., 2003. Modelling Reversibility of Central European Mountain Lakes from Acidification: Part I - The Bohemian Forest. *Hydrol. Earth System Sci.*, **7(4)**: 494-509.
- PSENNER R. 1998. Alkalinity generation in a soft-water lake: Watershed and in-lake processes. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 1463-1475.
- SCHINDLER D. W. 1986. The significance of in-lake alkalinity production. *Water Air Soil Pollut.* **30**: 931-944.
- SCHINDLER, D.W., 1988. Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, **239**: 149-157.
- STEINBERG C., NIRSLICH H. & ARZET K., 1985: Nachweis der Versauerung im Rachelsee über paläolimnologische Studien. *Nationalpark Bayerischer Wald, Tagungsbericht*, **5**: 659-667.
- VESELÝ J., HRUŠKA J., NORTON S.A. & JOHNSON, C.E., 1998a. Trends in water chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984 to 1995: I. Major solutes. *Water Air Soil Pollut.* **108**: 107-127.
- VESELÝ J., HRUŠKA J. & NORTON S.A., 1998b. Trends in the chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984 to 1995: II. Trace elements and aluminum. *Water Air Soil Pollut.*, **108**: 425-443.
- VRBA J., KOPÁČEK J. & FOTT J., 2000. Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta* **4**: 7-27.
- VRBA J., KOPÁČEK J., FOTT J., KOHOUT L., NEDBALOVÁ L., PRAŽÁKOVÁ M., SOLDÁN T. & SCHAUMBURG J., 2003a. Long-term studies (1871-2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Sci. Total Environ.* **310**: 73-85.
- VRBA J., KOPÁČEK J. & NEDBALOVÁ L., 2003b. Zotavování šumavských jezer z acidifikace – příklad Plešného jezera. *Acta Universitatis Ecologiae* **10 (Suppl. 1)**: 59-61.
- WEILNER C., 1997. *Die Eiszeitseen des Bayerischen Waldes*. Cletus Weilner, Regen, 284 pp.

6. Vyhodnocení vodního režimu půd na lokalitách lišících se vegetačním krytem v Národním parku Šumava

Miroslav Tesař a Miloslav Šír

Ústav pro hydrodynamiku AVČR, Pod Paťankou 30/5, 166 12 Praha 6 - Dejvice

Souhrn

Tato část dílčího úkolu porovnává vodní režim tří stanovišť ležících na Šumavě. Stanoviště se nacházejí ve shodné nadmořské výšce a mají shodnou expozici vůči světovým stranám. Jejich původní porost byl dospělý smrkový les. V současné době se dvě stanoviště odlišují porostem – holina je zbavená kmenů a porostlá bylinným patrem, v mrtvém lese jsou ponechány stojící mrtvé stromy. Na všech stanovištích je po celou sezónu dostatek vody pro transpiraci. Srážkový režim všech stanovišť je rozdílný – v mrtvém lese nejvíce prší, nejméně ve zdravém. Vodní režim půdy je rovněž rozdílný – na holině nejdéle trvá povrchové zamokření půdy, i když srážky jsou větší v mrtvém lese. Drobné rozdíly (vyjma odlišnosti porostů) mezi stanovištními podmínkami tří povodí nelze zřejmě pokládat za příčinu odlišnosti srážkového režimu a vodního režimu půd. Po příčinách zřetelných režimových rozdílů v hydrologickém cyklu na lokalitách je nutné dále pátrat.

6. 1. Úvod

Kůrovcová kalamita v NPŠ v letech 1992 – 2000 způsobila zánik smrkových lesů na rozsáhlých plochách s extrémně nepříznivými přírodními podmínkami. Nyní probíhá obnova lesa a zkoumá se dopad odlesnění a opětovného zalesňování na hydrologické a klimatické poměry. Sledují se tři povodí krytá odlišným porostem – zdravý dospělý smrkový les, holina porostlá bylinami a mrtvý les s bylinným podrostem. Bezprostřední příčinou kůrovcové kalamity byla klimatická výchylka způsobená výbuchem sopky Mount Pinatubo na Filipínách dne 15.6.1991 [2], [3]. Tento výbuch vnesl do atmosféry takové množství sopečných hmot, že byla ovlivněna tepelná bilance Země a cirkulace atmosféry po dobu několika následujících let [3]. Bezprostřední odezvou na výbuch byla v našich končinách nebývale tuhá zima 1991/92 a po ní srážkově chudé a horké léto 1992. Léto bylo nejsušší ve dvacetiletí 1983 – 2003. Klimatická anomálie probíhala v letech 1991 – 1996 a projevovala se nezvykle silnými meziročními výkyvy v přísunu srážek a příkonu sluneční radiace ve vegetační sezóně [5].

Dopady odlesnění na vodní režim půdního pokryvu a klimatické poměry povodí jsou předmětem diskusí vodohospodářů, lesních hospodářů a ekologů. Reprezentační stanovisko lesních hospodářů k vlivu lesa na hydrické funkce krajiny shrnuje práce [1]. V ní se konstatuje: „V současnosti prevládá názor, že lesné hospodárstvo môže vhodným obhospodarovaním lesov, teda cieľavedomovou činnosťou zameranou na plnenie vodohospodárskej a vodoochranej funkcie lesa, priaznivo ovplyvniť proces odtoku zo zalesneného povodia, i jakosť vody v tokoch a vodných nádržiach. Ale môže zapríčiniť aj opačný efekt“.

Původní předpoklad vodohospodářů, že odlesnění způsobí velký nárůst odtoku spolu s výrazným vzestupem kulminačních průtoků, se nepotvrdil v případech kalamitního odlesnění Krušných hor, Jizerských hor a Krkonoš. Důvodem je fakt, že na odlesněných plochách téměř okamžitě narostou náhradní porosty, které půdu plně zakryjí. V důsledku toho

je transpirace původního stromového porostu nahrazena stejně mohutnou transpirací náhradních porostů. Proto se výrazně nezmění odtokový režim.

Vodní režim půd se však vlivem záměny porostů změnit může, jak to dokládá značné zamokření půd Krušných hor poté, co došlo k jejich kalamitnímu odlesnění. Nově bylo také konstatováno zamokření půd odlesněných partií Orlických hor. Je možné, že příčinou zamokření půd není ani tak menší transpirace náhradních porostů, jako spíše jejich mělký a mechanicky málo odolný kořenový systém. Také je pravděpodobné, že porostové záměny zapříčiňují změny hydrofyzikálních vlastností půd, např. vzrůst hydrofobie [4].

Ekologové preferují ponechat na kalamitních plochách v extrémně nepříznivých polohách stojící mrtvé stromy. Argumentují tím, že mrtvý les lépe chrání půdu před smyvem a že vytváří lepší mikroklima pro obnovu lesa. Lesní hospodáři naproti tomu prosazují vytěžení mrtvých stromů s následnou obnovou lesa klasickými lesnickými postupy. Argumentace všech stran trpí nedostatkem experimentálních údajů z konkrétních přírodních podmínek.

Tato zpráva referuje o monitoringu vodního ve vrcholové oblasti Šumavy (povodí Doupě, Stolec, Kout), jehož cílem je získat takové údaje, aby bylo možné zodpovědět klíčové otázky:

- Existují prokazatelné souvislosti mezi typem porostu a dešťovými srážkami?
- Existují prokazatelné souvislosti mezi typem porostu a vodním režimem půd?

Experiment byl založen v roce 1999 a probíhá dodnes. Měření provádí Ústav pro hydrodynamiku AVČR spolu se Správou CHKO a Národního parku Šumava. V roce 2005 probíhalo měření v měsících lednu až říjnu na lokalitě Doupě a Kout a v měsících červen až září na lokalitě Stolec. Předmětem této zprávy je hodnocení měřených dat za rok 2005 spolu s návrhem na další postup prací.

6.1.1. Experimentální povodí

Trojice malých experimentálních povodí leží ve vrcholovém pásmu Šumavy. Nacházejí se v téměř shodných přírodních podmínkách, přičemž se navzájem výrazně odlišují jen typem porostu (tab. 1.1). Půdní pokryv je tvořen hnědou půdou kyselou na pararule. Jedná se o studenou klimatickou oblast.

Povodí Kout je kryto mrtvým lesem – horskou třtinovou smrčínou. Ve stromovém patru převažuje smrk (*Picea abies*) s příměsí jeřábu (*Sorbus aucuparia*) - po kůrovcové invazi jsou staré smrky suché, v současné době již značně prolámané, s přirozeným zmlazením, případně dosadbou smrku a jeřábu. V podrostu dominuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a borůvka (*Vaccinium myrtillus*), místy bika lesní (*Luzula sylvatica*). Výška bylinného patra je asi 40 cm. Stromy v mrtvém lese mění jak svoji výšku – lámou se, tak hustotu – padají. Lze uvažovat výšku 5 až 10 m (užší rozmezí 6 až 8 m) a hustotu 200 až 300 ks/ha (cca 250ks/ha).

Povodí Doupě je holina – původně horská třtinová smrčina. Stromové patro nyní prakticky chybí, zčásti se projevuje přirozené zmlazení, zčásti dosadba smrku a jeřábu. V bylinném patru převažuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), bika lesní (*Luzula sylvatica*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), častá je borůvka (*Vaccinium myrtillus*), ale i dřípátka horská (*Soldanella montana*) nebo maliník (*Rubus idaeus*). Výška bylinného patra činí asi 30 cm.

Na povodí Stolec je zdravý smrkový les – acidofilní bučina. Ve stromovém patru (stáří porostů je převážně nad 140 let, cca s 20% podílem porostů do 40 let) je významný podíl smrku (*Picea abies*) a buku (*Fagus sylvatica*), ojediněle se vyskytuje jedle (*Abies alba*). V bylinném patře je významná třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), bika lesní (*Luzula sylvatica*), borůvka (*Vaccinium myrtillus*), místy věsenka nachová (*Prenthes purpurea*) nebo kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*). Bylinné patro má výšku asi 10 cm, výjimečně 20 cm. Stromový porost stáří nad 140 let má výšku asi 29 m a mlazina do 40 let je vysoká asi 6 až 10 m.

Tabulka 1.1: Charakteristiky experimentálních povodí.

povodí	Kout	Doupě	Stolec
vegetační kryt	mrtvý les	holina s podrostem	zdravý les
stáří původního lesa (let)	150	150	130
stáří nových porostů (let)	0 – 5	0 – 5	není
plocha povodí (km ²)	0,1	0,17	0,07
nadmořská výška (m n. m.)	1210 – 1275	1180 – 1330	1105 – 1251
expozice	severní	severní	severní
srážkový úhrn za červen až září (mm)	361,1	342,4	322,4
odtoková výška za červen až září (mm)	25,6	40,9	28,1
odtokový koeficient (%)	7,1	11,9	8,7

Poznámka k tab. 1.1: Údaje o srážkách a odtocích jsou průměrem za sezóny 1999 a 2000. Odtoková výška značí proteklé množství uzávěrovým profilem povodí za dané období dělené plochou povodí. Odtokový koeficient je poměr srážkového úhrnu a odtokové výšky vyjádřený v procentech.

