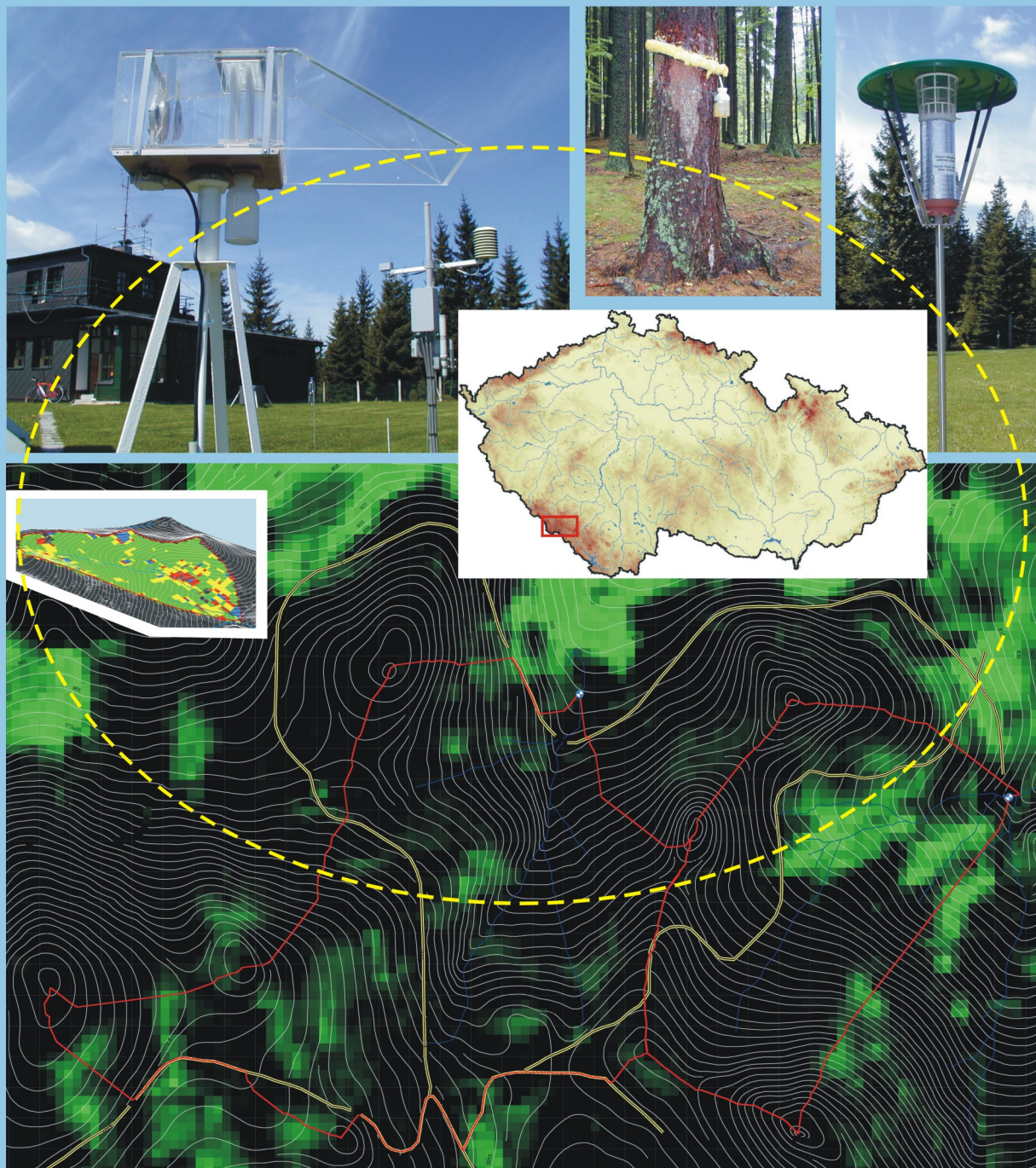


ATMOSFÉRICKÁ DEPOZICE 2004



Praha, Česká republika

Atmosférická depozice 2004

Editoři: Miloslav Šír a Miroslav Tesař

Ústav pro hydrodynamiku AVČR, Pod Patankou 30/5, 166 12 Praha 6
Praha, 2004

Předmluva editorů

Kniha obsahuje 19 článků, které byly připraveny jako příspěvky pro seminář „Atmosférická depozice 2004“, který se konal ve dnech 29. a 30.6. 2004 v Tejmlově u Stach na Šumavě. Seminář pořádaly: Ústav pro hydrodynamiku AVČR, Praha a Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha. Partnerské organizace: Ústav termomechaniky AVČR, Praha; Český hydrometeorologický ústav, Praha; Česká geologická služba, Praha; Ústav fyziky atmosféry AVČR, Praha; Matematicko fyzikální fakulta University Karlovy, Praha a Hydrobiologický ústav AVČR, České Budějovice.

Vědecký výbor konference: Doc. RNDr. Zbyněk Jaňour, DrSc., RNDr. Iva Hůnová, CSc., RNDr. Jakub Hruška, CSc., RNDr. Jaroslav Vrba, CSc., Ing. Jiří Kopáček, PhD., Doc. RNDr. J. Brechler, CSc., Ing. Jaroslav Fišák, CSc. a Ing. Miroslav Tesař, CSc.

Knihu vydal Ústav pro hydrodynamiku AVČR v Praze s podporou Grantové agentury Akademie věd ČR (projekt IAA3042301) a MŠMT (projekt COST OC715.40).

Editoři: Miloslav Šír a Miroslav Tesař

Název: Atmosférická depozice 2004

Editoři: Miloslav Šír a Miroslav Tesař

Vydal: Ústav pro hydrodynamiku AVČR, Pod Patankou 30/5, 166 12 Praha 6

Rok vydání: 2004

Příloha: CD ROM

ISBN 80-02-01659-9

Obsah

K. Bezpalcová, Z. Jaňour: Street scale problem	1
J. Brechler: Model proudění v městské zástavbě	7
V. Čaboun, T. Priwitzer: Vplyv magnezitových imisií na přírodní ekosystémy	11
J. Fišák, V. Weignerová, D. Řezáčová, K. Potužníková: Podobné vzorky mlžné vody a směr proudění v hladině 850 hPa	21
I. Hůnová: Trendy S, N a O ₃ v ovzduší a depozici na vybraných horských a regionálních stanicích v České republice	29
Z. Jaňour, K. Bezpalcová, E. Houbová, H. Šeděnková: Simple model of the flow and dispersion over urban area	37
J. Kopáček, J. Veselý: Emisní trendy síry a dusíku na území bývalého Československa v období 1850 – 2000	45
Z. Malenovský, P. Cudlín, P. Krám: Vliv geologického podloží na chřadnutí smrčín v západních Čechách	49
T. Priwitzer, V. Čaboun, H. Pavlendová: Depozícia ozónu a jej vplyv na lesné dreviny	57
J. Procházka, L. Pechar, V. Včelák, K. Wotavová: Atmosférická depozice a látkové toky různě obhospodařovaných malých povodí na Šumavě	63
P. Skřivan, T. Navrátil, M. Vach, J. Špičková, D. Fottová: Vliv metabolitů lesní vegetace na chemismus podkorunových srážek	69
I. Sládek, K. Kozel, Z. Jaňour: On the complex mathematical modelling of some 2D and 3D atmospheric boundary layer flow problems	75
L. Šefrna: Ovlivnění kvality zemědělské půdy atmosférickou depozicí	81
J. Špičková, I. Dobešová, M. Vach, M. Burian, P. Skřivan: Atmosférická depozice v okolí Velkolomu Čertovy schody	87
M. Tesař, M. Šír, D. Fottová: Usazené srážky jako významný příspěvek k atmosférické depozici ve vybraných horských a urbanizovaných oblastech ČR	95
M. Váňa, K. Dejmal: Trendy atmosférické depozice na české stanici GAW a EMEP Košetice	103
M. Vlčková, L. Borůvka, L. Mládková, O. Drábek: Sezónní vývoj obsahu volných forem Al v lesních půdách v oblasti s vysokou imisní zátěží	111
P. Vopěnka, E. Cienciala, J. Beranová, J. Hruška, M. Černý, J. Macků: Metody používané při řešení projektu VaV/640/03/03 Rajonizace lesních půd v závislosti na acidifikaci a nutriční degradaci	117
A. Kulasová, R. Hancvencl, L. Bubeníčková, E. Budská, J. Hlaváček: Sledování vybraných složek atmosférické depozice a jakosti povrchových vod v Jizerských horách	125

Atmosférická depozice 2004

František Ladislav Čelakovský ve svém Mudrosloví národa slovanského v příslovích (Praha, 1851) přináší staré české rčení „Co z nebe prší, to žádnému neškodí“.

Přísloví je zcela jistě ve svém morálním kontextu stále platné a nadčasové, ale ve vztahu k přírodním procesům, k vlivům na ně působícím a vyvolávajícím jejich změny, přísloví neplatí již dlouhou dobu vůbec nebo alespoň ne zcela.

Jaký je současný stav poznání složitých transportních a transformačních procesů, probíhajících na rozhraní přízemní vrstvy atmosféry a zemského povrchu, se snažil zmapovat tento seminář pracovním nazvaný „Atmosférická depozice 2004“ s podtitulem „Znečištění ovzduší – monitorování, modelování, trendy a vývoj, dopady na přírodní ekosystémy, využití poznatků v řídicí sféře“. Tématicky byl seminář zaměřen zejména na:

- znečištění ovzduší – experimentální výzkum, vyhodnocování a modelování,
- aplikovanou meteorologii ve vztahu k znečištění ovzduší,
- znečištění ovzduší a jeho dopady v přírodních ekosystémech i urbanizovaných oblastech,
- sledování, vyhodnocování a modelování atmosférické depozice ve vybraných oblastech s různým antropogenním zatížením,
- vývoj a trendy atmosférické depozice,
- jednotlivé složky atmosférické depozice,
- vyhodnocování dopadů atmosférické depozice na látkové toky malého experimentálního povodí,
- využití poznatků v řídicí sféře.

Předkládaný sborník obsahuje celkem 19 příspěvků pokrývajících stanovená témata a týkajících se atmosférické depozice – jejího sledování, hodnocení a modelování, přičemž atmosférickou depozicí obecně rozumíme přestup látek z atmosféry na zemský povrch. Velikost depozice se vyjadřuje obvykle v jednotkách látkového toku, nejčastěji $\text{g}\cdot\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$ nebo $\text{kg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{rok}^{-1}$. Atmosférická depozice představuje velice důležitý proces samočištění atmosféry, který umožňuje látkám v ovzduší přecházet do jiných složek životního prostředí, čímž však dochází u těchto složek k jejich kontaminaci. Tedy složitými procesy atmosférické depozice se ovzduší zbavuje plyných a tuhých částic včetně škodlivin antropogenního původu, ale zároveň atmosférická depozice představuje mechanismus látkového vstupu do ostatních složek prostředí (hydrosféry, pedosféry, litosféry, kryosféry, biosféry). Celková depozice je složena z depozice mokré a suché. Mokrý složka depozice je spojena se srážkovou činností. Má zejména složku vertikálních srážek (kapalně dešťové srážky, sníh, kroupy, mrholení a ostatní padající srážky) a složku usazených srážek (depozice z větrem hnané nízké oblačnosti a mlhy, námraza, jíní, jinovatka, rosa a zmrzlá rosa, ledovka).

Velká pozornost byla věnována problematice znečištění ovzduší a jeho modelování v městské zástavbě (Bezpalcová a Jaňour, Brechler, Jaňour a kol., Sládek a kol.). Jedná se zjevně o pozornost zaslouženou, vezme-li se v úvahu koncentraci populace žijící v městských aglomeracích i četnost bodových a difúzních zdrojů znečištění. Nejvíce příspěvků bylo zaměřeno na ocenění vlivů atmosférické depozice na přírodní ekosystémy a naopak (Čaboun a Priwitzer, Malenovský a kol., Priwitzer a kol., Skřivan a kol., Šefrna, Špičková a kol., Vlčková a kol. a Vopěnka a kol.). Vývoji a trendy znečištění a atmosférické depozice se zabývá další skupina příspěvků (Hůnová, Kopáček a Veselý, Váňa a Dejmál). Sledováním jednotlivých složek atmosférické depozice, většinou v definovaném hydrologicky uzavřeném krajinném ekosystému, se zabývá poslední skupina prací (Fišák a kol., Procházka a kol., Tesař a kol. a Kulasová a kol.).

Miroslav Tesař a Miloslav Šír, editoři

Street scale problem

Klára Bezpalcová, Zbyněk Jaňour
Institute of Thermomechanics, Academy of Sciences of the Czech Republic
Dolejškova 5, 182 00 Praha 8, Czech Republic
bezpalcova@it.cas.cz

Introduction

The dispersion of pollutants in the atmosphere can be studied either directly (*in situ*) by monitoring methods, which are often expensive and mostly provide only partial results, or by methods of mathematical and physical modelling. For complicated cases it is useful to use the methods of physical modelling – e.g. simulation of processes in the atmosphere in wind tunnels. This method provides useful information on the global picture of dispersion of pollutants in urban agglomerates, which is frequently very difficult or almost impossible to obtain by direct monitoring methods. Simulation of the dispersion of pollutants in the atmosphere on a model of future construction in a given kind of landscape can prevent urban planning mistakes and errors that could, for example, cause local accumulation of toxic substances in the air of urban agglomerates and thus directly endanger its future inhabitants.

Street canyon becomes fundamental element of urban environment as a consequence of increasing vehicular traffic as is demonstrated on Fig. 1 for city of Prague. There are many in-situ even wind tunnel measurements in urban areas, especially in street canyons. Unfortunately majority of them are carried out only at few points. Physical simulation was used to study the whole field of flow and pollution dispersion in streets.

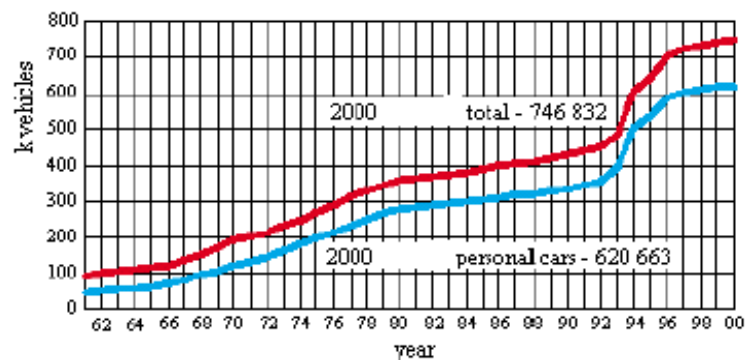


Fig. 1: Number of cars registered in Prague.

Fundamental principles

The basic physical model is a boundary layer formed over a wind tunnel working section. The general requirements for similarity of the boundary layer with the Atmospheric Boundary Layer (ABL) have to be fulfilled. According to it any atmospheric flow and dispersion which is described by system of equations of motion can be modelled by other flow and dispersion which is described by the same set of equations, provided that the Rossby, Froude, Reynolds, Peclet and Schmidt numbers are identical, and fulfils identical dimensionless boundary conditions. Here are:

- $Ro \equiv U_c / L \Omega_c$ the Rossby number,
- $Fr \equiv U_c / (gL \delta T_c / T_0)$ the Froude number,
- $Re \equiv U_c L / \nu$ the Reynolds number,
- $Pe \equiv U_c L / \kappa$ the Peclet number,
- $Sc \equiv \nu / \alpha$ the Schmidt number

and symbols with index c denote the corresponding characteristics scale. Thus if and only if the dimensionless coefficients in these equations and the boundary conditions are identical, the flow and dispersion of the contaminant in a model will be identical to the atmosphere.

It is generally impossible simultaneously match all of the dimensionless parameters in wind tunnel and approximate similarity can be used for tasks of different scales. Let us discuss the similarity criteria for flow and dispersion in the street scale.

The most important dimensionless parameter is Reynolds number that measures the ratio of internal forces to frictional forces becomes the most important parameter. Two methods have been used for Reynolds number simulation: the laminar flow analogy – see e. g. Jaňour et al. (2001), and the Reynolds number independence. The last one is based on the Townsend (1956) hypothesis: dimensionless mean turbulent characteristics are depended upon dimensionless depend variables and not upon Reynolds number, provided it is large enough. A critical Reynolds number is depending on configuration. Hoydich et al. (1974) e. g. assessed $Re_{crit} \approx 3.4 \cdot 10^3$ for dispersion in street canyon.

In addition to making the foregoing equations similar by requiring equality of corresponding similarity parameters for model and prototype systems, the boundary conditions must be similar if the two systems are to have in a similar manner. These boundary conditions include geometric similarity, distributions of temperature, and roughness over the area of interest, longitudinal pressure variation, and vertical temperature, velocity and concentration distribution of the approaching flow.

Experimental setup and experimental technique

Measurements of simplified situation inside street canyon in urban area have been carried out in the “Blasius” wind tunnel of the Meteorological Institute, University of Hamburg (MI UH). The model of a street canyon with rectangular building shape without roofs was manufactured in the scale 1:300 and one line source in the middle of the road was modelled. The wind direction was perpendicular to the street canyon. Using a modified spires/roughness configuration a neutrally stratified boundary layer was modelled at a scale of 1:300. Emissions from a line source (vehicular traffic) were modelled by a continuous line source consisting of 1875 parallel needles with an inner diameter of 0.1 mm, preventing the source from generating a significant momentum. The source flux was controlled by the mass flow controllers (BROOKS Valve Series 5850S). The turbulence characteristics of the flow field were measured by a 2D fibre-optic Laser Doppler Anemometer (DANTEC) with 500 mm focal distance. Concentrations measurements were carry out with slow Flame-Ionisation-Detector (Rosemount Analytical 400A).

An appropriate configuration of roughness elements and spires made boundary layer that according to guidelines from Snyder (1981) and ASCE (1997) corresponded with the neutrally stratified suburban atmospheric boundary layer. The following values of parameters of boundary layer in full scale were determined: Roughness length $z_0 = 0.16$ m, power law exponent $n=0.21$ and zero ground displacement $d_0 = 0.5$ m. The boundary layer conditions fulfil the similarity criteria by this way.

Measurements of typical urban street situation, here the Podbielsky Strasse at Hanover, Germany, have been carried out in the Environmental Wind Tunnel of the Institute of Thermomechanics, Academy of Science (IT). Its street canyon is oriented from Northeast to Southwest and about 20 m width. As typical for German inner city road, 4 – 5 storied, older block edge buildings with saddle roofs, oriels and balconies surround the street. Their height to the rooftop is about 20 – 25 m. More than sixteen thousand vehicles pass the Podbielsky Strasse per day on two lines.

The model of the Podbielsky Strasse was manufactured in the scale 1:200 and the double row source in the middle of the road was modelled. The wind direction was from the North. Using a modified spires/roughness configuration – see Fig. 2. A neutrally stratified boundary layer was modelled at a scale of 1:200. Emissions from double row of linen source (vehicular traffic) were modelled by a continuous line source consisting of 3750 parallel needles with an inner diameter of 0.1 mm, preventing

the source from generating a significant momentum – see Fig. 3. It has been assessed that the outlet velocity do not preceded 0.1 m/s. The source flow of the ethane was controlled by the Mass Flow Controller Aalborg – DFC 2600-09 having the accuracy +1% of full scale, including linearity for gas temperatures ranging from 15° C to 25° C and pressures of 0.7 to 4.1 bars.



Fig. 2: Spires and roughness elements inside the Environmental wind tunnel of the IT.

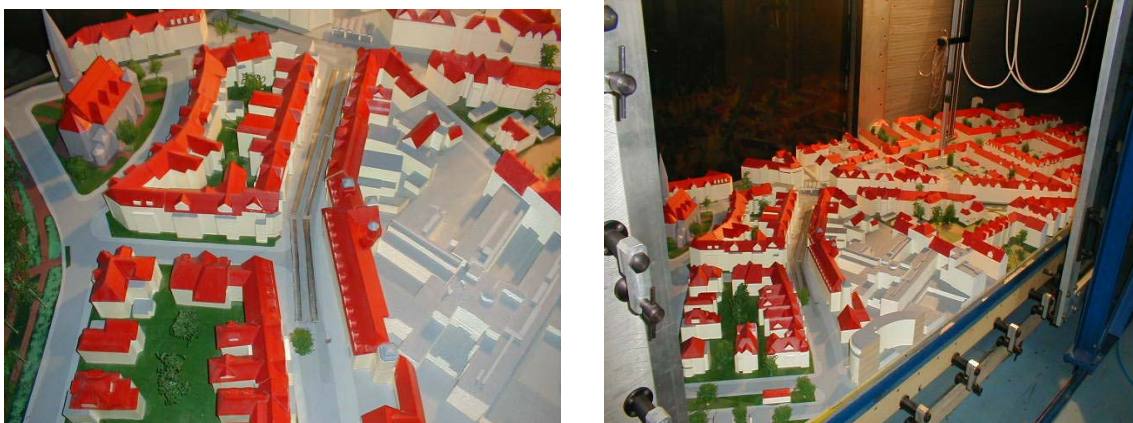


Fig. 3: Two rows of linen sources inside the Podbielski Strasse. View along the street from NE.

The reference velocity U_{ref} and the temperature were measured by the Steel Clad Transducer (DANTEC 54T28 – uncertainty ± 0.02 m/s, ± 0.2 °C) on the axis of the inlet to the working section. The turbulence characteristics of the flow field were measured by a 2D fibre-optic Laser Doppler Anemometer of the MI, University of Hamburg (DANTEC) with 500 mm focal distance. Concentrations measurements were carried out with slow the Flame-Ionisation-Detector (Rosemount Analytical NGA 2000-TFID). The LDA probe head and TFID sampling needle (1500 mm long, 0.3 mm of diameter) has been mounted on the computer-controlled 3D traversing system that enables displacements all over the test section with precision of order 0.1 mm for each directions.

An appropriate configuration of roughness elements and spires made boundary layer that according to guidelines from Snyder (1981) and ASCE (1995) corresponded with the neutrally stratified urban atmospheric boundary layer – see Fig. 4. Approach flow main turbulence characteristics profiles forming the boundary conditions on the inlet are discussed in Leitl et al. (2003). The following values of parameters of boundary layer in full scale were determined: Roughness length $z_0 = 1.14$ m (for very rough, inner city $z_0 = 0.5$ – 2 from VDI), power law exponent $n=0.28$ (For very rough, inner city $n = 0.24$ – 0.40 from VDI) and zero ground displacement $d_0 = 0.2$ m.

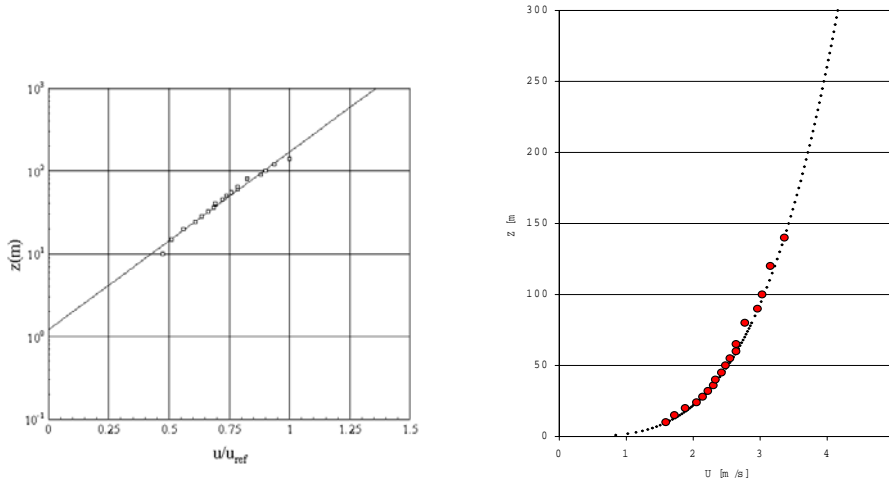


Fig. 4: Time mean velocity profile (semi-logarithmic scale in the left) compared with logarithmic profile – roughness length $z_0 = 1.14$ m in full scale.

Results

For evaluation of the pollutant transport a dimensionless concentration was calculated, using the following expression

$$K = \frac{U_{ref} H_{ref} C}{\frac{Q}{L}} \quad (1)$$

where L is characteristic length of the linen source.

The Reynolds number based on the velocity U_{ref} ($U_{ref} = U(H_{ref})$) and the characteristics height of the buildings H_{ref}

$$Re = \frac{U_{ref} H_{ref}}{\nu} \quad (2)$$

The carried out experiments was performed under following conditions:

- a) MI UH – $Re = 22\ 000$, $Q = 8.6$ l/hour,
- b) IT – $Re = 20\ 000$, $Q = 30$ l/hour,

The Fig. 5 shows the dimensionless concentration across the model of a street canyon and across the Podbielski Strasse.

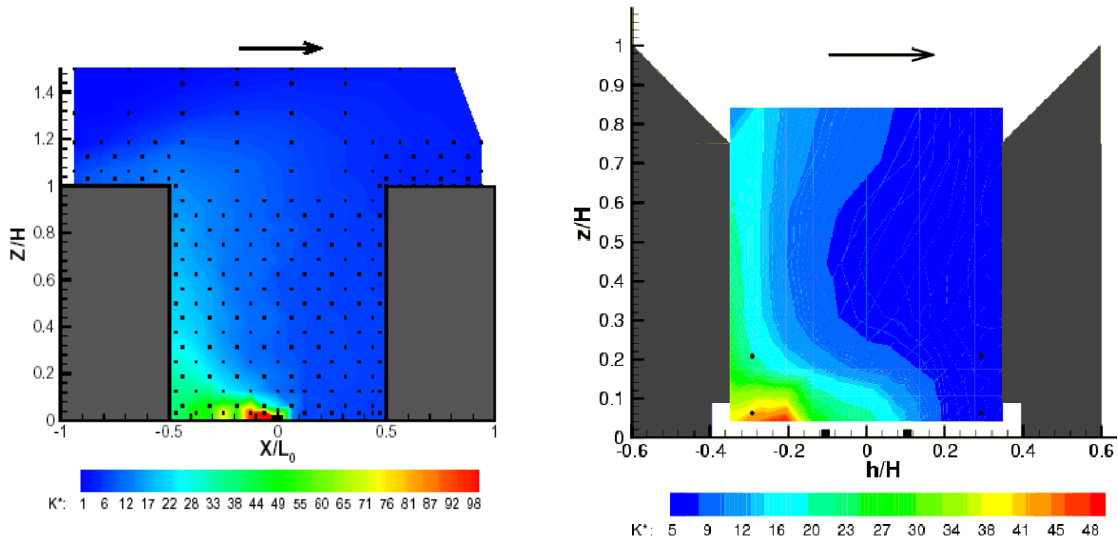


Fig. 5: Dimensionless concentrations across the 2D suburban street canyon.

The results can be interpreted on prototype under very simple assumptions:

- Average flux of pollutants from vehicles,
- Speed of vehicles is 60 km/hour,
- The length of vehicles is 5 m,
- Distance between vehicles 5 m,
- Average production of NO_x is 2.5 g/km,
- The average height of the buildings is 24 m,
- Reference velocity is 4 m/s.

The concentration field in full-scale street canyon is shown in Fig. 6 under the assumptions. The values can be interpreted as 10-hour mean values.

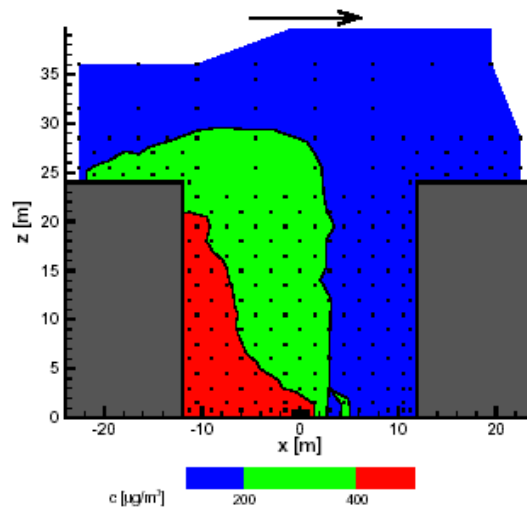


Fig. 6: Concentration field of NO_x in real situation.

Conclusion

Wind tunnel simulation of the flow and the dispersion in the street scale become suitable, precise tool for air pollution task solution. Two main types of tasks have been investigated to demonstrate it: simplified, generalised situations of the street canyon and direct solution of geometric complex situations. The methods of the urban type inflow simulation, the small-scale flow simulation and the dispersion simulation including a modelling with a line source model were developed in both cases. An appropriate configuration of roughness elements and spires made boundary layer, which corresponds with the neutrally stratified suburban/urban atmospheric boundary layers. The models of a street canyon with one line source as an example of the first type of the street scale problem and the model of “Podbielski Strasse” in Hannover with two parallel line sources, as an example of the second type, were manufactured. The concentration fields of passive contaminant were measured inside the model street canyon and inside of “Podbielski Strasse“. Comparison demonstrates influence of the boundary conditions on the concentration field, e.g. the leeward side of the “Podbielski Strasse” is heavily polluted. It has to be noted that chemical processes are not taken into account and they are important for air pollution, e.g. photochemical processes in $\text{NO}_x\text{-O}_3$ cycle, in the urban areas as it is demonstrated in Zelinger et al. (2003).

The measurements are still in progress, experimental methods and a detailed discussion of the simulation method will have to be performed, and boundary conditions influence will have to be searched.

Acknowledgements

This work was supported by the Grant Agency of the Academy of Sciences of the Czech Republic (A3040101) and by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic within the framework of the Czech-German bilateral cooperation and of the COST 715 project.

References

- [1] ASCE, 1995. Manual of Practice for Wind Tunnel Studies of Buildings and Structures, American Society of Civil Engineers, Aerospace Division.
- [2] Berkowicz, R., 1998. Chapter 12: Street Scale Models, in book Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F., Urban Air Pollution – European Aspects, Kluwer Academic Publisher.
- [3] Cermak, J. E., 1971. Laboratory Simulation of the Atmospheric Boundary Layer, *AIAA Journal*, vol. 9, pp. 1746–1754.
- [4] Cermak, J. E., 1984. Physical Modeling of Flow and Dispersion over Complex Terrain, *Boundary Layer Meteorology* 30, pp. 261–292.
- [5] Di Sabatino, S., Kastner-Klein, P., Berkowicz, R., Britter, R.E., Fedorovich, E., 2003. The Modelling of Turbulence from Traffic in Urban Dispersion Models – Part I: Theoretical Considerations, *Environ. Fluid Mech.* 3, pp. 129–143.
- [6] Gerdes, F., Olivari, D., 1999. Analysis of pollutant dispersion in an urban street canyon, *Journal of Wind Engineering and Industrial aerodynamics*, vol. 82, pp. 105–124.
- [7] Hoydysh, W. G., Griffiths, R. A., Ogawa, Y. 1974. A Scale Model Study of the dispersion of Pollution in Street Canyon, 67th Annual Meeting of the Air Poll. Control Assoc., Denver, CO, 24, pp. 275–299.
- [8] Kastner-Klein, P., Rotach, M.V., 2004. Mean flow and turbulence characteristics in an urban roughness sublayer, *Boundary Layer Meteorology* 111, pp. 55–84.
- [9] Kastner-Klein, P., Fedorovich, E., Rotach, M.V., 2001. A wind tunnel study of organized and turbulent air motion in urban street canyons, *Journal of Wind Engineering and Industrial aerodynamics*, vol. 89, pp. 849–861.
- [10] Kastner-Klein, P., Fedorovich, E., Sini, J. F. and Mestayer P. G., 2000. Experimental and numerical verification of similarity concept for diffusion of car exhaust gases in urban street canyons, *J. Environ. Monitor. Assess.* 65, pp. 353–361.
- [11] Meroney, R.N., Pavageau, M., Rafailidis, S., Schatzmann M., 1996. Study of line source characteristics for 2-D physical modelling of pollutant dispersion in the street canyons, *Journal of Wind Engineering and Industrial aerodynamics*, vol. 62, pp. 37–56.
- [12] Pavageau, M., Schatzmann, M., 1999. Wind tunnel measurements of concentration fluctuations in an urban street canyon, *Atmospheric Environment* 33, pp. 3961–3971.
- [13] Plate, E. J., 1981. *Engineering Meteorology*, Chapter 13: Wind tunnel modeling of wind effect in engineering, Elsevier.
- [14] Rafailidis, S., 1997. Influence of building density and roof shape on the wind characteristics above a town, *Boundary Layer Meteorology* 85, pp. 255–271.
- [15] Samaras, Z., Sorensen, S. C., 1998. Chapter 5: Mobile sources, in book Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F., Urban Air Pollution – European Aspects, Kluwer Academic Publisher.
- [16] Schatzmann, M., Rafailidis, S., Duijm, N.J., 1998. Chapter 14: Wind Tunnel Experiments, in book Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F., Urban Air Pollution – European Aspects, Kluwer Academic Publisher.
- [17] Schatzmann, M., Frantz, H., Grawe, D., Leidl, B., and Mueller, W. J., 2001. Do field data represent the truth? In: *Proceedings of the Third International Conference on Urban Air Quality*, 19–23 March 2001, Loutraki, Greece.
- [18] Schatzmann, M., Leidl, B., Liedtke, J., 2000. Dispersion in Urban Environment – Comparison of Field Measurement with Tunnel Results, *J. Environ. Monitor. Assess.* 65, pp. 249–257.
- [19] Schlichting, H., 1995. *Boundary-Layer Theory*, McGraw-Hill.
- [20] Snyder, W. H., 1981. *Guideline for Fluid Modelling of Atmospheric Diffusion*, Environmental Sciences Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC 27711, Report No.600/8-81-009.
- [21] Townsend, A. A., 1956. *The structure of turbulent shear flow*, Cambridge Univ. Press.
- [22] Zelinger, Z., Civiš, S., Jaňour, Z., 1999. Laser photoacoustic spectrometry and its application for simulation of air pollution in a wind tunnel, *The Analyst* 124, pp. 1205–1208.
- [23] WHO, 2003. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. WHO report, <http://www.euro.who.int/document/e79097.pdf>, 98 pp.

