

Složení povrchových vod na území NP Šumava Freshwater composition in the Šumava National Park

Vladimír Majer* & Josef Veselý

Česká geologická služba, Geologická 6, CZ-15200 Praha 5 – Barrandov, Česká republika
*majer@cgu.cz

Abstract

Regional survey of freshwater composition in the Šumava National Park has shown exceptionally low concentrations of most compounds analysed. Mean sulphate concentrations (5.0 mg.l^{-1}) are 1.5 to 7 times lower than in other mountainous areas of the Czech Republic. In spite of strong (85 to 90%) decrease in S emissions, long-term decrease in mean sulphate concentrations has not been observed during the past 15 years. In contrast, concentrations of nitrate and chloride have decreased in the Bohemian Forest as a consequence of reclassification of industry and decline in number of animals in agriculture. The pH range of freshwaters in the National Park has reduced. While pH of acidified freshwaters increased, pH of those with originally weakly alkaline reaction decreased. Along both main roads to Strážný and to Železná Ruda a distinct decrease in Pb and increase of chloride and Na concentrations was observed.

Key words: freshwater, acid deposition, sulphate, nitrate, chloride, lead, Bohemian Forest

Úvod

Česká geologická služba (dříve Ústřední ústav geologický) provedla v letech 1984–1996 v rámci úkolu „Geologické a účelové mapy 1 : 50 000“ mapování složení povrchových vod na celém území dnešní ČR (VESELÝ & MAJER 1996, 1998). Výsledky byly publikovány jednak ve formě Map geochemie povrchových vod 1 : 50 000 (MGPV), jednak jako zprávy popisující situaci na jednotlivých listech generálních map 1 : 200 000 (MAJER et al. 1992, 1993, 1994). Nejdůležitějšími výsledky těchto aktivit bylo zjištění rozsahu acidifikace území ČR a kontaminace vybranými stopovými prvky v období vrcholící depozice sloučenin S a N a v době jejich počínajícího poklesu po roce 1985. V pozdějších obdobích bylo realizováno několik revizních akcí, které při použití stejných metod měly ukázat současnou situaci v příslušných regionech a umožnit porovnání složení vod se situací jaká existovala před více jak 10 léty (VESELÝ et al. 2002a, MAJER et al. 2005).

V této práci popisujeme výsledky stanovení složení povrchových vod v NP Šumava v letech 2003 a 2004 a porovnáváme je s analýzami vod ze shodných míst, provedenými v letech 1984–1990 v rámci MGPV.

METODIKA

Odběry vzorků vod a analýzy

Odběry vod byly provedeny v červenci a srpnu roku 2003 v JV části NP a v srpnu a září 2004 v SZ části NP. Vzorky povrchových vod v NP Šumava byly odebrány na shodných

místech a shodnými analytickými metodami analyzovány také v období mezi léty 1984 a 1990. Vzorkovnice pro odběry vod z PE byly trojího druhu: 100 ml vzorkovnice pro vzorek na stanovení kationtů byly louženy HNO_3 , do pečlivě vymytých 30 ml ampulí byl odebrán vzorek pro stanovení aniontů a běžné 100 ml vzorkovnice byly použity pro odběr vody na stanovení pH a měrné vodivosti. Vzorky na stanovení kationtů byly v den odběru okyseleny 1 ml HNO_3 zvláštní čistoty (destilované pod bodem varu) a zředěné 1 : 1 destilovanou vodou. Protože vody nebyly filtrovány, stopové prvky přítomné na suspendovaných částicích (zejména na hydratovaných oxidech Fe a Mn přítomných v těchto částicích) byly po okyselení převedeny do roztoku. Odebrané vzorky vod byly již v terénu chráněny před zvýšenou teplotou a slunečním zářením (zvláště vzorky na stanovení aniontů) a po návratu z terénu byly uloženy v chladničce (VESELÝ et al., 1986).

Ve vzorcích vod převážně z drobných toků byly analyzovány následující složky: pH, měrná vodivost (v den odběru na terénní základně), Ca, Mg, Na, K, Sr, Li, Fe, Al, Si, Mn, As, Be, Cd, Cu, Pb, Zn, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , F^- (v laboratoři). Způsob analýzy vod se od roku 1984 nezměnil. Měření pH a měrné vodivosti se provádělo na terénní základně zásadně v den odběru vzorku. pH bylo měřeno kombinovanou skleněnou elektrodou fa. Radiometer (Dánsko) za pomalého míchání vody elektrodou s přesností 0,05–0,1 jednotky pH. Elektrody s míchacím efektem větším než 0,15 pH nebyly používány (VESELÝ 1987). Vzorky byly před měřením pH a měrné vodivosti temperovány na konstantní teplotu vyšší než 15 °C a výsledky měření vodivosti byly vztaženy k 25 °C.

Stanovení kationtových složek v chemických laboratořích České geologické služby bylo prováděno metodami atomové absorpční spektrofotometrie (AAS). Ke stanovení Ca, Na, K, Mg, SiO_2 , Al, Li, Sr, Fe, Mn a Zn byla použita plamenová technika (FAAS). Ke stanovení As, Be, Cd, Cu a Pb a při obsazích nižších než 200 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ také Al byla použita grafitová kyveta (GFAAS). Obsahy Cl^- , NO_3^- a SO_4^{2-} byly stanoveny metodou vysokotlaké kapalinové chromatografie (HPLC) s vodivostní detekcí. Mez detekce u tohoto stanovení je proměnná v závislosti na kvalitě kolony a iontové síle. Způsob odběru vod a chemické analýzy byly podrobněji popsány dříve (VESELÝ & MAJER 1996, 1998).

Zpracování a prezentace výsledků

Data byla před grafickým zpracováním zpracována statisticky. Pro výpočet základních charakteristik byla aplikována neparametrická statistika, neboť distribuce většiny složek nesplňuje předpoklad normálního rozdělení. Vzhledem k charakteru distribuční křivky, která je s výjimkou pH bližší lognormálnímu rozdělení, byly pro sestavování geochemických map obsahů použity logaritmické hodnoty zjištěných koncentrací.