6.2. Metody

6.2.1. Metody měření dat

V každém experimentálním povodí je umístěno měřící stanoviště, kde se měří teplota vzduchu ve výšce 5 cm a 200 cm nad povrchem půdy, teplota půdy v hloubce 15, 30 60 cm. Vzdušné teploměry jsou opatřeny radiačními kryty, které brání přímému ohřevu teploměrů slunečním zářením. Tenzometrické tlaky půdní vody se měří vodními tenzometry s elektronickými vakuometry v hloubkách 15, 30, 45 a 60 cm. Na povodí se měří intenzita srážek pomocí člunkových srážkoměrů s časovým krokem 20 minut. V závěrovém profilu každého povodí se měří průtoky. Veškeré měření je plně automatické, měřená data jsou v intervalu 20 minut ukládána do loggeru.

6.2.2. Metody zpracování dat

Data z loggerů jsou přenášena do PC a následně automaticky zpracována speciálním programovým vybavením. Při zpracování jsou odhaleny případné výpadky jednotlivých čidel. Taková data jsou z dalšího zpracování vyloučena. Podstatou zpracování dat je převod z elektrických na fyzikální veličiny, následně zpracování do tabulek a grafů. Tabulková data jsou posouzena z hlediska věcné správnosti a podrobena statistické analýze. Grafy slouží k názornému znázornění fyzikálních souvislostí mezi srážkami, vodním režimem půdy a teplotním režimem přízemní vrstvy vzduchu a půdy.

6.2.3. Metody hodnocení srážkové činnosti

Rozdíly ve srážkových úhrnech jsou hodnoceny na třech lokalitách v měsíčních intervalech. Je analyzován chod srážkových intenzit, zejména z hlediska výskytů nebo absence vysokých srážek. Hodnocení srážkových rozdílů mezi lokalitami vychází z poznatku, že měření srážek je běžně zatíženo chybou 10 % srážkového úhrnu za vegetační sezónu.

6.2.4. Metody hodnocení vodního režimu půd

Střídavé plnění půdy srážkami, prázdnění transpirací a občasným výtokem do podložních vrstev vytváří děj, který se označuje jako vodní režim půd. Půda se chová jako pórovitá průtočná nádrž. Její hlavní hydrologickou charakteristikou je retenční kapacita, to je schopnost zadržovat vodu [8]. Tedy vyrovnávat v teplém období roku diference mezi nepravidelným přísunem srážkové vody a vcelku pravidelným odběrem vody na transpiraci. A celoročně vyrovnávat rozdíly mezi teplým obdobím, kdy vodu do půdy doplňuje déšť a mohutně ji spotřebovává transpirace, a studeným obdobím, kdy sněží, voda se proto do půdy nedoplňuje, ale zároveň se z půdy příliš neodčerpává transpirací. V teplém období roku, kdy se v hydrologickém cyklu výrazně projevuje transpirace, podstatnou roli ve vodním režimu půdy hrají rostliny. Co je ve vodním režimu půd i povodí nápadné a nepřehlédnutelné, jsou příznaky homeostáze – tendence k návratu do určitého stabilního stavu po vychýlení z něj vlivem srážek, porostové změny apod. Což svědčí o tom, že vodní režim je spoluvytvářen soustavou dějů výrazně biologického charakteru [2].

Správná funkce půdní nádrže v hydrologickém cyklu je podmíněna její dostatečnou retenční kapacitou. Ta se projevuje tak, že: (1) Půda není vodou přeplněna. To znamená, že tenzometrické tlaky se udržují v pásmu podtlaků vůči tlaku atmosférickému. (2) Půda není natolik suchá, aby transpiraci rostlin brzdil nedostatek půdní vody. Značí to, že tenzometrické tlaky musí být větší než asi -60 kPa [2]. (3) Půda je schopna pojmout i dosti velkou srážku, aniž by došlo k jejímu přeplnění, které má za následek rychlý odtok vody z půdy do podloží. Přeplnění půdy při srážce je signalizováno vzrůstem tenzometrického tlaku následovaným prudkým poklesem, a to zpravidla v průběhu deště [7].

Hodnocení vodního režimu půd vychází z klasifikace tenzometrického tlaku do tří kategorií: zamokření (tlak větší než -5 kPa), normál (tlak v intervalu -5 kPa až -60 kPa), sucho (tlak menší než -60 kPa).

6.3. Výsledky

6.3.1. Hodnocení srážkové činnosti

Srážková činnost je vyhodnocena v tab. 1.2 a 1.3. Grafické znázornění srážkových intenzit za vybrané měsíce červenec a srpen 2005 obsahují obrázky 1.1 až 1.2. Kumulativní srážky pro stejné měsíce přináší obrázky 1.3 a 1.4.

Tabulka 1.2: Měsíční úhrny srážek v období květen až říjen 2005 na povodích Doupě, Stolec a Kout.

měsíc/povodí	Doupě (mm)	Stolec (mm)	Kout (mm)
porost	holina	les	mrtvý les
(5) květen	57		69
(6) červen	42		53
(7) červenec	61	70	117 *
(8) srpen	95 **	37 + 18 = 55 ***	69
(9) září	48	32 ****	55
(10) říjen	15		18
suma (7) až (10)	318		381
suma (5) až (9)	205	157	241

Poznámky k tabulce 1.2: * – Trvalá srážková činnost byla zaznamenána na všech povodích po celý měsíc, na povodí Kout však systematicky vyšší. ** – Dne 5.8. byla zaznamenána na povodí Doupě abnormální srážka 38 mm/20 minut. Ve shodném okamžiku se vyskytla na povodí Stolec abnormální srážka 13 mm/20 minut. Na povodí Kout nebyla srážka zaznamenána. *** – Na povodí Stolec chybí ve dnech 21. až 26.8. srážka o úhrnu 18 mm, která se shodně vyskytovala na povodích Doupě a Kout. **** – Na povodí Stolec byly zaznamenány menší srážky v období 10.9. až 18.9., než na povodích Doupě a Kout.

Tabulka 1.3: Odchytky měsíčních úhrnů srážek v období květen až říjen 2005 na povodích Doupě, Stolec a Kout.

povodí	Stolec	Doupě	Kout
porost	les	holina	mrtvý les
suma (5) až (10)		318 = 100 %	381 = 120 %
suma (7) až (9)	157 mm = 100 %	205 mm = 131 %	241 = 154 %

6.3.2. Hodnocení vodního režimu půd

V období leden až říjen se nevyskytlo na lokalitách sucho (tenzometrický tlak menší než –60 kPa). Veškeré měřené tenzometrické tlaky jsou větší než –20 kPa. Počet dní se zamokřeným povrchovým horizontem v jednotlivých měsících a lokalitách udává tab. 1.4. V ostatních dnech monitorovaného období ležela vlhkost povrchového horizontu půdy v normálu. Tab. 1.5 ukazuje, jak výrazně je větší počet dní se zamokřením povrchového horizontu na lokalitě Doupě (holina) oproti lokalitě Kout (mrtvý les). Grafické znázornění tenzometrických tlaků pro vybrané měsíce červenec a srpen znázorňují obrázky 1.5 a 1.6.

Tabulka 1.4: Počet dní se zamokřením v horizontu 0 až 15 cm v období leden až říjen 2005 na povodích Doupě, Stolec a Kout.

povodí	Doupě	Stolec	Kout
porost	holina	les	mrtvý les
(1) leden	0		0
(2) únor	2		0
(3) březen	13		7
(4) duben	23		20
(5) květen	8		8
(6) červen	22		0
(7) červenec	31	0	2
(8) srpen	12	0	0
(9) září	0	0	0
(10) říjen	0		0
suma (1) až (10)	111		37
suma (1) až (5)	46		35
suma (7) až (9)	43	0	2

Tabulka 1.5: Odchyly počtu dní se zamokřením v horizontu 0 až 15 cm v období leden až říjen 2005 na povodích Doupě a Kout.

povodí	Doupě	Kout
porost	holina	mrtvý les
suma (1) až (10)	111 dní = 100 %	37 dní = 33 %
suma (1) až (5)	46 dní = 100 %	35 dní = 76 %
suma (7) až (9)	43 dní = 100 %	2 dny = 6 %

6.4. Diskuse

6.4.1. Srážková činnost

Abnormální srážky dne 5.8. na povodí Doupě 38 mm/20 minut a na povodí Stolec 13 mm/20 minut jsou zřejmě artefaktem způsobeným údržbou, kdy se jednorázově při čištění ucpané sběrné nádoby srážkoměru vylil její obsah na měrný člunek. Kumulativní srážky však tím nejsou ovlivněny.

Vzhledem k tomu, že srážky se běžně měří s chybou okolo 10 %, lze pokládat srážkové rozdíly mezi povodími za významné, neboť zřetelně tuto obvyklou odchylku přesahují (tab. 1.3).

Žádné povodí neleží ve zřejmém srážkovém stínu, ani není na návětrné straně pohoří. Navíc povodí jsou shodně exponována ve velice podobné nadmořské výšce (tab. 1.1). Proto nelze výrazný vzestup srážkových úhrnů ve vegetační sezóně červenec – září v mrtvém lese na povodí Kout oproti zdravému lesu na povodí Doupě (+ 54 %) jednoduše zdůvodnit orografickými vlivy. I když je skutečností, že poblíže povodí Kout byly historicky měřeny nejvyšší srážky v oblasti Šumavy (Obr. 1.9).

6.4.2. Vodní režim půd

Na žádné z lokalit se po celé monitorované období nevyskytlo sucho. Na povodí Stolec (zdravý les) nebyl nikdy zamokřen povrchový horizont půdy. Na lokalitě Doupě (holina) se projevuje zřetelná tendence k zamokřování povrchového půdního horizontu. V celém období leden až říjen trvá zamokření lokality Kout (mrtvý les) asi 3 krát kratší dobu než zamokření lokality Doupě (tab. 1.5). V jádru vegetačního období v měsících květen až září je lokalita Kout zamokřena po 20 krát kratší dobu než lokalita Doupě.

Vodní režim půd na všech lokalitách neukazuje na to, že by docházelo k povrchovému nebo podpovrchovému toku. Nic nenasvědčuje tomu, že by docházelo ke gravitačně destabilizovanému proudění [7], které bývá příčinou bleskových povodní na malých povodích.

Za příčinu zamokření holiny nelze bez dalšího výzkumu jednoduše pokládat menší transpiraci bylinného patra a buřině oproti mrtvému lesu se samovolnou obnovou porostu. Už proto, že teplotní režim tomuto vysvětlení jednoznačně protiče (viz obrázky 1.7 a 1.8 a práci [9]). Po příčinách tak výrazných odchylek v trvání zamokření povrchového horizontu půdy na holině oproti zdravému lesu je nutné dále pátrat.

6.5. Závěr

Srážková činnost: Srážkový režim všech stanovišť je výrazně rozdílný – v mrtvém lese nejvíce prší, nejméně ve zdravém. Příčiny velké rozdílnosti ve srážkových úhrnech na lokalitách jsou nejasné.

Vodní režim půd: Retenční kapacita půd na všech lokalitách je dostatečná pro řádné fungování hydrologického cyklu. Lokalita Doupě (holina) má tendenci k zamokření povrchového půdního horizontu. Příčina není jasná. Povrchový, podpovrchový a gravitačně destabilizovaný tok půdní vody nebyl prokázán na žádné z lokalit.