Model proudění v městské zástavbě

Josef Brechler

Katedra meteorologie a ochrany prostředí MFF UK, V Holešovickách 2, 180 00 Praha 8
josef.brechler@mff.cuni.cz

Úvod

Problematika určení stavu kvality ovzduší v městských oblastech představuje komplexní problém, jenž je možno nahlížet z řady úhlů. Jedním z dodnes nejvíce využívaných přístupů je metoda založená na monitorování koncentrací sledovaných látek ve vhodně zvolené síti čidel (monitorů). Další možnost nabízí metoda tzv. fyzikálního modelování, kdy se problém sleduje a řeší na vhodném fyzikálním modelu umístěném buď ve vodním tanku nebo ve speciálním aerodynamickém tunelu, a to při zachování podmínek dynamické podobnosti. Třetí možností je využití matematických postupů při řešení rovnic vytvářejících příslušný model popisující stav atmosféry v městské oblasti. Při řešení matematického modelu, sloužícího k určení parametrů kvality ovzduší v městské oblasti, je nutné si uvědomit, že, zejména v případě výpočtu krátkodobých charakteristik a jejich časového vývoje, je podstatným faktorem, ovlivňujícím tento vývoj a prostorové rozložení určovaných charakteristik, fyzikální stav atmosféry – tj. pole proudění, teploty a dalších veličin. Proto je nutné mít k dispozici příslušný nástroj – prostředek vedoucí k určení zmíněných fyzikálních parametrů atmosféry.

Městské prostředí představuje i v případě rovinné orografie komplexní, geometricky složitou oblast, kde určované parametry jsou touto složitostí značně ovlivněny. Model, jenž má toto prostředí popisovat, musí tuto komplexitu vhodným způsobem „akceptovat“. Příkladem zmiňované metody může být např. tzv. „Urban Dispersion Simulator“ společnosti CFDRC (viz odkaz 1). Existuje celá řada možných přístupů, jak geometricky složitou oblast mapovat – počínaje využitím pravidelných strukturovaných sítí s ekvidistantním nebo neekvidistantním krokem až po využití nestrukturovaných sítí (viz např. Ferziger, Peric, 1997). V našem případě jsme zvolili metodu označovanou zkratkou IBM, tedy Immersed Boundary Method (viz Kim, Kim and Choi, 2001), což lze přeložit jako metoda vnořené hranice. Metodu popíšeme dále.

Model

Metoda vnořené hranice (dále jen IBM nebo metoda IB) byla navržena Ch. Peskinem v druhé polovině devadesátých let např. pro simulaci proudění krve v srdci, tj. v nepravidelných oblastech s pohyblivými hraničními plochami. Jedna z možných implementací této metody je popsána ve zmíněné práci. Tento přístup je použit i v našem vytvářeném modelu.

Předpokládáme proudění v neutrálně zvrstvené tekutině (vzduchu) o konstantní potenciální teplotě, kdy zatím neuvažujeme vlivy radiačních procesů a předpokládáme, že na stěnách zástavby a zemského povrchu je teplota v rovnováze s teplotou tekutiny. Dále předpokládáme, že na pevných stěnách platí pro rychlost tzv. „no-slip“ hraniční podmínky, tj. $u_i = 0$ pro $i = 1, 2, 3$ (u_i jsou jednotlivé složky rychlosti proudění v kartézském systému souřadnic). Rovnice modelu jsou tvořeny pohybovou rovnicí a rovnicí kontinuity, jež po „zbezrozměnění“ lze psát ve tvaru:

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + \frac{\partial u_i u_j}{\partial x_j} = - \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{1}{\text{Re}} \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_i \partial x_j} + f_i \quad (1)$$

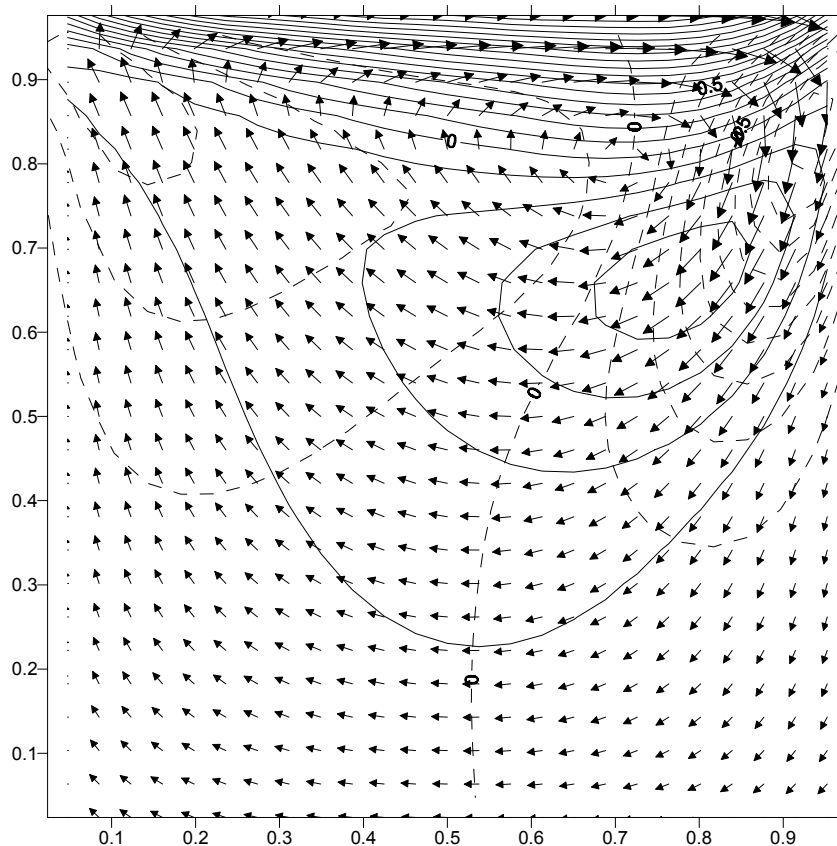
$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i} - q = 0 \quad (2)$$

v němž p označuje tlak, Re Reynoldsovo číslo, a f_i a q členy, které jsou rovny nule vyjma oblasti pevné hranice (stěny budov, orografie apod.) – viz Kim et al., 2001. Způsob určení hodnot f_i a q je popsán ve zmíněné práci. Výpočet je založen na aplikaci metody postupných kroků, přičemž pro časovou integraci se používá Runge-Kuttovo schéma třetího řádu v kombinaci s Crank-Nicolsonovým schématem pro difúzní členy. Turbulentní členy (které nejsou v uvedené rovnici (1) zmíněny a vzniknou aplikací metody Reynoldsova průměrkování) jsou zatím parametrizovány pomocí nejjednoduššího způsobu, tj. pomocí hypotézy směřovací délky. K výpočtu advekčních (konvekčních) členů je použito po částech parabolické schéma (PPM – Piecewise Parabolic Method) – viz Colella, Woodward, 1984, Clappier, 1998. Metoda výpočtu včetně použitých číselných konstant je uvedena v Kim et al., 2001, Wesseling, 2001 nebo v Orlandi, 2001.

Předběžné výsledky

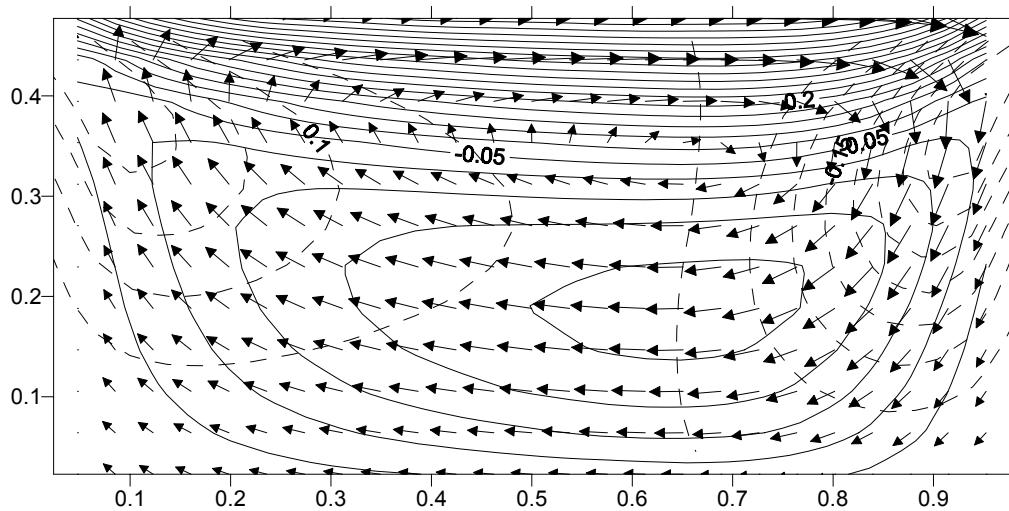
3D verze modelu je ve stádiu předběžného testování na jednoduchých geometrických konfiguracích, pro něž jsou v literatuře k dispozici dostupné výsledky. Výsledky 2D verze modelu pro cirkulaci v uličním kaňonech různých poměrů šířky ku výšce (aspekt ratio $AR = 1$) jsou ukázány na následujících obrázcích. Pro tyto simulace byly vybrány jednoduché konfigurace symetrických kaňonů s prouděním kolmým na osu kaňonu.

Nejprve je na obr. 1 ukázán výsledek pro $AR = 1$, rychlost na úrovni střeš 1m/s. Na zmíněném obrázku, a také na všech dalších, směřuje proudění na úrovni střeš zleva doprava. Na obrázcích jsou šipkami ukázány vektory rychlosti, čárkovaná linie označuje stejné hodnoty vertikální složky rychlosti proudění a plné čáry odpovídají horizontální složce. Při zmíněné konfiguraci a rychlosti je patrný vznik jednoho víru v uličním kaňonu s osou posunutou k návětrné (pravé) stěně uličního kaňonu.



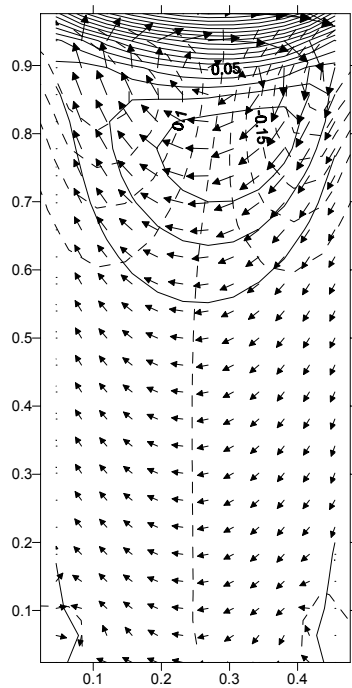
Obr. 1: Příklad proudění v uličním kaňonu o poměru šířka/výška = 1 a rychlosti 1 m/s na horní hranici.

Následující obr. 2 ukazuje proudění v širokém a mělkém uličním kaňonu, kdy $AR = 2$. Rychlost proudění je opět 1 m/s na úrovni střeš, význam čárkovaných a plných čar je totožný jako na předchozím obr. 1. I v tomto případě je patrný vznik jednoho víru v uličním kaňonu, vír je opět asymetrický s osou posunutou směrem k návětrné (pravé) stěně uliční zástavby.

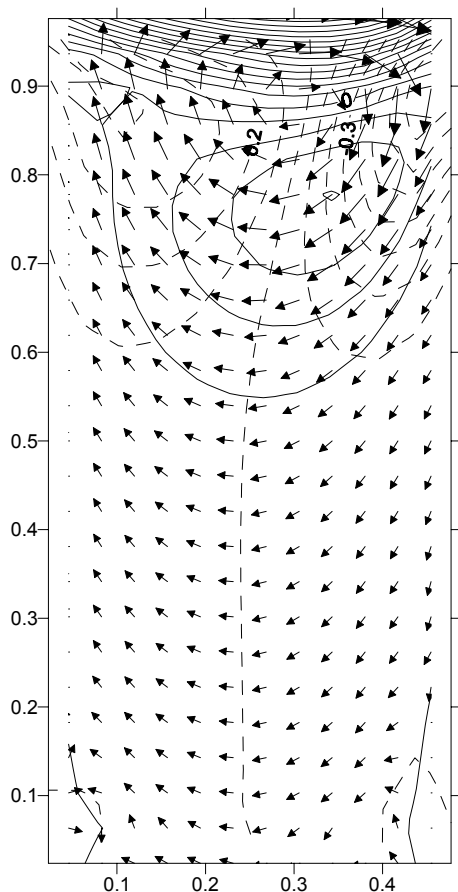


Obr. 2 Příklad proudění v uličním kaňonu o poměru šířka/výška = 2 a rychlosti 1 m/s na horní hranici.

Proudění v relativně úzkém a hlubokém kaňonu je ukázáno na obr. 3 a obr. 4. V případě obr. 3 je rychlost na úrovni střeš rovna 1 m/s, v případě obr. 4. pak 2 m/s. V obou případech vidíme vznik sekundárních vírů u spodních rohů uličního kaňonu rotujících v opačném směru vzhledem ke smyslu rotace primárního víru.



Obr. 3: Příklad proudění v uličním kaňonu o poměru šířka/výška = 0.5 a rychlosti 1 m/s na horní hranici.



Obr. 4: Příklad proudění v uličním kaňonu o poměru šířka/výška = 0,5 a rychlosti 2 m/s na horní hranici.

Závěr

V tomto příspěvku jsou předloženy zatím pouze předběžné výsledky 2D verze modelu proudění aplikovatelného v komplexní geometrii městské zástavby. Úplný 3D model by měl být použitelný pro stanovení pole meteorologických proměnných (zejména pole proudění) a jejich časového vývoje tak, aby s jeho pomocí bylo možno popsat šíření různých látek v komplikované oblasti. Uvedený nástroj by pak byl použitelný např. v případě havárií a následném úniku nebezpečných či zdraví škodlivých látek nebo v případě teroristických útoků.

Literatura

- [1] Clappier, A., 1998: A Correction Method for Use in Multidimensional Time-Splitting Advection Algorithms: Application to Two- and Three-Dimensional Transport. *Mon. Wea. Rev.* 126, pp.232 –242
- [2] Colella, P., Woodward, P.R., 1984: The Piecewise Parabolic Method (PPM) for Gas-Dynamical Simulations. *J. Comp. Phys.* 54, pp. 174 – 201.
- [3] Ferziger, J. H., Peric, M., 1997: *Computational Methods for Fluid Dynamics*. Springer, 364p.
- [4] Kim, J., Kim, D. and Choi, H., 2001: An Immersed–Boundary Finite Volume Method for Simulations of Flow in Komplex Geometrie. *J. Comput. Phys.* 171, pp. 132 – 150.
- [5] odkaz 1: <http://www.mscsoftware.com.au/products/software/cfdrc/uds/>
- [6] Orlandi, P., 2001: *Fluid Flow Phenomena. A Numerical Toolkit*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht/Boston/London, 356p.
- [7] Wesseling, P., 2001: *Principles of Computational Fluid Dynamics*. Springer, 644p.

Vplyv magnezitových imisií na prírodné ekosystémy

Vladimír Čaboun, Tibor Priwitzer

Lesnícky výskumný ústav vo Zvolene, T.G. Masaryka 22, 960 95 Zvolen, caboun@fris.sk

Úvod

Problematika znečistenia ovzdušia a jeho negatívny vplyv na krajinu, vrátane obyvateľov, sa v posledných desaťročiach dostala do popredia ekologických problémov štátov v celej Európe. Prevažná väčšina imisných škôd je spôsobená imisiami tzv. kyslého typu. Napriek lokálnemu pôsobeniu je so zreteľom na stupeň a rozsah škôd na Slovensku veľmi významný aj tzv. magnezitový imisný typ. Z piatich magnezitových závodov najväčšie územie so zásaditým prašným spadom pripadá na oblasť Jelšava – Lubeník.

Oblasť Jelšava – Lubeník je jednou z najviac zdevastovaných oblastí Slovenska. Táto oblasť, so špecifickými zásaditými imisiami, s alarmujúcim stupňom poškodenia životného prostredia, je unikátnym modelovým územím pre štúdium problémov i overenie možností náprav a ozdravenia lesných ekosystémov. Objavenie ložiska magnezitu a jeho spracovanie v okolí Lubeníku sa datuje od roku 1897. Spracovanie magnezitovej suroviny začalo v súčasných Slovenských magnezitových závodoch (SMZ) Jelšava v roku 1923 a v Lubeníku už v roku 1903. Od tej doby obidva závody prešli celou sústavou technologickej a objemovo-výrobnej prestavby. Výrobu magnezitových slinkov sprevádza enormná emisia prašných častíc MgO do ovzdušia, ktoré sprevádza aj únik plyných zlúčenín, najmä SO₂ a NO_x z taviacich a vykurovacích procesov. V úletových časticiach boli zistené nasledovné chemické zlúčeniny: MgO (75 %), CaO (2,3 %), Fe₂O₃ (6,9 %), SiO₂ (0,6 %), MnO (0,4 %), Al₂O₃ (0,3 %). V prašných časticiach sa nachádzajú aj ťažké kovy, najmä Cd, Pb, Zn, Mn, Cr. Emisia MgO prachu stúpala s objemom výroby. Ak v roku 1923 bola 44 ton.rok⁻¹, v roku 1950 cca 750 ton.rok⁻¹, v rokoch 1959 – 1965 3044 ton.rok⁻¹, v roku 1967 4769 ton.rok⁻¹, v roku 1980 4898 ton.rok⁻¹. Až od roku 1990, kedy došlo k redukcii výroby a zvýšila sa technologická disciplína, znížil sa objem tuhých emisií cca o 1/3. Aj napriek tomu je imisný spad naďalej enormný a devastačný. Vzhľadom na nízke hodnoty rýchlostí vetra deponujú prašné častice na pomerne malom území.

Prírodné podmienky

Prírodné podmienky v území ovplyvňovanom imisiami sú veľmi pestré. Územie je budované hlavne horninami paleozoika a mezozoika. Paleozoické horniny sa vyskytujú v širokom páse medzi Jelšavou a Lubeníkom a tvoria ich fylity, pieskovce, bridlice, fylitizované zlepenice a vápence. Na týchto podlahách sa vyvinuli pôdy typu kambizem, ľahšie skeletnatejšie, prevažne stredne hlboké (60 – 120 cm), na strmších svahoch náchylné na eróziu. Pôvodná reakcia pH pôdy okolo 5 sa vplyvom kontaminácie magnezitovým prachom zmenila na pH okolo 7,2 – 8,5. Druhú najrozsiahljšiu skupinu hornín tvoria vápence, dolomity a bridličnaté vápence, ktoré radíme k mezozoickým horninám. Na nich vyvinuté pôdy sú väčšinou plytké (15 – 20 cm), hlinité až ílovitohlinité, prevažne silne skeletnaté, klasifikované ako rendziny. Tretiu skupinu hornín tvoria ostrovy sedimentov vrchného pliocénu, sú to íly, piesky a štrky s prekryvmi kvartérnych hĺn, na ktorých sa vyvinuli luvizeme (illimerizované pôdy).

Podľa lesníckej typológie majú v LHC Jelšava prevahu HSLT druhého až tretieho vls (od HSLT 101 až po 719). Imisiami sú najviac postihované porasty nachádzajúce sa v HSLT 305 (kyslé dubové bučiny), 310 (svieže dubové bučiny) a 209 (suché bukové duby). Najviac zastúpené sú porastové typy 16 (dubové bučiny), 17 (bukové dubiny), 14 (dubiny) a 15 (bučiny). Z hľadiska funkčnej typizácie prevažuje protiimisie – produkčný a protierózne – produkčný typ lesa.

Mechanizmus suchej depozície magnezitového prachu

Magnezitový prach, ktorý je dominantnou zložkou znečistenia ovzdušia v tejto oblasti, môžeme zaradiť k aerosolovým časticiam, u ktorých je rozhodujúcim depozičným procesom gravitačná sedimentá-

cia. Z hľadiska fyzikálnych procesov v atmosfére majú na veľkosť depozície (resp. prašný spad) v závislosti od lokálneho zdroja emisií rozhodujúci význam cirkulačné pomery v sledovanej lokalite a veľkosť depozičnej rýchlosti.

Kým prachové častice najväčších rozmerov majú najväčšiu stratu žíhaním, teda obsahujú najväčší podiel nerozloženej suroviny, najjemnejšie častice prachu (0,040 – 0,063 mm) majú nízku stratu žíhaním, čo znamená, že len malý podiel MgO je viazaný vo forme MgCO₃ a zvyšok je vo forme MgO. Teda najviac voľného MgO je v najjemnejších frakciách. Tieto častice sú vysoko aktívne, majú veľký merný povrch a sú schopné absorbovať plyny, tekutiny a chemicky reagovať s látkami v pôde, na povrchu rastlín i v rastlinných pletivách.

Oxid horečnatý teda uniká do ovzdušia vo dvoch formách. Prvú predstavuje žieravý oxid, ktorý sa tvorí pri teplote 600 až 1200 °C. Druhou formou je slinok, alebo tzv. namítko vypálený magnezit, ktorý vzniká pri vyšších teplotách. Okrem tejto najdôležitejšej zložky úletov sa do ovzdušia dostávajú aj CaO, nevypálený magnezit, CaCO₃ a iné zlúčeniny.

Počas transportu, ale najmä po kontakte úletov s pôdou či vegetáciou, nastávajú výrazné chemické i mineralogické zmeny. Tieto zmeny spôsobuje najmä voda: MgO + H₂O → Mg(OH)₂ (ktorého kryštalická forma sa nazýva brucit) a zvýšená koncentrácia CO₂, umožňuje vznik hydromagnezitu (4MgCO₃.Mg(OH)₂).4H₂O, ktorý má prevahu v kruste na pôde. Neskvehonit MgCO₃.3H₂O má zasa prevahu v krustách na kmeňoch a vetvách. V oboch prípadoch ide o novovzniknuté autochtónne minerály. V pevnej kruste je aj značné množstvo magnezitu, hoci tu už nemá dominantné postavenie (Mihálik 1973, 1974). Hydromagnezit a neskvehonit sa akumuluje vo vrchných vrstvách pôdy (5 cm). Z Mg úletov sa tvoria rozpustné soli, ktoré ovplyvňujú chemizmus pôdy do väčšej hĺbky. Hodnoty pH sú najväčšie pri úletoch pred stykom s pôdou (pH 11,2). Pevné kôry na pôde majú nižšie pH (okolo 10) s určitým variačným rozpätím (Mihálik 1974). Smerom do hĺbky pôdy pH klesá. Rovnako aj pH prachu zachyteného na asimilačných orgánoch drevín je okolo 10 (Čaboun a kol. 1992).

Okrem Mg(OH)₂ sa v pôdnom roztoku vyskytuje aj Mg(HCO₃)₂, pričom na drevinách sa vyskytuje vo veľkej miere aj kryštalická forma MgO – periklas. Na pôdnej kruste sa ho nachádza menšie množstvo. Malé prímеси v krustách tvorí kalcit, dolomit, brucit a oxidy Fe. Podobne ako MgO sa s vodou veľmi dobre zlučuje CaO (pálené vápno) a vzniká Ca(OH)₂. Kým však MgO reaguje s vodou na slabo zásaditý vo vode ťažšie rozpustný hydroxid horečnatý, Ca(OH)₂ je stredne silný lúh a značne alkalizuje prostredie.

Diferenciácia územia a pásiem ohrozenia

Diferenciáciu územia je možné robiť na základe: (1) koncentrácií magnezitového prachu v ovzduší, (2) depozície prachu na plošnú jednotku, (3) vybraných pôdných charakteristík (najmä indikátorov alkalizácie pôdy).

Sledované územie sa vyznačuje nízkou veternosťou s pomerne častým výskytom bezvetria prípadne len slabého vetra. Prevládajúce smery vetra sú totožné s osou údolia (NW-SE). Šály a Mindáš (1995) uverejnili výsledky modelu pre hodnoty koncentrácií magnezitového prachu vyjadrené v μg.m⁻³, maximálne koncentrácie (do 100 μg.m⁻³), ktoré sa vyskytovali do vzdialenosti zhruba 1 až 2 km od emisných zdrojov s osou v smere prevládajúcich vetrov. Aj keď sa izočiary koncentrácií prachu plne nekryjú s doteraz známym vylišením pásiem ohrozenia lesných porastov je možné stanoviť určité rámcové koncentrácie pre jednotlivé pásma ohrozenia pre rok 1991 (tab. 1).

Je zrejmé, že pri rôznych emisiách magnezitového prachu budú hodnoty koncentrácií kolísať, a preto ich nemožno použiť ako kritérium pre vylišovanie pásiem ohrozenia lesov a predikciu ich zmien. Domnievame sa, že takým kritériom by mohla byť celková kumulovaná dávka prašného spádu od začiatku trvania antropogénnych emisií magnezitového prachu, čo by malo korešpondovať aj s pozorovanými zmenami fyzikálnych a chemických vlastností pôd. Na základe tohto predpokladu spomínaní autori previedli modelové výpočty pre obdobie od r. 1960 podľa udávaných emisií prachu z obi-

dvoch zdrojov znečistenia a z vypočítaných koncentrácií a usadzovacej rýchlosti boli stanovené depozície magnezitového prachu pre jednotlivé pásma ohrozenia, tak ako boli vylíšené na základe súčasného stavu porastov. Hodnoty vypočítanej depozície prachu sa v uvedenom období pohybovali v rozpätí v tab. 2. Z údajov pre jednotlivé roky sme potom stanovili celkovú depozíciu za obdobie od r. 1960, z ktorých sme potom stanovili hraničné hodnoty vypočítaného kumulovaného celkového prашného spádu pre jednotlivé pásma ohrozenia (tab. 3).

Tab. 1: Rámcové koncentrácie prachu pre jednotlivé pásma ohrozenia pre rok 1991.

pásmo ohrozenia	koncentrácia prachu ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
A	viac ako 60
B	40 až 60
C	20 až 40
D	menej ako 20

Tab. 2: Hodnoty vypočítanej depozície prachu pre obdobie od r. 1960 (údaje v $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{rok}$).

Pásma ohrozenia	A	B	C	D
MAX	3600	1500	800	270
MIN	250	130	50	4

Tab. 3: Hraničné hodnoty vypočítaného kumulovaného celkového prашného spádu.

pásmo ohrozenia	prašný spád ($\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{rok}$)
A	70 000 – 30 000
B	30 000 – 15 000
C	15 000 – 6 000
D	6 000 – 500

Tab. 4: Prístupný horčík a pH hodnoty.

Lokalita	Hĺbka vzorky	Mg($\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1983 pH-H ₂ O	1983 pH-KCl	1995 pH-H ₂ O	1995 pH-KCl
Lubeník	1 – 8	2550	9,00	8,40	9,27	9,09
	9 – 11	960	9,10	8,20	9,37	9,37
	11 – 20	490	8,85	7,20	9,38	8,68
	25 – 35	450	8,40	6,65	8,99	8,04
	37 – 45	370	8,20	6,30	9,13	8,19
	65 – 75	540	8,00	6,00	8,81	7,68
Jelšava	0 – 2	–	8,85	8,10	–	–
	3 – 5	1570	8,90	7,90	8,59	8,01
	5 – 10	1330	8,90	7,90	8,67	8,00
	10 – 17	900	8,95	7,85	8,74	8,01
	40 – 50	240	9,00	7,85	8,88	8,16

Z prachu, vzdušnej a pôdnej vlhkosti vznikajú nové nerasty, hydromagnezit, nesquehonit, cristobalit (Mihálik 1973). Vrchná preschýnajúca vrstvička prachového sedimentu sa postupne mení na pevnú, jeden a viac milimetrov hrubú kôru. Zistilo sa, že hydromagnezit má prevahu v kôre na pôde, kým nesquehonit v kôre na stromoch, čo možno dávať do súvisu s vyšším obsahom CO₂ v pôdnom vzduchu. Rozpustené a vylúhované zlúčeniny horčíka presakujú s pôdnou vodou vo forme Mg(OH)₂ cez horizonty podložnej zeminy. V garnitúre výmenných iónov dochádza k presunom. Množstvo výmenného Mg²⁺ sa bude postupne zvyšovať. Toto spolu s nasýtenosťou pôdneho roztoku horečnatými zlúčeninami vedie k výraznému a negatívnemu ovplyvneniu pôdnej fauny a najmä flóry i prístupnosti jednotlivých živinových prvkov, vrátane mikroelementov.

Alkalizácia lesných pôd postupuje s hĺbkou a časom. Je samozrejme rozdiel medzi lesnými a ornými pôdami. Existujú v početnej literatúre zhruba dve skupiny mienok o postupe, hodnotách a plošnom rozšírení vzostupu pH hodnôt pri týchto pôdach.

Prvú skupinu tvoria predstavy, že čím je vegetácia a pôdy viac atakovaná a zaprašovaná, tým vyššie je pH (Hajdúk, Hauskrecht 1967, Grék a kol. 1991, Ištoňa 1992, Čaboun a kol. 1993). V publikácii Grék a kol. sa napr. tvrdí, že v pásme A sú povrchové vrstvy (0 – 10 cm) alkalizované a majú pH-H₂O nad 9,0. V pásme B je v tejto hĺbke pH 8 – 9, v pásme C 7,2 – 8,0, v pásme D pod 7,2.

Druhá skupina je reprezentovaná prácami Šályho a Mihálíka (1981, 1985), ktorí hovoria, že pôda sa rýchlo (v prípade intenzívneho zaprašovania už po 10 rokoch) zalkalizuje na hodnotu 8,5 – 9,5 pH-H₂O a alkalizácia postupuje stále hlbšie a hlbšie. Löffler (1974) zistil, že v Hačave bola po 60 rokoch pôsobenia silne alkalizovaná pôda do hĺbky 100 cm. Mienku o rýchlej alkalizácii postupujúcej do hĺbky sme si ďalej utvrdili ďalšími pozorovaniami a tiež výsledky uvedené v práci Bublinca (1971), Čabouna a kol. (1993,1995) možno pokladať za ich ďalšie potvrdenie. Za hranicu nadmernej, umelej alkalizácie pokladáme pH 8,35, na ktorú hodnotu môže za bežných pomerov tlaku vzduchu a koncentrácie CO₂ v ovzduší stúpnuť pH pôdy vplyvom prirodzene sa vyskytujúceho CaCO₃, resp. CaMg(CO₃)₂. Uvedomiť si tiež treba skutočnosť, že korene rastlín bežne znášajú pôdy, ktoré sú v horných horizontoch kyslé, v dolných alkalické (napr. dubiny na luvizemiach zo spráše).

Vzhľadom na uvedené Šály a Mind'áš (1995) zastávajú názor, že rôzne zóny ohrozenia lesa či vegetácie vôbec pri pôdach zasiahnutých Mg exhalátmi, sa odlišujú hĺbkou nadmerne zalkalizovanej vrstvy: v zóne A táto hĺbka je väčšia ako hlavná ryzosféra drevín (nad 35 – 40 cm), v zóne B do 35 – 40 cm, v zóne C 10 – 15 cm. V zóne D nie je pôda nadmerne zalkalizovaná vôbec, je však v nej zreteľný vzostup pH hodnôt do hranice 8,3 pH.