Při konstrukci map obsahů byl použit program SURFER® fy. Golden Software Inc. Data byla přepočítána do pravidelné sítě (gridu) 500×500 m metodou kriging, přičemž pro výpočet hodnoty v každém uzlu sítě bylo okolí do vzdálenosti 10 km rozděleno do 4 sektorů. V úvahu byly brány obsahy maximálně v deseti nejbližších bodech v okolí, v každém sektoru však nejvýše 4. Nebyl-li nalezen odběrový bod v žádném ze sektorů, nebyla hodnota pro takový uzlový bod počítána. Izolinie pak byly proloženy tímto gridem a plochy mezi izoliniemi byly vybarveny. Koncentrační úrovně jednotlivých izolinií (s výjimkou pH) byly zvoleny tak, aby odpovídaly 10%, 25%, 50%, 75% a 90% kvantilům, jako poslední kategorie jsou prezentovány extrémně vysoké hodnoty.

VÝSLEDKY A DISKUSE

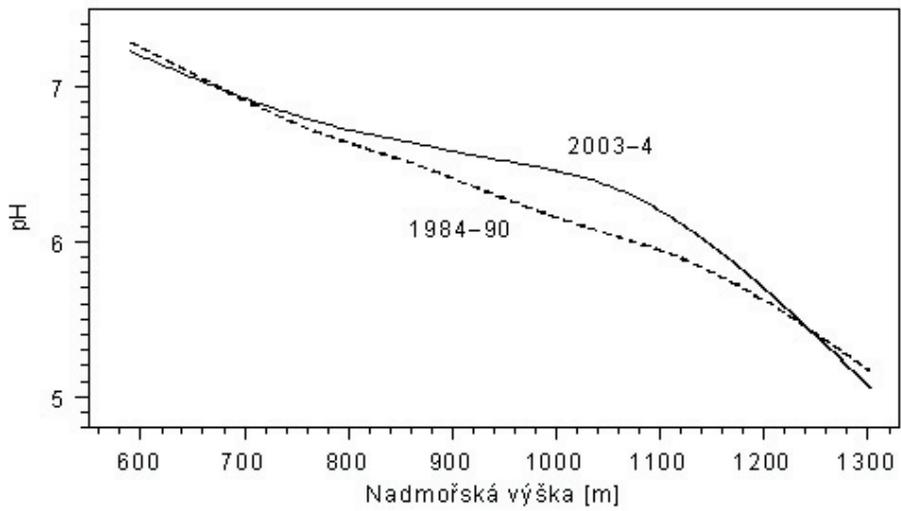
Složení vod v létě 2003 a 2004

Na území NP Šumava byly odebrány v letech 2003 a 2004 vzorky vod celkem na 238 loka-

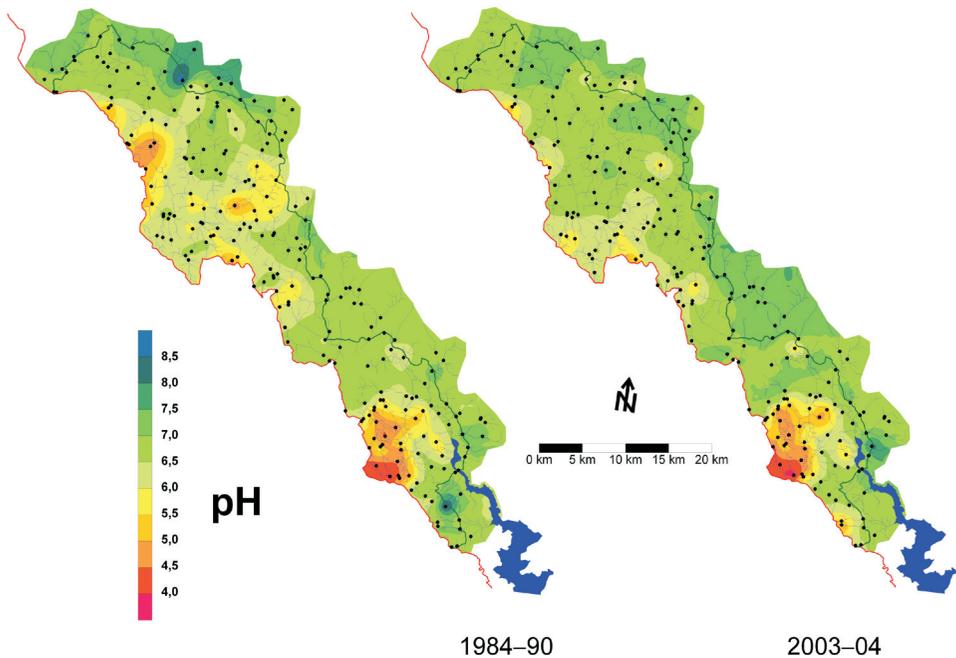
litách. V Tab. 1 jsou uvedeny mediány pro stanovené složky, jakož i mediány zjištěné pro celé území ČR v rámci odběrů pro MGPV (VESELÝ & MAJER 1998) a poměr mediánů v letech 2003–2004 a 1984–90 pro vody v NP Šumava. Srovnání s celorepublikovými údaji ukazuje, že povrchové vody tekoucí na Šumavě mají nízký obsah iontů, což souvisí s geologií podloží a minimálním osídlením oblasti. Koncentrace hlavních složek (Ca, Mg, SO₄, NO₃) jsou méně než desetinné oproti celostátnímu průměru, koncentrace Na a K asi pětinné (Tab. 1). Relativně nejnižší jsou koncentrace chloridů, které ve vodách zvyšuje především osídlení. Střední hodnota pH byla v létě 2003 a 2004 na Šumavě <7 a pH <5,6 měla voda 11 % vzorků. Takové vody tekou především v oblastech, kde geologické podloží je tvořeno kyselějšími horninami, zejména granity. Dále platí že povrchové vody jsou v ČR kyselější a obsahují méně iontů ve vyšších nadmořských výškách. Závislost hodnoty pH na nadmořské výšce odebíraných toků je znázorněna na Obr. 1. Pokles hodnot pH s rostoucí nadmořskou výškou v zalesněném terénu je dán nižším podílem vody neutralizované kontaktem s horninou, obecně méně hlubokým oběhem cirkulujících vod, vyšší srážkovou činností a zpravidla též méně mocným půdním profilem. Podrobně studované změny vod šumavských jezer, nacházejících se ve vrcholových partiích Šumavy (VESELÝ 1996, VESELÝ et al. 1998a, b, KOPÁČEK et al. 1998) proto nejsou jednoduše extrapolovatelné na celý NP Šumava. Nadmořská výška v místech odběrů vod se v zájmovém území pohybovala od 550 m n.m. do 1302 m n.m a jezera jsou v nadmořské výšce vyšší než 1008 m.