Experimentální materiál zatím nedovoluje s jistotou odpovědět na otázky položené v úvodu:

- Existují prokazatelné souvislosti mezi typem porostu a dešťovými srážkami?
- Existují prokazatelné souvislosti mezi typem porostu a vodním režimem půd?

Je tedy nutné pokračovat ve výzkumném úsilí. Navrhujeme:

- Provést komplexní průzkum půdního pokryvu zejména s ohledem na zdroje hydrofobních látek.
- Doplnit monitorovací síť o měření příkonu globální radiace a objemové vlhkosti půdy.
- Zahustit síť pro měření srážek.

Vzhledem k tomu, že v horských oblastech, jako je i Šumava, získává ČR 50 % veškeré pitné vody, je nutné nasadit větší výzkumné úsilí pro komplexní poznání hydrologie hor.

Z dosavadních výsledků výzkumu hydrologického cyklu plyne, že udržení vcelku příznivého vodního hospodářství krajiny v ČR je podmíněno:

- (1) Zachováním nebo obnovou retenční schopnosti krajiny: Půda slouží jako nádrž, v níž se vyrovnávají rozdíly mezi nepravidelným přísunem srážkové vody do malého hydrologického cyklu a vcelku pravidelným odběrem vody na transpiraci rostlin ve vegetační sezóně. Čím je kapacita půdní nádrže větší, tím je vyrovnání difference mezi

přítokem a odběrem vody spolehlivější. V hydrologickém cyklu proto obíhá dosti vody, voda z něj příliš neuniká, rostliny nestrádají suchem a plně transpirují.

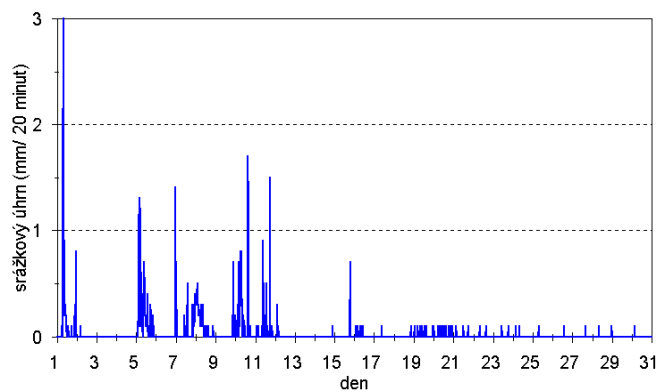
- (2) Zachováním nebo zvětšením ploch porostlých vegetací plně transpirující po celou vegetační sezónu: Velkoplošně fungující transpirace zajišťuje dostatečné chlazení krajiny ve vegetační sezóně, takže nevznikají velké rozdíly mezi teplotami jednotlivých segmentů krajiny. Proto také nedochází ke vzniku přívalových srážek, jejichž vznik je velkými teplotními rozdíly provokován. Srážky běžných intenzit jsou půdní nádrží spolehlivě zachyceny, takže nedochází k úniku vody z cyklu.

Dostatečná retenční schopnost krajiny (zejména půdy) a dostatečná transpirace vegetačního krytu dodávají hydrologickému cyklu žádoucí cyklický charakter. V cyklu je udržováno takové množství vody, aby stačila na chlazení krajiny ve vegetační sezóně. Únik vody z cyklu je malý a časově vyrovnaný, proto nevznikají povodně. Přítok srážkové vody do malého cyklu je vcelku pravidelný a svým objemem dostatečný pro transpiraci rostlin, proto nevznikají suchá období. Znamená to tedy, že krajina musí být porostlá jakýmkoliv transpirujícím porostem. Jedná-li se o les nebo louku, není podstatné. Vliv těžby dřeva na odtok vody z povodí se projevuje jen dotud, pokud nedojde k zabařenění paseky. Pak tento nový porost hydrologicky funguje dosti podobně jako původní les.

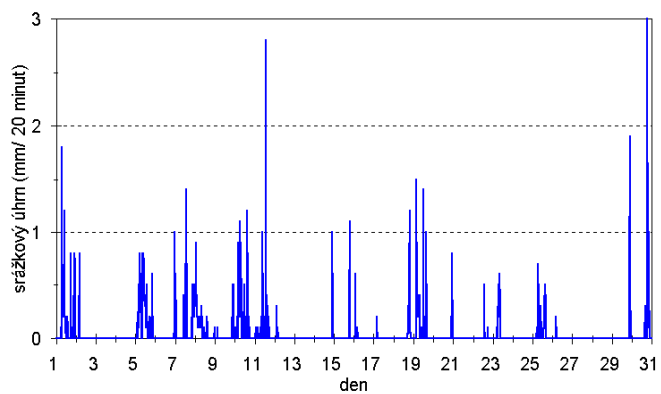
Literatura

- [1] Čaboun, V. – Mindřáš, J.: Vodná bilancia a hydrické funkcie lesných ekosystémov v krajine. In: Šiška, B. – Igaz, D. – Mucha, M. (Eds.) Conference proceedings „Functions of energy and water balances in bioclimatological systems“. Intern. Bioclimatological Workshop 2003, Račkova dolina, Slovakia, September, 2.–4. 2003. Vydala Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre.
- [2] Eliáš, V. – Tesař, M. – Šír, M. – Syrovátka, O.: Stabilita a extremalizace hydrologického cyklu pramenných oblastí. In: Patera, A. et al. (eds.): Povodně: prognózy, vodní toky a krajina. Fakulta stavební ČVUT v Praze a Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha 2002, s. 363 – 385.
- [3] Hansen et al.: A Pinatubo climate modeling investigation. In: Fiocca, G. et al. (eds.) The Mount Pinatubo eruption: Effects on the atmosphere and climate. NATO ASI Series Vol. I 42, Springer-Verlag, Heidelberg, 1996, s. 233 – 272.
- [4] Lichner, L.: Vodoodpudivost' půdy. Časť 1: Definície a charakteristiky vodoodpudivosti pôdy. Časť 2: Hydrologické a pedologické dôsledky vodoodpudivosti pôdy. J. Hydrol. Hydromech., 51, 2003.
- [5] Šír, M. – Tesař, M. – Lichner, L. – Syrovátka, O.: Projev klimatické anomálie 1992 – 1996 v odtokových poměrech na povodí Liz. J. Hydrol. Hydromech., 52, 2004, 2, 108 – 114.
- [6] Šír, M. – Tesař, M. – Lichner, L. – Syrovátka, O.: Klimatická změna a transpirace rostlin. In: Workshop „Extrémní hydrologické jevy v povodí“. Fakulta stavební ČVUT a Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha 2003, s. 151 – 156.
- [7] Tesař, M. – Šír, M. – Pražák, J. – Lichner, L.: Instability driven flow and runoff formation in a small catchment. *Geologica Acta*, 2(1), 2004, 147 – 156.
- [8] Tesař, M. – Šír, M. – Syrovátka, O. – Pražák, J. – Lichner, L. – Kubík, F.: Soil water regime in head water regions – observation, assessment and modelling. *J. Hydrol. Hydromech.*, 49, 2001, 6, 355 – 375.
- [9] Tesař, M. – Šír, M. – Zelenková, E.: Vliv vegetace na vodní a teplotní režim tří povodí ve vrcholovém pásmu Šumavy. Aktuality šumavského výzkumu II, Sborník z konference, Srní 4.–7. října 2004, Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk 2004, s. 84 – 88.

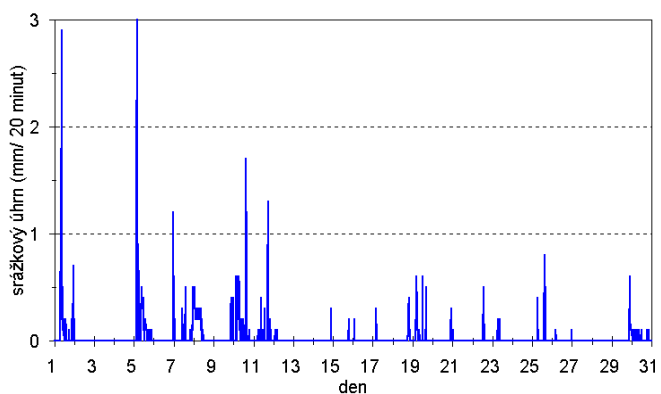
Doupě, 2005 červenec



Kout, 2005 červenec

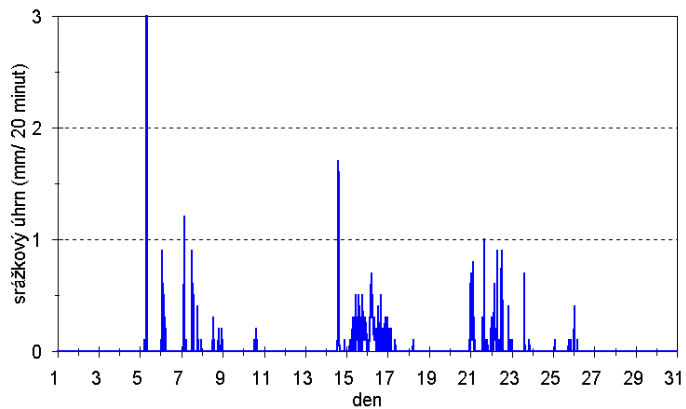


Stolec, 2005 červenec

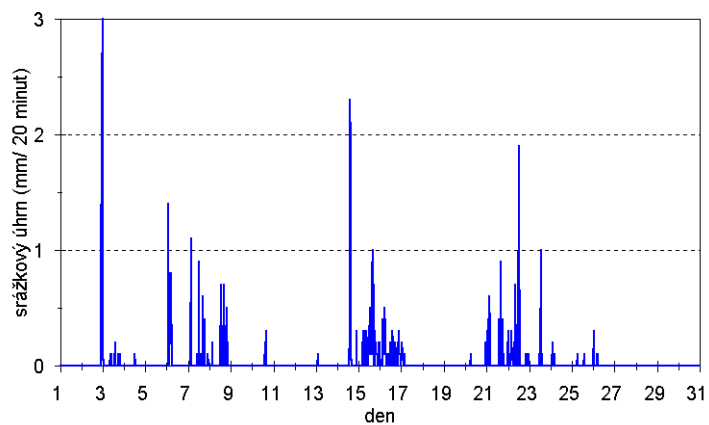


Obr. 1.1: Intenzita srážek – červenec 2005.