Imisie spôsobujú zmeny v druhovej, vekovej i priestorovej štruktúre vegetácie, čím sa narušujú aj trofické podmienky pre konzumentov. Zväčšuje sa pravdepodobnosť výskytu a premnoženia jednotlivých druhov, ale najmä tzv. sekundárnych škodcov, čo opäť prispieva vo zvýšenej miere k narušeniu autoregulačných schopností a k ďalšej deštrukcii porastov lesných ekosystémov znižovaním celkového odolnostného potenciálu lesov a celého atakovaného územia. Lesné ekosystémy s narušenou ekologickou stabilitou nie len že neplnia od nich požadované funkcie, ale v najatakovanejšom pásme dochádza k úplnej deštrukcii a likvidácii lesných ekosystémov.

Na základe získaných výsledkov boli vylišené pásma ohrozenia lesa navrhnutá a odskúšané melioračné opatrenia. Vplyv kontaminovaných pôd na sadenice borovice čiernej a buka bol sledovaný aj v klimatizovanej komore.

Vylišenie pásiem ohrozenia lesa sa počas riešenia výskumného projektu stále dopĺňalo o nové poznatky. Je potrebné uviesť, že aj súčasná syntéza a vylišenie pásiem ohrozenia na priloženej mape rieši problematiku na súčasnej úrovni poznatkov. Súčasťou vylišovania bola aj Klasifikácia územia pomocou digitalizačných metód diaľkového prieskumu zeme. Dynamický vývoj emisnej i imisnej situácie, očakávané klimatické zmeny ako aj zmena stanovištných a ďalších ekologických podmienok sa určite tiež prejavujú na zmene pásiem ohrozenia z hľadiska času a priestoru. Pri syntéze – vytyčovaní jednotlivých pásiem ohrozenia lesa boli zohľadňované analytické výstupy jednotlivých špecialistov. Predovšetkým boli zohľadňované jednotlivé klimatické charakteristiky, najmä cirkulačné pomery v lokalite, modelový výpočet koncentrácií magnezitového prachu, výpočet celkového kumulovaného prahného spádu a hraničných hodnôt pre jednotlivé pásma ohrozenia, hydrologické pomery – chemizmus zrážkovej, podkorunovej a gravitačnej vody, poškodenie jednotlivých častí drevín a fyziologické prejavy na drevinách, vplyv na štruktúru – biodiverzitu ekosystémov v jednotlivých pásmach, prirodzená obnova drevín.

Pri stanovení hraničných hodnôt pôdných charakteristík pre vylišenie pásiem ohrozenia boli brané do úvahy reakcia pôdy, obsah prístupných báz i vzájomný kationový pomer jednotlivých prvkov. Po

zhodnotení celkového počtu analýz, priebehu zmien s hĺbkou pôdy, vzdialenosťou od emisného zdroja, nadmorskou výškou a pri celkovej variabilite, boli najviac využité pH hodnoty aktívnej reakcie, až potom obsah prístupného horčíka ako hlavnej imisnej zložky. Dôležitým ukazovateľom bola aj kvantitatívna a kvalitatívna analýza usadeného prachu na asimilačných orgánoch a ďalšie.

Charakteristika jednotlivých pásiem

Pásmo ohrozenia A

Plochy s enormným imisným zaťažením v blízkosti emisného zdroja. Takmer mŕtve pásmo so súvislou povrchovou krustou, s ojedinelými stromami a krami, prípadne len s roztrúsenými skupinami monocenóz rezistentných trávnatých druhov. Povrchové vrstvy sú alkalizované v celej koreňovej vrstve. Hodnoty pH/H₂O sú od 8,8 až 9,3. Obsah výmenného horčíka je nad 2000 mg.kg⁻¹ v povrchovom horizonte, v 40 cm hĺbke okolo 1000 mg.kg⁻¹. Pomer obsahu výmenného horčíka v povrchovom horizonte k obsahu v pôde s predpokladaným prirodzeným obsahom vychádza 10 i viac. Aj pomer ekvivalentov Ca²⁺+K⁺/Mg²⁺+Na⁺ je 3 až 5-krát nižší. Vzhľadom na dané imisno-ekologické podmienky v ktorých les nemôže existovať, je správnejšie toto pásmo pomenovať pásmom imisného preťaženia.

Pásmo ohrozenia B

Pásmo akútneho poškodzovania lesa v priaznivejších ekologických podmienkach s vysokým imisným zaťažením, s nesúvislou povrchovou krustou (okolo stromov), s riedkym porastom autochtónnych listnatých drevín, s ostrovčekovitými porastami trávnatých rezistentných druhov. Napriek tomu, že pH H₂O v povrchovej 10 cm vrstve pôdy je 8,0 až 9,0, vychádza nám pre toto pásmo mierne alkalická reakcia v takmer celej rizosfére všetkých pôd, pričom rozpätie hodnôt pH/H₂O je 7,7 – 8,7, s priemernou hodnotou 8,1. Obsah výmenného horčíka je už značne variabilný v porovnaní s materskou horninou. Kým pôda na paleozoických horninách má v povrchovom horizonte obsah výmenného horčíka pribl. 1 600 – 2 000 mg.kg⁻¹, na vápencoch a ťažších pôdach je vyšší. Pomer obsahu horčíka k obsahu na nezaťažených lokalitách v povrchovom horizonte je 5- až 10-násobne vyšší.

V tomto pásme je v súčasnosti najväčšia dynamika posunu drevín. Pokusne vysadené dreviny odumieraním alebo čiastočnou revitalizáciou (najmä breza) reagujú na zhoršovanie alebo zlepšovanie imisnej situácie. Veľmi dobrou pomôckou i argumentom o zmenách imisného zaťaženia pre lesného hospodára je priebeh zdravotného stavu kultúr na pokusných plochách. V tomto pásme by sa mal lesný hospodár najviac snažiť o čo najdlhšie udržanie lesa, a tým zabráňovať zväčšovaniu plôch bezlesia.

Pásmo ohrozenia C

Pásmo chronického poškodzovania lesa pri nižšej imisnej záťaži. Porasty tvoria autochtónne listnaté dreviny a tolerantnejšie ihličnany, najmä smrekovec. Hodnoty pH pôd tohto pásma sú v povrchovom horizonte s neutrálnou až mierne alkalickou reakciou. Reakcia pH/H₂O v 0 – 10 cm je 6,8 – 7,6. V hĺbke 40 cm má kambizem reakciu mierne a stredne kyslú s rozpätím pH/H₂O 5,0 – 6,3, no na vápencových pôdach je možná aj neutrálna reakcia. Obsah výmenného horčíka má priemernú hodnotu v povrchovom horizonte okolo 1 400 mg.kg⁻¹.

Na území tohto pásma je prísun imisných častíc ešte taký výdatný, že v pokryvnom humuse sa udržuje neutrálna reakcia, hoci na sedimentoch zmyvu zo stromu už kyslé zrážky a výlučky drevín postupne posúvajú jeho hodnotu pH do mierne kyslého rozsahu, čo považujeme za významnú melioračnú vlastnosť drevín v tomto pásme.

Pásmo ohrozenia D

Pásmo fyziologického poškodzovania lesa bez viditeľných príznakov. Lokality odvrátené a vzdialenejšie od zdroja. Zaradené sú sem porasty, v ktorých doznieva imisné zaťaženie a je dokázateľne ešte zvýšený obsah horčíka hlavne v pokryvnom humuse a v asimilačných orgánoch. Sem zaradené pôdy

na paleozoických bridliciach majú mierne až stredne kyslú reakciu v celej rizosfére. V pokryvnom humuse, na časti plôch pásma môže byť ešte neutrálna reakcia. Obsah výmenného horčíka v porovnaní s nezaťaženou oblasťou je zhruba 2,5-krát väčší, takže niet pochybnosti, že sa imisie Mg do porastov dostávajú.

Tab. 5: Plochy optického poškodenia lesa zachyteného na leteckých snímkach.

pásmo ohrozenia	plocha (ha)
A	1 333,3
B	4 138,0
C	4 085,0
D	4 085,0
spolu	11 065,3

Ak porovnáme jednotlivé pásma poškodenia, či ohrozenia drevín s pôvodnými zónami ohrozenia (Sobocký, Maňkiovská, Novák, 1980), ktoré sa v rôznych materiáloch stále uvádzajú, vidíme, že nastal prudký nárast jednotlivých plôch, nakoľko v A zóne bolo zaradených 1 014,05 ha, v B zóne 2 011,47 ha a v C zóne 3 617,23 ha. Spolu to bolo 6 642,75 ha. Ak však porovnáme výsledky, získané spracovaním leteckých snímkov, s plochou lesov zaradených do kategórie lesov osobitného určenia (9 085 ha) Lesného odštepňého závodu v Revúcej a ich výskyt v jednotlivých zónach vidíme, že rozdiel nie je taký veľký. V zóne ohrozenia A je 909 ha, v zóne B – 2 403 ha a v zóne C 5 773 ha. V A pásme sa však nachádzajú aj nezalesniteľné holiny.

Na záver je možné konštatovať, že opakované merania potvrdili významné zmeny v pôdnej reakcii a v obsahoch výmenného horčíka v pôdach imisnej oblasti, a to nielen v závislosti od vzdialenosti imisného zdroja a hĺbky pôdy, ale výraznejšie pri horčíku aj podľa pôdného druhu a geologického podložia.

Vplyv imisií na dreviny a ich porasty

Imisie mechanicky i chemicky ovplyvňujú činnosť asimilačných orgánov rastlín, čo sa prejavuje znížením fotosyntézy, zvýšeným výskytom nekroz, stratou chlorofylu, predčasnou defoliáciou, usychaním častí vetiev i celých korún. Výrazne sa znižuje odolnosť drevín, prírastok, kvalita dreva, zhoršuje sa ich celkový zdravotný stav. Imisie ovplyvňujú fyzikálne, fyzikálno-chemické a chemické vlastnosti pôd. Narušujú sorpčný komplex, bilanciu prístupných živín a výživu drevín. Značne ovplyvňujú vodný režim. Nepriaznivo ovplyvňujú mikrobiálnu činnosť pôdy, rozklad organickej hmoty a mineralizáciu organických látok.

Imisie spôsobujú zmeny v druhovej, vekovej i priestorovej štruktúre vegetácie, čím sa narušujú aj trofické podmienky pre konzumentov. Zväčšuje sa pravdepodobnosť výskytu a premnoženia jednotlivých druhov, ale najmä tzv. sekundárnych škodcov, čo opäť prispieva vo zvýšenej miere k narušeniu autoregulačných schopností a k ďalšej deštrukcii porastov lesných ekosystémov znižovaním celkového odolnostného potenciálu lesov a celého atakovaného územia. Lesné ekosystémy s narušenou ekologickou stabilitou nie len že neplnia od nich požadované funkcie, ale v najatakovanejšom pásme dochádza k úplnej deštrukcii a likvidácii lesných ekosystémov. Škodliviny môžu vstupovať z atmosféry do lesných ekosystémov formou mokrej depozície, suchej a skrytej depozície.

Kvalitatívna a kvantitatívna analýza usadeného prachu na asimilačných orgánoch

Listy drevín rastúce na prechode najviac postihnutých pásiem A/B a v pásme B boli pokryté magnezitovým prachom, ktorý mal vo vodnom roztoku pH 10,1. Na plochu listu 100 cm² bolo zachytených priemerne 0,152 až 0,303 mg magnezitového prachu v závislosti od druhu dreviny. Z analýz častíc usadených v prieduchoch a na povrchu asimilačných orgánov je vidieť, že okrem typických zložiek magnezitového prachu je na povrchu listov v blízkosti skládok magnezitového odpadu a ciest značné množstvo častíc Si, čo svedčí o sekundárnej prašnosti. Zaprášenosť buka rastúceho v Jelšave bola 2,1-krát vyššia ako na Poľane. Výrazné rozdiely sú aj medzi jednotlivými drevinami a súvisia s morfoló-

giou povrchu listov. V oblasti Jelšavy sme zistili rovnaké znečistenie u buka lesného a čerešne vtáče, ale znečistenie listov duba zimného bolo 2,9-krát vyššie.

Optické vlastnosti znečistených asimilačných orgánov

Kvalita a množstvo slnečného žiarenia dopadajúceho na povrch rastlín významne ovplyvňuje fyziologické deje a životné procesy rastlín. Časť dopadajúceho slnečného žiarenie sa od povrchu asimilačného aparátu rastlín odráža, časť je pohltená, časť žiarenia rastliny využívajú v procese fotosyntézy, časť sa mení na tepelnú energiu a časť cez asimilačný aparát prechádza. Množstvo odrazeného, pohlteneho a prepusteného žiarenia sa mení v závislosti na vlnovej dĺžke a na optických vlastnostiach asimilačného aparátu (listov). Tieto závisia od ich hrúbky, štruktúry, zdravotného stavu, stupňa vývoja a ďalších faktorov.

Hlavný dôraz sme v našej práci položili na zistenie vplyvu tuhých imisií, usadených na povrchu asimilačného aparátu rastlín, na zmenu optických vlastností pri jednotlivých drevinách. Tento vplyv je preukazný. Podobne, ako odraz a priepustnosť pre jednotlivé vlnové dĺžky a dreviny, sú individuálne, aj vplyv imisií má podobný charakter. Množstvo spracovaného empirického materiálu nedovoľuje stanoviť všeobecné závislosti o vplyve imisií na odraz a priepustnosť pre rôzne stupne znečistenia. Môžeme iba konštatovať zistený veľmi variabilný priebeh odchýlok odrazu a priepustnosti v závislosti na stupni znečistenia povrchu asimilačných orgánov, druhu dreviny a hodnoty vlnovej dĺžky.

Optické posúdenie poškodenia asimilačných orgánov

Popri rôznych vrstvách usadeného prachu na vetvičkách a asimilačných orgánoch drevín, ktoré bránia rastline pri výmene plynov a vzhľadom na svoju hygroskopicitu viažu zrážkovú vodu, bol pozorovaný zvýšený výskyt mechanicky poškodených asimilačných orgánov. Na báze ihlič smreka bola zistená inkrustácia pletív. Pletivá boli krehkejšie, čím dochádzalo pri mechanickom namáhaní ihlič k porušeniu vodivých pletív ich následnému žltnutiu a odumieraníu.

Koreňové systémy

Celková biomasa koreňov vzorníkov v závislosti na vzdialenosti od zdroja zásaditého prachu sa mení iba od 53,5 po 34,6 mg.cm⁻³). Iná situácia je pri pohľade na jednotlivé sekcie koreňov. V blízkosti zdroja je najmenej tenkých koreňov v povrchovej vrstve, ale najviac hrubších koreňov v hlbšej vrstve. So vzrastajúcou vzdialenosťou od zdrojov znečistenia (resp. s klesajúcim pH pôdy) vzrastá aj podiel tenkých koreňov v povrchovej vrstve a naopak klesá podiel hrubších koreňov.

Výživa drevín

Zrnitostný rozbor pôd, hodnoty aktuálnej, reálnej, výmennej reakcie, ekvivalent karbonátov, množstvá makroelementov a mikroelementov v pôdnych vzorkách v závislosti na vzdialenosti od zdroja a pásma ohrozenia boli sledované ako základné ukazovatele výživy lesných drevín.

Zo získaných elementárnych analýz je zrejme, že imisný spad, ktorý klesá s rastúcou vzdialenosťou od zdroja, má rôzny vplyv na koncentráciu jednotlivých prvkov v biomase asimilačných orgánov. Všeobecne možno potvrdiť, že zásaditý imisný spad znižuje množstvo dusíka v asimilačných orgánoch. V silne ohrozenom pásme obsah dusíka klesol až na kritickú koncentráciu – okolo 1,5%.

Nadmerné zásobovanie horčíkom vedie k zníženému príjmu draslíka. Toto môže vysvetľovať pokles obsahu draslíka so zvýšenou imisnou záťažou. Vzhľadom na jeho významnú úlohu pri regulácii otvárania a zatvárania prieduchov sa deficit draslíka spätne prejavuje v zhoršenom vodnom režime, v zníženej intenzite fotosyntézy ako aj poklesom množstva chlorofylov.

Pri hodnotení momentálnej pôdnej situácie z hľadiska výživy sme sa zamerali aj na vodorozpustné bázické katióny, zastúpené v pôde, ktoré nepriaznivo ovplyvňujú výživu zvyšovaním pH pôdnych

roztokov. Sledovali sme relatívne zastúpenie jednotlivých prvkov Ca, Mg, K, Na, vzhľadom na ich celkovú sumu v sorpčnom komplexe. Najvyššie relatívne zastúpenie má horčík. V A pásme ohrozenia jeho hodnota presahuje hranicu toxicity 80%. V B pásme ohrozenia relatívne množstvo klesá na hodnotu okolo 70%, v C pásme približne na 60%, v D pásme je relatívna koncentrácia horčíka už v optimálnom rozsahu 5 – 40%.

Z výsledkov laboratórnych analýz boli vypočítané jednotlivé pomery – Mg:Ca, Mg:K, Na:Ca, Na:K, Na:Mg. Optimálny pomer Mg:Ca je udávaný 1:1 až 1:22. V danej oblasti sme zaznamenali pomer okolo 1:0,5. Výnimku tvoria tranzekty B3 a B5, čo môže byť opäť spôsobené zmenou podložia. Pomer Mg:K je tiež posunutý k nižším hodnotám (1:0,2 – 0,3), pričom optimum je 1:4. Pomery Na:Ca, Na:K, Na:Mg vykazujú tiež diferencie oproti normálnym hodnotám, vzhľadom na nepriaznivú výživovú situáciu.

Popri rozhodujúcom nepriaznivom faktore – vysokom pomere horčíka v pôde, sme zaznamenali veľký deficit bóru, viditeľný aj v poškodenom poraste. Symptómy jeho nedostatku sa prejavujú v nekróze terminálnych vrcholcov. Obsah bóru v pôde je 5 až 10-násobne menší, ako je optimálna hladina 0,2 – 0,3%. Aj to malé množstvo, ktoré sa nachádza v pôde je pre rastliny neprístupné, vzhľadom na vysoké pH. So znižujúcou sa koncentráciou vodíkových iónov sa zvyšuje využiteľnosť bóru, avšak na druhej strane dochádza k jeho vyplavovaniu.

Celkové imisné zaťaženie zapríčiňuje nežiaduce zmeny v pôdnom a vodnom režime, ktoré sa spätne prejavujú v nedostatočnej výžive, deficite vody a následne zmenou celého metabolizmu a procesu fotosyntézy.

Obsah pigmentov v asimilačných orgánoch drevín

Patologické zmeny listových farieb nie sú špecifickým ukazovateľom druhu poškodenia rastliny, avšak úzko súvisia s ostatnými procesmi látkovej premeny, čím nám môžu pomôcť získať celkový obraz o zdravotnom stave asimilačných pletív. Výsledky potvrdzujú predpoklad, že s rastúcou vzdialenosťou od zdroja sa zvyšuje obsah celkových pigmentov. Použitou metódou depigmentačného testu je možné zachytiť kvantitatívne zmeny asimilačných farieb ešte vo fáze neviditeľného poškodenia listu. So znižujúcim sa imisným zaťažením ich množstvo rastie, avšak v tomto štádiu výskumu ešte nie je možné určiť hodnoty množstva celkových pigmentov pre jednotlivé pásma ohrozenia. Získané výsledky poukazujú na špecifickú reakciu asimilačných orgánov duba, ktorý reaguje na silné imisné poškodenie (pásma ohrozenia A, A/B) zvýšením obsahu sledovaných pigmentov. Tento jav nebol zaznamenaný u buka a hraba.

Kvantifikácia prieduchového aparátu

Kvantitatívne sledovanie prieduchového aparátu listov buka v závislosti od pásiem ohrozenia. Popri uvedených ekofyziologických pozorovaniach bola skúmaná hustota prieduchov buka na 1 mm² listu, dĺžky a šírky prieduchov v µm a šírky prieduchovej štrbiny v µm vzhľadom na rôzne ekologické podmienky. V imisnej oblasti Jelšava – Lubeník priemerná hustota prieduchov klesá v závislosti od vzdialenosti od zdroja emisií (od A pásma po D) a dĺžka prieduchov priamoúmerne stúpa so vzdialenosťou od zdroja. Hodnoty šírky prieduchov v závislosti od vzdialenosti od zdroja emisií od A po D pásma ohrozenia tiež stúpajú. Je pravdepodobné, že drevina sa bráni pred vniknutím imisií do prieduchov ich prítváraním.

Elektrický odpor kambialneho pletiva a biopole vzorníkov

Základné údaje elektrického odporu kambialneho pletiva vzorníkov a ich biopola v závislosti od vzdialenosti ich rastu od zdroja znečistenia ako aj hrúbkový nárast jednotlivých drevín v závislosti na vzdialenosti ich rastu od zdroja emisií bolo spracované numericky aj graficky.

Okrem klasického v alelopatii uznávaného biochemického vplyvu je tu aj biofyzikálny vplyv cez biopole, či bioenergetické pole. Je známa korelácia medzi hrúbkou drevín, ich elektrickým odporom kambialného pletiva – často označovaným ako relatívna vitalita a biopoľom. Čím je väčší priemer $d_{1,3}$, tým menší je odpor a väčšie biopole.

Veľmi tesnú koreláciu sme zistili aj medzi hodnotami elektrického odporu kambialného pletiva a teplotou vzduchu.

Záver

Podobným spôsobom by sme mohli popísať aj ďalšie možné vplyvy suchej depozície, v našom prípade najmä prašnej, na lesné dreviny v oblasti magnezitových závodov. Cieľom tejto práce však bolo aspoň stručne oboznámiť s časťou výsledkov ekologického a ekofyziologického výskumu, ktorý sme v posledných piatich rokoch robili v rámci medzinárodného výskumu v okolí magnezitových závodov.

Literatúra

- [1] BUBLINEC, E. 1971: Intoxikácia pôdy v okolí závodov na spracovanie magnezitu, jej meliorácia a vplyv na výživu rastlín. Biologické práce 5, XVII, 85 s.
- [2] ČABOUN, V. – ŠTRBA, S. – MINĎÁŠ, J. – TUŽINSKÝ, L. 1992: Výsledky riešenia projektu „Ozdravenie lesov v oblasti Jelšava – Lubeník“ za rok 1992. ČZS, LVÚ Zvolen, 171 str.
- [3] ČABOUN, V. – TUŽINSKÝ, L. – ŠTRBA, S. – MINĎÁŠ, J. – KUDĚLA, A. – ASTRAB, J. – PRIWITZER, T. – ŠABLATÚROVÁ, E. – HLADKÁ, D. – JANKOVIČ, J. – ZAUŠKOVÁ, J. – OBR, F. – PAVLENDÁ, P. – TUČEKOVÁ, A. – MAŇKOVSKÁ, B. – TÓTHOVÁ, S. – HERCHL, A. – PIOVARČI, J. 1993: Ekologický výskum v lesných ekosystémoch oblasti Jelšava – Lubeník. Výsk. správa, LVÚ Zvolen, 160 str., 66 príloh.
- [4] GRÉK, J. a kol. 1991: Zásady hospodárenia v lesoch Slovenska postihnutých imisiami. Príroda, Bratislava, 145 s.
- [5] HAJDÚK, J. – HAUSKRECHT, I. 1967: Príspevok k výskumu horečnatých pôd v oblasti magnezitových závodov a k ich meliorácii. Poľnohospodárstvo 13, s. 7 – 18.
- [6] IŠTOŇA, J. 1992: Zmeny lesných pôd v imisnej oblasti Jelšava – Lubeník, Lesn.Čas. – Forestry Journal, 38, č. 1, s. 37 – 48
- [7] LÖFFLER, A. 1974: Vplyv úletov zo závodu na spracovanie magnezitu v Hačave na zmeny sorpčného komplexu pôdy. Lesnícky časopis 20, 4, s. 311 – 328.
- [8] MIHÁLIK, A. 1973: Výskyt nesquehonitu a hydromagnezitu v pôdach intoxikovaných Mg-exhalátmi. Mineralia Slovaca 5, 3, s. 287 – 290.
- [9] MIHÁLIK, A. 1974: Znehodnotenie pôd v okolí magnezitových závodov a jeho mineralogicko-chemická povaha. Zb. ved. prác LF VŠLD vo Zvolene, XVI, 1, s. 53 – 68.
- [10] SOBOCKÝ, E. – MAŇKOVSKÁ, B. – NOVÁK, J. 1980: Obhospodarovanie lesných porastov poškodených magnezitovými imisiami. ZS, VÚLH, Zvolen, 139 str.
- [11] ŠÁLY, R. – MIHÁLIK, A. 1981: Zmeny pôd v okolí magnezitiek. Zb. Pôsobenie imisií v biosfére I. SBS Bratislava, s. 135 – 145.
- [12] ŠÁLY, R. – MIHÁLIK, A. 1985: Influence of magnesite plant immissions on mineral composition of soils. Zb. Air pollution and stability of coniferous forest ecosystems. Brno, s. 99 – 112.
- [1] ŠÁLY, R., MINĎÁŠ, J. 1995: Znečistenie ovzdušia a alkalizácia pôd v oblasti Jelšava – Lubeník.

Podobné vzorky mlžné vody a směr proudění v hladině 850 hPa

J. Fišák, V. Weignerová, D. Řezáčová, K. Potužníková
Ústav fyziky atmosféry Akademie věd České republiky. Boční II, č. 1401, 141 31 Praha 4
fisak@ufa.cas.cz

Abstrakt

Využitím shlukové analýzy se podařilo nalézt vzorky mlžné/oblačné vody, které byly podobně obohacené vybranými polutanty. Ukázalo se, že skupiny podobně obohacených vzorků byly spjaty s některými směry proudění v hladině 850 hPa. Pozornost byla věnována také závislosti podobných vzorků na skutečnosti, zda byl vzorek odebrán na čele, uvnitř nebo v týlu oblačného systému. Zde se závislost prokázat nepodařilo s výjimkou vzorků s obohacením Cl^- menším než 0,75.

Úvod

Obsah polutantů v mlžné vodě ovlivňuje životní prostředí ale i zdravotní stav populace daného regionu. V poslední době je problematice polutantů v mlžné vodě věnována značná pozornost v několika rovinách: odběrová zařízení (např. Daube a kol., 1987, Gerber, 1998, Straub a kol., 2001), koncentrace polutantů v mlžné vodě a jejich závislosti na fyzikální vlastnostech mlh (vodním obsahu, celkové ploše povrchu kapiček v mlze) (např. Arends a kol., 1994, Elbert a kol., 2000, Pruppacher a Klett, 1997), porovnání jednotlivých oblastí a regionů (např. Wobrock a kol., 1994, Elbert a kol., 2000, Acker a kol., 2001, Klemm, 2001, Wrzesinsky a Klemm, 2000).

V našich podmínkách byla věnována pozornost možnosti odběru vzorků mlžné vody a odběrovým zařízením (např. Tesař a kol., 1995 a 2000), porovnáním různých průmyslově zatížených oblastí ČR (např. Fišák a kol., 2001 a 2002a, b, Tesař a kol., 2001), snaze nalézt závislost mezi vodním obsahem v mlze (LWC – liquid water content) a koncentracemi polutantů (např. Fišák a kol., 2003b). Pozornost byla věnována rovněž závislosti koncentrací polutantů na meteorologických podmínkách (Fišák J. a Řezáčová D., 2000, Fišák a kol., 2004).

Stanoviště, odběr vzorků a řešené otázky

Vzhledem k tomu, že podrobná lokalizace observatoře byla uvedena např. v Fišák a kol. (2002a), budou zde uvedeny pouze základní zeměpisné údaje a nejnutnější popis. Milešovka (837 m n.m., 50°33'17''N, 13°55'57''E) je izolovaná hora kuželovitého tvaru, která vystupuje z Mostecké pánve a výrazně převyšuje své okolí. Umístění observatoře je ukázáno na obr. 1.

Vzorky mlžné/oblačné (dále jen mlžné) vody byly odebírány průběžně po celou mlžnou epizodu. Odběrné lahve byly měněny vždy po odebrání 100 ml vzorku. Pokud poslední odebraný vzorek nedosáhl alespoň 75 ml, byl slit s předposledním vzorkem.

Mlha je definována jako atmosférický aerosol, který je tvořen velmi malými vodními kapičkami, které způsobují pokles vodorovné dohlednosti pod 1 km. Pro rozlišení mlhy a oblačnosti je rozhodující poloha stanoviště pozorovatele (Sobíšek a kol., 1993). Jednou mlžnou epizodou se rozumí časový úsek, kdy se dohlednost snížená vodními kapičkami nezvýší nad 1 km na dobu delší než 1 hodina. Při studiu koncentrací polutantů obsažených v mlžné vodě odebrané na observatoři Milešovka je potřebné vzít v úvahu výše uvedené geografické podmínky. Mlhy na Milešovce jsou tvořeny převážně nízkou oblačností, ponejvíce frontální. Svoji úlohu zde bude tedy hrát i přenos polutantů.

Při zpracování byly hledány odpovědi na následující otázky:

1. Existují vzorky, které si jsou podobné obohacením vybranými polutanty?
2. Jaké je obohacení vybranými polutanty v porovnání s mořskou vodou?

3. Jestliže existují shluky podobně obohacených vzorků, jsou ovlivněny prouděním v hladině 850 hPa?
4. Projeví se počet odebraných vzorků, případně pořadí jejich odběru během mlžné epizody na zařazení do skupin a shluků podobných vzorků?



Obr. 1: Lokalizace meteorologické observatoře Milešovka.

Zpracování

K dispozici jsme měli analyzované vzorky mlžné vody z Milešovky za období 2000 až 2002. Po vyloučení vzorků s neúplnou chemickou analýzou volných iontů a vzorků dodatečně kontaminovaných zbylo ke zpracování 152 vzorků ze 73 epizod s mlhou (tab. 1). Při čtyřiceti epizodách bylo za výše uvedených podmínek odebráno pouze po jednom vzorku. To znamená, že se jednalo o krátké epizody, nebo epizody s malým vodním obsahem (LWC – liquid water content). Po dvou vzorcích bylo odebráno při 17 a více než dva vzorky byly odebrány při 16 epizodách. Každému vzorku bylo přiřazeno proudění v hladině 850 hPa podle aerologických měření na observatoři Praha Libuš. Vzhledem ke značnému rozsahu souboru bylo uskutečněno prvotní rozřídění pomocí faktoru obohacení $EF(Cl^-)$. Faktor obohacení je definován následujícím způsobem:

$$EF(X) = (X/Me)_{\text{aer}} / (X/Me)$$

kde

$EF(X)$ je faktor obohacení (enrichment factor)

$(X/Me)_{\text{aer}}$ je poměr daného elementu k referenčnímu (v našem případě Na^+) ve vzorku

(X/Me) je poměr daného elementu k referenčnímu (Na^+) v mořské vodě

Pro potřebu tohoto zpracování byly využity poměry $Cl^-/Na^+ = 1,8$; $SO_4^{2-}/Na^+ = 0,25$; $K^+/Na^+ = 0,036$; $Ca^{2+}/Na^+ = 0,038$; $Mg^{2+}/Na^+ = 0,108$, které byly převzaty z Cini a kol. (2002). V závislosti na slanosti vody moře (oceánu), ze kterého byly rozборы provedeny, jsou uváděny i jiné poměry. Například Kulshrestha a kol. (2003) uvádí: $Cl^-/Na^+ = 1,16$; $SO_4^{2-}/Na^+ = 0,125$; $K^+/Na^+ = 0,227$; $Ca^{2+}/Na^+ = 0,0218$; $Mg^{2+}/Na^+ = 0,0439$.

Pro každý vzorek souboru byly vypočteny faktory obohacení $EF(Cl^-)$, $EF(SO_4^{2-})$, $EF(K^+)$, $EF(Mg^{2+})$ a $EF(Ca^{2+})$. Jako referenční element byl vybrán Na^+ . Soubor vzorků v tab. 1 byl rozdělen na 3 skupiny. První skupinu (cca 10,5% souboru) tvoří vzorky s dodatečným nasycením Na^+ , kdy $EF(Cl^-) < 0,75$. Další je tvořena vzorky s faktorem obohacení $EF(Cl^-)$ blízkým mořské vodě, tedy $EF(Cl^-) = 0,75$ až 1,25. Tato skupina představovala 33,6% vzorků z daného souboru. Poslední skupinou (55,9% souboru) byly vzorky, kde $EF(Cl^-) > 1,25$.

Soubor rozdělený na 3 skupiny jsme zpracovali metodou vícerozměrné analýzy nazývanou shluková analýza. Využili jsme software STATISTICA 6.1. Pro stanovení vzdáleností mezi objekty (vzorky) byla použita Eukleidova metrika. Pro shlukování byla použita Wardova metoda, která je založena na

minimalizaci ztráty informace při spojení dvou tříd. Byly zvoleny 3 proměnné EF(SO₄²⁻), EF(Mg²⁺) a EF(Ca²⁺). Pro každý shluk vzorků byly vypočítány průměrné EF(SO₄²⁻), EF(K⁺), EF(Mg²⁺) a EF(Ca²⁺), které jsou uvedeny v tab. 2. První dvě skupiny vzorků vytvořily po dvou význačných shlucích, viz obr. 1 a 2. Skupina vzorků s EF(Cl⁻) > 1,25 vytvořila 3 shluky s různým průměrným obohacením vybranými polutanty. Dále byl sledován počet a pořadí vzorků v mlžné epizodě (tab. 3).