Tabulka 1. Střední koncentrace složek v povrchových vodách NP Šumava (2003–2004), v drobných tocích celé České republiky (1984–96), jejich poměr a poměr mediánů zjištěných v NP v letech 2003–2004 a 1984–90.
Table 1. Mean concentrations in freshwaters of the Šumava National Park in the period 2003–2004, in streams of the Czech Republic (1984–1996), their ratios and ratios of mean concentrations in the Šumava National Park in the periods 2003–2004 and 1984–1990.

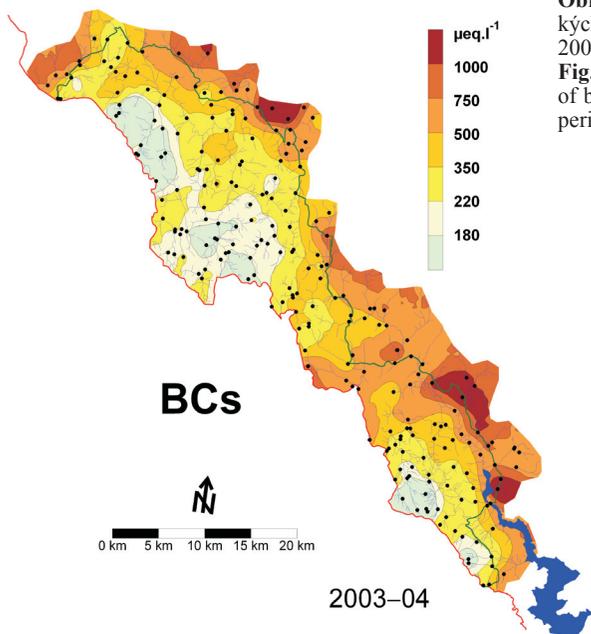
Složka		Medián 2003–2004	Medián ČR 1984–1996	Poměr 2003–2004/ČR	Poměr 2003–2004/ 1986–1990
pH		6,78	7,50	0,90	1,03
Vodivost	μS.cm ⁻¹	40	405	0,10	1,11
Na	μeq.l ⁻¹	2,44	11,8	0,21	0,95
K	μeq.l ⁻¹	0,69	4,0	0,17	1,08
Mg	μeq.l ⁻¹	0,81	10,8	0,08	0,89
Ca	μeq.l ⁻¹	2,80	44,0	0,06	1,11
Cl	μeq.l ⁻¹	0,94	17,9	0,05	0,78
NO ₃	μeq.l ⁻¹	1,05	12,5	0,08	0,73
SO ₄	μeq.l ⁻¹	5,01	52,6	0,10	1,04
F	μeq.l ⁻¹	0,04	0,17	0,24	1,33
SiO ₂	mg.l ⁻¹	10,6	14,5	0,73	1,03
Fe	μg.l ⁻¹	220	300	0,73	0,81
Mn	μg.l ⁻¹	14	71	0,20	0,70
Sr	μg.l ⁻¹	<50	200	<1	~1
Li	μg.l ⁻¹	2	5	0,40	~1
Al	μg.l ⁻¹	120	<200		0,60
As	μg.l ⁻¹	<0,5	0,9	<1	
Be	μg.l ⁻¹	0,04	0,02	2,00	0,80
Cd	μg.l ⁻¹	0,04	<0,04	>1	
Cu	μg.l ⁻¹	0,5	0,8	0,63	
Pb	μg.l ⁻¹	<0,4	<0,4		<1
Zn	μg.l ⁻¹	<10	<10		



Obr. 1. Závislost hodnot pH na nadmořské výšce lokality.
Fig. 1. Relationship between pH and elevation.

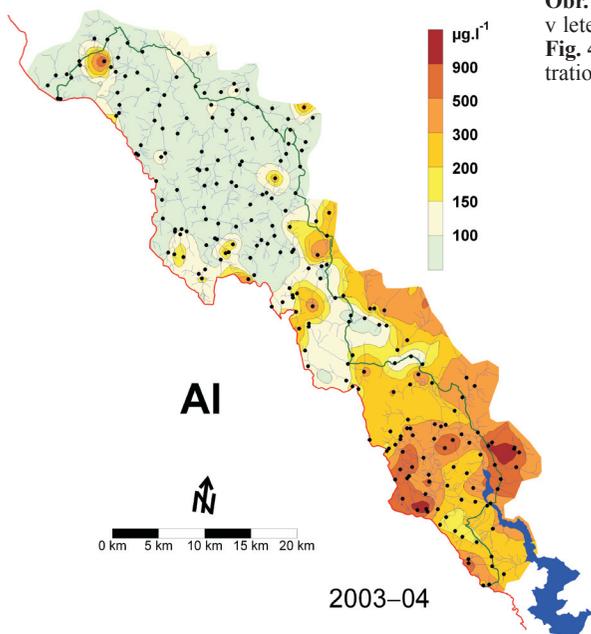


Obr. 2. Schematické znázornění hodnot pH drobných toků v letech 1984-90 a v letech 2003-2004.
Fig. 2. A schematic representation of the pH in streams; situation in the periods 1984-1990 and 2003-2004.