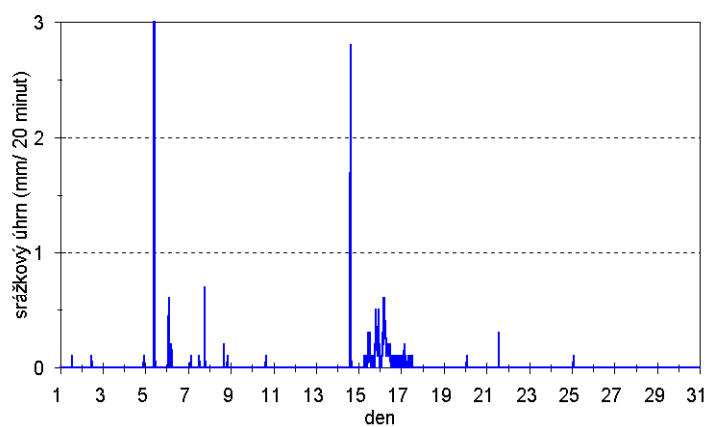
Doupě, 2005 srpen



Kout, 2005 srpen

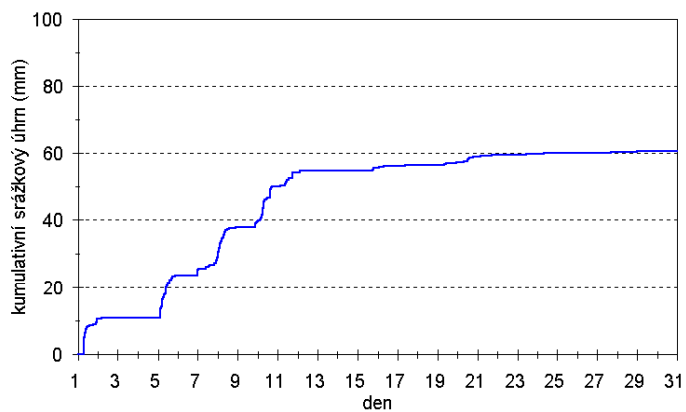


Stolec, 2005 srpen

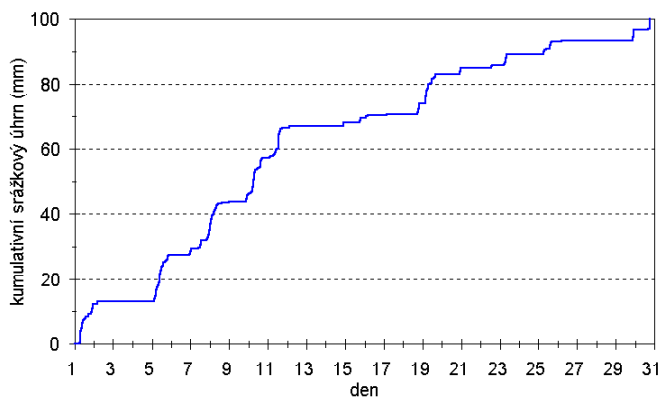


Obr. 1.2: Intenzita srážek – srpen 2005.

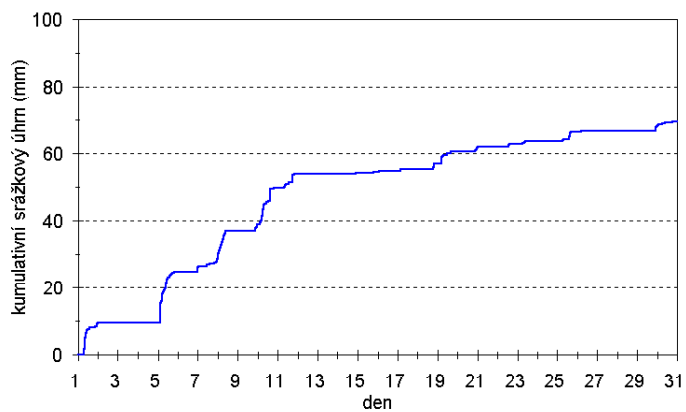
Doupě, 2005 červenec



Kout, 2005 červenec

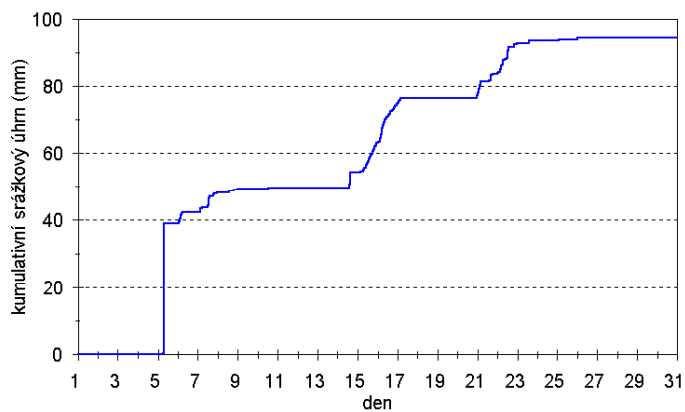


Stolec, 2005 červenec

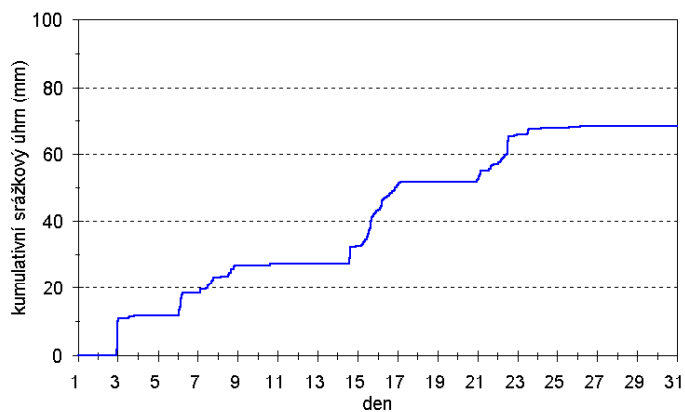


Obr. 1.3: Kumulativní srážky – červenec 2005.

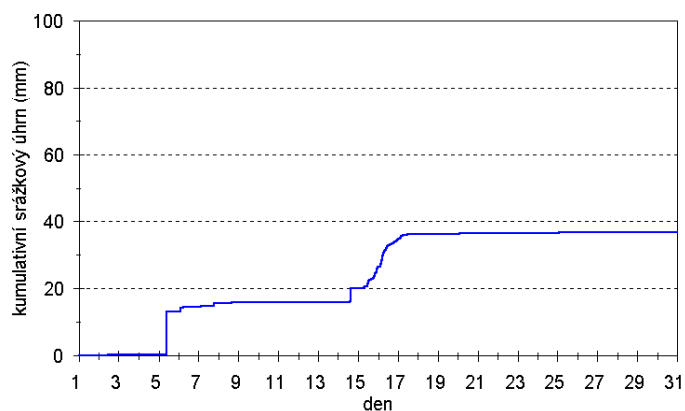
Doupě, 2005 srpen



Kout, 2005 srpen



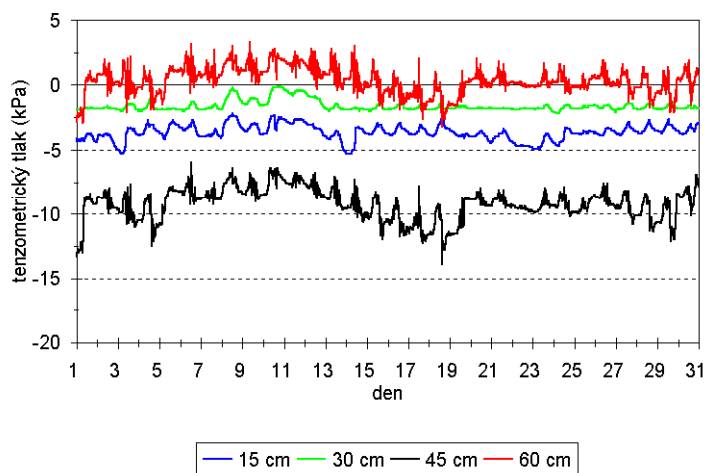
Stolec, 2005 srpen



Obr. 1.4: Kumulativní srážky – srpen 2005.

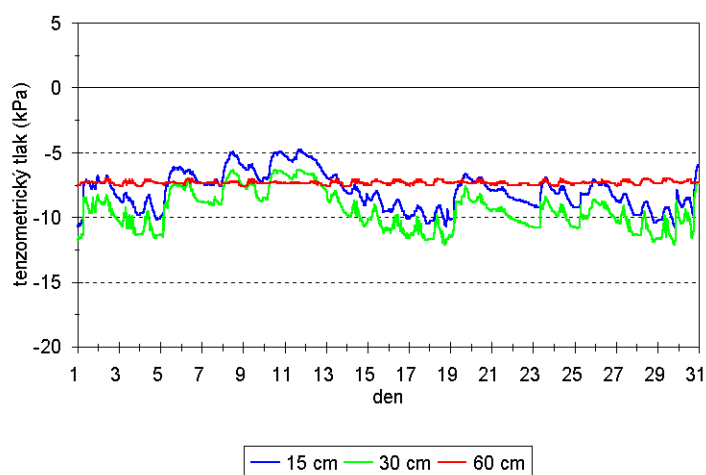
Doupě, 2005

červenec



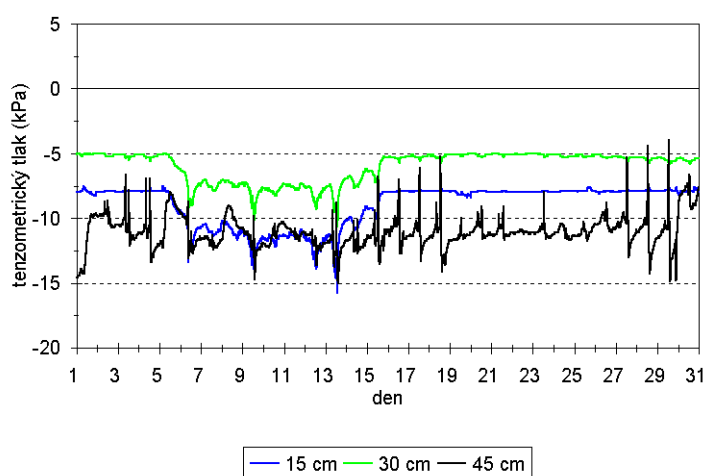
Kout, 2005

červenec



Stolec, 2005

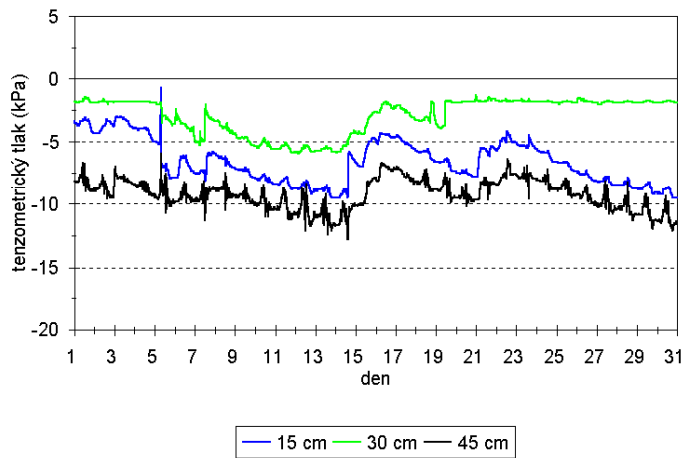
červenec



Obr. 1.5: Tenzometrické tlaky – červenec 2005.