Tab. 1: Faktor obohacení vybranými polutanty pro jednotlivé vzorky mlžné vody.

Poř. číslo	EF(X)					Poř. číslo	EF(X)					Poř. číslo	EF(X)					Poř. číslo	EF(X)									
Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	číslo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	číslo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	číslo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	číslo	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
1	0,2	28,8	9,6	1,7	9,6	39	2,3	290,1	47,0	4,5	189,7	77	2,4	283,0	48,6	3,0	68,7	115	1,5	39,3	14,3	2,6	29,0					
2	0,4	31,7	10,4	1,4	7,2	40	1,5	85,2	18,3	3,7	111,2	78	5,2	560,5	67,3	4,1	131,7	116	1,0	69,8	27,0	3,8	59,0					
3	1,1	57,9	37,5	2,5	25,8	41	0,5	75,3	74,9	3,7	0,9	79	7,5	564,1	68,9	3,8	132,6	117	1,2	186,3	64,7	4,4	77,9					
4	1,6	41,7	16,3	1,8	14,0	42	0,8	60,9	28,6	5,8	169,5	80	1,6	274,3	31,7	3,2	115,8	118	2,8	242,7	53,2	4,9	57,6					
5	1,0	124,2	30,6	3,2	16,8	43	1,8	197,1	49,8	10,2	297,6	81	3,9	1024,4	54,0	3,7	103,2	119	3,6	410,9	99,4	4,6	56,1					
6	0,6	22,9	6,4	1,3	4,2	44	4,5	464,6	70,2	6,9	243,6	82	2,9	751,3	47,2	4,3	91,0	120	1,8	490,7	75,7	3,8	60,0					
7	13,8	804,0	325,4	0,9	122,6	45	2,5	521,2	69,7	3,7	92,0	83	2,8	615,6	42,4	3,0	74,2	121	1,5	181,5	66,8	3,8	76,9					
8	0,7	46,7	11,2	2,1	29,4	46	2,9	711,9	95,6	2,8	97,2	84	1,8	165,2	24,8	4,0	104,1	122	2,0	262,7	71,5	3,3	159,7					
9	0,9	56,7	41,3	4,3	52,1	47	1,6	452,3	92,3	2,9	92,7	85	1,3	227,6	55,8	5,3	114,4	123	0,8	218	14,8	2,2	27,9					
10	0,1	39,6	25,5	2,9	27,8	48	1,7	386,8	72,8	2,9	79,6	86	1,9	257,8	61,4	2,8	74,5	124	0,9	86,4	21,6	1,6	21,5					
11	0,9	29,3	15,9	7,1	13,6	49	1,3	312,1	98,8	7,8	193,9	87	2,7	289,9	59,2	3,9	103,9	125	2,3	280,2	31,6	1,6	19,8					
12	20,6	22,7	35,5	4,2	35,2	50	1,4	326,3	100,8	7,9	197,7	88	5,5	563,0	86,3	4,0	107,6	126	0,7	61,1	18,3	2,1	21,6					
13	3,7	27,7	10,0	2,0	11,2	51	2,0	329,9	67,0	4,7	83,8	89	0,8	145,5	8,2	0,4	9,7	127	1,7	155,9	35,6	2,9	33,4					
14	1,0	47,1	37,6	2,3	16,4	52	1,7	289,0	80,2	3,3	28,1	90	11,6	998,7	18,4	0,7	18,7	128	1,0	26,4	6,5	1,2	8,1					
15	2,7	158,5	30,1	2,5	24,1	53	2,3	491,2	95,5	5,2	28,9	91	1,8	354,4	17,2	0,4	8,7	129	1,5	165,4	27,4	2,8	32,4					
16	0,5	83,0	15,3	2,5	22,5	54	2,8	525,8	92,2	5,5	23,9	92	1,2	85,3	9,8	0,3	4,9	130	1,2	63,6	11,8	1,5	16,8					
17	0,9	81,8	27,8	3,7	75,2	55	1,0	165,7	28,6	3,1	59,9	93	0,8	65,2	10,1	0,5	7,9	131	1,2	123,1	35,6	2,0	15,3					
18	6,0	176,9	35,7	2,3	28,7	56	1,2	177,4	45,7	4,3	64,5	94	1,2	131,0	26,4	5,9	122,0	132	2,5	265,0	109,2	2,3	28,9					
19	0,8	235,3	24,8	3,1	163,9	57	0,9	170,1	33,9	1,1	13,7	95	1,6	180,4	34,3	4,9	101,6	133	1,5	198,6	74,2	2,0	19,7					
20	0,4	20,8	5,5	1,7	10,7	58	1,1	32,3	11,3	2,0	21,2	96	4,1	279,7	29,2	5,3	127,7	134	0,6	23,3	24,7	1,3	8,1					
21	5,7	184,7	54,0	6,4	296,5	59	1,0	62,7	20,2	2,4	21,4	97	2,8	215,2	40,6	5,9	134,0	135	0,6	22,3	9,6	1,4	8,7					
22	1,2	99,3	23,0	4,0	141,7	60	1,8	112,3	33,0	1,9	36,4	98	1,4	234,0	32,4	4,9	89,6	136	0,8	46,4	9,9	1,5	11,5					
23	0,8	152,4	36,2	12,0	89,1	61	1,2	76,3	13,0	1,2	18,7	99	1,0	74,7	15,1	2,1	27,4	137	1,4	141,3	19,2	1,9	34,4					
24	3,6	286,6	46,4	4,9	104,6	62	1,1	82,4	13,2	1,5	14,5	100	0,9	53,1	11,1	2,1	19,4	138	3,0	235,7	62,2	4,2	90,6					
25	40,6	347,7	61,4	4,9	97,5	63	1,2	222,5	31,9	3,0	42,6	101	0,6	27,7	6,8	1,9	12,7	139	1,5	79,7	21,7	2,7	38,3					
26	15,7	541,3	75,4	8,7	140,4	64	1,7	495,9	55,3	3,3	42,9	102	1,0	75,4	20,3	3,3	32,0	140	1,3	80,9	21,2	2,4	33,2					
27	1,5	157,8	33,5	3,0	51,6	65	2,3	367,5	40,1	3,1	66,4	103	2,7	376,9	43,0	5,0	78,0	141	2,4	409,2	43,4	3,5	66,4					
28	5,4	379,6	41,3	3,4	76,4	66	3,8	351,0	45,2	3,6	105,0	104	3,5	309,1	53,9	3,4	68,5	142	7,1	805,5	154,2	5,3	170,6					
29	0,9	144,0	28,7	4,7	158,6	67	2,9	368,5	54,2	4,4	124,5	105	3,7	504,5	65,0	3,1	55,0	143	2,5	1026,7	135,8	2,5	90,3					
30	0,8	97,0	20,5	2,8	70,3	68	2,3	388,6	37,5	1,5	57,6	106	2,2	421,3	49,8	4,5	73,4	144	5,8	653,6	116,1	2,5	84,2					
31	0,4	53,7	12,2	0,6	7,0	69	2,0	320,4	27,0	1,6	28,4	107	1,0	235,2	37,5	2,9	57,6	145	7,7	618,0	132,8	3,1	211,3					
32	0,8	70,4	11,3	0,8	8,4	70	0,9	116,8	14,9	1,5	24,4	108	1,1	150,9	18,3	2,6	33,7	146	1,2	131,0	26,4	5,9	122,0					
33	1,0	39,1	10,8	1,4	7,9	71	2,5	378,7	32,7	2,3	41,4	109	1,2	88,8	7,8	0,9	10,5	147	1,6	180,4	34,3	4,9	101,6					
34	0,4	22,4	4,6	0,6	7,5	72	3,1	433,7	38,3	3,1	42,7	110	0,7	11,1	3,8	1,2	3,3	148	4,1	279,7	29,2	5,3	127,7					
35	1,2	138,7	19,1	1,9	54,7	73	2,5	295,7	27,7	1,8	27,9	111	0,8	27,6	3,9	0,9	3,0	149	2,8	215,2	40,6	5,9	134,0					
36	1,0	195,3	34,5	3,1	97,9	74	1,2	150,8	14,4	1,3	13,2	112	0,9	86,1	9,1	2,0	18,5	150	1,4	234,0	32,4	4,9	89,6					
37	3,3	340,1	50,3	2,8	57,1	75	0,8	128,3	19,2	2,5	41,5	113	0,5	58,4	14,2	2,1	21,5	151	1,0	74,7	15,1	2,1	27,4					
38	2,8	202,3	39,1	5,1	173,2	76	3,2	465,4	41,7	4,7	82,0	114	0,8	40,6	12,6	2,6	41,1	152	0,9	53,1	11,1	2,1	19,4					

Výsledky a diskuse

Podobné vzorky a proudění v hladině 850 hPa

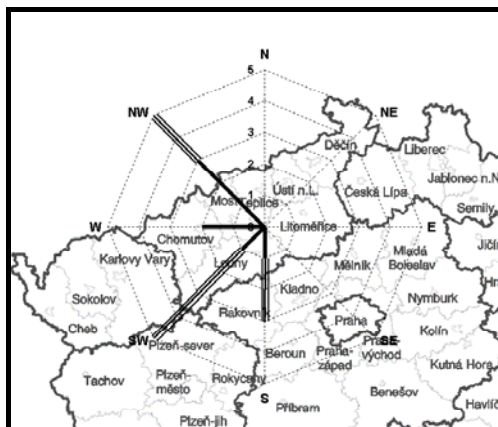
První shluk obsahující vzorky, které byly nasycené Na⁺, byl vytvořen ze vzorků odebraných při severozápadním až západním proudění v hladině 850 hPa. Na dalším shluku se podílejí vzorky odebrané při jihozápadním až jižním a v menší míře též severozápadním až severním proudění v uvedené hladině (viz obr. 2).

Z obr. 3 je vidět, že vzorky s EF(Cl⁻) = 0,75 až 1,25 byly odebrány převážně z mlh při západním proudění v hladině 850 hPa. Toto proudění převládá pro oba shluky.

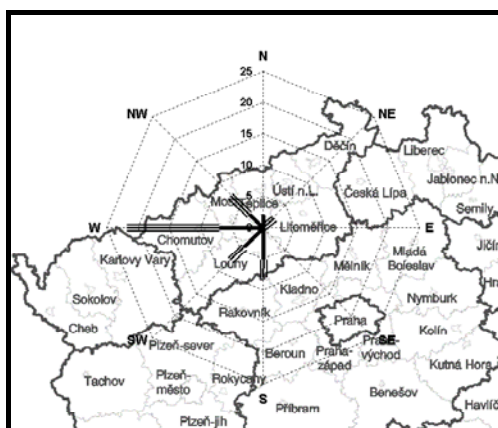
Vzorky, které se vyznačují značným obohacením Cl⁻ obsažené v 1. shluku, byly odebrány při převážně západním proudění v hladině 850 hPa. U tohoto shluku není zanedbatelný ani jižní směr proudění. Ve 2. shluku je převládající jižní proudění. Ve 3. shluku je poněkud výraznější jižní proudění. Stejnou měrou se zde projevuje jihozápadní a západní proudění (viz obr. 4).

Obohacení vzorků

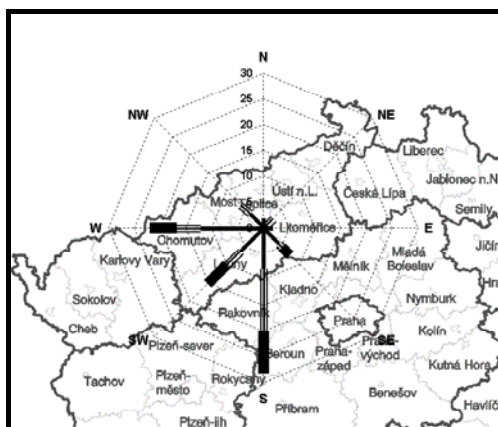
V tab. 2 jsou uvedeny průměrné faktory obohacení vybranými polutanty vzhledem k mořské vodě pro jednotlivé skupiny a shluky. Již na první pohled je zřejmé, že s rostoucím EF(Cl⁻) rostou i ostatní faktory obohacení. V každé z prvních dvou skupin jsou dva, ve třetí tři shluky s rozdílnými faktory obohacení.



Obr. 2: Četnost výskytu podobných vzorků s $EF(Cl) < 0,75$ v závislosti na směru proudění v hladině 850 hPa (1. shluk —; 2. shluk ≡).



Obr. 3: Četnost výskytu podobných vzorků s $EF(Cl)$ od 0,75 do 1,25 v závislosti na směru proudění v hladině 850 hPa (1. shluk —; 2. shluk ≡).



Obr. 4: Četnost výskytu podobných vzorků s $EF(Cl) > 1.25$ v závislosti na směru proudění v hladině 850 hPa (1. shluk —; 2. shluk ≡; 3. shluk ■).

V prvním shluku skupiny s $EF(Cl) < 0,75$ dosahuje $EF(SO_4^{2-})$ téměř 60 násobku obohacení mořské vody, ve 2. shluku je to pouze 23 násobek. $EF(K^+)$ je u 1. shluku více než 24 násobkem, $EF(Mg^{2+})$ více než 2 násobek a $EF(Ca^{2+})$ téměř 19 násobek obohacení mořské vody. Ve 2. shluku jsou tyto hodnoty nižší než u 1. shluku. V daném pořadí jsou 9x, 1,4x a 8x více obohaceny než mořská voda.

Skupina $EF(Cl) = 0,75$ až $1,25$ má obdobně jako skupina předcházející 2 shluky s rozdílným obohacením vzhledem k mořské vodě. Hodnoty faktoru obohacení $EF(SO_4^{2-})$, $EF(K^+)$, $EF(Mg^{2+})$ a $EF(Ca^{2+})$ v 1.shluku jsou cca 155x, 28x, téměř 4x a 75x vyšší než u mořské vody. Ve druhém shluku této skupiny je obohacení 61x, 16x, 2x a 24x vyšší než u mořské vody.

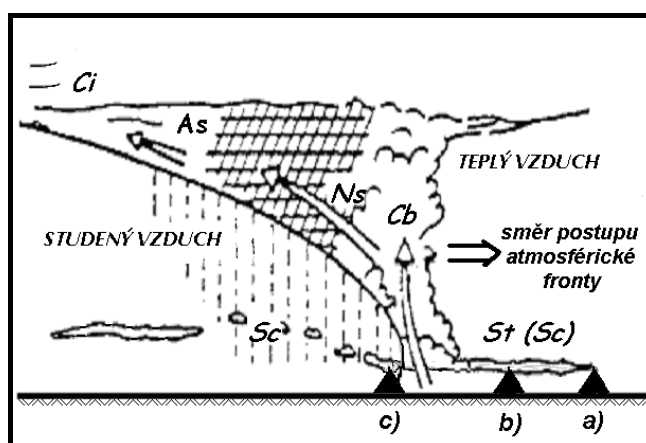
Tab. 2: Průměrná hodnota faktoru obohacení vybraných polutantů jednotlivých skupin a shluků.

Faktor obohacení $EF(Cl)$	Shluk	Průměrná hodnota				
		$EF(Cl)$	$EF(SO_4^{2-})$	$EF(K^+)$	$EF(Mg^{2+})$	$EF(Ca^{2+})$
< 0,75	1.	0,48	59,68	24,52	2,30	18,67
	2.	0,50	23,43	9,03	1,37	8,00
od 0,75 do 1,25	1.	1,01	153,85	28,69	3,58	72,27
	2.	0,97	61,11	16,48	2,16	24,20
> 1,25	1.	2,74	189,91	41,58	4,18	97,21
	2.	4,39	366,00	51,81	3,12	61,36
	3.	5,45	653,93	92,12	3,85	101,05

Zatímco v předcházejících skupinách byly vždy vytvořeny 2 shluky, ve třetí skupině s faktorem obohacení Cl^- vyšším než $1,25$ byly vybrány 3 shluky. V tomto případě vykazuje 1. shluk průměrné faktory obohacení v pořadí $EF(SO_4^{2-})$, $EF(K^+)$, $EF(Mg^{2+})$ a $EF(Ca^{2+})$ téměř 190, 42, více než 4 a 97. Ve druhém shluku je obohacení vybranými polutanty vyšší 366x, 52x, 3x a 61x a ve 3. shluku 654x, 92x, cca 4x a 101x než má mořská voda.

Počet a pořadí vzorků v mlžné epizodě

Jak bylo uvedeno výše, většina mlh na Milešovce je způsobena nízkou, převážně frontální, oblačností. Existovala tedy možnost, že vzorky odebrané z čela oblačného frontálního systému (obr. 5 pozice a) budou vykazovat odlišné obohacení vybranými polutanty než vzorky odebrané uvnitř (obr. 5 pozice b) či v týlu (obr. 5 pozice c) tohoto oblačného systému. Z tohoto důvodu se sledovalo, zda byl při mlžné epizodě odebrán jeden, dva, nebo více vzorků. V případě odběru dvou vzorků pak, zda šlo o první nebo druhý odebraný vzorek. Při více než dvou odebraných vzorcích v mlžné epizodě byl označen první a poslední odebraný vzorek. Ostatní vzorky byly označeny jako vnitřní. Výsledky jsou uvedeny v tab. 3.



Obr. 5: Poloha stanoviště vzhledem k oblačnému systému atmosférické (studené) fronty. a) čelo, b) uvnitř, c) týl – oblačného systému.

Z tab. 3 je zřejmé, že vzorky s velkým podílem Na^+ , a tím pádem i nízkým $EF(Cl)$, byly odebrány buď při krátkých mlžných epizodách, nebo při epizodách s nízkým LWC. V deseti případech

z celkového počtu 16 se jednalo o jediný odebraný vzorek za celou epizodu. U čtyřech případů této skupiny, kdy byly odebrány 2 vzorky během epizody, byly 3 vzorky odebrány jako 1. a pouze jediný jako druhý, tedy poslední. U 2. shluku této skupiny se pouze v jednom případě jedná o jiný než jediný nebo první odebraný vzorek.

Tab. 3: Počet a pořadí vzorků v epizodě v jednotlivých skupinách a shlucích.

Faktor obohacení	Počet vzorků		Počet a pořadí vzorků v epizodě					
			1	2		> 2		
EF(Cl ⁻)	shluk			první	druhý	první	vnitřní	poslední
< 0,75	1.	7	3	2	1	0	1	0
	2.	9	7	1	0	1	0	0
	celkem	16	10	3	1	1	1	0
od 0,75 do 1,25	1.	22	5	5	5	2	2	3
	2.	29	12	1	3	3	6	4
	celkem	51	17	6	8	5	8	7
> 1,25	1.	39	9	6	4	5	13	2
	2.	25	2	2	2	2	13	4
	3.	21	2	0	2	3	11	3
	celkem	85	13	8	8	10	37	9

U skupiny s $EF(Cl^-) = 0,75$ až $1,25$ byla většina vzorků odebrána z déletrvajících mlžných epizod nebo z epizod se značným LWC. Z 51 vzorků jich pocházelo 24 z epizod se dvěma a více odběry. V případech vzorků s $EF(Cl^-) > 1,25$ bylo jako jediný vzorek odebráno pouze 13 vzorků. V 72 případech pocházely vzorky z mlžných epizod, při nichž byly odebrány minimálně 2 vzorky. To znamená, že se jednalo o vzorky z epizod se značným LWC nebo s delší dobou trvání. Výrazný zde byl i podíl vzorků odebraný „uvnitř“ mlžné epizody (37).

Diskuse

Ukazuje se, že 56% vzorků vykazuje značné obohacení vybranými polutanty. S růstem faktoru obohacení Cl^- rostou faktory obohacení i ostatními polutanty. Podařilo se nalézt skupiny vzorků podobné svým obohacením vybranými polutanty. Je zcela evidentní, že toto obohacení je závislé na směru přenosu v hladině 850 hPa (viz obr. 2 až 4). Z obr. 2 až 4 je vidět, že pro každou sledovanou skupinu je charakteristické jiné proudění v hladině 850 hPa.

Pouze necelých 11% případů vykazuje nižší faktor obohacení chlórem než mořská voda. Odběry těchto vzorků proběhly při severozápadním a jihozápadním proudění. Vzhledem k tomu, že v tomto případě nelze očekávat pokles obsahu Cl^- , je nutné uvažovat o tom, že mlha (oblačnost) byla během svého transportu obohacena Na^+ . Nižší faktor obohacení Cl^- vykazuje rovněž 5 vzorků mlžné vody z 20 (25%) zpracovaných v Cini a kol. (2002). Jedná se o vzorky odebrané v Apeninách v Toskánsku na hoře Vallombrosa (950 m n.m., 43°N/11°E). Z uvedeného je zřejmé, že se nejedná o výjimečný jev ani v lokalitách, které nejsou od moře tak vzdálené jako ČR. Můžeme tedy vznést domněnku, že v těchto případech pronikla do ČR vzduchová masa již nasycená Na^+ mimo její území. Pokles procentuálního zastoupení případů s nižším nasycením Cl^- oproti Cini a kol. (2002) pak bude zřejmě souviset s dalším přísunem Cl^- .

Pro skupinu vzorků s obohacením chlórem blízkým mořské vodě bylo charakteristické proudění západních směrů v hladině 850 hPa, zejména pro 2. shluk. Pro tento shluk je příznačné i menší nasycení Ca^+ (24 násobné). U 1. shluku je výrazný podíl i jižního a jihovýchodního proudění, který se projevuje i výrazným zvýšením obohacení Ca^+ (72 násobné). Důvodem tohoto obohacení je zřejmě existence cementáren v uvedených směrech, podobně jako je tomu u následující skupiny vzorků.

U skupiny se značným obohacením chlórem se jednalo hlavně o jižní proudění. V tomto případě se jedná o proudění, při kterém je na Milešovku transportována vzduchová hmota z průmyslových oblastí středních a jihozápadních Čech a Mostecké hnědouhelné pánve. Tedy z míst, kde se nachází chemický průmysl a cementárny. Proudění ze směrů, kde jsou umístěny velké cementárny, může vysvětlovat i vysoké nasycení Ca^{2+} (61 až 101 násobné).

Počet a pořadí odebraného vzorku v rámci mlžné epizody, kromě skupiny vzorků s $\text{EF}(\text{Cl}^-) < 0,75$, pro jeho obohacení vybranými polutanty nehraje výraznou roli. Pro vzorky s $\text{EF}(\text{Cl}^-) > 0,75$ se nepodařilo nalézt shluk, pro který by bylo charakteristické určité pořadí odběru vzorku v rámci mlžné epizody.

Závěr

Ukázalo se, že pomocí shlukové analýzy lze nalézt shluky vzorků s podobným obsahem vybraných polutantů. Tyto shluky jsou pak spojeny s charakteristickým prouděním v hladině 850 hPa. V žádném shluku, s výjimkou skupiny vzorků s $\text{EF}(\text{Cl}^-) < 0,75$, nebyla prokázána výrazná závislost na počtu či pořadí odběru vzorku během mlžné epizody.

Nejmenší $\text{EF}(\text{Cl}^-)$, $\text{EF}(\text{SO}_4^{2-})$, $\text{EF}(\text{K}^+)$, $\text{EF}(\text{Mg}^{2+})$ a $\text{EF}(\text{Ca}^{2+})$ vykazovaly vzorky při severozápadním a jihozápadním prouděním v hladině 850 hPa. Tato skutečnost však nemusí znamenat nízký obsah uvedených polutantů ale spíše fakt, že vzrostlo obohacení Na^+ . Maximální průměrné obohacení výše uvedenými polutanty vykazují vzorky při západním až jižním prouděním v hladině 850 hPa. Jedná se o oblasti, kde je umístěna řada strojírenských podniků, chemický průmysl, cementárny, povrchové hnědouhelné doly a uhelné elektrárny. Přes značný počet zpracovaných vzorků (152) nebyl tento soubor dostatečně obsáhlý, aby bylo možné hodnotit podmínky, které způsobují různé obohacení vzorků Cl^- při stejném prouděním v hladině 850 hPa.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl na základě výsledků získaných za podpory GA AV ČR číslo grantu A3042301 a GAČR 205/04/0060.

Literatura

- [1] Acker, K., Moeller, D., Weiprecht, W., Auel, R., Kalas, D., 2001. Results of cloud physical and chemical measurements in low clouds observed at Mt. Brocken, Germany. Proc. of the 2nd Int. Conf. on Fog and Fog Collection, St. John's, New Foundland, Canada, 117 – 120.
- [2] Arends, B.G., Kos, G.P.A., Maser, R., Schell, D., Wobrock, W., Winkler, P., Ogren, J.A., Noone, K.J., Hallberg, A., Svenningsson, I.B., Wiedensohler, A., Hansson, H.-C., Berner, A., Solly, I., Kruisz, C., 1994. Microphysics of clouds at Kleiner Feldberg. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 19, 59 – 85.
- [3] Cini, R., Prodi, F., Santachiara, G., Porcu, F., Bellandi, S., Stortini, A.M., Oppo, C., Udisti, R., Pantani, F., 2002. Chemical characterization of cloud episodes at a ridge site in Tuscan Appennines, Italy. *Atmospheric Research*, 61, 311 – 334.
- [4] Daube, B., Kimball, K. D., Lamar, P. A. and Weathers, K. C., 1987. Two new ground-level cloud water sampler designs which reduce rain contamination. *Atmospheric Environment*, 21, 893 – 900.
- [5] Elbert, W., Hoffmann, M.R., Krämer, M., Schmitt, G., Andreae, M.O., 2000. Control of solute concentrations in cloud and fog water by liquid water content. *Atmospheric Environment*, 34, 1109–1122.
- [6] Fišák, J., Řezáčová, D., 2000. Koncentrace polutantů v mlžné (oblačné) vodě na Milešovce při vybraných epizodách. *Meteorological Bulletin* 53, 169 – 178 (In Czech with English Abstr.).
- [7] Fišák, J., Řezáčová, D., Eliáš, V., Tesař, M., 2001. Comparison of pollutant concentrations in fog (low cloud) water in the north and south Bohemia. Proc. of the 2nd Int. Conf. on Fog and Fog Collection, St. John's, Newfoundland, Canada, 57 – 60.

- [8] Fišák, J., Řezáčová, D., Eliáš, V., Tesař, M., 2001. Comparison of pollutant concentrations in fog (low cloud) water in the Northern and Southern Bohemia. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 49, 5, 275 – 290.
- [9] Fišák J., Řezáčová D., Eliáš V., Tesař M., Weignerová, V. and Fottová, D., 2002a. Pollutant Concentrations in Fog/Low Cloud Water at Selected Sites of the Czech Republic. *Atmospheric Research*, 64, 75 – 87.
- [10] Fišák, J., Řezáčová, D., Weignerová, V. and Tesař, M., 2002b. Pollutant Concentration in Fog Water Samples from Milešovka. *Report Series in Aerosol Science*, No. 56, ISSN 0784-3496, ISBN 952-5027-34-1, 29 – 34.
- [11] Fišák, J., Řezáčová, D., Weignerová, V., Tesař, M., 2004. Synoptic situations and pollutant concentrations in fog water samples from the Milešovka Mt. *Studia geophysica et geodaetica*. (In print)
- [12] Fišák, J., Řezáčová, D., Weignerová, V., 2003b. LWC and pollutant Concentrations in fog/cloud water. *Studia geophysica et geodaetica*. (In print)
- [13] Gerber, H., 1998. Standards for measuring fog liquid water content Proc. of the 1st Int. Conf. on Fog and Fog Collection, Vancouver, Canada, 149 – 152.
- [14] Klemm, O., 2001. Trends in fog composition at a site in NE Bavaria. Proceeding of the 2nd International Conference on Fog and Fog Collection, St. John's, New Foundland, Canada, 73 – 76.
- [15] Kulshrestha, U.C., Kulshrestha, M.J., Sekar, R., Sastry, G.S.R., Vairamani, M., 2003. Chemical characteristics of rainwater at an urban site of south-central India. *Atmospheric Environment*, 37, 3019 – 3026.
- [16] Pruppacher, H.R., Klett, J.D., 1997. Microphysics of clouds and precipitation, Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.
- [17] Straub, D.J., Collett, Jr., J.L., Friesen, R., Baumgardner, D., 2001. Design and characterization of airborne cloudwater sampler. Proc. of the 2nd Int. Conf. on Fog and Fog Collection, St. John's, New Foundland, Canada, 209 – 212.
- [18] Sobíšek, B. a kolektiv, 1993. Meteorologický slovník výkladový a terminologický. Academia, Praha. s. 297–298. ISBN 80-85368-45-5.
- [19] Tesař, M., Eliáš, V., Šír, M., 1995. Preliminary Results of Characterisation of Cloud and Fog Water in the Mountains of Southern and Northern Bohemia. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 43, 412 – 426.
- [20] Tesař, M., Fottová, D., Eliáš, V., Šír, M., 2000. Occult precipitation as an important contribution to the wet deposition in Bohemian Forest. Proc. of the International Workshop on Acidified Lakes in the Bohemian/Bavarian Forest – History, Present, and Future, České Budějovice, Czech Republic. Editor Jaroslav Vrba, 87 – 95.
- [21] Tesař, M., Šír, M., Fottová, D., Fišák, J., Eliáš, V., 2001. Cloud and fog water deposition and its hydrological and ecological importance in selected regions of the Czech Republic. Proceeding of the 2nd International Conference on Fog and Fog Collection, St. John's, New Foundland, Canada, 153 – 156.
- [22] Weathers, K. C., Likens, G. E., Bormann, F. H., Bicknell, S. H., Bormann, B. T., Daube, B. C., Eaton, J. S., Keene, W. C., Kimball, K. D., McDowell, W. M., Siccama, T. G., Shiley, D., Tarrant, R. A., 1988. Cloudwater chemistry from ten sites in North America. *Environmental science and technology*, 22, 1018 – 1026.
- [23] Wobrock, W., Schell, D., Maser, R., Jaeschke, W., Georgii, H.-W., Weiprecht, W., Arends, B.G., Mols, J.J., Kos, G.P.A., Fuzzi, S., Facchini, M.C., Orsi, G., Berner, A., Solly, I., Krusiz, C., Svenningsson, I.B., Wiedensohler, A., Hansson, H.-C., , Ogren, J.A., Noone, K.J., Hallberg, A., Pahl, s., Schneider, T., Winkler, P., Winiwarter, A., Colvile, R.N., Choularton, T.W., Flossmann, A.I., Borrmann, S., 1994. The Kleiner Feldberg Cloud Experiment 1990. An Overview. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 19, 3 – 35.
- [24] Wrzesinsky, Th., Klemm, O., Ostertag, H. Ch., Ilgen, G., 1998. Organo/Metallic Compounds in Central European Fog. Proc. of the 1st Int. Conf. on Fog and Fog Collection, Vancouver, Canada, 61 – 64.
- [25] Wrzesinsky, Th., Klemm, O., 2000. Summertime fog chemistry at a mountaineous site in central Europe. *Atmospheric Environment*, 34, 1487 – 1496.

Trendy S, N a O₃ v ovzduší a depozici na vybraných horských a regionálních stanicích v České republice

Iva Hůnová

ČHMÚ Praha, Na Šabatce 17, 143 06 Praha 4 – Komořany, hunova@chmi.cz

Úvod

Síra, dusík a přízemní ozon jsou látky, které mají prokazatelné toxické účinky na vegetaci a ekosystémy, ať už působí na receptor přímo z ovzduší ve formě SO₂ nebo NO_x nebo nepřímo např. přes půdu nebo vodu (Bell and Treshow eds., 2002). Pro tyto látky jsou stanoveny limitní hodnoty Evropskou Unií (EC, 1999; EC, 2002) i novou českou legislativou.

Český hydrometeorologický ústav dlouhodobě sleduje koncentrace hlavních polutantů v ovzduší i v atmosférických srážkách v národní monitorovací v ČR, data shromažďuje v jednotné databázi informačního systému kvality ovzduší (ISKO), pravidelně je vyhodnocuje a publikuje. V současné době je monitorovací síť rekonstruována s cílem dostat požadavkům nové české legislativy (zákon č. 86/2002 Sb.; Nařízení vlády č. 352/2002 Sb.). Rozšiřuje se spektrum měřených znečišťujících látek, metod odběru i analýzy, mění se počty a umístění stanic.

Příspěvek se zaměřuje na prezentaci trendů síry, dusíku a přízemního ozonu na vybraných regionálních a horských stanicích České republiky za období 1993 – 2003.