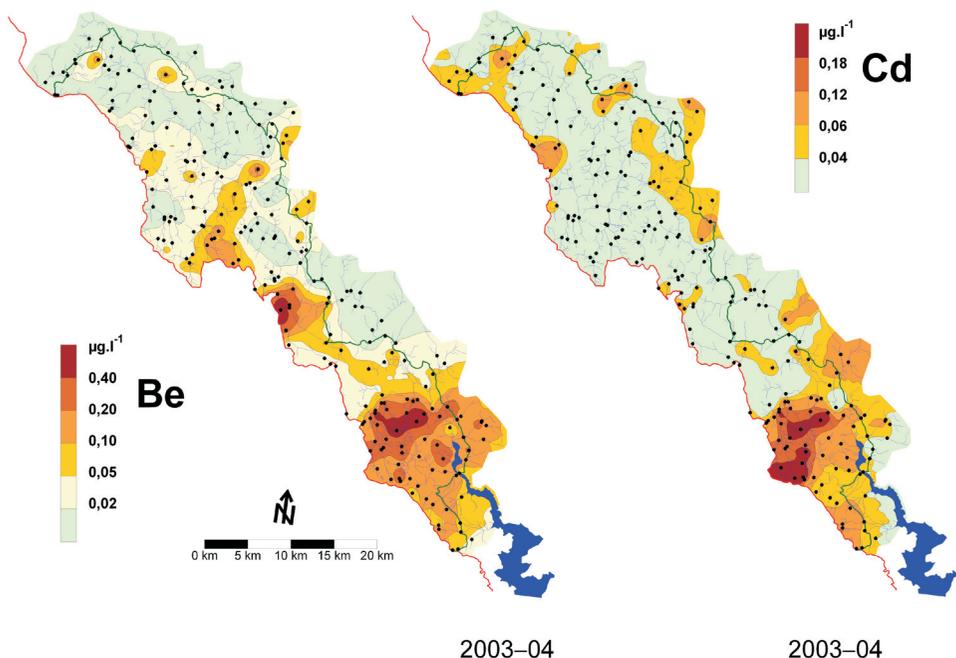
Obr. 3. Schematické znázornění obsahů bázeických kationtů (BCs = Ca+Mg+Na+K) v letech 2003–2004.

Fig. 3. A schematic representation of the sum of base cations (BCs = Ca+Mg+Na+K) in the period 2003–2004.



Obr. 4. Schematické znázornění obsahů hliníku v letech 2003–2004.

Fig. 4. A schematic representation of Al concentrations in the period 2003–2004.



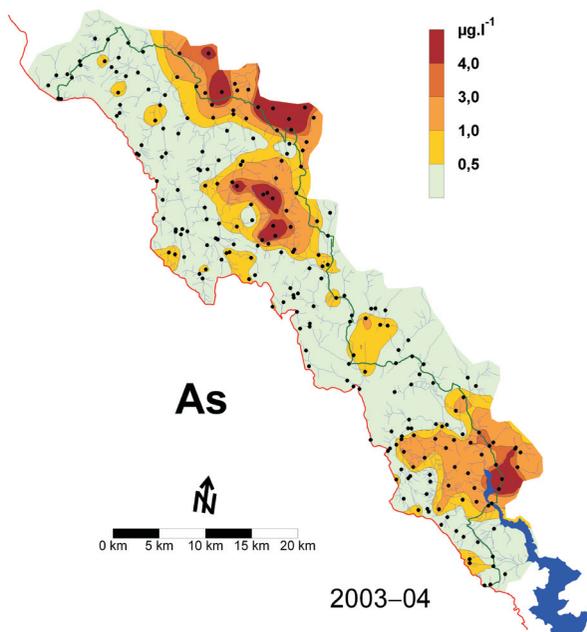
Obr. 5. Schematické znázornění obsahů berylia a kadmia v drobných tocích NP Šumava v letech 2003–2004.

Fig. 5. A schematic representation of Be and Cd concentrations in streams of the Šumava National Park in the period 2003–04.

Vedle přímé atmosférické kontaminace trpí horské oblasti ČR především změnami acido-bázických podmínek, tj. snížením hodnot pH půd a cirkulujících vod. Obr. 2 dokládá, že na Šumavě je v tomto ohledu problematická především oblast Třístoličnicku, okolí Plešného jezera a území ležící severně od nich až k Teplé Vltavě. Druhou oblastí náchylnou k acidifikaci je horní část povodí Prášílského potoka, okolí Polomu a Poledníku, kde byly pozorovány zvláště nízké obsahy bazických kationtů (BCs; Obr. 3) a kde v minulosti byly pozorovány i silně kyselé vody. V Prášílském jezeře samotném se však pH vody v době této studie již pohybovalo převážně mezi hodnotami 5,1 a 5,3 v povrchové vodě. Oblast modravských slatí severně od spojnice Luzný – Roklan sice obsahuje ve vodách rovněž jen nízké obsahy BCs, proti jejich antropogenní acidifikaci však zde přirozeně působí zvýšené obsahy rozpuštěného organického uhlíku (DOC). Naopak relativně vyšší obsahy BCs a SiO₂ ve vodách SV od Strážného naznačují vyšší intenzitu zvětrávání a vyšší odolnost proti acidifikaci.

Nízké hodnoty pH vody jsou ekologicky rizikové především tím, že nadbytek tzv. silných aniontů (síranů, dusičnanů a chloridů) a nedostatek BCs je v nich kompenzován rozpouštěním toxického hliníku (Al). Mobilizace Al je považována za nejvíce škodlivý důsledek acidifikace. Obr. 4 ukazuje, že zvýšené obsahy Al byly nalezeny především v jv. části NP. Zatímco v oblasti Třístoličnicku a Plešného jezera jde nesporně o zvýšené obsahy iontového (labilního, toxického) Al, vyšší obsahy Al JV od Volar mimo NP byly nalezeny v neutrálně reagujících vodách a jsou důsledkem vyššího obsahu suspendovaných látek ve vznosu v době odběru. Nelze je proto interpretovat jako nebezpečné.