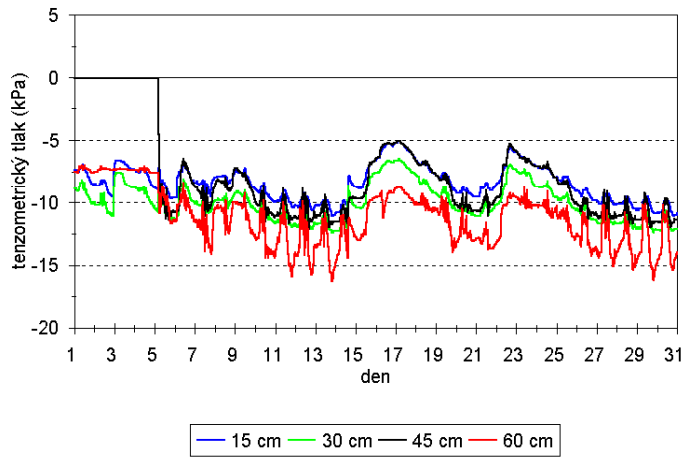
Doupě, 2005

srpen



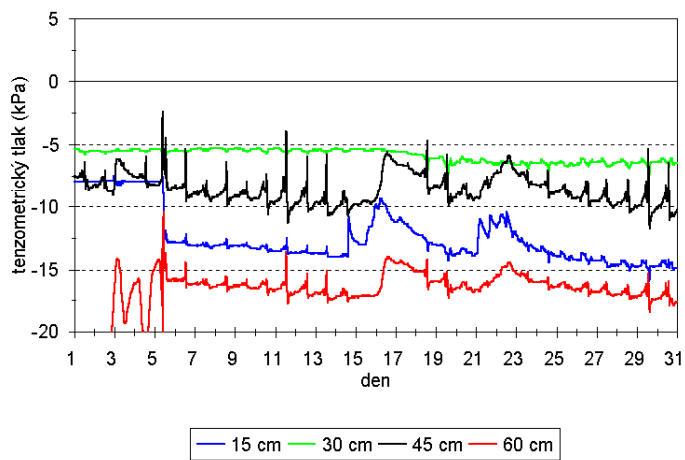
Kout, 2005

srpen



Stolec, 2005

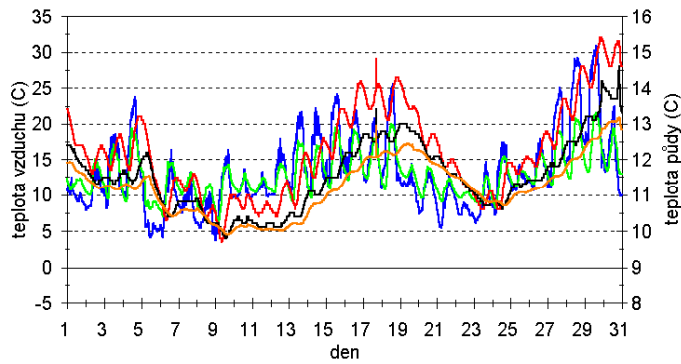
srpen



Obr. 1.6: Tenzometrické tlaky – srpen 2005.

Doupě, 2005

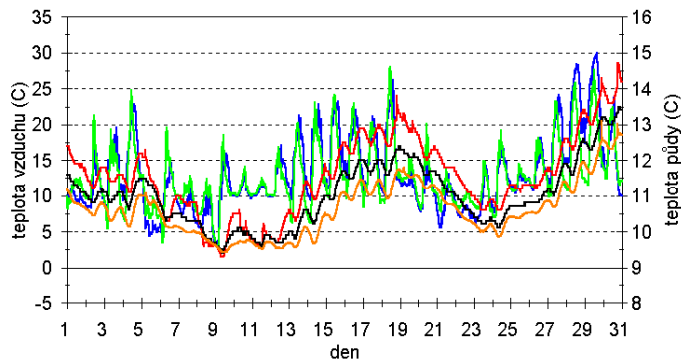
červenec



— teplota vzduchu 200 cm — teplota vzduchu 5 cm — teplota půdy 15 cm
— teplota půdy 30 cm — teplota půdy 60 cm

Kout, 2005

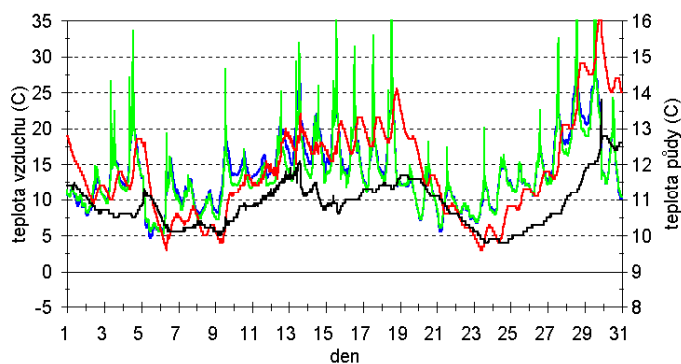
červenec



— teplota vzduchu 200 cm — teplota vzduchu 5 cm — teplota půdy 15 cm
— teplota půdy 30 cm — teplota půdy 60 cm

Stolec, 2005

červenec

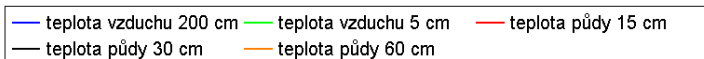
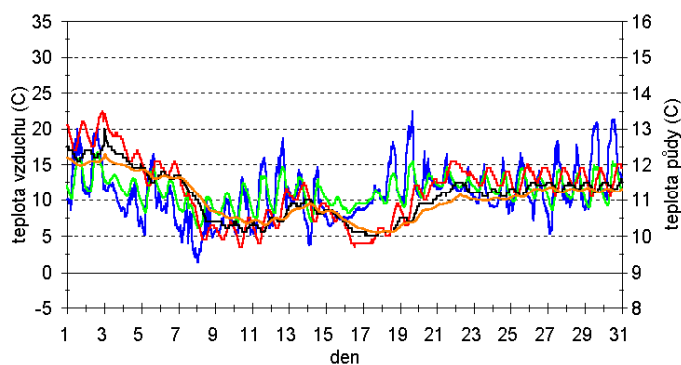


— teplota vzduchu 200 cm — teplota vzduchu 5 cm — teplota půdy 15 cm
— teplota půdy 30 cm — teplota půdy 60 cm

Obr. 1.7: Teploty vzduchu a půdy – červenec 2005.

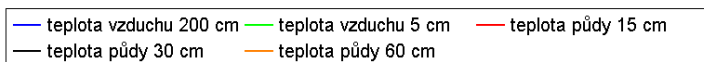
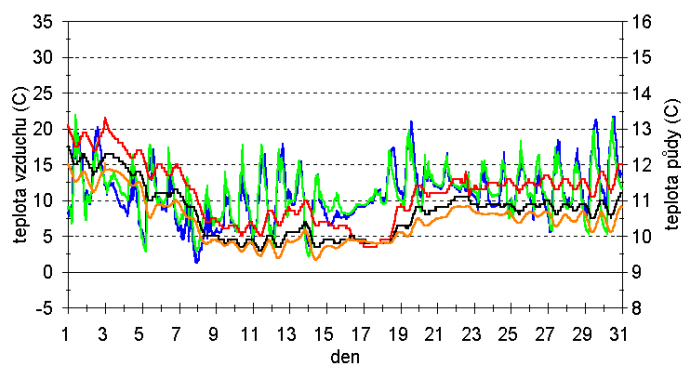
Doupě, 2005

srpen



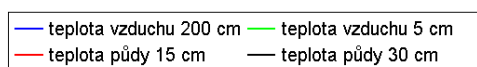
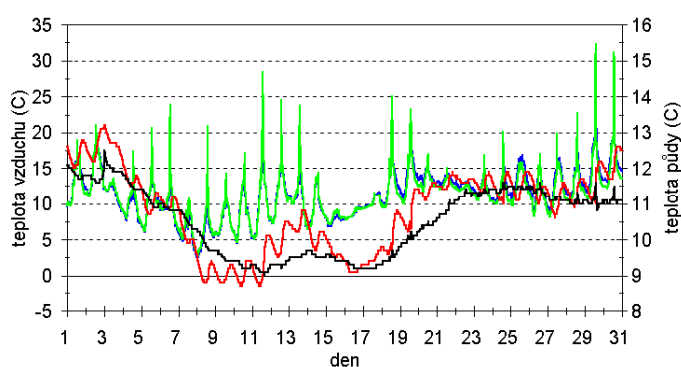
Kout, 2005

srpen

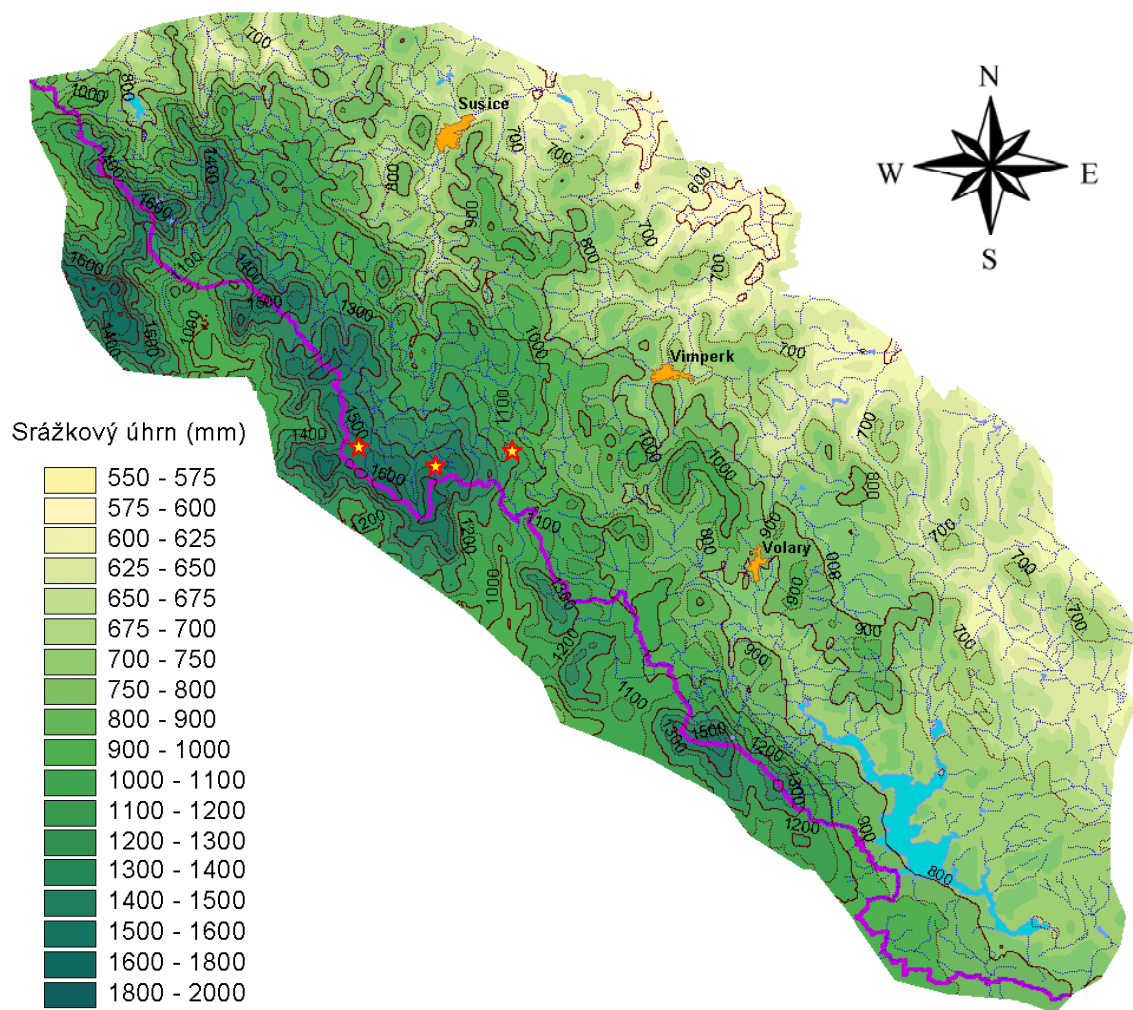


Stolec, 2005

srpen



Obr. 1.8: Teploty vzduchu a půdy – srpen 2005.