Metodika

Koncentrace SO₂, NO_x a O₃ jsou měřeny v rámci kontinuálního monitoringu od r. 1993 metodami, které EU klasifikuje jako metody referenční (EC, 1999; EC, 2002). SO₂ se měří metodou UV-fotometrie, NO_x metodou chemiluminiscenční a O₃ UV-absorbancí. Základní údaje, které jsou k dispozici, jsou 30min průměrné koncentrace. Koncentrace SO₄²⁻ a NO₃⁻ ve srážkách se stanovují z odběrů typu wet-only iontovou chromatografií. Jedná se o kumulativní týdenní – měsíční vzorky.

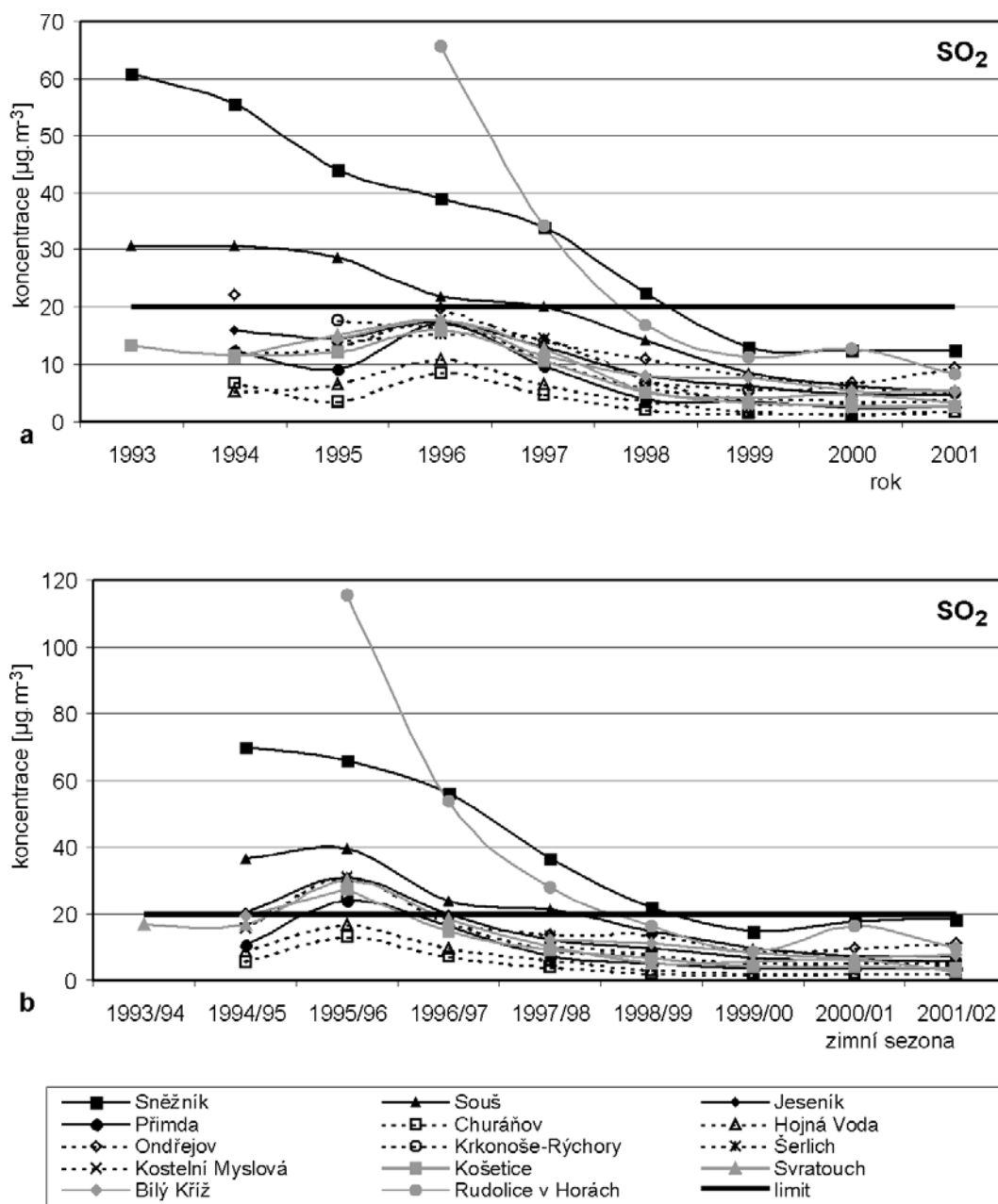
Statistická analýza výsledků byla provedena pro stanice regionální a horské, které reprezentují rozsáhlejší území a u kterých se předpokládá ovlivnění výhradně v důsledku dálkového přenosu znečišťujících látek, naopak se nepředpokládá ovlivnění blízkými emisními zdroji. Měření na těchto stanicích má zásadní význam pro analýzu rizika vegetace a ekosystémů, v podmínkách ČR zejména pro odhad rizika pro citlivé horské smrčiny.

Pro zjištění trendů bylo použito metody lineární regrese, koncentrace jsou vztaženy k limitním hodnotám či prahovým koncentracím, pokud jsou tyto k dispozici.

Výsledky

Trend ročních koncentrací a překročení limitů pro ochranu vegetace prezentují obr. 1 a 2. Koncentrace SO₂ na všech stanicích výrazně poklesla. Statisticky významný pokles byl zaznamenán pro všechny stanice s výjimkou Churáňova a Hojné Vody. K nejvýraznějšímu poklesu došlo na stanicích Rudolice v Horách a Sněžník, tedy v oblasti tzv. Černého trojúhelníku. Ještě markantnější než pro roční průměr je tento pokles pro zimní část roku (obr. 1b). Od r. 1998 poklesly průměrné roční i zimní koncentrace pod úroveň limitních hodnot pro ochranu vegetace.

Statisticky významný pokles průměrných ročních koncentrací NO_x byl zaznamenán na mnohem menším počtu stanic než pro SO₂. Jedná se o Rudolice v Horách, Sněžník, Souš, Svatouch a Bílý Kříž; ostatní stanice žádný trend nevykazují. Stejně jako v případě SO₂ byly nejvyšší koncentrace zaznamenány na stanicích Sněžník a Rudolice v Horách. Za celé sledované období nedošlo na stanicích k překročení limitní hodnoty NO_x pro ochranu vegetace (obr. 2a).



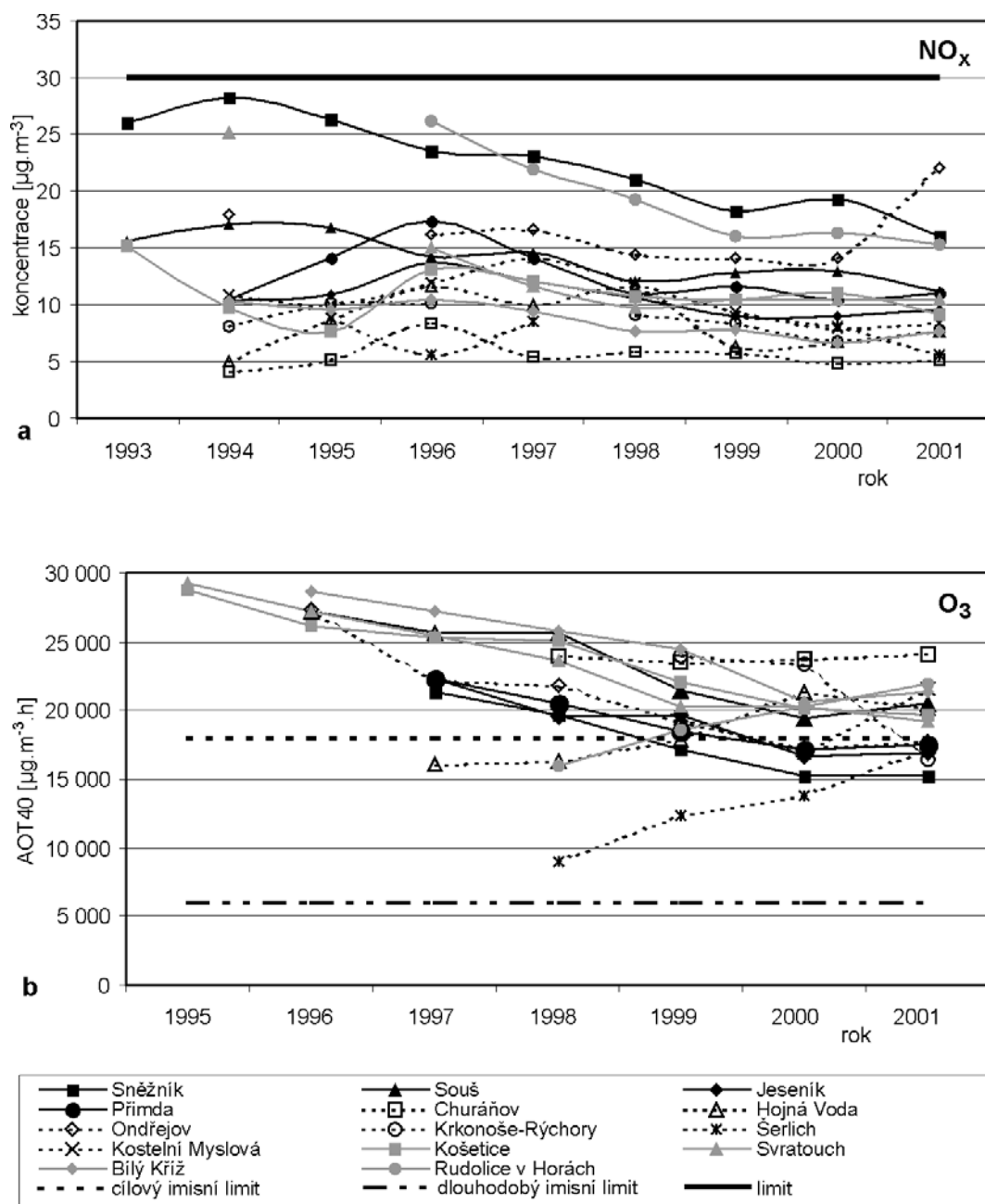
Obr. 1: Průměrné roční koncentrace SO_2 v období 1993 – 2001 (a) a průměrné zimní koncentrace (b) vztahované k limitní hodnotě $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Vývoj expozičního indexu (obr. 2b) prezentuje v období 1995 – 2001 významný pokles pro Sněžník, Přimdu, Ondřejov, Bílý Kříž, Souš, Košetice, Svratouch a Jeseník. Jiné stanice – Šerlich, Hojná Voda a Rudolice v Horách, vykazují naopak výrazný vzrůst. U stanice Churáňov nebyl nalezen žádný trend.

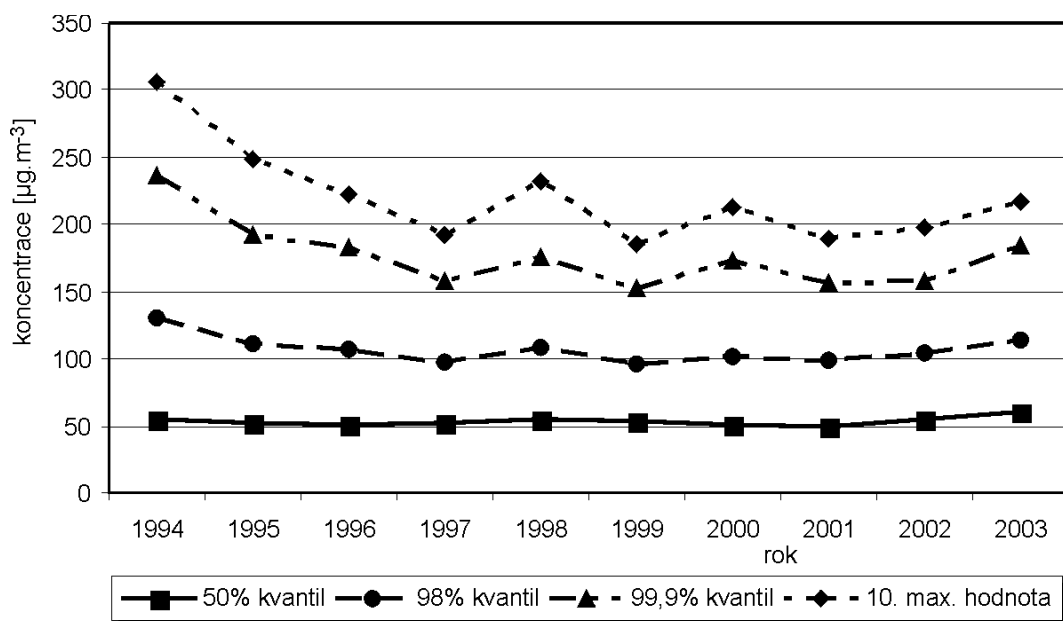
Mírný pokles nejvyšších koncentrací přízemního ozonu (10. nejvyšší hodnota, 99,9% a 98% kvantil) a naopak mírný nárůst mediánu na 12 stanicích, které měří po celé období 1994 – 2003 dokumentuje obr. 3. Tyto změny jsou však statisticky nevýznamné. Určité snížení vysokých koncentrací ozonu se připisuje snížení emisí prekurzorů v Evropě (obr. 7), naopak mírné zvyšování střední hodnoty se přičítá zvyšování celoplanetární pozadové koncentrace.

Obr. 4 prezentuje překročení prahové hodnoty pro ochranu vegetace a limitu pro ochranu zdraví s dramatickým nárůstem v r. 2003, kdy extrémní teplo a sucho během letního půlroku vedly nejen v ČR, ale prakticky v celé Evropě, k neobvyklému nárůstu koncentrací přízemního O_3 .

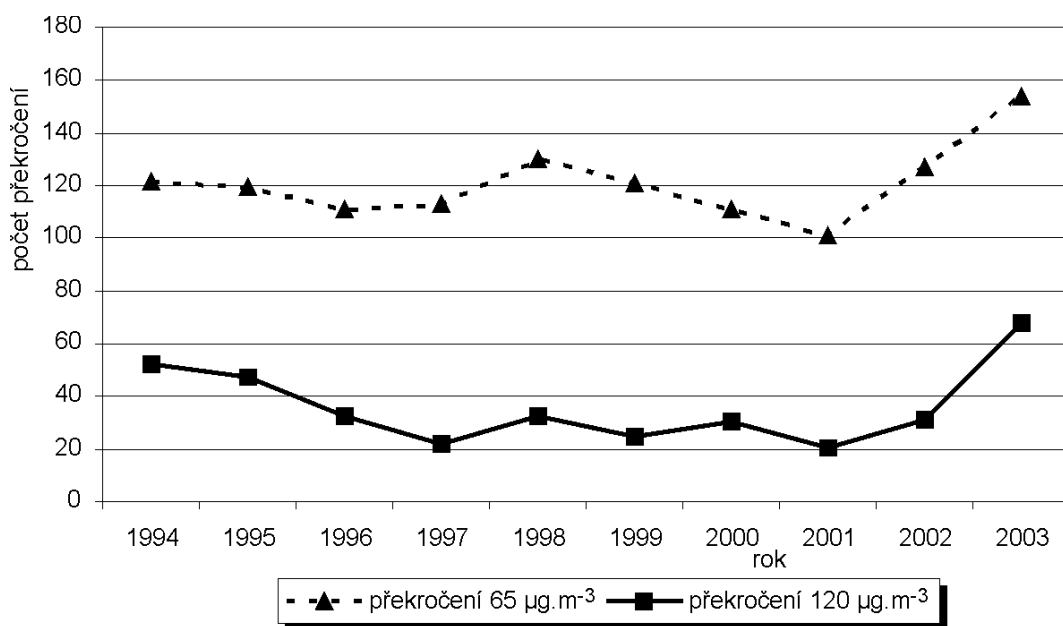
Statisticky významný klesající trend byl prokázán pro roční průměrné koncentrace SO_4^{2-} vážené srážkovým úhrnem (obr. 5a). Pro Svratouch a Košetice, kde měření začala už v sedmdesátých a osmdesátých letech dvacátého století, jsou prezentována v grafu všechna data. Významný je i pokles mokré depozice $\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$ (obr. 5b). Vyšší depozice na Souši a Bílém Kříži souvisí s vyššími srážkovými úhrny. Rudolice v Horách vykazují depozici výrazně nižší vzhledem k nižším srážkovým úhrnům, i když koncentrace sulfátů ve srážkách je v porovnání se dvěma předchozími stanicemi vyšší.



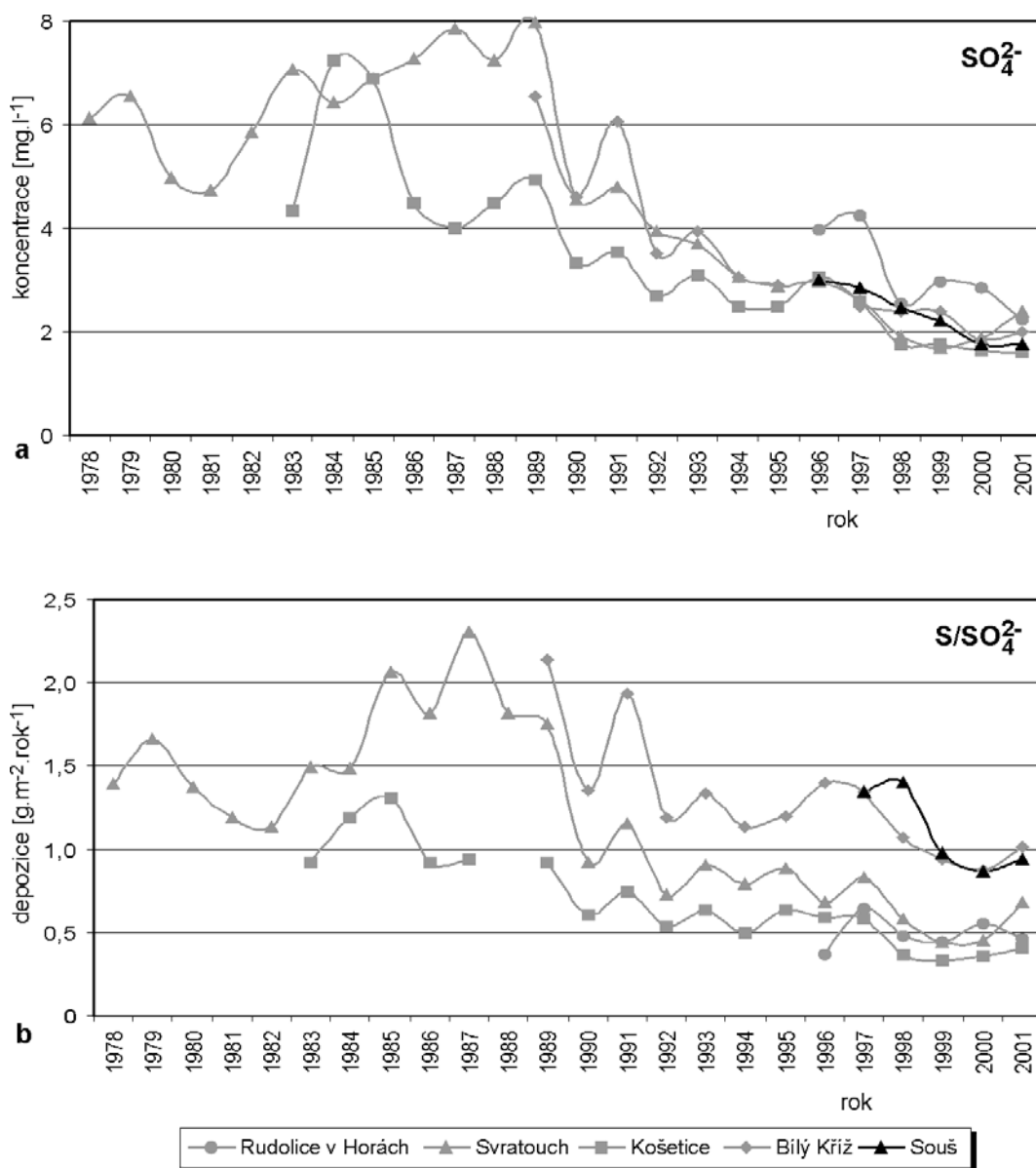
Obr. 2: Průměrné roční koncentrace NO_x v období 1993 – 2001 vztažené k limitní hodnotě $30 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (a) a expoziční index AOT40 vztažený k cílovému imisnímu limitu $18\,000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ a k dlouhodobému imisnímu cíli $6\,000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$.



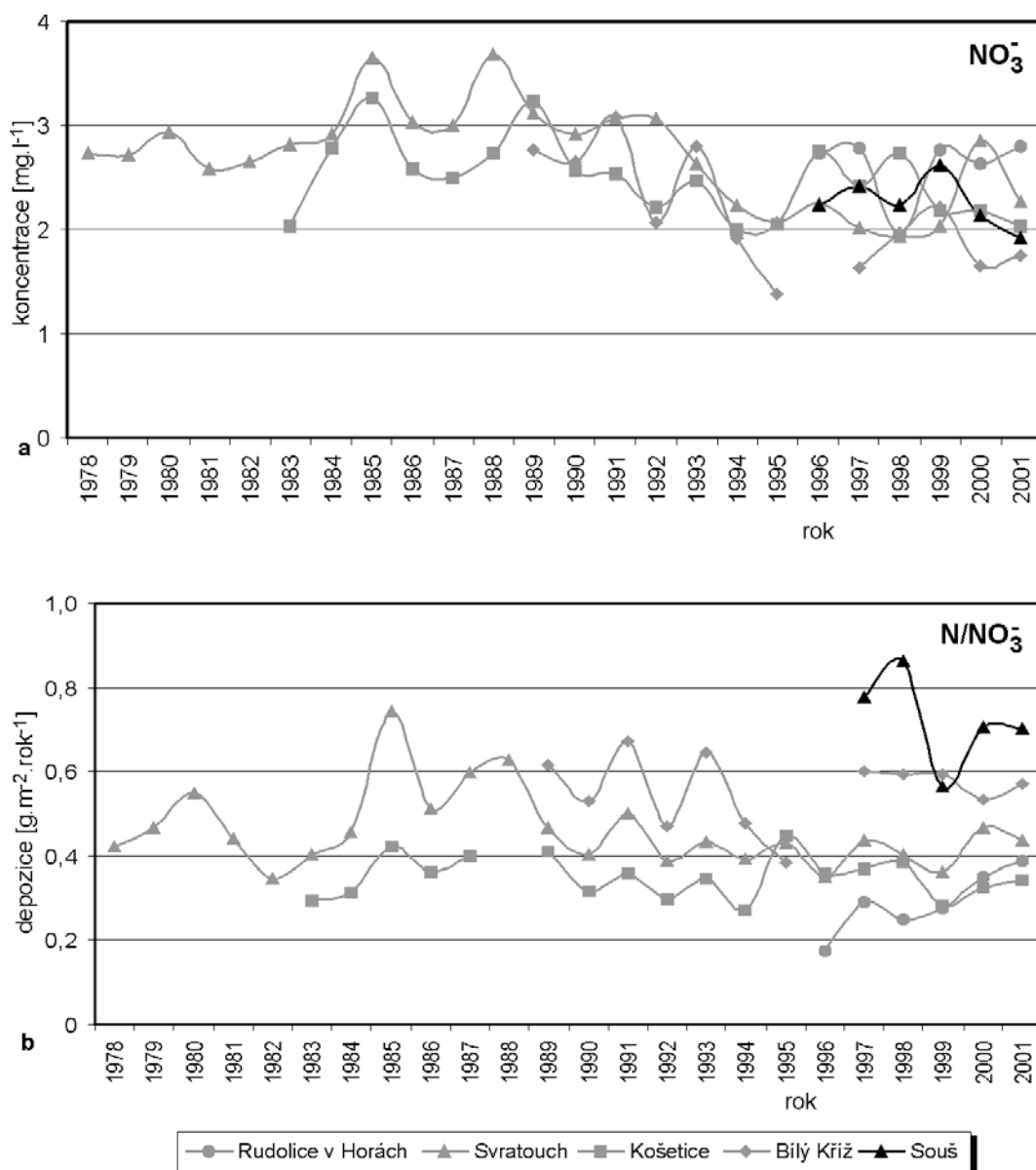
Obr. 3: Průměrný 50%, 98% a 99,9% kvantil a 10. nejvyšší hodnota koncentrací přízemního O₃ ze 12 stanic měřících v období 1994 – 2003.



Obr. 4: Překročení prahové hodnoty pro ochranu vegetace (24h průměrná koncentrace 65 µg.m⁻³) a limitní hodnoty pro ochranu zdraví (maximální 8hod průměrná koncentrace 120 µg.m⁻³).



Obr. 5: Průměrné roční koncentrace SO₄²⁻ vážené srážkovým úhrnem za období 1978 – 2001 (a) a mokrá depozice S/SO₄²⁻ za období 1978 – 2001 (b).

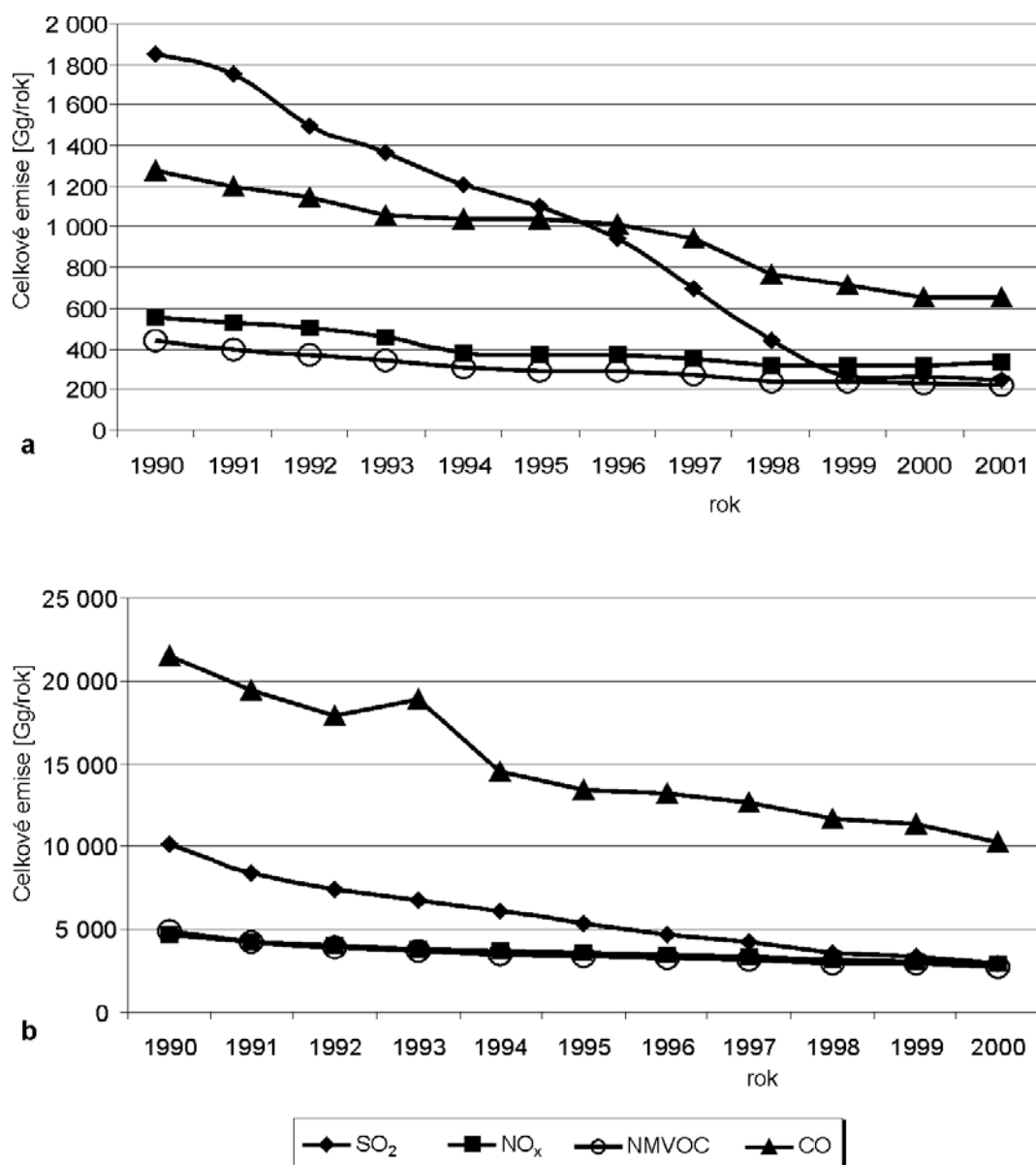


Obr. 6: Průměrné roční koncentrace NO_3^- vážené srážkovým úhrnem za období 1978 – 2001 (a) a mokrá depozice N/NO_3^- za období 1978 – 2001 (b).

Na rozdíl od sulfátů pro nitráty ve srážkách nebyl nalezen statisticky významný trend pro období 1993 – 2001 (obr. 6 a). Také v případě N/NO_3^- nebyl nalezen jasný trend (obr. 6 b).

Diskuse

Analýza byla provedena pro období od r. 1993, protože v té době byl zaveden do provozu nový automatizovaný monitorovací systém. Ačkoliv jsou k dispozici i data starší, sloučení časových řad získaných na základě měření rozdílnými metodikami není jednoduché, takže nemůže být provedeno přímo. S hlubší analýzou všech existujících dat pro ČR se do budoucna počítá.



Obr. 7: Emise SO₂, NO_x, NMVOC (nemetanické těkavé organické sloučeniny) a CO v ČR v období 1990 – 2001 (a) a sousedních států (Rakousko, SRN, Maďarsko, Polsko, Slovensko) v období 1990 – 2000, podle údajů EMEP (b).

Koncentrace příměsí ve venkovním ovzduší jsou vztaženy k nové platným limitním hodnotám pro ochranu vegetace a ekosystémů. I když mohou být tyto limity z mnoha důvodů diskutabilní (Hůnová, 2004), slouží jako určitý standard vhodný pro porovnání aktuálně dosahovaných hodnot. Před r. 1998 byl limit pro SO₂ významně překračován, měřené průměrné roční koncentrace jej převyšovaly až trojnásobně, limit pro zimní období byl překračován dokonce až šestinásobně. V současné době koncentrace SO₂ na rurálních stanicích limit pro ochranu vegetace nepřekračují. Stejně tak je tomu v převážné části Evropy (Larssen et al., 2003). Limitní hodnota pro NO_x nikdy na českých rurálních stanicích překračována nebyla.

Velmi problematickou látkou je přízemní ozon. Zatím se používá pro vymezení rizikových oblastí v Evropě koncepce expozičního indexu AOT40, i když je zřejmé, že v žádném případě není ukazatelem skutečné dávky, kterou rostlinný organismus přijme. Ta je totiž závislá nejen na dosažené koncentraci a délce expozice, ale i na druhové variabilitě a celé řadě stanovištních a fenologických podmínek. Ačkoliv jsou z těchto důvodů k používání expozičního indexu AOT40 výhrady a dnes je tento koncept pokládán odborně za překonaný, stále se v Evropě široce používá a dokonce byl novou evrop-

skou legislativou zaveden jako limitní hodnota pro vegetaci a ekosystémy pro ochranu před přízemním ozonem. Důvodem je fakt, že jeho výpočet je, na rozdíl od skutečné dávky, kterou rostlina přijme, relativně velmi jednoduchý.

Podrobnější diskusi prezentovaných výsledků lze nalézt v původních pracích (Hůnová et al., 2003; Hůnová et al., 2004), ze kterých tento příspěvek vychází.

Závěr

V důsledku politických a ekonomických změn v ČR a dalších zemích střední a východní Evropy v 90. letech dvacátého století a v důsledku zavedení nových technologií došlo k výraznému zlepšení kvality venkovního ovzduší. Analýza trendů ukazuje významné snížení koncentrací SO_2 ve venkovním ovzduší, SO_4^{2-} v atmosférických srážkách a $\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$ v mokré depozici. Tento trend odpovídá významnému snížení emisí SO_2 ze zdrojů v ČR i v Evropě. Koncentrace NO_x v ovzduší nevykazují žádné trendy na většině stanic. Statisticky významný klesající trend byl zjištěn na 5 stanicích situovaných v tzv. impaktních oblastech s velkými emisními zdroji. Mokrý depozice N/NO_3^- klesla na některých stanicích asi o 10 %, nejedná se však o statisticky významný trend, na některých stanicích k žádnému poklesu nedošlo. Relativní podíl sulfátů a nitrátů ve srážkách se významným způsobem změnil. V současné době se nitráty podílejí na acidifikaci srážek výrazněji než sulfáty.