Acidobazická reakce výrazně ovlivňuje i koncentrace většiny stopových prvků, především



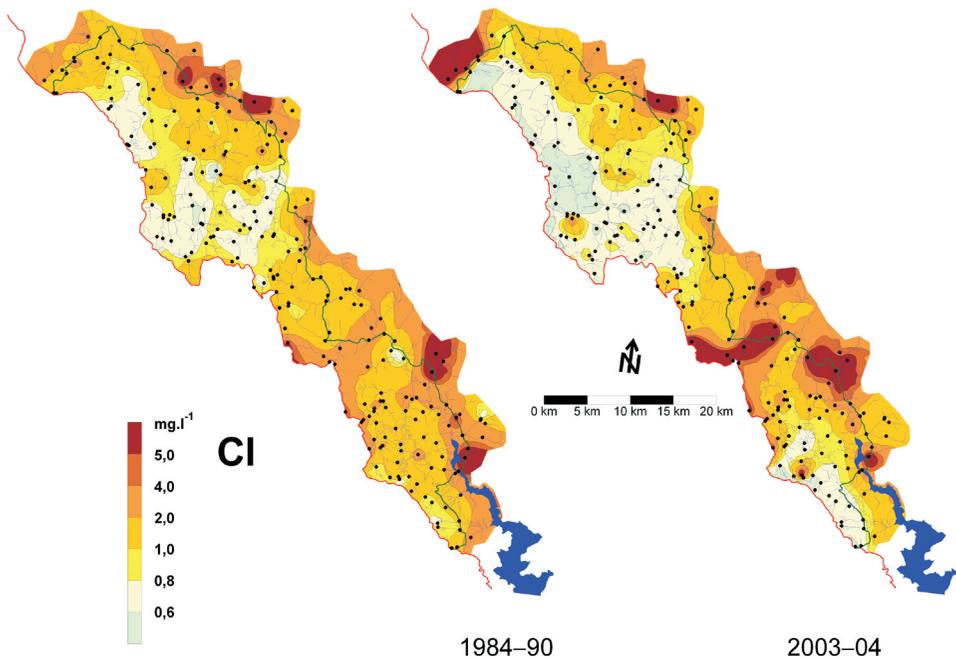
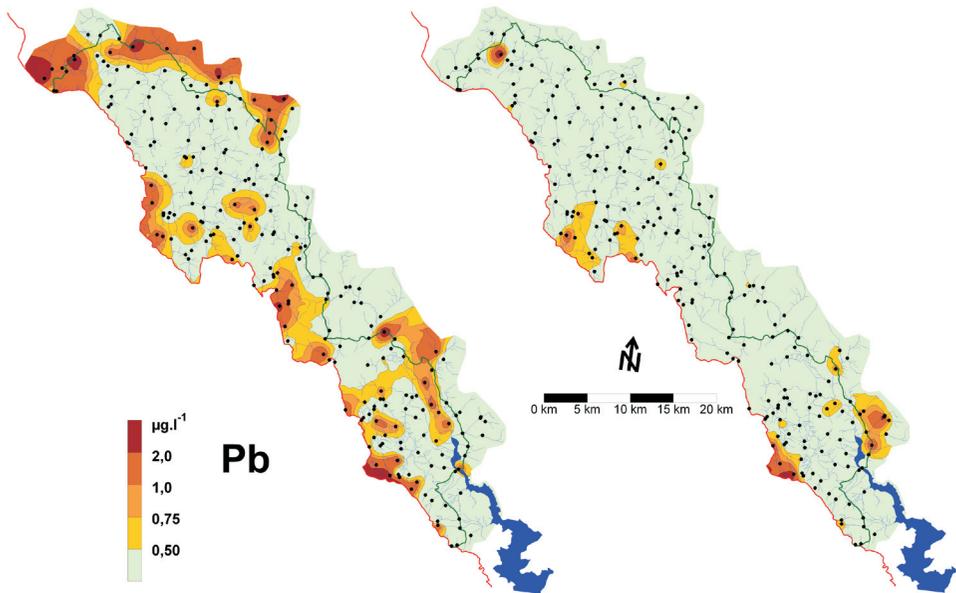
Obr. 6. Schematické znázornění obsahů arsenu v drobných tocích NP Šumava v letech 2003–2004.
Fig. 6. A schematic representation of As concentrations in streams of the Šumava National Park – the period 2003–2004.