Obr. 1.9: Mapa izolinií srážek (izohyet) pro oblast Šumavy a období 1931 – 1980.
 Hvězdičkami označeny polohy experimentálních povodí – zleva doprava: Kout – mrtvý les, Doupě – holina, Stolec – zdravý les

7. Vliv usazených srážek na vodní a látkovou bilanci malého horského povodí

Miroslav Tesař a Miloslav Šír

Ústav pro hydrodynamiku AVČR, Pod Paťankou 30/5, 166 12 Praha 6 - Dejvice

7.1. Úvod

Vysoké rychlosti větru, dlouhé časové intervaly ponoru lesních porostů do mlhy či větrem hnané nízké oblačnosti a skladba jehličnatých porostů v horských oblastech mají za následek vysoké depozice mlžné a oblačné vody na vegetační porost. Z tohoto důvodu představuje depozice vodního aerosolu z větrem hnané mlhy či nízké oblačnosti na zemský povrch, nejčastěji na vegetační porost, důležitý látkový a vodní vstup v mnoha horských oblastech (obecně s nadmořskou výškou nad 800 m n.m.) (Fuzzi a Orsi, 1985; Kantor, 1981, 1983; Lovett et al., 1982; Lovett, 1988; Vong et al., 1991; Waggoner et al., 1969).

Mineralizace vod z usazených srážek je podstatně vyšší, až řádově, než mineralizace vod, které dopadají na zemský povrch ve formě srážek padajících (déšť, sníh). Množství usazených srážek je velmi proměnlivé a přesně nekvantifikovatelné. V místech s vyšší nadmořskou výškou a v pobřežních oblastech může podíl látek přenesených usazenými srážkami dokonce převýšit transport spojený se srážkami padajícími.

Usazené srážky (skryté, horizontální) lze dělit na kapalné a tuhé. Jiné dělení přináší práce (Brechtel, 1990), která rozlišuje horizontální srážky „deposited“ (rosa, jíní a jinovatka) a „collected“ (mlha, oblačná voda a námraza). Mezi horizontální srážky se podle naší literatury (Bednář, 1989) řadí: rosa, zmrzlá rosa, jíní, jinovatka, námraza a ledovka. Studie (Moldan, 1992) řadí k horizontálním srážkám ještě vodu usazenou z větrem hnaných nízkých oblaků a mlhy. Ledovka by však měla být pokládána spíše za padající srážku, neboť se tvoří mrznutím kapek deště nebo mrholení na zemském povrchu a předmětech. Podrobný popis jednotlivých druhů usazených srážek, včetně podmínek pro jejich vznik, přináší Strnad et al., 1988.

Otázkou výskytu horizontálních srážek v Čechách a na Moravě se zabývá práce (Coufal, 1968), která přináší četnosti dní s usazenými hydrometeory za období 1956 – 1965. Statistickým hodnocením četnosti výskytu a trvání jednotlivých typů usazených srážek ve sledovaných oblastech se zabývá práce (Tesař et al., 2004). Z hodnocení 40-ti leté řady vyplývá zřetelná nehomogenita, jež by mohla poukazovat na změnu klimatu.

7.2. Experimentální lokality

Od konce osmdesátých let do současnosti byla vybudována monitorovací síť pro sledování usazených srážek ve vybraných horských a podhorských oblastech a v několika urbanizovaných lokalitách. Příkladem monitorovaných urbanizovaných oblastí je Praha (stanice Libuš a Ruzyně), Liberecko (centrum Jablonce nad Nisou) a Mostecko (stanice Kopisty u Mostu). Jako horské a podhorské lokality byly vybrány Šumava, Jizerské hory, Krkonoše a Milešovka. Povodí Liz na Šumavě představuje relativně čistou oblast, zatímco Jizerské hory (povodí Uhlířská) a Krkonoše (povodí Modrý potok) reprezentují oblasti s vysokým imisním zatížením.

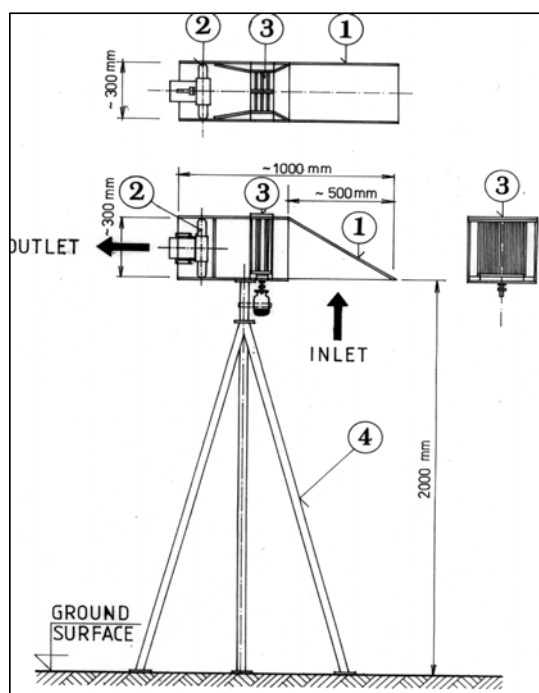
Na Šumavě jsou usazené srážky zkoumány od roku 1988 na vrcholové stanici Churáňov (1123 m n.m.). Pro stanovení vodní bilance slouží blízké povodí Liz (0,99 km², 828 – 1074 m a.s.l.). Od roku 2003 jsou v povodí Liz odebírány vzorky stoku po kmeni ve smrkovém a bukovém porostu. V Jizerských horách probíhá monitoring od roku 1998 na povodí Uhlířská (1,87 km², 775 – 886 m a.s.l.). V Krkonoších se sledují usazené srážky na vrcholu Studniční hory, na nejvyšším bodě povodí Modrý potok (2,62 km², 1010 – 1554 m a.s.l.). Druhá monitorovaná lokalita leží ve východních Krkonoších na Labské louce ve výšce 1370 m n.m. Odběr vzorků mlhy a nízké oblačnosti v Krkonoších probíhá od roku 1999. Všechna vybraná povodí jsou zařazena do sítě GEOMON spravované ČGS v Praze (Fottová, 2003). Vzorky povrchové vody, podkorunových srážek a celkových srážek na volné ploše jsou odebírány a analyzovány podle stanovené metodiky.

Pro účely stanovení látkové bilance lesního patra byl použit osvědčený systém pro odběr vzorků srážek na volné ploše, podkorunových srážek a povrchové vody z uzavěrového profilu.

Pro potřeby této části řešení dílčího projektu budou využívána data ze stanice Churáňov (1123 m n.m.), Malá Mokrůvka (1300 m n.m.) a Poledník (1310 m n.m.).

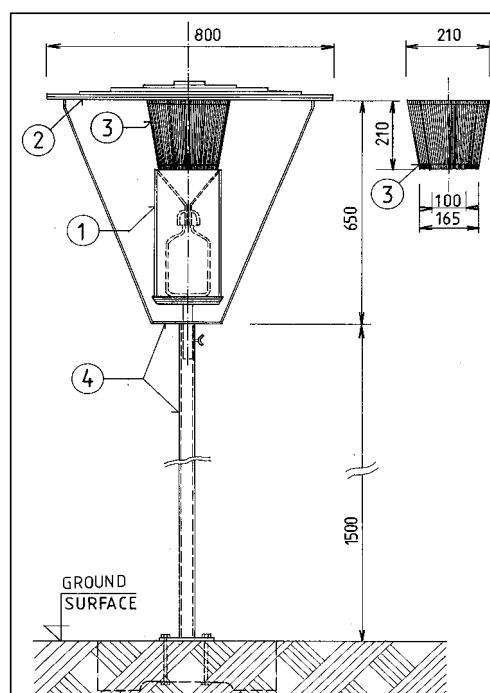
7.3. Metodika odběru a analýz vzorků mlžné a oblačné vody

Vzorky vody z nízké oblačnosti či mlhy ve sledovaných horských povodích byly získány aktivním odběrovým přístrojem (Daube et al., 1987) a pasivním odběrovým zařízením (Grunow, 1952, Nagel, 1956). Oba přístroje mj. umožňují odhadnout množství kapalné vody v 1 m³ oblačné vody nebo mlžné vody. Schéma aktivního odběrového zařízení ilustruje obrázek 2.1, zatímco pasivní je na obrázku 2.2.



Obr. 2.1: Schéma aktivního mlhoměrného zařízení.

- 1 – tělo mlhoměru z inertního materiálu
- 2 – motorventilátor 12 V
- 3 – odběrný náboj s teflonovým výpletem
- 4 – ocelový podstavec



Obr. 2.2: Schéma pasivního mlhoměrného zařízení.

- 1 – tělo mlhoměru s izol. a reflex. krytem
- 2 – zastřešení náboje proti dešti
- 3 – odběrný náboj s teflonovým výpletem
- 4 – nerezová konstrukce mlhoměru

Odebrané vzorky oblačné a mlžné vody se skladují v polyetylenových lahvích při teplotě 4 °C ve tmě. Nejprve byly odběrné lahve vypláchnuty 6N HCl a potom několikrát destilovanou vodou. V co nejkratším možném termínu následovaly chemické rozborů odebraných vzorků (pH bylo měřeno pomocí elektrody Radiometer GK-2401C, fluoridy byly stanoveny iontově selektivní elektrodou, chloridy, nitráty a sulfáty iontovou chromatografií (HPLC), amonium spektrofotometricky, základní kationty metodou plamenného AAS a těžké kovy za použití metody AAS (ETAAS).

7.4. Výsledky a diskuse

Roční úhrn usazených srážek byl odhadnut pro horskou a podhorskou oblast Jizerských hor a Šumavy pomocí mikrometeorologického depozičního modelu (Lovett et al., 1982; Lovett, 1984, 1988). Výsledky aplikace modelu v našich podmínkách byly publikovány (Eliáš et al., 1995; Eliáš a Tesař, 1993; Tesař, 1993; Tesař et al., 1995, 2004). Modelové odhady byly provedeny s parametry rostlinného patra zadanými podle práce (Lovett a Reiners, 1986) pro obdobný stav porostu. Dále byly tyto odhady provedeny pro střední roční meteorologické podmínky trvající při výskytu mlhy (Strnad et al., 1988). Hodnota celkové roční depozice z větrem hnané nízké oblačnosti a mlhy na vegetační porost byla finálně odhadnuta v práci (Tesař et al., 2004) jako 10 % celkového ročního úhrnu vertikálních srážek pro oblast Šumavy a Jizerských hor a 15 až 20 % pro oblast Krkonoš.