Co se týká poškození vegetace a ekosystémů znečišťujícími příměsími z ovzduší, přízemní ozon představuje v současné době vzhledem k výšce dosahovaných koncentrací, rozloze zasaženého území a složité atmosférické chemii vzniku a zániku, která neumožňuje snížit koncentrace jednoduchým způsobem, nepochybně největší problém nejen v ČR, ale v celé Evropě.

Výsledky prezentované v práci jsou v souladu s výsledky obdobných evropských studií.

Poděkování

Pro analýzu byla použita data ČHMÚ, poděkování patří všem, kteří se podíleli na jejich pořízení. Autorka dále děkuje Mgr. J. Horálkovi za pomoc při statistickém zpracování dat a Ing. J. Ostatnické za přípravu finální verze obrázků.

Literatura

- [1] Bell J. N. B. and Treshow M. eds. (2002): Air Pollution and Plant Life. John Wiley and Sons, Ltd. Chichester, 465 p.
- [2] EC (1999): Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. OJEC, No. L 163, pp. 0041 – 0060.
- [3] EC (2002): Directive 2002/3/EC of the European Parliament and of the Council of 12 February 2002 relating to ozone in ambient air. OJEC, No. L 67, pp. 14 – 30.
- [4] Hůnová I., Livorová H. and Ostatnická J. (2003): Potential ambient ozone impact on ecosystems in the Czech Republic as indicated by exposure index AOT40. *Ecological Indicators* 3, 35 – 47.
- [5] Hůnová I. (2004): Nové imisní limity pro ochranu vegetace a ekosystémů v české legislativě. *Ochrana ovzduší* 4, 4 – 7.
- [6] Hůnová I., Šantroch J. and Ostatnická J. (2004): Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993 – 2001. *Atmospheric Environment* 38, 887 – 898.
- [7] Larssen S., Barrett K. J., Fiala J., Goodwin J., Hagen L. O., Henriksen J. F., de Leeuw F. and Tarrason L. (2003): Air quality in Europe. State and trends 1990-99. *Topic report 4/2002*, EEA, Copenhagen.
- [8] Nařízení vlády č. 350/2002 Sb., kterým se stanoví imisní limity a podmínky a způsob sledování, posuzování, hodnocení a řízení kvality ovzduší.
- [9] Zákon č. 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší.

Simple model of the flow and dispersion over urban area

Zbyněk Jaňour, Klára Bezpalcová, Eva Houbová, Hana Šeděnková
Institute of Thermomechanics, Academy of Sciences of the Czech Republic
Dolejškova 5, 182 00 Praha 8, Czech Republic, janour@it.cas.cz

Introduction

There have been numerous investigations into atmospheric boundary layer carried out, but relatively few of them were in urban areas in contrast to the fact that the most direct impacts of air pollution are felt in cities. The continuous increase of vehicular traffic within densely populated cities adds further pressure on a deteriorating urban air quality in many towns. Therefore, in recent years, boundary-layer meteorologists' attention has been directed towards problems the Urban Atmospheric Boundary layer (UABL). Roughness and Internal Sublayers – e.g. Rotach et al.(2001) has been investigated mostly as the UABL has a complicated three-dimensional structure – see Fig. 1.

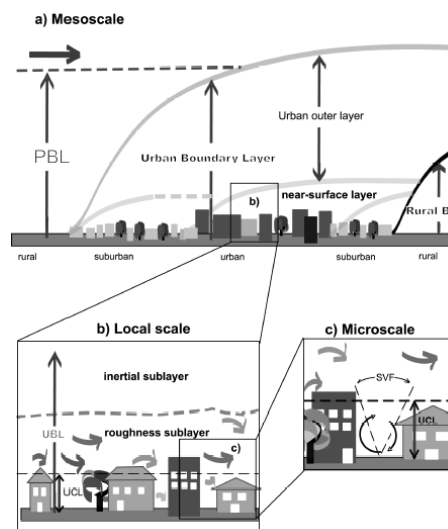


Fig. 1: Sketch of the urban atmospheric boundary layer structure including the various sublayers and their names (from Rotach et al. (2004)).

Description of velocity and temperature profiles over urban areas above this layer is of interest to designers of structures, buildings in towns, meteorologists on the other hand. This topic is still considered very complex. Only a few engineering or micrometeorological rules are general enough to be exported from one city to another. Obviously the horizontally homogeneous atmospheric boundary layer belongs to the simplest cases. This layer is a theoretical case of the atmospheric boundary layer (ABL) with conditions, which in reality are never satisfied simultaneously. A simple “universal” mean velocity defect for the core of the urban atmospheric boundary layer (UABL) has been introduced in the framework of COST 715 for indifferent stratification by the parameterisation on Kazanskii-Monin (1961) theory – see Bezpalcova et al. (2002). Deardorfs’ (1972) parameterisation method is used in the paper to generalise this results.

Urban atmospheric boundary layer

The structure and dynamics of the UABL are similar to the mixed layers of rural terrain according to Oke (1995). They are more turbulent, warm, dry and polluted during the daytime and neutral or slightly stable during the night. The simplest model of the UABL consists in considering that the flow over an urban area is similar to the flow over a rough surface, with a given, large, roughness length z_0 and a defined surface heat flux. In this way we shall model the UABL as the mixed layer over a rough surface.

The equations of motion for an inviscid fluid in tangent-plane coordinates reduce to

$$f(U - U_g) = \frac{d\left(\frac{\tau_y}{\rho}\right)}{dz} \quad (1)$$

$$-f(V - V_g) = \frac{d\frac{\tau_x}{\rho}}{dz}, \quad (2)$$

where U and V are components of mean velocity in the direction and perpendicular to the surface stress, respectively, U_g and V_g are the components of the geostrophic wind, τ_x and τ_y are components of the horizontal Reynolds stress and f is the Coriolis parameter. The boundary conditions at the lower boundary are

$$z = z_0 : \quad \begin{aligned} U &= V = 0 \\ \tau_x &= \tau_{x0}, \quad \tau_y = \tau_{y0} \end{aligned} \quad (3)$$

and at the upper boundary

$$z = z_i : \quad \begin{aligned} U &= U_g, \quad V = V_g \\ \tau_x &= \tau_y = 0 \end{aligned} \quad (4)$$

where z_i is a mixed layer thickness.

The Boussinesque assumption on eddy viscosity:

$$\begin{aligned} \tau_x &= \rho \nu_t \frac{dU}{dz} \\ \tau_y &= \rho \nu_t \frac{dV}{dz} \end{aligned} \quad (5)$$

The assumption of a constant thermal wind:

$$\begin{aligned} U_g &= U_{g0} + \left(\frac{dU_g}{dz}\right)_c (z - z_0) \\ V_g &= V_{g0} + \left(\frac{dV_g}{dz}\right)_c (z - z_0) \end{aligned} \quad (6)$$

are introduced to close the system of equations.

Recognizing the importance of the actual boundary layer height, Deardorf (1972) suggested the use of the following dimensionless parameters for the mixed layer parameterisation

$$Z = \frac{z}{z_i}, \quad \mu^* = \frac{z_i}{L}, \quad \mu = \frac{z_i}{L_E} \quad (7)$$

where L is Monin-Obukhov length and $L_E = \kappa u^*/f$ is the height of the Ekman layer. Let us non-dimensionalize the variables by using the friction velocity u^* and the parameters (7) in the following manner:

$$\begin{aligned} U &= \kappa \mu (U - U_g) / u^* \\ V &= \kappa \mu (V - V_g) / u^* \\ X &= \tau_x / (\rho u^{*2}) \\ Y &= \tau_y / (\rho u^{*2}) \\ K &= f / (\kappa^2 \mu^2 u^{*2}) \nu_t \end{aligned} \quad (8)$$

Then the system of equations of motion (1), (2) under the very idealized assumptions made here can be transformed into following form:

$$\frac{d^2 X}{d Z^2} + \frac{Y}{K_m} - \lambda_x = 0 \quad (9)$$

$$\frac{d^2 Y}{d Z^2} - \frac{X}{K_m} + \lambda_y = 0 \quad (10)$$

where λ_x and λ_y are components of thermal wind. The boundary conditions (3) and (4) transform into

$$\begin{aligned} Z = Z_0 \quad X &\rightarrow 1, \\ Y &\rightarrow 0 \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} Z = 1 \quad X &\rightarrow K(1)\lambda_x \\ Y &\rightarrow K(1)\lambda_y \end{aligned} \quad (12)$$

where Z_0 denotes dimensionless roughness length.

The set of equations (9) – (10) and boundary conditions (11) – (12) depends on four internal parameters – λ_x , λ_y , μ and μ^* and similarly to Bezpalcova et al. (2002) the Rossby number similarity and the Blending height can be introduced. The profiles $X(Z, \lambda_x, \lambda_y, \mu, \mu^*)$, $Y(Z, \lambda_x, \lambda_y, \mu, \mu^*)$, $K_m(Z, \lambda_x, \lambda_y, \mu, \mu^*)$ and velocity defect components $\kappa(U-U_{g0})/u^*$, $\kappa(V-V_{g0})/u^*$ are universal in the interval (Z_b ; 1) where Z_b denotes dimensionless Blending height according to it.

To assess this depth, a mixing length hypothesis according to Wipermann (1972) has been used and numerical solution for varying roughness length Z_0 and for different thermal stratification has been performed – see Janour, Benes (2001). The example of the nondimensional Reynolds stress profiles for different roughness length Z_0 is shown on Fig. 2 to demonstrate dependence upon roughness length Z_0 . The used values of the roughness length are from the interval: $z_0 \approx 10^{-4}$ m corresponding to a rural flat snowfield; $z_0 \approx 100$ m corresponding to an extremely high (unrealistic) city centre. All determined profiles coincide in the upper part, which means that the Rossby number similarity exists there under the very idealized assumptions made here. The profiles are splitted in the lower part – the Rossby number similarity is not existent. It can be assessed that the height Z_b , where the Rossby number similarity exists, is roughly

$$Z_b \approx 10Z_{0,\max} \quad (13)$$

The results of the CFD code Fluent (Kozubkova, Drabkova (2002)) with “k- ϵ ” model of turbulence were used for more exact assessment of the blending height. The nondimensional velocity defect for different roughness length Z_0 (indifferent stratification) are plotted on Fig. 3 demonstrating the qualitative similar to the above-mentioned results. Let us define the depth Z_b in analogy to the boundary layer thickness δ as that distance for which difference of velocity defect for rough surface with Z_0 and for smooth surface is less than n%, i. e. for $n = 1, 5$ and 10 by following definitions:

$$(f(Z_{b1\%}, Z_0) - f(Z_{b1\%}, 0)) / f(Z_{b1\%}, 0) = 0.01 \quad (14)$$

$$(f(Z_{b5\%}, Z_0) - f(Z_{b5\%}, 0)) / f(Z_{b5\%}, 0) = 0.05 \quad (15)$$

$$(f(Z_{b10\%}, Z_0) - f(Z_{b10\%}, 0)) / f(Z_{b10\%}, 0) = 0.1 \quad (16)$$

where

$$f(Z, Z_0) = \sqrt{[(\kappa(U-U_{g0})/u^*)^2 + (\kappa(V-V_{g0})/u^*)^2]} \quad (17)$$

is absolute value of the nondimensional velocity defect. The estimation of the blending height from CFD data is plotted in Fig. 4. It can be concluded from the results the following estimation:

$$\begin{aligned}
Z_{b1\%} &\rightarrow 0.35, \\
Z_{b5\%} &\rightarrow 0.25, \\
Z_{b10\%} &\rightarrow 0.19.
\end{aligned}
\tag{18}$$

The result can be interpreted that the blending height z_b (in full scale) for urban area under the simplified assumptions made here with roughness length z_0 more than 1m is of the order 200 m, i. e. double of the surface boundary layer height – see. e. g. Rotach et al. (2001).

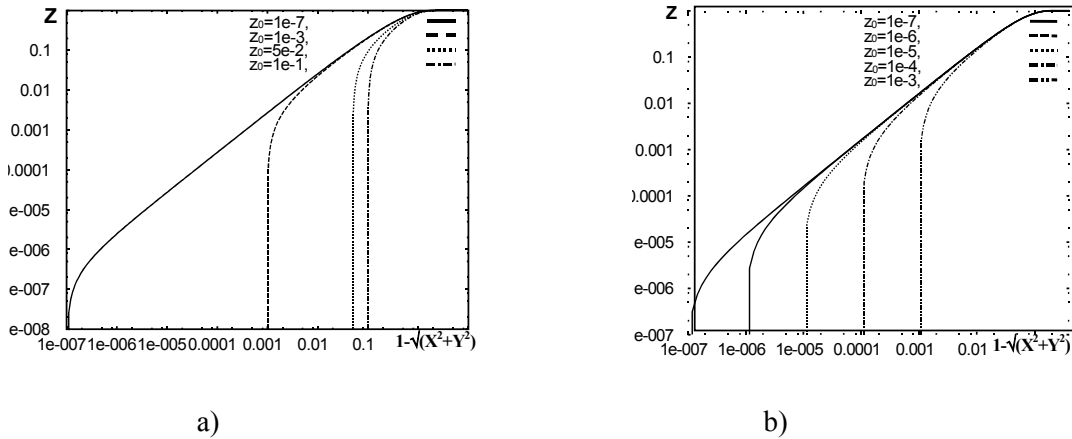


Fig. 2: Plot of function $1 - \sqrt{(X^2 + Y^2)}$ for different roughness lengths Z_0 - a) unstable, b) extremely stable stratification.

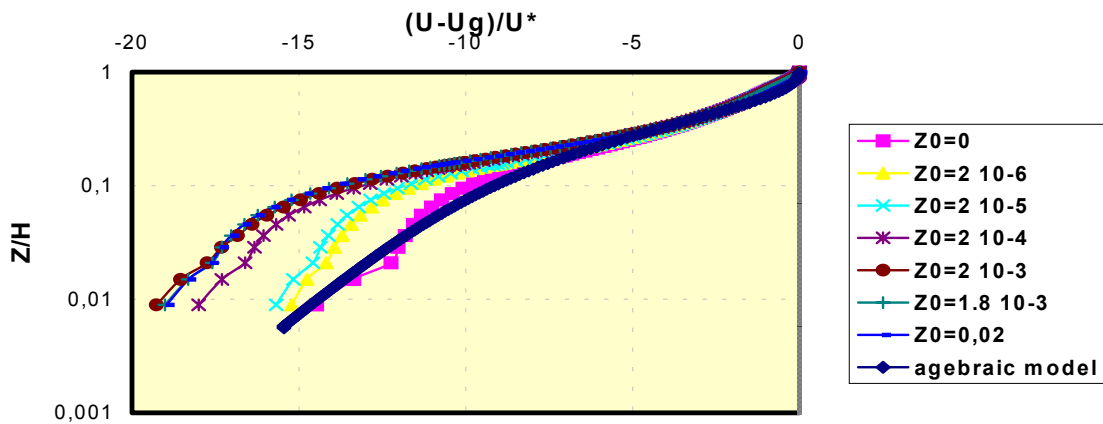


Fig. 3: Wind defect profiles for different roughness lengths Z_0 .

Comparison with experiment

There have been relatively few available experiments performed in urban areas to test the above-introduced results. For example: Jones et al. (1970) used a captive balloon to carry measurement instruments for wind and other meteorological magnitudes above Liverpool urban area. The boundary layer depth and the dependence of power-law index on stratification had been assessed. Dobbins (1976) selected data from low-level soundings over Cambridge, U. S. A. and determined the data on the basis of an "Ekman-like" variation of the wind vector with altitude. There are radiosounding impulses launched from the top of the Physics School building, Barcelona two times a day (Soriano (2001)). Radiosounding is launched by INSTITUTO de METEOROLOGIA (Portugal hydrometeoro-

logical institute) in Lisbon, Évora and Neves Corvo. Sodar measurements for wind (and concentrations) above city centre of Prague are performed for COST 715 project by LIDAR s. r. o., CR. The urban type small-scale flow and dispersion in the neutrally stratified urban atmospheric boundary layer 9 according to guidelines ASCE (1995) was simulated at a scale of 1:200 in wind tunnel – see Schatzmann et al. (2003).

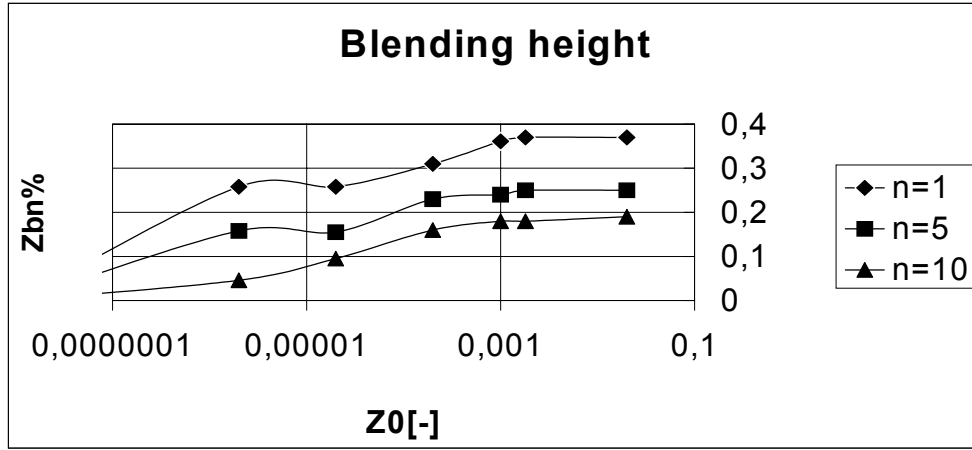


Fig. 4: Blending height Z_b assessment.

Much information concerning the experimental conditions data sets from in situ measurements is missing e. g. detailed topography, urban surface, upwind characteristics. Therefore only a qualitative comparison has been performed. Indifferent stratification (determined from mean velocity profile) has been taken into account for this reason. Examples of the dimensionless velocity defect profiles from Barcelona measurements are on Fig. 5 and compared with numerical nonpenetrative simulation (Bezpalcova et al. (2002) and physical modelling (Schatzmann et al. (2003)). Results of simulation correspond to the measurements. A wind velocity defect inside the internal layer can be explained by an influence of the topography.

Perturbations influences have been searched to support the idea of the horizontally homogeneous urban atmospheric boundary layer. Emissions from a line source simulating the vehicular traffic were modelled by a continuous line source and concentration spread has been assessed inside the canopy layer. It has been demonstrated that the strong turbulent mixing causes rapid homogenisation of the mean concentrations across the flow in contrast to the slow decay of the mean concentrations along the flow (except near the source). The comparison of the dimensionless concentration K spread

$$K = \frac{U_{ref} H_{ref} C}{\frac{Q}{L}} \quad (19)$$

within the canopy layer just behind the linen source and between the next roughness elements row are sketched on Fig. 6. Here are: L characteristic length of the linen source, the reference velocity $U_{ref} = U(H_{ref})$, the characteristics height of the roughness elements H_{ref} and Q -pollutant flow rate.

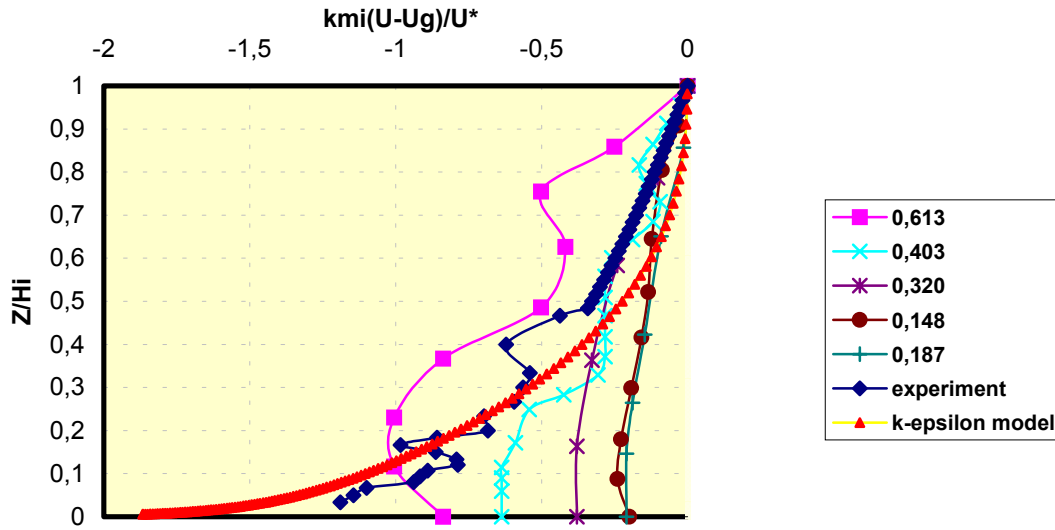


Fig. 5: Comparison of velocity defect profiles inside the UABL simulations with radiosounding launched in Barcelona and wind tunnel experiment. (Number in the legend denotes the value of μ).

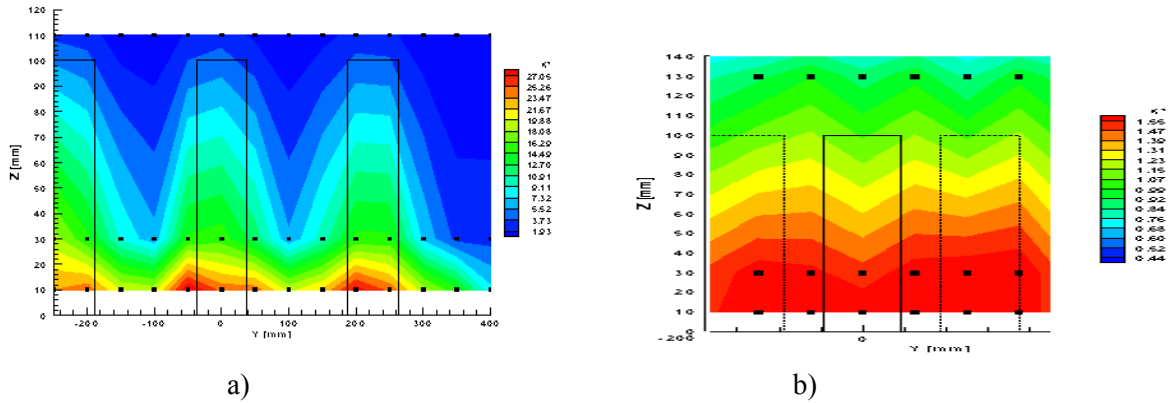


Fig. 6: Mean concentration spread within the canopy layer behind the linen source a) $x/S_x = 0,1$ b) $x/S_x = 1,1$ (Here S_x denotes roughness element spacing, $x=0$ for linen source and rectangles denote the projection of roughness elements).

Conclusions

The horizontally homogeneous mixed layer over rough surface with a large, roughness length z_0 has been introduced to model the simpler cases of the UABL over flat plain. It is suggested that the height of the upper inversion layer z_i is more appropriate height scale for this case. Then the Rossby number similarity has been demonstrated for the core of the urban atmospheric boundary layer (UABL). It means that the profiles $X(Z, \lambda_x, \lambda_y, \mu, \mu^*)$, $Y(Z, \lambda_x, \lambda_y, \mu, \mu^*)$, $K_m(Z, \lambda_x, \lambda_y, \mu, \mu^*)$ and velocity defect components $\kappa(U-U_{g0})/u^*$, $\kappa(V-V_{g0})/u^*$ are universal and independent on surface characteristics for $Z > Z_B$. The Rossby number similarity cannot be used for non-dimensional components of the velocity. The qualitative comparison of the numerical simulation with in-situ experimental results and the physical simulation demonstrated reasonable agreement as for as above-mentioned universal profiles. Influence of roughness elements on homogenisation of the canopy layer was suggested to support the model assumptions. Other results comparison with data from Sofia, BG are in progress in the framework of NATO Collaborative Linkage Grant.

Acknowledgement

This work was carried out in the framework of project COST 715 sponsored by the Ministry of Education of the Czech Republic and project of K3012103 AS CR and it is supported by a NATO Collaborative Linkage Grant (EST-CLG-979863).

References

- [1] ASCE (1995): 'Manual of Practice for Wind Tunnel Studies of Buildings and Structures', American Society of Civil Engineers, Aerospace Division,
- [2] Bezpalcova K., Janour Z., Prior V. M.M., Soriano C., Strizik M. (2002): 'On Wind Velocity Profiles over Urban Area'. In Proceedings of 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia, 2002, 239–243, 77–86.
- [3] Deardorf J.W. (1972): 'Parametrization of the planetary boundary layer for use in general circulation models'. *Mon. Weather Rev.*, 100, 93–106,
- [4] Dobbins R. A. (1977): 'Observations of the Barotropic Ekman Layer over an Urban Terrain', *Boundary_layer Meteorology* 11, 39–54.
- [5] Janour Z., Benes M. (2001): Numerical simulation of the Planetary-Boundary-Layer Equations, Workshop on Urban Boundary Layer Parametrisations, Zürich,
- [6] Jones P. M., de Larringa M. A. B., Wilson C. B. (1971): 'The Urban Wind Velocity Profile', *Atmospheric Environment* 5, 89–102.
- [7] Kazanskii A.B., Monin A.S. (1961): 'On the the dynamical interaction between the atmosphere and the earth's surface', *Izv. Akad. Nauk SSSR, Ser. Geofiz.*, 5, 514–515,
- [8] Kozubkova M., Drabkova S. (2002): Influence of the wall roughness on the wind profile and concentration of pollutants in the atmosphere, Seminar Topical problems of fluid mechanics 2002, 2002, p. 49–52.
- [9] Rotach M.W., Batchvarova E., Berkowicz R., Brechler J., Janour Z., Kastner-Klein P., Middleton D., Prior V., Sacré Ch. And Soriano C. (2001): 'Wind input data for urban dispersion modeling', in: Schatzmann, M.; Brechler, J. and Fisher, B. (Eds.): 'Preparation of meteorological data for urban site studies', Proceedings of the COST 715 workshop, Prague, June 15 2000, EUR 19446 (ISBN: 92-984-0923,
- [10] Rotach M.W., Berhofer C., Batchvarova E., Christen A., Clappier A., Feddersen B., Gryningen S-E., Mayer H., Mitev V., Oke T.R., Parlow E., Richner H., Roth M., Roulet Y-A. Ruffieux D., Salmond J., Schatzmann M., Voogt J.A. (2004): „BUBBLE – an Urban Boundary Layer Project“, in preparation for Theoretical Appl. Climatology.
- [11] Schatzmann M., Jaňour Z., Leidl B., Bezpalcova K. (2003): 'Street scale problem' in Manfrida G, Contiti D. (Eds.): Proceedings of PHYSMOD2003 International Workshop on Physical Modelling of Flow and Dispersion Phenomena, Prato, Italy, 229–234.
- [12] Soriano C.(2001): private communication
- [13] Wippermann F.(1972): Empirical Formulae for the Universal Functions $M_m(\mu)$ and $N(\mu)$ in the Resistance Law for Barotropic and Diabatic Planetary Boundary Layer, *Beitrage zur Physik der Atmosphere*, 45, 305–31.

Emisní trendy síry a dusíku na území bývalého Československa v období 1850 – 2000

Jiří Kopáček¹, Josef Veselý²

¹Hydrobiologický ústav AV ČR, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice; jkopacek@hbu.cas.cz

²Česká geologická služba, Geologická 6, 152 00 Praha 5; vesely@cgu.cz

Rekonstrukce emisních trendů sloučenin S a N

Následující odhady antropogenních emisí SO₂, NO_x a NH₃ na současném území České Republiky a Slovenska (CS) jsou založeny na statistických údajích o spalování uhlí, ropných produktů, plynu a palivového dříví ve stacionárních i mobilních zdrojích, na obsahu S v palivu a zbytcích S v popelu, pražení sirných rud, výrobě a aplikaci průmyslových dusíkatých hnojiv a chovu hospodářských zvířat (skot, koně, prasata, ovce, kozy a drůbež). Většina těchto údajů byla převzata z rakousko-uherských, českých a slovenských statistických ročenek, potřebné přepočtové koeficienty a hodnoty pozadových emisí (neantropogenního původu) pak z prací s podobnou tematikou [1 – 7]. Statistické údaje byly získány pro jednotlivé roky v období 1920 – 2000 a pro 5 – 30 let dlouhé intervaly v období 1850 – 1920. Základní statistická data použitá v této studii shrnuje Příloha 1. Vypočtené hodnoty emisí byly dobře porovnatelné s oficiálně publikovanými (národními) daty pro období 1985 – 1995 [3, 8, 9].

Zatímco kolem roku 1850 byly antropogenní emise SO₂ a NO_x, pocházející především z výroby energie a pražení rud, na CS území nízké (<10 a <5 mmol m⁻² rok⁻¹), emise NH₃, jehož dominantním zdrojem je živočišná výroba, již dosahovaly 33 mmol m⁻² rok⁻¹. Všechny emise rostly mírně až do poloviny 20. století, v období 1950 – 1980 se jejich růst zrychlil a několikanásobně zvýšil, až dosáhl maximální úrovně v 80. letech (~380, ~180 a ~80 mmol m⁻² rok⁻¹ pro SO₂, NO_x a NH₃). V důsledku politických a ekonomických změn ve středoevropských zemích se po roce 1989 emise všech sloučenin S i N prudce snížily, a to nejen na CS území, ale v celém středoevropském regionu (Československo, Německo a Polsko) (obr. 1).

Hlavními příčinami tohoto poklesu emisí S a N na CS území byly:

1. Restrukturalizace průmyslu a zemědělství na počátku 90. let (~35% pokles výroby energie a 50 – 60% pokles chovu skotu a intenzity hnojení umělými dusíkatými hnojivy).
2. Relativně teplé zimy na počátku 90. let.
3. Odsiřování hlavních emisních zdrojů, změna palivové základny (zvýšená produkce energie ze zemního plynu) a optimalizace spalovacího režimu u hlavních stacionárních zdrojů NO_x v následujícím období.

V důsledku těchto změn byly CS emise SO₂, NO_x a NH₃ o 87%, 51% a ~44% nižší v roce 2000 než v polovině 80. let a dosáhly úrovně z počátku 20. století pro SO₂, z poloviny 20. století pro NO_x a z poloviny 19. století pro NH₃ (obr. 1).

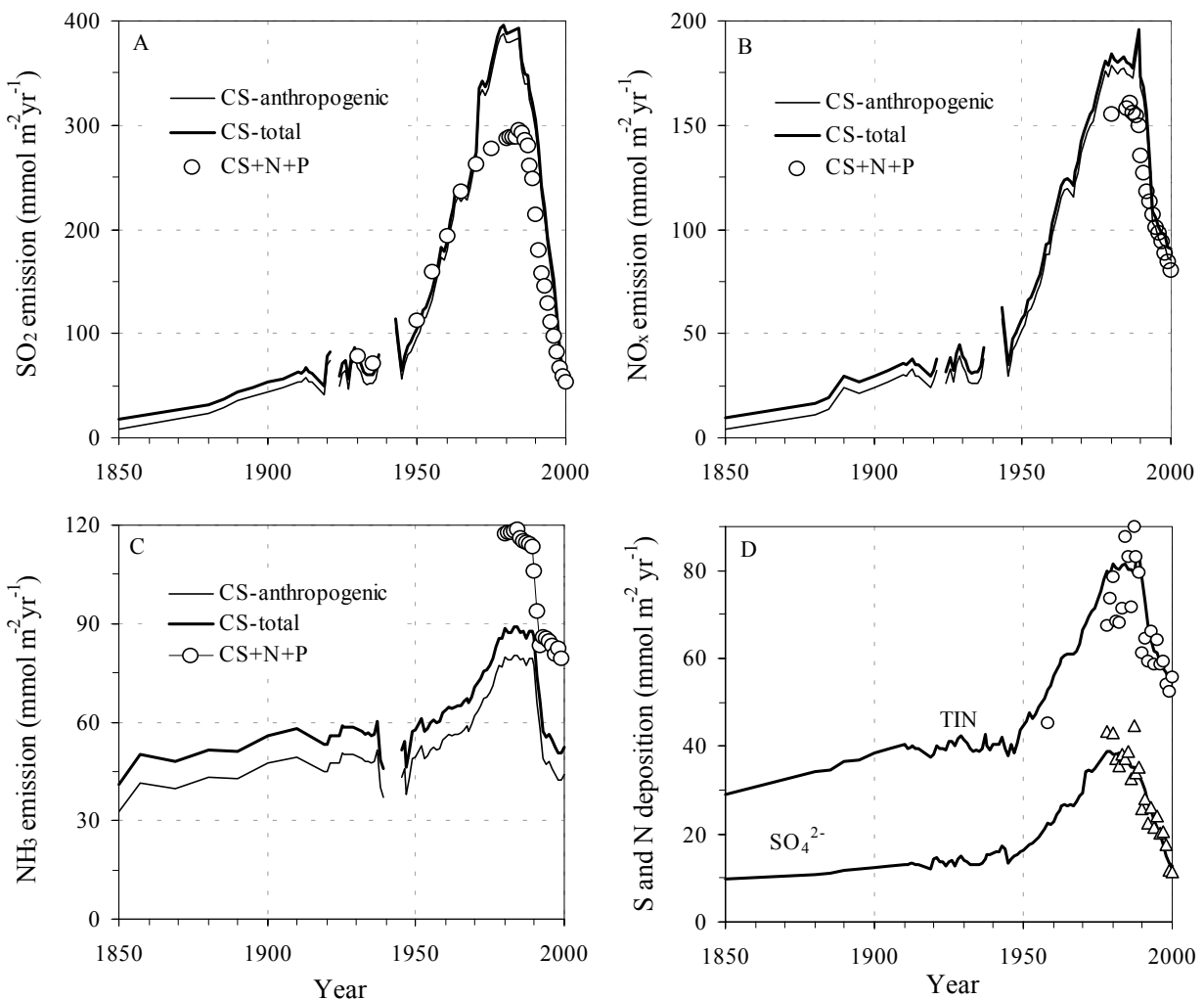
Emise SO₂ klesaly lineárně v průběhu 90. let až na 47 mmol m⁻² yr⁻¹ v roce 2000. Emise NO_x a NH₃ znamenaly prudký pokles v období 1989 – 1994, později byl jejich pokles pozvolnější a v roce 2000 dosáhly hodnot ~85 a ~44 mmol m⁻² yr⁻¹. Podobné změny v emisích SO₂ a NO_x byly charakteristické pro celý středoevropský region (obr. 1A, 1B), avšak emise NH₃ poklesly v širším regionu méně a z podstatně vyšších hodnot než v CS z důvodu podstatně vyšších a stabilnějších emisí NH₃ v Německu.