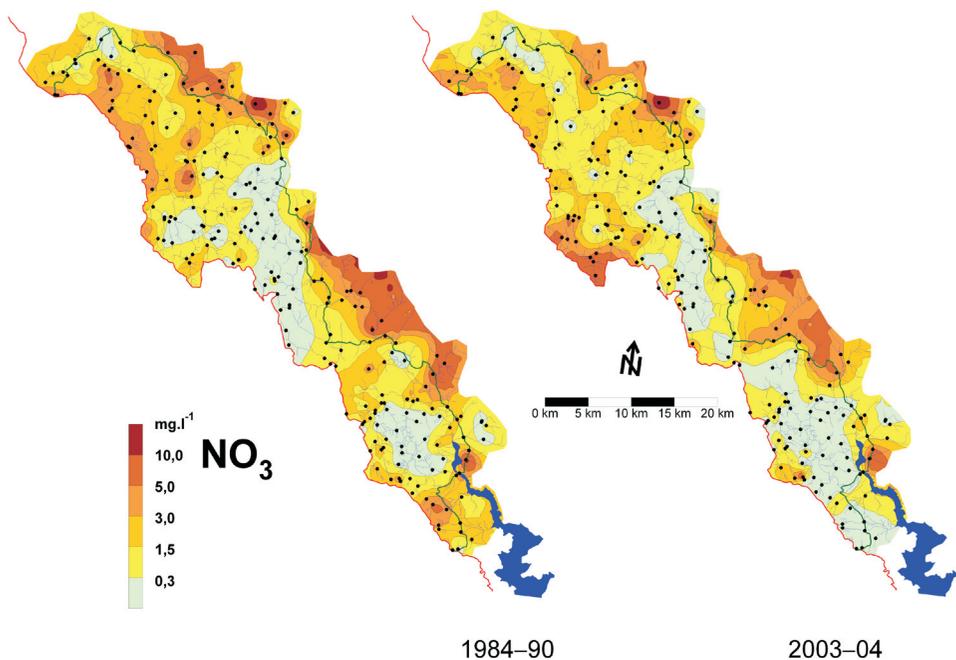
Cd, Mn, Zn a Be (VESELÝ & MAJER 1996). Koncentrace stopových prvků jsou na území NP Šumava velmi nízké a většinou nedosahují ani detekčních limitů použitých analytických metod. Pouze u berylia (Be) byly většina koncentrací výrazněji nad detekčním limitem ($0,02 \mu\text{g.l}^{-1}$) a koncentrace Be spolu s koncentracemi Cd jako jediné u stopových prvků převyšovaly ve vodách NP Šumava hodnoty celostátního průměru (Tab. 1). Zatímco nejvyšší obsahy Cd se logicky vyskytují v acidifikované JV části NP, zvýšené obsahy Be navíc ukazují na vliv dostupnosti prvku na jeho koncentrace v povrchových vodách (Obr. 5). Berylium je ve významně vyšších obsazích přítomno v hrubozrnných granitech (VESELÝ et al. 2002b), které se vyskytují nejen v okolí Trístoličnicku a Plešného jezera, ale také v okolí Strážného. Nejvyšší koncentrace Be byly proto nalezeny v obou těchto oblastech.

Obsahy As jsou na území NP zvýšené především v okolí Hartmanic, Kašperských hor a Horské Kvildy (Obr. 6), kde jsou spojeny s oxidací arsenopyritu v podloží (VESELÝ 1985). Přítomnost arsenopyritu zde souvisí s výskytem zlata. V okolí horní části nádrže Lipno byla nalezena zvýšená koncentrace As patrně opět v důsledku přítomnosti většího množství suspendovaných částic ve vodě, obsahujících často hydroxid železitý, na jehož částice se As selektivně váže.

Změny chemizmu vod mezi léty 1986–1990 a 2003–2004

Zjištěné změny složení povrchových vod za 15 ± 2 roky byly v porovnání s ostatními horskými oblastmi (VESELÝ et al. 2002a, MAJER et al. 2005) na Šumavě nejmenší. Částečně to bylo ovlivněno nízkými průtoky při odběrech v létě roku 2004, což obecně poněkud zvýšilo obsahy v drobných tocích. Nicméně několik zajímavých změn ve složení povrchových vod bylo pozorováno. Obr. 7 např. znázorňuje výrazný pokles koncentrací olova. Z porovnání map





Obr. 7. (vlevo nahoře) Schematické znázornění obsahů olova v drobných tocích NP Šumava v letech 1984–90 a v letech 2003–2004.

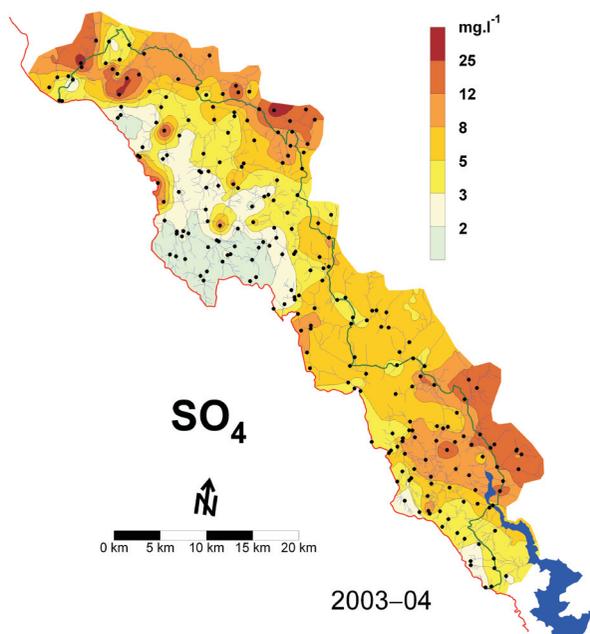
Fig. 7. (left top) A schematic representation of Pb concentrations in streams of the Šumava National Park in the periods 1984–1990 and 2003–2004.

Obr. 8. (vlevo dole) Schematické znázornění obsahů chloridů v drobných tocích NP Šumava v letech 1984–90 a v letech 2003–2004.

Fig. 8. (left down) A schematic representation of chloride concentrations in streams of the Šumava National Park in the periods 1984–1990 and 2003–2004.

Obr. 9. (nahoře) Schematické znázornění obsahů dusičnanů v drobných tocích NP Šumava v letech 1984–90 a v letech 2003–2004.

Fig. 9. (top) A schematic representation of nitrate concentrations in streams of the Šumava National Park in the periods 1984–1990 and 2003–2004.



Obr. 10. Schematické znázornění obsahů síranů v drobných tocích NP Šumava v letech 2003–2004.