Vzorky mlžné a oblačné vody, odebrané pomocí aktivních a pasivních odběrových zařízení, byly chemicky analyzovány. Výsledky analýz pro oblast Šumavy (1994 – 2005) uvádí tab. 2.1, zatímco tab. 2.2 shrnuje odhady roční vodní a látkové depozice formou usazených a padajících srážek. Obdobná zpracování jsou k dispozici i ze severních hraničních hor České republiky (Jizerské hory a Krkonoše) a mohou být využity pro srovnání a hodnocení vlivu usazených srážek na vodní a látkovou bilanci malého horského povodí.

V roce 2004 bylo odebráno v rámci řešeného DÚ 5 vzorků mlhy a nízké oblačnosti pouze na lokalitě Malá Mokrůvka, zatímco v roce 2005 bylo odebráno na lokalitě Malá Mokrůvka rovněž 5 vzorků a na lokalitě Poledník 7 vzorků. Předložená zpráva zahrnuje i výsledky chemických analýz těchto vzorků (viz tab. 2.3). Dále je z roku 2004 k dispozici celkem 26 vzorků mlhy a nízké oblačnosti odebrané na lokalitě Churáňov a za rok 2005 30 vzorků mlhy a nízké oblačnosti. Rovněž analýzy těchto vzorků byly již zahrnuty do této zprávy a jejich výsledky jsou zohledněny v tab. 2.1 a 2.2.

Z výsledků v tab. 2.1 a 2.2 je zřejmý význam usazených srážek z hlediska ekologického i přes poměrně malý, přesto však rovněž nezanedbatelný, přínos vodohospodářský. To je dokumentováno faktory obohacení uvedenými pro horské lokality na Šumavě, v Jizerských horách a Krkonoších. Je patrná vysoká mineralizace vzorků vody odebrané z mlhy a nízké oblačnosti. Faktor obohacení pro oblast Šumavy dosahuje hodnot do 12,1, pro oblast Jizerských hor do 23,4, pro západní Krkonoše do 13,0 a pro východní Krkonoše do 15,2. Nejnižší mineralizaci, a tudíž i faktory obohacení, vykazují vzorky odebrané na Šumavě.

Ještě průkazněji vyznívá význam usazených srážek z tabulek uvádějící odhady roční vodní a látkové depozice ve vztahu k padajícím srážkám. Je z nich zřejmé, že látková depozice formou větrem hnané nízké oblačnosti a mlhy na vegetační porosty malého horského povodí tvoří významnou (např. pro NO₃⁻, SO₄²⁻), někdy dokonce podstatnou (NH₄⁺), část celkové mokré depozice.

Tab. 2.1: Chemismus mlžné a oblačné vody ve srovnání s chemismem vertikálních (bulk) srážek pro oblast Šumavy (stanice Churáňov a Liz pro hydrologické roky 1994 až 2005)

Iont	Jednotky	Chemismus mlžné vody Churáňov (340 vzorků)			Chemismus srážek (bulk) Liz (130 vzorků)			Faktor obohac. 1)/2)
		Min. hodnota	Max. hodnota	Median 1)	Min. hodnota	Max. hodnota	Vážený průměr ²⁾	
PH	[-]	2,9	7,1	4,2	3,6	6,9	4,6	1,1
H +	[μg.l ⁻¹]	0,08	1148,15	60,26	0,12	251,19	27,38	2,2
Cond.	[μS/cm]	8,00	854,00	127,05	1,00	209,00	21,48	5,9
Na +	[mg.l ⁻¹]	0,01	19,27	0,42	0,01	1,36	0,15	2,8
K +	[mg.l ⁻¹]	0,02	17,69	0,50	0,01	4,31	0,19	2,6
NH ₄ +	[mg.l ⁻¹]	0,10	50,80	7,74	0,01	11,07	0,64	12,1
Mg 2+	[mg.l ⁻¹]	0,01	4,65	0,17	0,01	1,14	0,06	2,8
Ca 2+	[mg.l ⁻¹]	0,05	33,35	0,91	0,01	9,80	0,32	2,8
F-	[mg.l ⁻¹]	0,00	0,70	0,05	0,01	0,20	0,02	2,5
Cl -	[mg.l ⁻¹]	0,00	13,28	1,08	0,05	2,84	0,34	3,2
NO ₃ -	[mg.l ⁻¹]	0,35	178,77	16,02	0,13	26,10	2,19	7,3
SO ₄ 2-	[mg.l ⁻¹]	0,74	132,00	14,99	0,20	27,73	1,95	7,7
Mn	[μg.l ⁻¹]	3,80	1270,00	20,00	2,00	103,00	7,50	2,7
Zn	[μg.l ⁻¹]	10,00	3000,00	97,50	5,00	115,00	18,41	5,3
Fe	[μg.l ⁻¹]	40,00	1780,00	80,00	0,00	260,00	21,18	3,8
Al	[μg.l ⁻¹]	10,00	1410,00	102,00	5,00	210,00	33,31	3,1
As	[μg.l ⁻¹]	0,50	28,00	1,70	0,20	7,70	0,36	4,7
Cd	[μg.l ⁻¹]	0,04	68,00	0,55	0,02	12,80	0,18	3,1
Pb	[μg.l ⁻¹]	0,50	525,00	12,35	0,20	19,50	1,52	8,1
Cu	[μg.l ⁻¹]	0,20	91,00	6,15	0,10	2382,00	44,28	0,1

Tab. 2.2: Roční látková a vodní depozice formou usazených a vertikálních srážek v oblasti Šumavy pro období 1994 – 2005.

	Roční depozice formou mlhy [kg.km ² .rok-1]	Roční depozice formou srážek [kg.km ² .rok-1]	Podíl mlžné depozice [%]
H +	5,33	24,23	22,0
Na +	37,17	132,80	28,0
K +	44,25	168,21	26,3
NH ₄ +	684,99	566,59	120,9
Mg 2+	15,05	53,12	28,3
Ca 2+	80,54	283,30	28,4
F -	4,43	17,71	25,0
Cl -	95,58	301,00	31,8
NO ₃ -	1417,78	1938,81	73,1
SO ₄ 2-	1326,62	1726,34	76,8
Mn	1,77	6,64	26,7
Zn	8,63	16,30	52,9
Fe	7,08	18,75	37,8
Al	9,02	29,49	30,6
As	0,15	0,32	46,9
Cd	0,05	0,16	31,3
Pb	1,09	1,35	80,7
Cu	0,54	39,20	1,4
voda [mm]	88,5	885,3	10,0

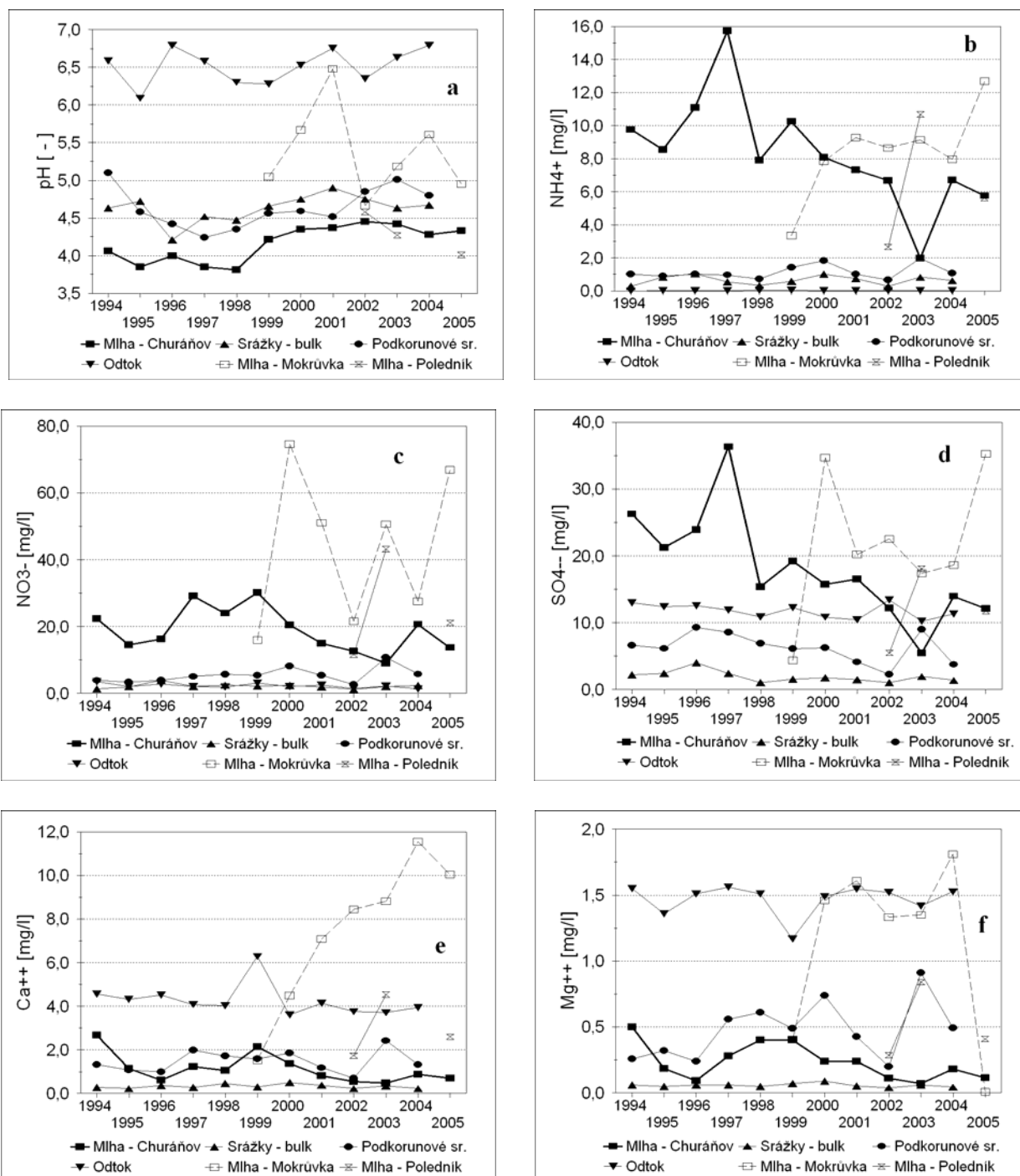
Tab. 2.3: Chemismus mlžné a oblačné vody na lokalitách Malá Mokrůvka a Poledník v centrální oblasti NP Šumava a Liz pro hydrologické roky 2004 a 2005.