Porovnání emisních a depozičních trendů

Emise sloučenin S a N těsně korelovaly ($P < 0.001$) s jejich mokrou depozicí v České Republice (stanice Košetice, Svratouch a Hradec Králové; data pochází z [10] a z databáze Českého hydrometeorologického

ústavu), s podkorunovou depozicí na Jezerní hoře na Šumavě [11] i celkovou atmosférickou depozicí ve Vysokých Tatrách [11, 12]. Zrekonstruované emisní trendy proto společně s měřenými údaji o jejich depozici mohly být použity k odhadu vývoje depozice S a N v různých částech CS území [11, 12].

Odhad průměrné mokré depozice S a N v České republice na základě emisních trendů byl schopen vysvětlit 87% pozorované variability depozice SO_4^{2-} , 63% variability NO_3^- a 74% variability NH_4^+ (obr. 1D). Přestože jsou takto zrekonstruovaná depoziční data nepochybně zatížena chybou, jejíž výše roste směrem k minulosti, data byla úspěšně testována při dynamickém modelování vývoje chemismu šumavských [13] i tatranských [14] jezer. Modelované hodnoty jezerních koncentrací SO_4^{2-} i NO_3^- odpovídaly jejich skutečně naměřeným hodnotám po celé období s dostupnými daty, tj. od 30. let 20. století do současnosti. Tato shoda potvrzuje, že použité depoziční i emisní trendy byly pro podobné bilanční studie dostatečně přesné.



Obr. 1: Rekonstrukce emisních trendů antropogenních (tenké čáry) a celkových (silné čáry) emisí SO_2 (A), NO_x (B) a NH_3 (C) na území České republiky a Slovenska (CS). Trendy ve středoevropském regionu (Československo, Německo a Polsko; CS-G-P) byly převzaty z [3, 9] a z národních statistických ročenek. Část D: Rekonstrukce trendů mokré depozice SO_4^{2-} a celkového anorganického N (TIN = $\text{NO}_3\text{-N}$ + $\text{NH}_4\text{-N}$) v České republice (silné čáry) na základě jejich emisních trendů a průměrných hodnot depozice měřené na stanicích Košetice, Svratouch a Hradec Králové (body). Hodnoty měřených depozic pochází z [10] a z databáze Českého hydrometeorologického ústavu.

Ze všech okyselujících polutantů dosahoval NH₃ na CS území v 19. století nejvyšších hodnot kumulativních emisí (tab. 1). V první polovině 20. století se emise S a N zhruba vyrovnaly, a v období vrcholícího znečišťování atmosféry (1950 – 2000) dominovala S. Podle předpovědi budoucího vývoje CS emisí, založených na závazných národních limitech pro rok 2010 Gothenburgským protokolem [15], lze v následujícím období opět očekávat dominanci emisí sloučenin N, ale oproti 19. v nich budou převládat emise NO_x nad emisemi NH₃ (tab. 1).

Hrubý odhad kumulativních emisí NH₃ na CS území před rokem 1850 (8.2 mol m⁻² za období 1200 – 1850, provedený na základě historických údajů o vývoji populace a specifických emisí NH₃ na jednoho obyvatele před používáním průmyslových hnojiv) naznačuje velký význam tohoto zdroje N dlouho před nástupem průmyslové revoluce a neměl by být zanedbáván při dlouhodobých bilančních studiích.

Období	Kumulativní emise (mol m ⁻²)		
	SO ₂	NO _x	NH ₃
1850–1900	1.1	0.6	2.1
1900–1950	3.1	1.6	2.3
1950–2000	12.4	6.5	3.1
2000–2050	3.0	4.9	3.9

Tab. 1. Kumulativní emise SO₂, NO_x a NH₃ na území České republiky a Slovenska v období 1850 až 2050. Data pro období 2000 – 2050 jsou založena na emisních limitech pro rok 2010 [15].

Poděkování

Za pomoc při získávání statistických dat děkujeme Dr. L. Procházkové a za údaje o depozici S a N Českému hydrometeorologickému ústavu v Praze. Studie byla vypracovaná v rámci projektu GAČR 206/03/1583.

Literatura

- [1] Asman, W. A. H., 1994. Emission and deposition of ammonia and ammonium. *Nova Acta Leopoldina NF*, 70, 288: 263 – 297.
- [2] Asman, W.A.H., Drukker, B. and Janssen, A.J., 1988. Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe. *Atmos. Environ.*, 22: 725 – 735.
- [3] Mylona, S., 1993. *Trends of sulphur dioxide emissions, air concentrations and depositions of sulphur in Europe since 1880*. EMEP/MSW Report 2/93, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, 35 pp.
- [4] Pacyna, J. M., Larssen, S. and Semb, A., 1991. European survey for NO_x emissions with emphasis on Eastern Europe. *Atmos. Environ.*, 25A: 425 – 439.
- [5] Buijsman, E., Maas, H. F. M. and Asman, W. A. H., 1987. Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. *Atmos. Environ.*, 21: 1009 – 1022.
- [6] Galloway, J. N., Charlson, R. J., Andreae, M. O. and Rodbe, H., 1985. *The biogeochemical cycling of sulfur and nitrogen in the remote atmosphere*. Reidel, Boston.
- [7] Várhelyi, G., 1985. Continental and global sulphur budgets – I. Anthropogenic SO₂ emissions. *Atmos. Environ.*, 19: 1029 – 1040.
- [8] Barrett, K. and Berge, E. (eds.), 1996. *Transboundary air pollution in Europe*. EMEP/MSW Report 1/96, Norwegian Meteorological Institute, Res. Rep. No. 32, Oslo.
- [9] Berge, E., 1997. *Transboundary air pollution in Europe, Part 1*. EMEP MSW Report 1/97, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- [10] Macků, M., Podzimek, J., Šrámek, L., 1959. Results of chemical analyses of precipitation collected on territory of Czechoslovak Republic in IGY. *Geofysikální Sborník*, 124: 441 – 519.
- [11] Kopáček, J., Veselý, J. and Stuchlík, E., 2001. 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.

- [12] Kopáček, J., Stuchlík, E., Veselý, J., Schaumburg, J., Anderson, I. C., Fott, J., Hejzlar, J. and Vrba, J., 2002. Hysteresis in reversal of Central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water Air Soil Pollut.: Focus*, 2: 91 – 114.
- [13] 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.
- [14] Kopáček, J., Hardekopf, D., Majer, V., Pšenáková, P., Stuchlík, E., Veselý, J., 2004. Response of alpine lakes and soils to changes in acid deposition: the MAGIC model applied to the Tatra Mountain region, Slovakia – Poland. *J. Limnol.*, 63(1): 143 – 156.
- [15] UN-ECE, 1999. *Strategies and Policies for Air Pollution Abatement*. Economic Commission for Europe (ECE.EB.AIR/65), Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, United Nations, New York.

Příloha 1: Základní statistická data použitá při výpočtu emisních trendů sloučenin S a N. Zdroj: Statistické ročenky Rakousko-Uherska, České republiky a Slovenska. Poznámky: *, odhadnuté hodnoty, n, nena-lezená data.

Rok	Spotřeby paliv na výrobu energie v České republice a Slovensku					
	Černé uhlí 10 ⁶ t	Hnědé uhlí 10 ⁶ t	Lignin 10 ⁶ t	Ropa 10 ⁶ t	Dřevo 10 ⁶ t	Zemní plyn 10 ⁹ m ³
1850	2.8	0.0	n	0	6*	0
1880	4.5	6.3	n	0	6*	0
1890	7.3	12.3	n	0	6*	0
1900	8.8	17.6	n	0	6*	0
1910	11.4	22.6	n	0	3.0	0
1920	10.4	20.0	n	0*	2*	0
1930	13.5	19.2	n	0.3	1.5*	0
1937	17.7	17.5	0.5	0.2	1.3	0
1950	20.6	26.4	1.1	0.2	1.1	0
1960	26.6	55.5	3.0	2.3	1.1	0
1970	29.8	78.0	3.8	9.8	1.3	1.4
1980	29.5	92.5	3.2	19.3	1.7	8.3
1990	25.6	82.0	3.1	13.6	1.6	20.2
1994	19.6	63.1	n	10.8	n	21.2

Rok	Celkové stavy hospodářských zvířat v CS (10 ³ kusů)						Hnojiva (10 ³ tN rok ⁻¹)	
	Skot	Koně	Prasata	Ovce	Kozy	Drůbež	Spotřeba	Produkce
1850	2816	499	1123	2419	523	11317	0	0
1860	3820	541	1393	2339	487	12059	0	0
1870	3625	565	1217	2282	466	12800	0	0
1880	4023	582	1252	1987	478	13816	0	0
1890	3962	616	1623	1603	537	14561	0	0
1900	4443	658	2012	1436	541	15749	0	0
1910	4537	701	2588	1399	691	16596	0*	0*
1920	4138	567	2001	877	1200	16596	5	5*
1930	4257	666	2696	506	1045	37697	34	34*
1940	3214	473	2338	403	696	40278	27	27*
1950	4303	605	3802	596	972	18206	42	35
1960	4387	330	5962	646	616	28157	134	140
1970	4288	131	5530	981	285	39187	400	296
1980	5002	45	7894	910	57	47283	679	618
1990	4923	39	7090	1030	52	49756	640	514
2000	2247	35	5149	411	70	46397	392	472

Vliv geologického podloží na chřadnutí smrčín v západních Čechách: vyhodnocení 21 petrograficky homogenních povodí Slavkovského lesa metodami dálkového průzkumu Země na 7 různých horninách

Zbyněk Malenovský¹, Pavel Cudlín¹, Pavel Krám²

¹ Ústav ekologie krajiny AV ČR, Na Sádkách 7, 370 05 České Budějovice

² Česká geologická služba, Oddělení biogeochemie, Klárov 3, 118 21 Praha 1, kram@cgu.cz

Úvod

Narušení lesního prostředí vlivem dlouhodobé kyselé atmosférické depozice a intenzivní těžby dřeva může způsobit úbytek zásob půdních živin a může negativně ovlivnit lesní a vodní ekosystémy. Na místech s nedostatečným přísunem bazických kationtů (vápníku, hořčíku a draslíku) může být do půdní a povrchové vody uvolňováno velké množství vodíkových iontů, hliníku a dalších potenciálně toxických kovů. Odezva zdravotního stavu lesů na regionální a dlouhodobou acidifikaci je v českých pohorích poměrně heterogenní. Jedním z hlavních důvodů může být rozdíl v geochemii hornin a jejich zvětralinových plášťů. Obsahy živin v substrátu a rychlost jejich uvolňování z podloží mohou být tedy zodpovědné za diametrálně odlišný zdravotní stav lesů. Slavkovský les je petrograficky mimořádně pestrým územím, kde je možno zkoumat vliv geologického podloží na vegetaci lépe než kdykoliv jinde v ČR.

Záměrem dlouhodobého hydrologického a biogeochemického monitoringu ve Slavkovském lese je porovnání biogeochemických vlastností lesních povodí s geochemicky kontrastní litologií, které reprezentují kontrastní až mezní varianty odolnosti prostředí vůči kyselé atmosférické depozici. Monitoring se zaměřuje zejména na kvantifikaci látkových toků v mokré a suché depozici, na vnitřní koloběhy látek ve vegetaci a na povrchový odtok z jednotlivých povodí.

Multispektrální družicová data středního prostorového rozlišení (velikost strany pixelu 30 m) byla v minulosti použita k ohodnocení poškození lesních ekosystémů, zejména horských smrkových porostů (Ardö et al., 1997; Vogelmann a Rock, 1988). Výhodou multispektrálního obrazu oproti tradičnějším infračerveným leteckým snímkům je zejména možnost práce s několika samostatnými spektrálními pásy různých vlnových délek elektromagnetického spektra (viditelné, blízké infračervené, a střední infračervené), ale také rozlehlé území, jež satelitní senzor dokáže obsáhnout. Konkrétním příkladem využití těchto dat k vyhodnocení zdravotního stavu lesa je práce Lambert et al. (1995), která za pomoci multispektrálního snímku Landsat TM vylišila tři kategorie poškození smrkových porostů v Krušných horách s přesností mezi 83 – 93%. Znamou nevýhodou multispektrálních dat je velká šíře pásem, která znemožňuje identifikaci subtilních změn vegetace např. na buněčné úrovni.

Hlavním cílem tohoto příspěvku je vyhodnocení spektrální informace multispektrálním pásem senzoru Landsat 7 ETM+ ve vztahu ke stavu aktuálního poškození dospělých smrkových ekosystémů 21 malých lesních povodí s geochemicky kontrastním horninovým podložím oblasti Slavkovského lesa (Obr. 1).

Popis zkoumaného území

Slavkovský les leží v západních Čechách a tvoří ho hornatina s nadmořskou výškou až téměř 1000 metrů, nejvyšší vrchol Lesný leží ve výšce 983 m n.m. Chráněná krajinná oblast (CHKO) Slavkovský les se rozkládá na území o rozloze 640 km² a je zalesněna zejména monokulturami smrku ztepilého (*Picea abies*). Zkoumané území leží v nadmořských výškách od 383 m n.m. do 983 m n.m.

Dvě geochemicky mimořádně kontrastní povodí Slavkovského lesa (Lysina na Mg-chudém leukogranitu a Pluhův bor na Mg-bohatém serpentinitu) jsou dlouhodobě monitorována (Krám et al., 1997,

Shanley et al., 2004) a modelována (Hruška et al., 2002, Hruška a Krám 2003). Kromě těchto dvou intenzivně zkoumaných povodí bylo ve Slavkovském lese vybráno a v letech 2001 – 2003 i monitorováno dalších 19 petrograficky homogenních a současně zalesněných povodí pro zhruba čtvrtletní vzorkování povrchového odtoku (Krám et al., 2004). Lokalizace všech 21 sledovaných povodí Slavkovského lesa je znázorněna na obr. 1. Většina povodí se nalézá uvnitř CHKO, ale povodí na rule, svoru a zejména neovulkanitu bylo nutné vytyčit i mimo tuto oblast, jelikož uvnitř CHKO nebylo v těchto případech objeveno jiné zalesněné povodí na uvedených horninách. Uvnitř těchto 21 povodí nebo v jejich blízkosti bylo v roce 2002 ustanoveno 45 polotrvalých výzkumných ploch s dospělými smrkovými porosty (Cudlín et al., 2004). Povrchové vody regionu Slavkovského lesa byly již v minulosti (1991) jednou systematicky plošně vzorkovány, takže bylo možno v roce 2001 navázat s novými odběry na stejných místech (Majer a Krám 2002). Tato regionální hydrochemická syntéza se týkala cca 150 odběrných bodů na potocích na území s rozlohou přibližně 820 km².

Průměrné rozlohy povodí na jednotlivých horninových podložích jsou uvedeny v tab. 1, průměrná plocha 21 zkoumaných povodí je 39 ha, plochy jednotlivých povodí kolísají v rozmezí od 7 ha do 108 ha. Průměrná nadmožská výška závěrových profilů povodí je 638 m n.m., průměrná výška nejvyšších bodů povodí je 764 m n.m. Nadmožská výška závěrového profilu studovaných povodí leží mezi 383 a 888 m n.m., nejvyšší body jednotlivých povodí pak mezi 523 a 983 m n.m.

Tab. 1: Průměrné rozlohy povodí ve vztahu ke zkoumaným horninovým podložím.

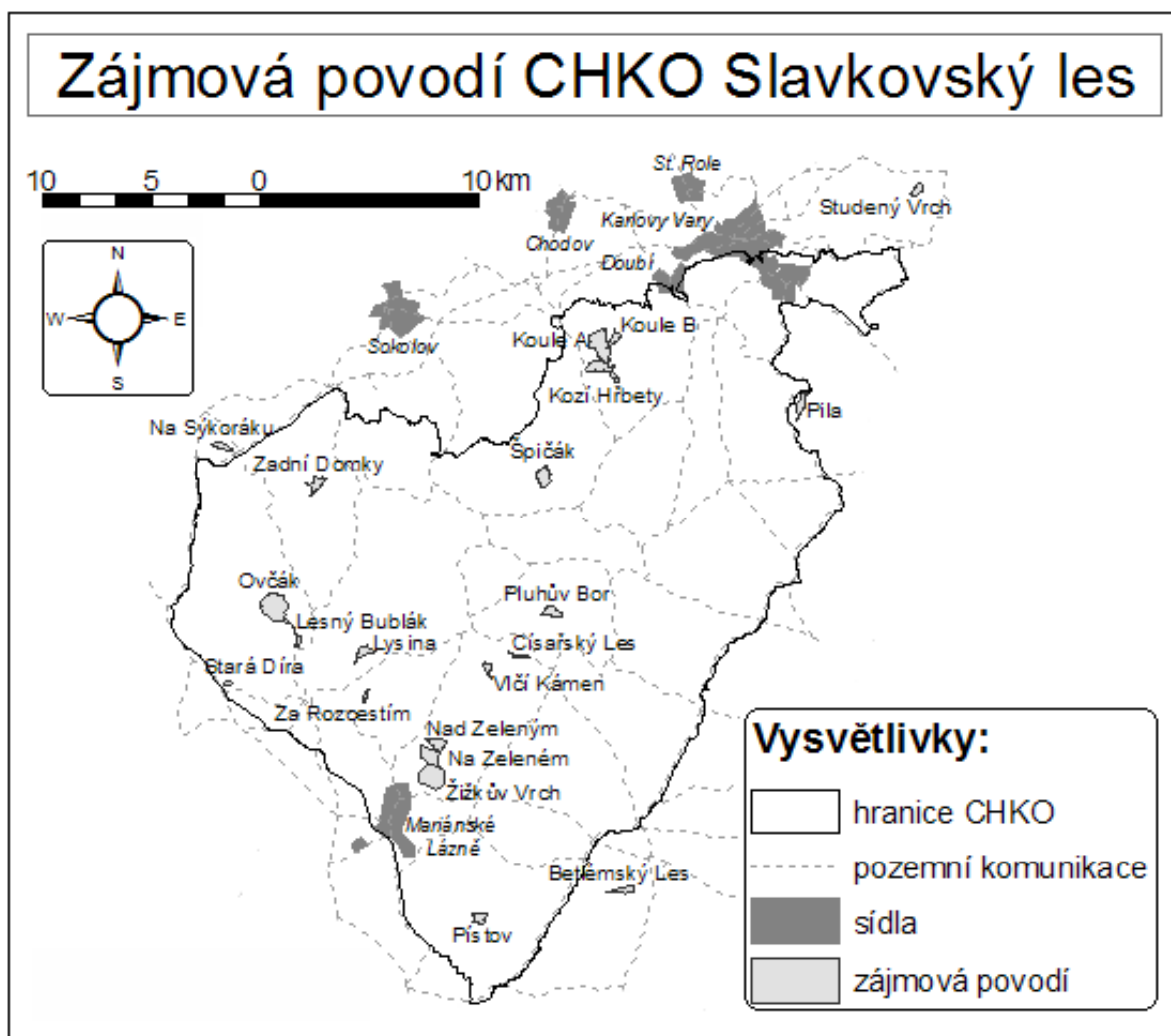
Horninové podloží	Počet zkoumaných povodí	Průměrná plocha povodí (ha)
svor	2	18
serpentinit	3	19
neovulkanit	2	24
rula	2	29
leukogranit	5	41
amfibolit	4	54
Granit	3	65

Popis vstupních dat pro analýzu dálkového průzkumu Země (DPZ)

Hlavním vstupem analýzy byla scéna Landsat 7 ETM+, pořízená 13. 10. 2001 pod označením 192 025 (prostorové rozlišení pásem ETM+ je 30 m). Podrobné technické informace o satelitním systému Landsat 7, jeho senzorech a výstupních datech lze nalézt na internetové adrese <http://geo.arc.nasa.gov/sge/landsat/17.html> či <http://landsat.gsfc.nasa.gov>. Scéna 192 025 byla ortorektifikována do geoprojekčního souřadného systému S-JTSK. Z celé scény o velikosti 180x180 km byla vyřezána jen zájmová oblast Slavkovského lesa (Obr. 1). Informace o geologických poměrech zájmových povodí byla získána z digitální geologické mapy měřítka 1: 500 000 (Obr. 2), která vznikla zjednodušením geologické situace zobrazené v publikované mapě téhož měřítka (Kodým et al., 1967).

Data o poškození smrkových porostů, potřebná pro tvorbu trénovacích množin automatických klasifikací satelitního snímku a pro zpětné vyhodnocení důvěryhodnosti a přesnosti klasifikací, byla získána terénním šetřením. Pět homogenních smrkových porostů různého stupně poškození bylo vybráno v okolí povodí Lysina (leukogranit), Na zeleném (amfibolit), Koule A (granit), Koule B (granit) a Lesný – Velký bublák (leukogranit) jako trénovací množiny pro zjišťování stavu smrčů. Porosty byly seřazeny od nejméně po nejvíce poškozený porost, primárně podle faktoru celkové defoliace produkčních částí korun a sekundárně podle celkového žloutnutí. Pozice vybraných porostů byly zaměřeny diferenciální GPS (metoda průměrování) a následně nalezeny na ETM+ snímku. Jako ověřovací pravdivostní pozemní data byly použity dostatečně velké vizuálně hodnocené homogenní výzkumné plochy smrkových porostů založené v počtu 2 – 3 uvnitř či v bezprostřední blízkosti studovaných 21 po-

vodí. Zdravotní stav smrkových porostů byl posuzován podle celkové defoliace koruny, zjišťované podle metody ICP Forest (1994).

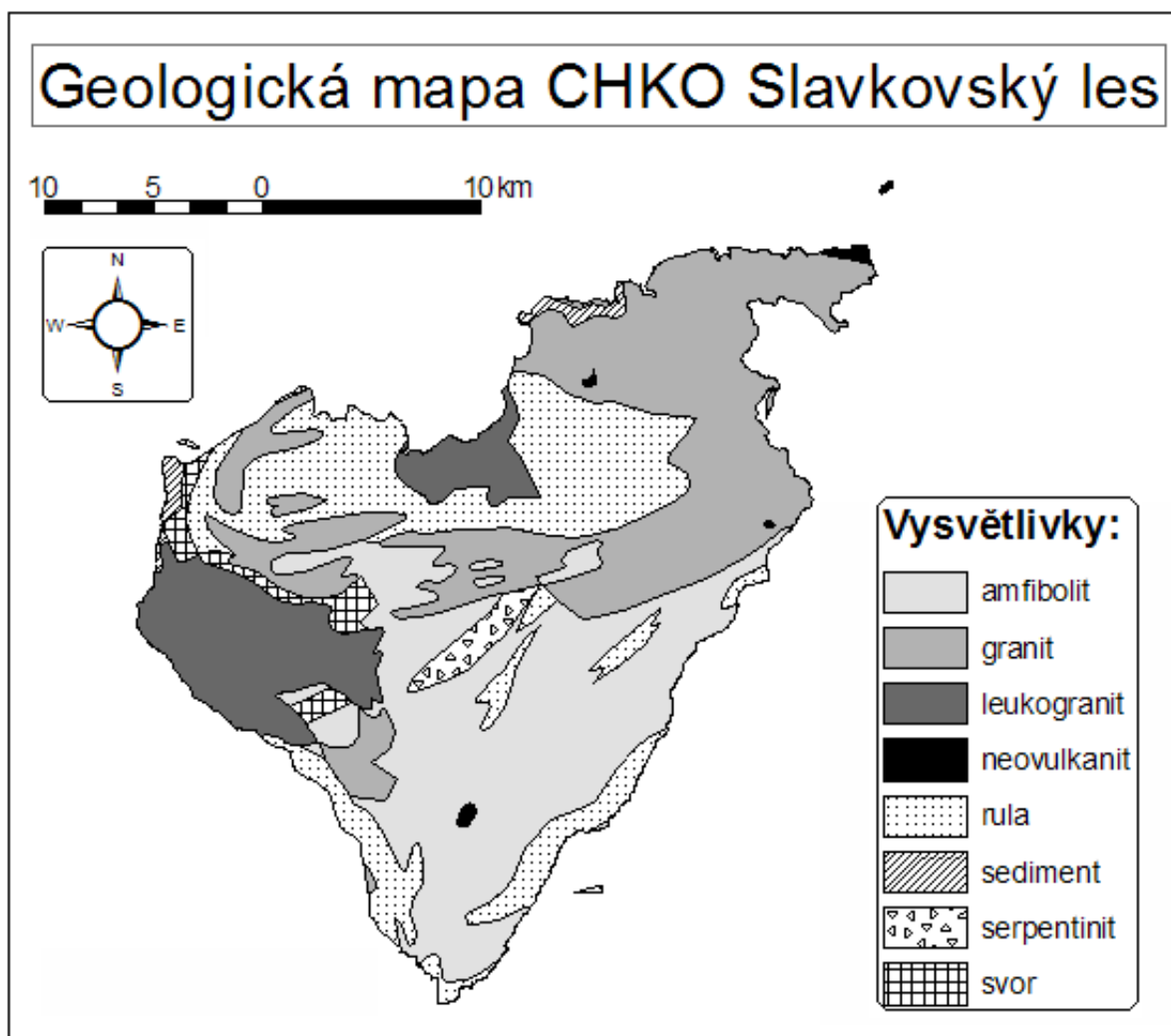


Obr. 1: Poloha 21 lesních povodí vybraných v Chráněné krajinné oblasti Slavkovský les a jeho okolí.

Metodické postupy analýzy multispektrálního satelitního snímku

Analýza proběhla ve dvou oddělených etapách. 1) Automatická klasifikace základních povrchů zájmového území klasifikátorem maximální pravděpodobnosti (maximum likelihood) od sebe oddělila nelesní a lesní povrchy obrazu: les, vodní hladiny, holou půdu s intravilány, a porost travního typu. Původní digitální hodnoty (DN) spektrálních TM pásem byly pro zvýšení přesnosti klasifikace transformovány na poměrové indexy: $TM2/TM3$, $TM4/TM3$, $TM4/TM5$, $TM5/TM7$ (modré pásmo $TM1$ a termální pásmo $TM6$ nebylo do analýzy zahrnuto). 2) Automatická klasifikace lesních porostů založená na Bayesově pravděpodobnostní teorii vyčlenila kategorie: nepoškozený smrkový les, mírně poškozený smrkový les, borový les, listnatý les a kategorii neklasifikováno pro nezařaditelné pixely. Do klasifikace vstupovalo 5 pseudo-pásem: i) směrodatná odchylka poměrového indexu pásem $TM4/TM3$ (Malenovský, 2002), ii) Normalizovaný diferenční vegetační index – NDVI (Häusler, 1995), iii a iv) poměry pásem $TM5/TM4$ a $TM7/TM4$ (Lambert et al., 1995), a v) index chromaticity $TM4/(TM4+5+7)$ (Rosengren a Ekstrand, 1988). Podrobnou informaci i metodický popis automatických klasifikátorů družicových multispektrálních snímků lze nalézt v pracích Campbell (1996) či Eastman (1999). Úspěšnost výsledných klasifikací byla vyhodnocena chybovou maticí (Lillesand a Kiefer, 2000).

Posledním úkonem celé analýzy byla křížová superpozice rastrové geologické mapy a výsledku automatické klasifikace stavu smrkových porostů CHKO Slavkovský les. Touto operací byl získán pro každý geologický podklad studovaných povodí vzájemný poměr procentuálního zastoupení téměř nepoškozených a mírně poškozených smrčín.



Obr. 2: Upravená mapa geologického podloží zájmového území Slavkovského lesa.

Výsledky a diskuse

Celková přesnost klasifikace první etapy, tj. klasifikace základních povrchů v CHKO Slavkovský les, byla chybovou maticí vyhodnocena na 90,3%, což je plně akceptovatelná přesnost pro vytvoření masky lesních porostů. Zjednodušený grafický výstup následující automatické klasifikace lesních ploch založené na Bayesově pravděpodobnostním teorému je uveden na obr. 3. Její celková přesnost byla na základě referenčních dat vypočítána na 80,2%. Chyba opomenutím a přesnost zpracování klasifikace vypočítané chybovou maticí byly akceptovatelné pro všechny klasifikované třídy, avšak uživatelská přesnost řízená chybou špatného zařazení byla pro třídu borovice a listnatého lesa větší jak 50%. I přes toto negativní chybové ohodnocení nebyla klasifikace lesních porostů opakována, protože borovicové a také listnaté lesy tvoří aktuálně pouze 20% celkové plochy lesů CHKO Slavkovský les a především tyto porosty nebyly objektem zájmu této studie. Primární zájem ležel na hodnocení smrkových porostů, jež byly klasifikovány s akceptovatelnou zpracovatelskou přesností 79,3% a uživatelskou přesností 99,5%.

Přehled závěrečných výsledků kombinace prostorové informace o stavu smrkových porostů (získané klasifikací obrazu Landsat 7 ETM+) a odpovídajících geologických substrátů 18 studovaných povodí je uveden v tab. 2. Zde je třeba poznamenat, že do souhrnné tabulky studovaných povodí nebyla zahrnuta povodí Lesný – Velký Bublák (leukogranit) a Stará díra (leukogranit) pro nedostatečný počet pixelů smrkových porostů, a povodí Koule B (granit) pro neshodu poměru nepoškozených a mírně poškozených smrčín s terénním šetřením.

Při hodnocení výsledků multispektrální analýzy je nutno brát v potaz, že rozlohy povodí reprezentujících jednotlivé horninové celky byly bohužel dosti variabilní (viz tab. 1). Povodí také vykazovala značnou různorodost v počtu a plošných rozlohách zastoupených kategorií pokryvu půdy, což snižuje věrohodnost dosažených výsledků. V neposlední řadě je nutné vzít v úvahu aktuální atmosférické a klimatické vlivy na zkoumané smrkové porosty. Tyto faktory mohou částečně vysvětlovat určité neshody s ostatními výsledky studie stavu smrkových ekosystémů (Cudlín et al., 2004) hodnotících 45 polotrvalých výzkumných ploch podle metodiky publikované Cudlínem et al. (1999).

Chemické složení povrchových vod opouštějících jednotlivá zkoumaná povodí ukazuje na mimořádně pestré hydrochemické reakce vod, s mezními body reprezentovanými nejkyselějšími povodími Lysina (průměrné pH 4,1, podloží leukogranit) a nejzásaditějšími povodími Pluhův bor a Vlčí kámen (obě s průměrným pH 7,3, podloží serpentinit). Dalšími velmi kyselými vodami se vyznačují leukogranitová povodí Ovčák a Lesný – Velký bublák a granitové povodí Kozí hřbety (všechny s pH 4,5). Další ukázkou povodí s malou kyselostí jsou amfibolitový Pístov (pH 7,1) a serpentinitové povodí Císařský les (pH 7,0).