Fig. 10. A schematic representation of sulphate concentrations in streams of the Šumava National Park in the period 2003–2004.

obsahů Pb je zřejmé, že relativně vyšší obsahy pozorované v letech 1984–1990 až na výjimky nebyly v letech 2003–2004 pozorovány. Protože zvýšené koncentrace Pb se dříve vyskytovaly především podél silnic (Železná Ruda – Hartmanice – Kašperské Hory a Lenora – Volary) je zřejmé, že tato změna souvisí s dřívějšími obsahy olova v pohonných hmotách. Provoz na hlavních silničních tazích přes NP Šumava ke státní hranici však po politických změnách výrazně zesílil, což se projevilo naopak vyššími koncentracemi Na a růstem obsahů chloridů (Cl) v okolních tocích (Obr.8). Antropogenně byly ovlivněny i vody tekoucí v bývalém vojenském újezdě Dobrá Voda, kde v letech 1984–90 hodnoty měrné vodivosti nepřevýšily $25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a po zpřístupnění tohoto území vzrostly. Celkově však koncentrace Cl v povrchových vodách NP za posledních 15 let poklesly, stejně jako v jiných horských oblastech ČR (VESELÝ et al. 2002a). Domníváme se, že to bylo způsobeno poklesem průmyslových emisí Cl (HCl). Vliv mořského spreje z 300–400 km vzdáleného moře je na Šumavě málo významný a pokles osídlení ve studované oblasti nelze plošně předpokládat.

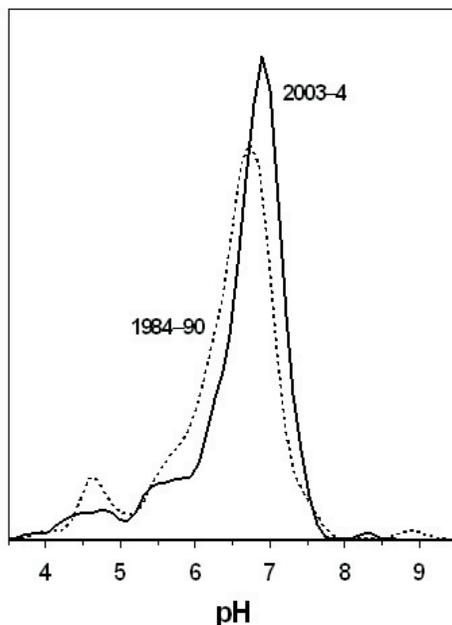
V drobných tocích na Šumavě byl pozorován 27% pokles koncentrací dusičnanů (Obr. 9). Podobně jako v jiných horských oblastech ČR jde pravděpodobně o kombinovaný důsledek poklesu průmyslových a zemědělských emisí N po politických změnách ve střední Evropě a růstu spotřeby N vegetací po poklesu acidifikačního stresu v povodí (VESELÝ et al. 1998a, 2002a). Výrazný regionální pokles dusičnanů v českých povrchových vodách před více jak 10 léty je ale i ve světovém měřítku výjimečný a spolu s poklesem obsahu Cl je charakteristický pro trendy ve vodách acidifikovaných území ČR (VESELÝ et al. 2002a, MAJER et al. 2005). Naproti tomu vyšší koncentrace NO_3 byly nalezeny v tocích JZ od Modravy, kde naopak předpokládáme pokles spotřeby dusíku vegetací. V nedalekých německých povodích

Grosse Ohe a Ferellenbach, kde lesy odumírají po invazi kůrovce (*Ips typographus*), vzrostly koncentrace NO_3 až na desítky mg.l^{-1} (ZIMMERMAN et al. 2000, MORITZ & BITTERSÖHL 2000).

Koncentrace síranů jsou a byly v šumavských tocích nízké (Obr. 10) a to i v době vrcholící depozice sloučenin síry v letech 1978–1985 (Tab. 1). Na Šumavě nebyla sorpční kapacita půd (HRUŠKA & MAJER 1996) a redukce S ve slatích v důsledku antropogenních změn zvýšenou depozicí nikdy vyčerpána. Výrazný pokles emisí (KOPÁČEK & VESELÝ 2005) a depozice S se projevil v jezerech a v tocích v oblasti modravských slatí, tedy ve vodách nejméně závislých na složení srážkových vod. V regionálním měřítku však zůstaly koncentrace síranů v NP Šumava v období 1984–2004 přibližně stabilní.

Také acidobazická reakce (pH) povrchových toků na území NP Šumava nedoznala v uplynulých asi 15 letech výraznějších změn. Distribuční křivka hodnot pH v obou souborech má maximum při $\text{pH} < 7$, to je však v letech 2003–2004 ostřejší a poněkud posunuto k neutrální hodnotě pH (Obr. 11). Druhé nízké maximum okolo $\text{pH} 4,5$, patrné pro vody odebrané v letech 1984–90 při odběrech 2003–2004 vymizelo. Změna hodnot pH za období posledních 15–20 let se liší v závislosti na původní acidobazické reakci. Zvýšení hodnot pH převládá v původně kyselých vodách s $\text{pH} < 7$, zatímco vody s původně $\text{pH} > 7$ v 80. letech minulého století se téměř bez výjimky okyselily (Obr. 2). Rozmezí pH hodnot se tedy i ve vodách NP Šumava zmenšilo. Naopak zvětšení rozmezí hodnot pH jsme pozorovali po zvýšení intenzity kyselé depozice v Orlických horách mezi roky 1976 a 1986 (VESELÝ et al. 2002a). Změny v obsazích BCs vyvolané změnami intenzity kyselé depozice nejsou stechiometrické. Jsou vyšší než ekvivalentní při zvýšení intenzity a naopak nižší při snížení intenzity kyselé depozice.

Na území NP Šumava nebyl pozorován v uplynulých 15–20 letech vzrůst koncentrací As.



Obr. 11. Distribuční křivka hodnot pH z let 1984–90 a 2003–2004.

Fig. 11. Distribution curve of the pH in periods 1984–1990 and 2003–2004.

Naopak ve Slavkovském lese (MAJER et al. 2005), Žďárských vrších, ve vrcholových partiích Orlických hor nebo v Polabí koncentrace As výrazně vzrostly. Tento růst As může být způsoben změnou acidobazických podmínek, růstem koncentrací organického uhlíku nebo železa, v současné době však není uspokojivě objasněn. Acidobazická reakce povrchových vod na území NP Šumava se výrazněji neposunula k vyšším hodnotám pH (a tedy ke snadnější migraci As) a střední koncentrace Fe poklesly (viz Tab. 1). Vzhledem k významné závislosti změn koncentrací As na změnách koncentrace Fe v NP Šumava ($p < 0,001$) byl právě pokles koncentrací Fe zřejmě důvodem, proč nebyl pozorován nárůst koncentrací As. Např. ve Slavkovském lese, kde koncentrace As výrazně vzrostly, vzrostla na dvojnásobek i koncentrace Fe. Ovšem původ As ve studovaném území je převážně jiný a poněkud jiná může být i migrace tohoto prvku.