Iont	Jednotky	Malá Mokrůvka (10 vzorků)			Poledník (7 vzorků)		
		Min. hodnota	Max. hodnota	Median. hodnota	Min. hodnota	Max. hodnota	Median. hodnota
pH	[-]	4,1	7,6	5,4	3,9	4,4	4,0
H +	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	0,03	83,18	4,46	38,02	117,49	97,72
Cond.	[$\mu\text{S/cm}$]	75,10	424,00	253,50	95,60	180,20	115,30
Na +	[mg.l^{-1}]	0,94	23,88	6,71	0,44	3,64	1,13
K +	[mg.l^{-1}]	0,28	26,42	2,88	0,35	2,19	0,83
NH ₄ +	[mg.l^{-1}]	4,57	55,44	10,49	3,20	10,31	5,63
Mg 2+	[mg.l^{-1}]	0,01	5,44	1,24	0,18	1,10	0,41
Ca ²⁺	[mg.l^{-1}]	1,59	34,23	10,80	0,94	6,15	2,60
F-	[mg.l^{-1}]	0,04	0,27	0,14	0,03	0,07	0,05
Cl -	[mg.l^{-1}]	0,74	20,77	3,51	0,28	1,64	0,90
NO ₃ -	[mg.l^{-1}]	15,26	144,30	58,25	13,63	47,59	21,14
SO ₄ 2-	[mg.l^{-1}]	6,92	68,57	26,92	8,17	16,92	11,77
Mn	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	25,60	288,20	110,50	11,00	85,00	36,00
Zn	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	49,10	460,00	188,25	48,00	145,00	85,00
Fe	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	0,06	1,28	0,14	0,05	0,12	0,05
Al	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	80,00	1410,0	250,00	78,00	210,00	102,00
As	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	1,10	10,60	4,60	0,50	6,20	1,70
Cd	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	0,30	1,20	0,58	0,21	0,58	0,46
Pb	[$\mu\text{g.l}^{-1}$]	1,60	36,80	5,35	3,20	6,90	4,60

Vzhledem k již dlouhé řadě měření usazených srážek v horské oblasti Šumavy (od roku 1988) bylo možné provést vyhodnocení chemismu mlžné vody ve srovnání s vertikálními srážkami (tab. 2.1) a srovnání průměrných koncentrací jednotlivých chemických komponent zjištěných v jednotlivých rocích s průměrnými hodnotami zjištěnými ve srážkové vodě (typu bulk), v podkorunových srážkách a v povrchovém odtoku. Tato data jsou k dispozici v rámci projektu GEOMON (Fottová, 2003) za období od roku 1994 do současnosti pro povodí Liz, Uhlířská i Modrý potok. Průběh mediánových a průměrných hodnot chemismu mlžné a oblačné vody ve srovnání s chemismem vertikálních srážek na volné ploše typu „bulk“ (vážené průměry), podkorunových srážek (vážené průměry) a povrchového odtoku (průměrné hodnoty) pro oblast Šumavy (stanice Churáňov a povodí Liz) pro hydrologické roky 1994 až 2005 uvádí grafy na obr. 2.3a až 2.3f. Hodnoty pH na obr. 2.3a vykazují po celé hodnocené období značně nižší hodnoty v mlžné vodě ve srovnání se srážkami na volné ploše, se srážkami podkorunovými a s povrchovým odtokem, přičemž průběh odpovídá dle očekávání srážkám podkorunovým, které zřejmě rovněž vykazují obohacení vodou vyčesanou rostlinným patrem z nízké oblačnosti a mlhy (obr. 2.3a). Obr. 2.3b až 2.3f ukazují průběhy NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Ca a Mg v mlžné a oblačné vodě, v srážkách na volné ploše a v povrchovém odtoku.

Mlhové vody vykazují značně vyšší průměrné koncentrace NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻ pro celé srovnávané období 1994 – 2005 ve srovnání se srážkami na volné ploše, se srážkami podkorunovými a s povrchovým odtokem, přičemž srovnávány byly hydrologické roky. V uvedených grafech obr. 2.3a až 2.3f jsou vyneseny rovněž výsledky měření koncentrací ve

zorcích vody odebraných z nízké oblačnosti a mlhy na stanovištích v hřebenových partiích centrální Šumavy sledovaných v rámci řešeného dílčího úkolu (Malá Mokrůvka a Poledník). Rovněž zde získané výsledky prokazují značně vyšší mineralizaci vody z usazených srážek ve srovnání se srážkami padajícími.



Obr. 2.3: Průběh mediánových a průměrných hodnot chemismu mlžné a oblačné vody ve srovnání s chemismem vertikálních srážek na volné ploše typu „bulk“ (vážené průměry), podkorunových srážek (vážené průměry) a povrchového odtoku (průměrné hodnoty), pro oblast Šumavy (stanice Churáňov a povodí Liz 1994 až 2005; Malá Mokrůvka 1999 až 2005 a Poledník 2002 až 2005). a – průběh hodnot pH, b – průběh hodnot NH_4^+ , c – průběh hodnot NO_3^- , d – průběh hodnot SO_4^{--} , e – průběh hodnot Ca^{2+} , f – průběh hodnot Mg^{2+} .

7.5. Závěry

Na základě uvedených výsledků lze konstatovat, že koncentrace sledovaných složek jsou vyšší, a to až řádově, ve vzorcích vody odebraných z mlžné a oblačné vody oproti koncentracím ve vodě srážkové. Poměr koncentrací sledované složky ve vodě mlžné a srážkové (faktor obohacení) dosahuje na Šumavě hodnot do 12, ještě vyšší faktory obohacení byly vyhodnoceny v Jizerských horách a v Krkonoších. Na základě hodnocení množství sledovaných látek deponovaných za rok na jednotku plochy formou usazených a vertikálních srážek pro horské oblasti Šumavy (1994 – 2005) je patrné, že přes poměrně malý vodohospodářský význam usazených srážek (10 - 20 %), je jejich ekologický vliv významný, někdy srovnatelný a někdy dokonce vertikální srážky převyšující. Vliv usazených srážek je neopomenutelný, a to jak z hlediska vodohospodářského (navýšení vodní bilance), tak zejména z hlediska ekologického (přenášená množství látek). Jejich sledování a zahrnutí do hodnocení mokré depozice je nutné, třebaže je jejich odhad náročný a obtížně kvantifikovatelný z hlediska jejich časové a prostorové variabilitě. Proto bylo v rámci této části DÚ rozšířeno pozorování usazených srážek na hřeben šumavských hraničních hor táhnoucích se v délce přes 13 km ve směru severozápadním od Malé Mokrůvky po Poledník. Je pravděpodobné, že usazené srážky představují jeden z významných faktorů negativně ovlivňující zdravotní stav lesa ve vrcholových partiích NP Šumava.

Literatura

- Bednář, J.: Pozoruhodné jevy v atmosféře. Praha, Academia, 1989.
- Brechtel, H.M.: Precipitation deposition situation in the Signatory States. United Nations Conference on Trade and Development, Geneva 10 (Chapter 2, ECE Interim Report on Cause Effect Relationships), Hann, Munden, Germany, 1990.
- Coufal, L.: Příspěvek k otázce výskytu horizontálních srážek v Čechách a na Moravě. Meteorologické zprávy, 2, 1968, 42 – 44.
- Daube, B., Kimball, K.D., Lamar, P.A., Weathers, K.C.: Two new ground-level cloud water sampler designs which reduce rain contamination. Atmospheric environment, 4, 1987, 893 – 900.
- Eliáš, V., Tesař, M., Buchtele, J.: Occult precipitation: sampling, chemical analysis and process modelling in the Šumava Mts. (Czech Republic) and in the Taunus Mts. (Germany). Journal of Hydrology, 166, 1995, 409 – 420.
- Eliáš, V., Tesař, M.: Horizontal precipitations: The input important from hydrological and ecological point of view. J. Hydrol. Hydromech., 42, 1994, 101 – 103.
- Fottová, D.: Trends in sulphur and nitrogen deposition fluxes in the Geomon network, Czech Republic, between 1994-2002. Water, Soil and Air Pollution, Kluwer Academic Publishers 150, 2003, 73-87.
- Fuzzi, S., Orsi, G.: Wet deposition due to fog in the Po valley, Italy. Journal of Atmospheric Chemistry, 3, 1985, 289 – 296.
- Grunow, J.: Nebelniederschlag. Ber. Deutsch. Wetterd. U.S. Zone 7, Bad Kissinger. No. 42, 1952, 30 – 34.
- Kantor, P.: Intercepce horských smrkových a bukových porostů. Lesnictví 27(2), 1981, 171 – 192.
- Kantor, P.: Intercepční ztráty smrkových a bukových porostů. Vodohosp. Čas., 31(6), 1983, 643 – 651.
- Lovett, G.M., Reiners, W.A., Olson, R.K.: Cloud droplet deposition in subalpine balsam fir forest: Hydrological and chemical inputs. Science, 218, 1982, 1303 – 1304.
- Lovett, G.M.: Rates and mechanisms of cloud water deposition to a subalpine balsam fir forest. Atmospheric Environment, 18 (2), 1984, 361 – 371.
- Lovett, G.M., Reiners, W.A.: Canopy structure and cloud water deposition in subalpine coniferous forests. Tellus, 38B (5), 1986, 319 – 327.
- Lovett, G.M.: A comparison of methods for estimating cloud water deposition to a New Hampshire (U.S.A.) subalpine forest. M.H. Unsworth and D. Fowler (eds.), Acid Deposition at High Elevation Sites, 1988, 309 – 320.
- Moldan, B.: Atmosférická depozice na území Československa v období 1976 – 1987. Národní klimatický program ČSFR, 4, Praha, 1992.
- Nagel, J.F.: Fog precipitation on Table Mountain. Q.J.R. Meteorol. Soc., 82, 1956, 452 – 460.
- Strnad, E., Tesař, M., Šír, M., Kubík, F.: Základní charakteristiky chodu mlhy na Churáňově 1976 – 1987. Meteorologické zprávy, 4, 1988, 109 – 119.
- Tesař, M.: Cloud and fog water deposition in the Šumava Mts. (Czech Republic). A model estimate of water flux and deposition of chemical compounds to mountain spruce stand. Acta Universitatis Carolinae Geologica 37, 1993, 57 – 72
- Tesař, M., Eliáš, V., Šír, M.: Preliminary results of characterization of cloud and fog water in the mountains of Southern and Northern Bohemia. J. Hydrol. hydromech., 43 (6), 1995, 412 – 426.
- Tesař, M., Šír, M., Fottová, D.: Usazené srážky jako významný příspěvek k atmosférické depozici ve vybraných horských a urbanizovaných oblastech ČR. Sborník semináře:

- „Atmosférická depozice 2004“ (Eds.: Šír, M. a Tesař, M.), 29.-30.6. 2004, Tejmlov, Česká republika, ISBN 80-02-011659-9, s. 95 – 101.
- Thorne, P.G., Lovett, G.M., Reiners, W.A.: Experimental determination of droplet impaction on canopy components of balsam fir. *Journal of Applied Meteorology*, 21(10), 1982, 1413 – 1416.
- Vong, R.J., Sigmon, J.T., Mueller, S.F.: Cloud water deposition to Appalachian forests. *Environ. Sci. Technol.* 25(6), 1991, 1014 – 1021.
- Waggoner, P.E., Furnival, G.M., Reifsnyder, W.E.: Simulation of the microclimate in a forest. *Forest Sci.*, 15, 1969, 37 – 45.