ZÁVĚR

Výrazný pokles emisí síry se v povrchových vodách NP Šumava projevil poklesem koncentrací síranů jen ve vrcholových partiích s jezery a v tocích modravských slatí, tedy ve vodách nejvíce závislých na složení srážkových vod. V regionálním měřítku zůstaly koncentrace síranů na Šumavě v období 1984–2004 bez výraznějších změn. Naopak koncentrace dusičnanů a chloridů v důsledku reorganizace průmyslu a poklesu počtu dobytka v zemědělství poklesly. Rozmezí pH povrchových vod se zredukovalo (zúžilo). Zatímco pH silně acidifikovaných vod vzrostlo, pH slabě alkalických vod naopak pokleslo. Pravděpodobnou příčinou je skutečnost, že změny obsahů bazických kationtů (BCs) vyvolané změnami intenzity kyselé depozice nejsou stechiometrické. Podél hlavních silnic přes NP do Strážného i Železné Rudy výrazně poklesly obsahy Pb a naopak vzrostly koncentrace chloridů a Na v povrchových tocích.

LITERATURA

- HRUŠKA J. & MAJER V., 1996: Retence antropogenní síry v půdách: faktor bránící okyselení šumavských povrchových vod [Retention of human-induced sulphur in soils: a factor preventing acidification in surface water of the Bohemian Forest]. *Silva Gabreta*, 1: 143–149 (in Czech).
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., STUHLÍK E., FOTT J. & VESELÝ J., 1998: Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulfur emissions in central Europe. *Limnology & Oceanography*, 43: 357–361.
- KOPÁČEK J. & VESELÝ J., 2005: Acidifying potential of sulphur and nitrogen emissions in 1850–2000, an example of Czech Republic and Slovakia. *Atmospheric Environment*, 39: 2129–2188.
- MAJER V., KRÁM P. & SHANLEY J.B., 2005: Rapid regional recovery from sulfate and nitrate pollution in streams of the western Czech Republic – comparison to other recovering areas. *Environmental Pollution*, 135: 17–28.
- MAJER V., SAŇKA V. & VESELÝ J., 1992: Geochemie povrchových vod na území listu 21 – Klatovy [Geochemistry of surface waters on the map sheet 21 – Klatovy]. Ms., ČGÚ Praha (in Czech).
- MAJER V., SAŇKA V. & VESELÝ J., 1993: Geochemie povrchových vod na území listu 22 – Strakonice [Geochemistry of surface waters on the map sheet 22 – Strakonice]. Ms., ČGÚ Praha (in Czech).
- MAJER V., SAŇKA V. & VESELÝ J., 1994: Geochemie povrchových vod na území listu 32 – Volary [Geochemistry of surface waters on the map sheet 32 – Volary]. Ms., ČGÚ Praha (in Czech).
- MORITZ K. & BITTERSÖHL J., 2000: Turnover of nitrogen and acidification in the small headwater catchment Markungsgraben. *Silva Gabreta*, 4: 63–69.
- VESELÝ J., 1985: Hydrogeochemická prospekce zlata [Hydrochemical prospection for gold]. *Geologický průzkum*, 27: 257–258 (in Czech).
- VESELÝ J., 1987: Stanovení pH v roztocích s nízkou iontovou silou [Determination of pH of solutions with a low ionic strength]. *Chemické listy*, 81: 414–421 (in Czech).
- VESELÝ J., 1996: Změny složení vod šumavských jezer v letech 1984 až 1995 [Trends in acid-base status of acidified lakes in the Bohemian Forest: 1984–1995]. *Silva Gabreta*, 1: 129–141 (in Czech).
- VESELÝ J. & MAJER V., 1996: The effect of pH and atmospheric deposition on concentrations of trace elements in acidified surface waters: A statistical approach. *Water Air Soil Pollution*, 88: 227–246.

- VESELÝ J. & MAJER V., 1998: Hydrogeochemical mapping of Czech freshwaters. *Věstník Českého geologického ústavu*, 73 (3): 183–192.
- VESELÝ J., MAJER V. & ŠEVČÍK K., 1986: Metodika regionálního geochemického výzkumu povrchových vod ČR [Methodology of regional geochemical survey of surface waters]. Ms., ÚÚG Praha (in Czech).
- VESELÝ J., HRUŠKA J., NORTON S.A. & JOHNSON C.E., 1998a: Trends in the chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984–1995: I. Major solutes. *Water Air Soil Pollution*, 108: 107–127.
- VESELÝ J., HRUŠKA J., & NORTON S.A., 1998b: Trends in the chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984–1995: II. Trace elements and aluminum. *Water Air Soil Pollution*, 108: 425–443.
- VESELÝ J., MAJER V. & NORTON S.A., 2002a: Heterogenous response of central European streams to decreased acidic atmospheric deposition. *Environmental Pollution*, 120: 275–281.
- VESELÝ J., NORTON S.A., SKŘIVAN P., MAJER V., KRÁM P., NAVRÁTIL T. & KASTE J.M., 2002b: Environmental Chemistry of Beryllium. *Reviews in Mineralogy & Geochemistry*, 50: 291–317.
- ZIMMERMANN L., MORITZ K., BITTERSÖHL J., ALEWELL C. & MATZER E., 2000: Influence of bark beetle infestation on water quantity and quality in the Grosse Ohe catchment (Bavarian Forest National Park). *Silva Gabreta*, 4: 51–62.

Received: 30 March 2005

Accepted: 30 August 2005