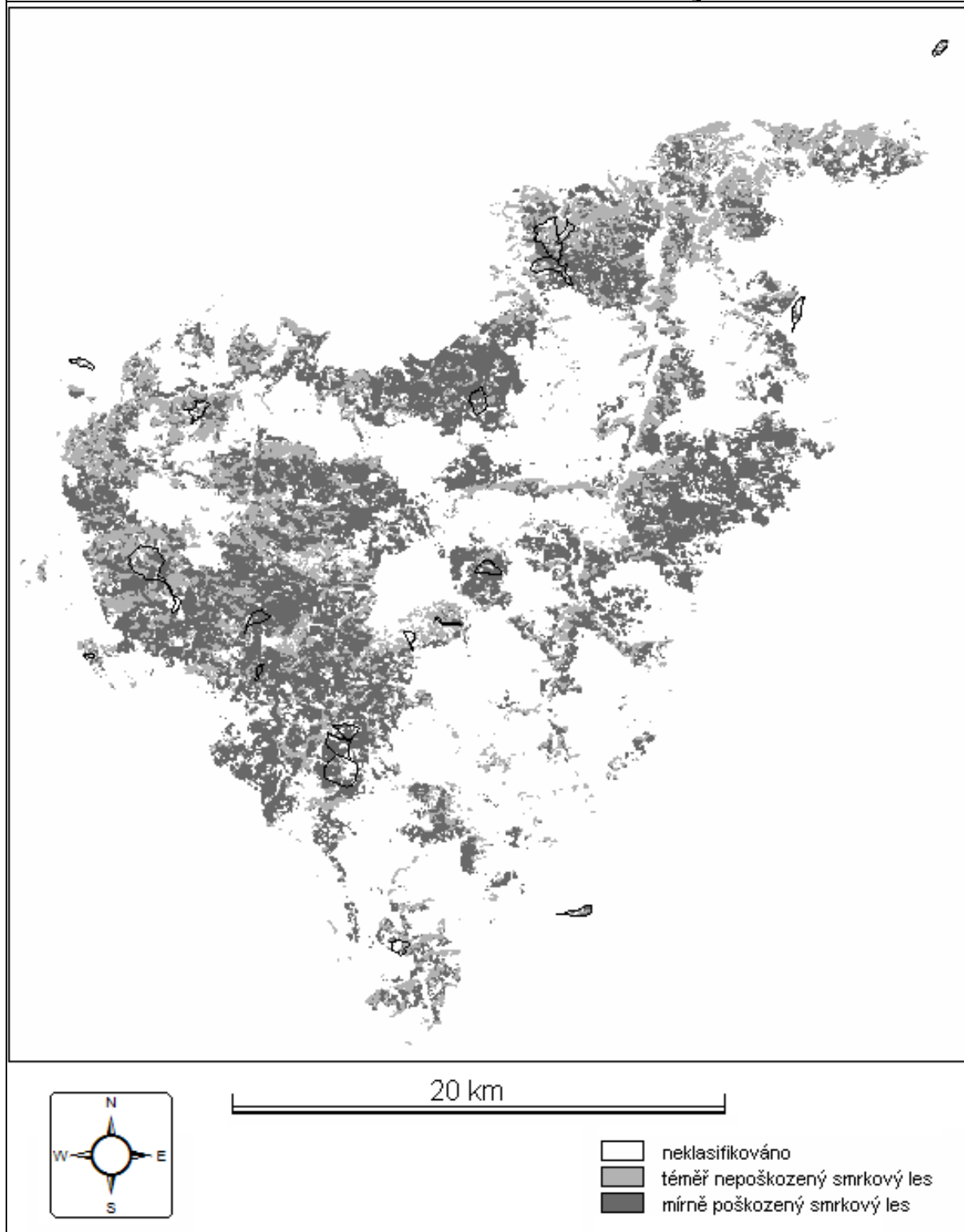
Z hlediska kyselinové neutralizační kapacity (ANC), vypočtené na základě nábojové rovnováhy vody mezi bazickými kationty a silnými kyselými anionty, jsou pod kritickou hodnotou 100 ueq l⁻¹ povodí ležící na leukogranitu (4 ueq l⁻¹) a na granitu (30 ueq l⁻¹). Je nutno upozornit, že pro hydrochemickou analýzu bylo použito údajů jen z 20 povodí (tab. 3), protože leukogranitové povodí Stará díra bylo vyřazeno z hydrochemické statistiky z důvodu podezření na průnik podzemních vod ovlivněných minulou hornickou činností do toku drénujícího toto povodí. Průměrná měřená Granova titrační alkalita je nižší než ANC a pohybuje se dokonce i v ekologicky nepříznivých záporných hodnotách (pro leukogranit je -27 ueq l⁻¹, pro granit -3 ueq l⁻¹). Hodnotu ANC nebezpečně blízkou kritické hodnotě mají povodí na svoru (164 ueq l⁻¹) a rule (182 ueq l⁻¹). Amfibolity mají ANC střední a povodí na zbývajících dvou substrátech mají ANC extrémně vysoké (neovulkanit 807 ueq l⁻¹ a serpentinit dokonce 1005 ueq l⁻¹). Alkalita všech povodí je nižší než ANC, ale přesně kopíruje její trend, s nejvyššími hodnotami zjištěnými pro serpentinitové vody (810 ueq l⁻¹). Systematický rozdíl mezi ANC a alkalitou je zřejmě způsoben přítomností aniontů slabých organických kyselin ve zkoumaných vodách.

Pořadí odolnosti povodí vůči acidifikaci sestavené na základě ANC a alkality povrchových vod (tab. 3) je obdobné pořadí odolnosti smrkových lesů podle poškození smrků (tab. 2). V obou případech je zřejmá výrazná shoda jak u nejodolnějšího substrátu (serpentinitu), tak i u nejzranitelnějšího substrátu (leukogranitu). Jediný výrazný rozdíl byl zaznamenán v případě amfibolitu, který je díky svému vysokému obsahu vápníku a hořčíku sice geochemicky vhodným prostředím pro výživu smrků, ale nepříznivé hydrické poměry jílovitých půd vzniklých na amfibolitu způsobují periodické zamokření (Maců, 2000, Cudlín et al., 2004), což má zřejmě na svědomí nečekaně vysoké procento zastoupení poškozených smrčín (tab. 2).

Závěr

Na základě výsledků analýzy spektrální informace senzoru ETM+ v malých výzkumných povodích bylo nejméně poškozených smrkových porostů nalezeno na serpentinitu. Nepatrně vyšší bylo poškození smrčín v případě podloží budovaného neovulkanity, rulami a granity a nejvyšší procento poškozených smrčín bylo zjištěno na horninovém podloží tvořeném svorem, amfibolitem a leukogranitem.

Klasifikace smrkových porostů lesního masivu Slavkovský les



Obr. 3: Generalizovaný výstup klasifikace lesních porostů Bayesovým klasifikátorem (výsledný obraz byl pro snadnější interpretaci generalizován vyhlazovacím modálním filtrem o velikosti okna 3x3 pixely). Polygony vyznačené černou linií představují hranice zájmových povodí.

Tab. 2: Stav smrkových porostů a jejich odolnost vůči acidifikaci, vyhodnocená pro horninové podloží 18 vybraných povodí lesního masivu Slavkovský les na základě multispektrální informace satelitního snímku Landsat ETM+ z podzimu roku 2001 (1 – nejodolnější, 7 – nejméně odolný).

Horninové podloží	% nepoškozených smrčín	% mírně poškozených smrčín	Pořadí odolnosti
leukogranit	32,9	67,1	7
amfibolit	35,7	64,3	6
svor	37,1	62,9	5
granit	47,1	52,9	4
rula	48,0	52,0	3
neovulkanit	48,5	51,5	2
serpentinit	52,2	47,8	1

Tab. 3: Odolnost povrchových vod 20 vybraných povodí Slavkovského lesa vůči acidifikaci, reprezentovaná měřenou alkalitou a počítanou ANC ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} + \text{K}^{+} - \text{SO}_4^{2-} - \text{NO}_3^{-} - \text{Cl}^{-}$) v letech 2001-2003 (1 – nejodolnější, 7 – nejméně odolný).

Horninové podloží	ANC (kyselinová kapacita) (ueq l^{-1})	Granova titrační alkalita (ueq l^{-1})	Pořadí odolnosti
leukogranit	4	-27	7
granit	30	-3	6
svor	164	38	5
rula	182	126	4
amfibolit	321	244	3
neovulkanit	807	706	2
serpentinit	1005	810	1

Poděkování

Autoři studie děkují za podporu, jež tomuto výzkumnému projektu plynula zejména z grantu Grantové Agentury ČR číslo 205/01/1426.

Literatura

- [1] Ardö, J., Lambert, N.J., Henzlík, V., Rock, B.N., 1997. Satellite-based estimation of coniferous forest cover changes: Krušné Hory, Czech Republic 1972 – 1989. *Ambio* 26, 158 – 166.
- [2] Campbell, J.B., 1996. *Introduction to Remote Sensing*. Taylor & Francis, London, p. 622.
- [3] Cudlín, P., Novotný, R., Chmelíková, E., 1999. Fine root regenerative potential of montane Norway spruce under pollution impact. *Phyton* 39, 143 – 147.
- [4] Cudlín, P., Malenovský, Z., Macků, J., Krám, P., Havlíček, F., Moravec, I., Chmelíková, E., Jonášová, M., 2004. Vliv geologického podloží na stav smrkových ekosystémů ve Slavkovském lese. Závěrečná zpráva grantu 205/01/1426 „Vliv geologického podloží na koloběh prvků a chřadnutí lesa: regionální syntéza výzkumů v malých povodích“ za pracoviště spoluřešitele grantu. Archiv, Ústav ekologie krajiny AV ČR, České Budějovice, p. 121.

- [5] Eastman, J.R., 1999. Guide to GIS and Image Processing, Volume 2, Clark Labs, Clark University, p. 170.
- [6] Häusler, Th. (Ed.), 1995. Forest damage in central European mountains, Final report of a large area experiment for forest damage monitoring in Europe using satellite remote sensing. United Nations Environmental Programme, Geneva, p. 97.
- [7] 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. *Environmental Pollution* 120, 261 – 274.
- [8] Hruška, J., Krám, P., 2003. Modelling of long-term changes of streamwater chemistry in two catchments with contrasting vulnerability to acidification. *Hydrology and Earth System Sciences* 7, 525 – 539.
- [9] ICP Forest, 1994. Manual on methods and criteria for harmonized sampling assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest. Hamburg and Prague.
- [10] Kodým, O., Fusán, O., Matějka, A., 1967. Geologická mapa ČSSR, měřítko 1:500 000. Ústřední ústav geologický, Praha.
- [11] Krám, P., Hruška, J., Wenner, B.S., Driscoll, C.T., Johnson, C.E., 1997. Biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic. *Biogeochemistry* 37, 173 – 202.
- [12] Krám, P., Hruška, J., Majer, V., Malenovský, Z., Cudlín, P., Oulehle, F., Erban, V., Janoušek, V., 2004. Biogeochemické procesy v 21 petrograficky homogenních povodích Slavkovského lesa. Závěrečná zpráva grantu 205/01/1426 „Vliv geologického podloží na koloběh prvků a chřadnutí lesa: regionální syntéza výzkumů v malých povodích“ za pracoviště hlavního řešitele grantu. Archiv, Česká geologická služba, Praha, p. 47.
- [13] Lambert, N.J., Ardö, J., Rock, B.N., Vogelmann, J.E., 1995. Spectral characterization and regression-based classification of forest damage in Norway spruce stands in the Czech Republic using Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 16, 1261 – 1287.
- [14] Lillesand, M.T., Kiefer, R.W., 2000. Remote sensing and image interpretation – 4th edition. John Wiley and Sons, Inc., New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, p. 724.
- [15] Macků, J., 2000. Systém komplexního hodnocení lesních půd. In: Systém komplexního hodnocení půd, projekt VaV 640/3/99, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- [16] Majer, V., Krám, P., 2002. Změny chemického složení povrchových vod v Chráněné krajinné oblasti Slavkovský les mezi roky 1991 a 2001. Výzkumná zpráva. Archiv, Česká geologická služba, Praha, p. 48.
- [17] Malenovský, Z., 2002. Investigation of functional parts and status of Norway spruce crowns using spectral remote sensing information. Thesis Report GIRS-2002-25, Centre for Geo-Information, Wageningen University, p.74.
- [18] Rosengren, M., Ekstrand, S., 1988. A method aiming at monitoring of large-area forest decline using satellite imagery. Proceedings of seminar on remote sensing of forest decline attributed to air pollution, April 1987, Laxemburg, Austria, EPRI EA-5715, pp.1 – 2:20.
- [19] Shanley, J.B., Krám, P., Hruška, J., Bullen, T.D., 2004. A biogeochemical comparison of two well-buffered catchments with contrasting histories of acid deposition. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4, 325 – 342.
- [20] Vogelmann, J.E., and Rock, B.N., 1988. Assessing forest damage in high elevation coniferous forests in Vermont and New Hampshire using Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment* 24, 227 – 246.

Depozícia ozónu a jej vplyv na lesné dreviny

Tibor Priwitzer, Vladimír Čaboun, Hana Pavlendová
Lesnícky výskumný ústav vo Zvolene, T.G. Masaryka 22, 960 95 Zvolen
priwitez@fris.sk, caboun@fris.sk

Úvod

Kyslík sa nachádza v ovzduší v dvoch základných formách. Väčšina jeho molekúl v atmosfére je tvorená dvomi atómami a označuje sa ako O_2 . Tento typ kyslíka potrebujú k dýchaniu všetky organizmy, okrem anaeróbných baktérií. Molekuly kyslíka sa za určitých podmienok vplyvom slnečného žiarenia rozkladajú na jednotlivé atómy. Niektoré atómy sa opäť spoja do dvojatómových molekúl, alebo sa pripájajú k nerozloženým kyslíkovým molekulám a vznikajú trojatómové molekuly kyslíka O_3 nazývané ozón.

Ozón je nestály plyn s mernou hmotnosťou $2,143 \text{ kg.m}^{-3}$, nízkym bodom varu a vysokou oxidačnou schopnosťou. Vzhľadom na svoju vysokú reaktivnosť je jeho stredná doba zotrvania v atmosfére relatívne krátka a môžeme ju počítať rádovo na hodiny. Ozón vnímame ako plyn modrej farby s charakteristickým ostrým zápachom. Grécke slovo „ozein“, z ktorého názov pochádza, znamená „páchnuť“. Hoci je tvorený tými istými atómami ako pre život nepostrádateľný kyslík, je ozón pre svoje oxidačné vlastnosti vysoko jedovatý (používa sa pri dezinfekcii vody, vzduchu a pod.).

Väčšina ozónu, približne 90 % sa nachádza v stratosfére vo výške 12 až 50 km nad zemským povrchom. V stratosfére je koncentrovaný najmä vo vrstve 20 až 30 km a tejto vrstve hovoríme ozonosféra. Tu je jeho prítomnosť mimoriadne dôležitá, nakoľko poskytuje životu na Zemi účinnú ochranu efektívnym pohlcovaním ultrafialového žiarenia. Zvyšok ozónu sa nachádza v troposfére, ktorá siaha do 12 km nad povrchom zeme, kde patrí medzi dôležité skleníkové plyny. Spolu s peroxidom vodíka (H_2O_2) a hydroxylovým radikálom (OH) determinuje ozón oxidačnú kapacitu atmosféry. Penikanie ozónu zo stratosféry do troposféry (nakoľko je ťažší ako vzduch) kde dochádza k jeho rozkladným reakciám bolo charakteristické pre predindustriálne obdobie, kedy prízemné koncentrácie O_3 na našom území boli 10 – 13 ppb. V súčasnosti sú 2 – 3 krát vyššie a pozorujeme neustály trend nárastu koncentrácií ozónu. Zlom v chémii troposféry možno datovať do obdobia zintenzívnenia antropogénnych emisií najmä oxidov dusíka, ktoré majú kľúčový význam pri troposférických fotochemických reakciách.

Je všeobecne známe, že ozón nie je primárnou zložkou antropického znečistenia ovzdušia, ale vzniká sekundárne fotochemickou cestou za prítomnosti prekurzorov oxidov dusíka a uhlíkovodíkov. V lesných ekosystémoch zohrávajú veľmi dôležitú úlohu prchavé biogénne uhlíkovodíky, ktorých emisia závisí od druhu dreviny, teploty vzduchu a slnečnej radiácie.

Ďalší vývoj závisí od vývoja emisií prekurzorov ozónu (VOC, NO_x) a globálnych zmien klímy, nakoľko žiarenie a teplota vzduchu intenzifikuje fotochemické procesy v troposfére, podporuje výpar organických látok, mikrobiálnu aktivitu v pôde a tým prispieva k zvyšovaniu koncentrácií ozónu. Od sedemdesiatych rokov 20. storočia bol pozorovaný úbytok stratosferického ozónu a nárast koncentrácie ozónu v troposfére, ako dôsledok meniaceho sa chemizmu atmosféry v dôsledku ľudskej činnosti.

Prírodná koncentrácia ozónu v prízemnej vrstve sa v našich zemepisných šírkach pohybuje od 40 do $60 \mu\text{g.m}^{-3}$. Prítomnosť ozónu v ovzduší sa vyjadruje hmotnostne ako $\mu\text{g.m}^{-3}$, alebo pomerovo v ppm, z anglického „parts per milion“ – častíc na milión, kde $10^{-3} \text{ ppm} = 1 \text{ ppb} = 2 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Koncentrácia ozónu v ozonosfére má pomerne malú koncentráciu, hoci je 10 až 100-krát vyššia ako v troposfére (Sabo a kol., 1996). Niekoľko desiatok molekúl ozónu v miliónu molekúl vzdušnej masy stačí na to, aby ozónová vrstva tvorila veľmi účinný filter, ktorý úplne zachytáva UV-C žiarenie s vlnovou dĺžkou 100 – 280 nm, ktoré je smrteľné pre živé bunky, lebo rozkladá nukleové kyseliny a

proteíny, súčasne absorbuje aj väčšinu UV-B žiarenia s vlnovou dĺžkou 280 – 320 nm. Naopak relatívne neškodné, resp. žiaduce UV-A žiarenie s vlnovou dĺžkou 320 – 400 nm prepúšťa (Lippert 1995). Zvýšené koncentrácie v prízemnej vrstve atmosféry, najmä pri dlhodobom pôsobení nepriaznivo ovplyvňujú ľudské zdravie, vegetáciu i rôzne materiály. Na človeku sa prejavuje dráždením dýchacích ciest a zrakových orgánov, bolesťami hlavy, dýchacími potiažami. Účinok ozónu na ľudské zdravie i vegetáciu závisí od jeho koncentrácie v ovzduší a doby pôsobenia.

Kritické úrovne ozónu

Kritická úroveň ozónu je definovaná ako najvyššie tolerovateľná koncentrácia tejto škodliviny, ktorá ešte nespôsobuje poškodzovanie organizmu, alebo ekosystému. Svetová zdravotnícka organizácia doporučuje pre ochranu zdravia ľudí prípustnú 8-hodinovú priemernú hodnotu do 100 – 120 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Európska únia prijala v r. 1993 smernicu určujúcu maximálnu prípustnú hodnotu 8-hodinového priemeru 110 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Tento imisný limit pre ozón platí aj u nás (Sabo a kol., 1996).

Prípustné koncentrácie ozónu pre lesy, dreviny a ostatnú vegetáciu sú prísnejšie ako limity pre ochranu ľudského zdravia. Manuál pre kritické úrovne (Draft manual for Mapping Critical Levels – UN ECE, 1996) uvádza odporúčané imisné limity koncentrácie prízemného ozónu (tab. 1.).

Tab. 1: Odporúčané imisné limity koncentrácie prízemného ozónu.

Imisný limit	Koncentrácia O ₃	Priemer za časový interval
pre ochranu ľudského zdravia	110 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ / 55 ppb	8 h *
pre ochranu vegetácie	200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ / 100 ppb 65 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ / 32,5 ppb	1 h 24 h
pre informáciu obyvateľstva	180 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ / 90 ppb	1 h
pre varovanie obyvateľstva	360 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ / 180 ppb	1 h

Pozn.: * 8 h priemer je počítaný 4-krát za deň v časových intervaloch 0:00 – 9:00 h, 8:00 – 17:00 h, 16:00 – 1:00 h a 12:00 – 21:00 h.

Na posúdenie účinkov dlhodobého pôsobenia ozónu na lesné ekosystémy, prirodzenú vegetáciu a poľnohospodárske plodiny sa zaviedol index AOT 40 (accumulated ozone exposure over a threshold of 40 ppb). AOT 40 je počítaný ako suma rozdielov medzi hodinovými koncentraciami v ppb a 40 ppb pre každú hodinu, kedy koncentrácia prekročí 40 ppb. Pre lesné ekosystémy bola stanovená kritická úroveň AOT 40 na 10000 ppb.h. Počíta sa pre denné hodiny (globálne žiarenie pri jasnej oblohe viac ako 50 $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$) počas vegetačného obdobia (apríl – september).

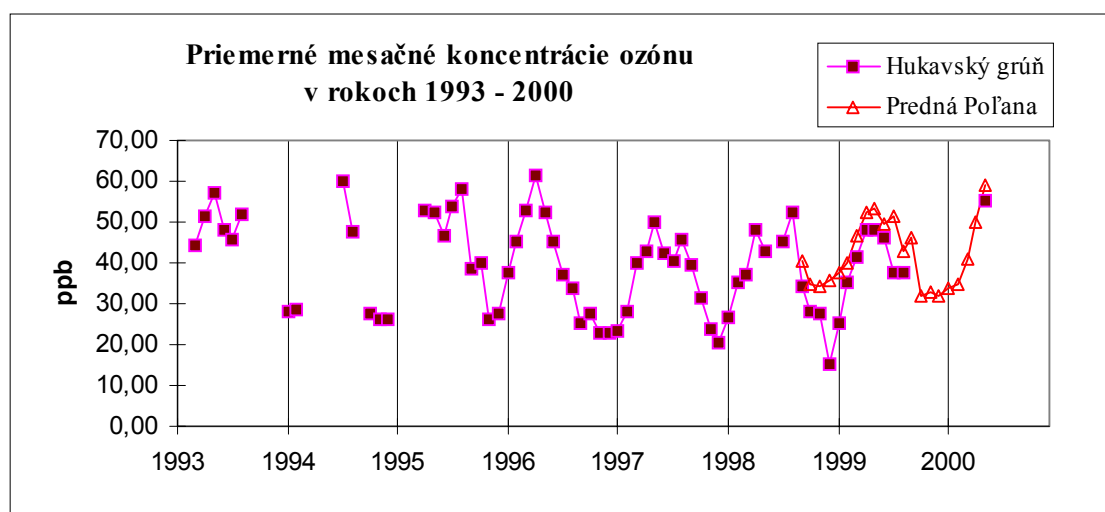
Slovensko sa nachádza v oblasti vysokej úrovne koncentrácií ozónu. Prakticky každoročne sa na našom území v jarnom a letnom období vyskytujú epizódy vysokých koncentrácií prízemného ozónu (fotochemický smog). Na základe dlhodobých meraní je možné konštatovať, že ozón je regionálnou škodlivinou. Epizódy vysokých koncentrácií ozónu sú spojené s anticyklonálnym typom počasia (vysoká radiácia, vysoké teploty, nízke rýchlosti vetra) (Chu 1995, Comrie 1994). Z tohoto dôvodu sa najčastejšie vyskytujú na jar, kedy vrcholí i prenos zo stratosféry a v lete, kedy vysoké teploty podporujú emisiu niektorých látok z povrchu (prchavé organické látky biogénneho i antropogénneho pôvodu), ktoré môžu pôsobiť ako prekursor fotochemickej tvorby ozónu. Ďalším faktorom ovplyvňujúcim výskyt ozónu je nadmorská výška a komplex topografických podmienok. Koncentrácie ozónu s nadmorskou výškou rastú, takisto i jeho depozícia (Gay 1991, Graber et al. 1995), a to až po hornú hranicu lesa, kde sú menej priaznivé podmienky pre fotochemickú tvorbu (nižšie množstvo prekursorov, nižšie teploty, častý výskyt nízkej oblačnosti zapríčínajúci vysokú vlhkosť vzduchu).

V súčasnom období sú sa Slovensku merané koncentrácie O₃ v prírodnom prostredí na niekoľkých stanicách. Dve z nich patria Slovenskému hydrometeorologickému ústavu: Nízke Tatry – Chopok a Vysoké Tatry – Stará Lesná. Niekoľko staníc prevádzkuje výskumná stanica TANAPU a dve kontinu-

álne meracie zariadenia LVÚ Zvolen. Obidve sa nachádzajú v lesnom prostredí na lokalite Predná Poľana (1360 m n.m.) a na Poľane – Hukavskom grúňi (850 m n.m.). Na meranie koncentrácií ozónu sa používajú automatické monitorovacie stanice firmy Monitor Labs, typ M 400. Výsledky získané z meraní priamo v prostredí lesných porastov sú veľmi cenné nakoľko informácie o koncentráciách ozónu ako aj o jeho vplyve na lesné dreviny sú stále nedostatočne preskúmané.

Výsledky meraní

Najdlhší časový rad výsledkov kontinuálneho merania koncentrácií ozónu je k dispozícii z lokality Poľana – Hukavský grúň, merania sa tu vykonávajú od roku 1993. Priebeh priemerných mesačných koncentrácií ozónu na VDO Hukavský grúň v rokoch 1993 – 2000 (do polovice mája) je znázornený na obrázku 1. Hodnoty vykazujú veľkú medziročnú variabilitu, čo úzko súvisí s meteorologickými podmienkami v jednotlivých rokoch. Je veľká pravdepodobnosť, že vysoké hodnoty koncentrácií ozónu v rokoch 1993 – 1996 boli zapríčinené mimoriadne fotochemicky priaznivým priebehom počasia v uvedených rokoch.



Obr. 1: Priemerné mesačné koncentrácie ozónu namerané na lokalite Poľana – Hukavský grúň.

Z priebehu priemerných hodnôt koncentrácií ozónu vidíme že v rokoch 1996, 98, 99 už od februára a počas nasledujúcich piatich mesiacov (február – jún) sa priemerné hodnoty koncentrácií ozónu nachádzajú nad kritickou hodnotou 40 ppb. Najvyššie hodnoty boli dosahované v apríli, kde priemerná hodnota bývala vyššia ako 60 ppb.

Čo sa týka hodnôt indexu AOT 40 v sledovaných rokoch na VDO Hukavský grúň, tento odzrkadľuje priebehy koncentrácií ozónu počas vegetačného obdobia. Z meraní vyplýva, že kritická úroveň indexu AOT 40, ktorá je pre lesné ekosystémy 10000 ppb.h býva na tejto lokalite každoročne prekračovaná, a to i vo fotochemicky menej priaznivých rokoch. K tomuto javu dochádzalo v niektorých rokoch už polovici marca, čo je mimoriadne nepriaznivá skutočnosť najmä vo vzťahu k ihličnatým drevinám s trvalým asimilačným aparátom. Podľa Kremlera (1998), ktorý odvodil závislosť indexu AOT 40 od nadmorskej výšky, je táto kritická úroveň prekračovaná približne od nadmorskej výšky 250 m n.m., čo zahŕňa väčšinu územia lesov Slovenska a celé územie BR Poľana.

Vplyv ozónu na lesné dreviny

Ozón má výrazné škodlivé účinky na lesné ekosystémy a podieľa sa na odumieraní lesov „nového typu“ (new type of forest decline). Negatívny vplyv na lesné dreviny sa môže prejavovať už pri bežne sa vyskytujúcich koncentráciách ozónu. Prejavuje sa biochemickými zmenami v asimilačných orgánoch, zníženou fotosyntézou, zníženým prírastkom, oslabením dreviny voči škodlivým činiteľom alebo viditeľným poškodením asimilačných orgánov. Fytotoxicita ozónu je veľmi dobre zdokumentovaná, a

zahrňuje širokú škálu fyziologických efektov skúmaných u veľkého množstva rôznych druhov drevín. Keďže buk a smrek majú najväčšie plošné zastúpenie na území BR Poľana, zameriavame sa hlavne na dôsledky pôsobenia ozónu na tieto dreviny.

Efekty vplyvu ozónu na jednotlivé fyziologické procesy sú uvedené vo viacerých prácach, zahrňujúcich rôzne typy experimentov (krátkodobé pôsobenie vysokých koncentrácií ozónu, dlhodobé pôsobenie nízkych koncentrácií ozónu), v rôznych podmienkach prostredia, predovšetkým však v klimatizovaných komorách alebo tzv. open top – komorách. Ako uvádza Mikkelsen (1995) práve táto skutočnosť je príčinou veľmi problematického porovnávania výsledkov jednotlivých autorov. Tak isto je potrebné uviesť, že fyziologické štúdie, ktoré sa zaoberajú skúmaním pôsobenia ozónu v prírodných podmienkach sú zriedkavé a vzácne. Okrem toho prevažná väčšina experimentov bola uskutočnená na semenáčikoch, prípadne sadenicích.

Aj z uvedených dôvodov sú výsledky z pôsobenia ozónu na fotosyntézu a stomatálnu vodivosť veľmi rozporné. Kým Eamus a Murray (1991) zistili zvýšenie rýchlosti fotosyntézy u buka a smreka fumigovaných ozónom, Taylor a Dobson (1989) nezaznamenali nárast rýchlosti fotosyntézy u buka. Oproti tomu Leonardi a Langebartels (1990) zistili pokles rýchlosti fotosyntézy u semenáčikov buka počas 2-týždňového pôsobenia ozónu. Le Thiec et al. (1994) pozorovali výraznú redukciu fotosyntézy u buka pri koncentrácii ozónu nad 50 ppb. Mikkelsen (1995) uvádza 25 – 40 %-ný pokles rýchlosti fotosyntézy meranej pri saturačnej intenzite žiarenia (P_{Nmax}) u buka, počas fumigácie nízkymi koncentraciami ozónu. Tento pokles sa však nepreukázal pri popoludňajších meraniach po skončení fumigácie. Tak isto neboli zistené rozdiely v P_{Nmax} medzi jedincami rastúcimi pod vplyvom ozónu a jedincami kontrolnými, pri ranných meraniach pred začiatkom fumigácie. Tento jav indikuje, že ozónový efekt na P_{Nmax} , trvajúci 2 – 3 mesiace je reverzibilný počas nočných hodín. Ďalšou dôležitou skutočnosťou vyplývajúcou zo spomínaného experimentu je fakt, že vplyv ozónu na P_{nmax} bol významný v auguste, nie však pri júlových meraniach. Führer et al. (1993) poukazujú na fakt, že evidentná redukcia fotosyntetickej kapacity u smreka (31 – 78 %) bola pozorovaná, pri koncentrácii ozónu medzi 450 $nl.l^{-1}$ – 1000 $nl.l^{-1}$. Tak isto bolo zistené, že dlhodobé pôsobenie ozónu spôsobuje nevratné zmeny vo fotosyntetickej kapacite asimilačného aparátu smreka. Ozón znižuje fotosyntetickú kapacitu oveľa rýchlejšie u smrekových ihlič vyrastených v roku pôsobenia, ako u 1-ročných.

Príjem vzdušných polutantov do intercelulárneho priestoru listu je prevažne kontrolovaný prieduchmi. Otvorenosť prieduchov je priamo ovplyvňovaná druhom a koncentraciou plynov (Winner et al. ex Führer et al. 1993). Darrall (1989) uvádza, že ozón spôsobuje tak zvýšenie, ako aj pokles stomatálnej vodivosti u drevín. Preukázateľný (30%) pokles stomatálnej vodivosti u sadenic buka, spôsobený ozónom odpublikovali Le Thiec et al. (1994). U smreka bol zistený nárast stomatálnej vodivosti v súvislosti s dlhodobým pôsobením ozónu u výhonkov vyrastených v roku pôsobenia ozónu a naopak pokles stomatálnej vodivosti u 1-ročných a starších výhonkov (Wallin et al. 1990).

V súvislosti s pôsobením ozónu na lesné dreviny je veľmi často skúmané spolupôsobenie vodného stresu. Le Thiec et al. (1994), uvádzajú, že vplyvom mierneho stresu zo sucha dochádza k redukcii stomatálnej vodivosti a fotosyntézy, čo naznačuje stomatálnu limitáciu fotosyntézy. Zatváranie prieduchov môže ochraňovať asimilačný aparát drevín pred pôsobením oxidačného stresu, pretože redukuje vstup ozónu do fotosyntetického aparátu. Na druhej strane môže zatváranie prieduchov pozorované počas pôsobenia ozónu redukovat' prírastok asimilátov, v dôsledku poklesu príjmu CO_2 .

Výsledky z vplyvu ozónu na rast buka publikovali Pearson a Mansfield (1994). Autori uvádzajú nielen redukciu rastu výhonkov vplyvom ozónu, ale v kombinácii so suchom, aj znižovanie počtu internódií. Efekt znižovania počtu internódií môže dramaticky zmeniť architektúru bukových korún, ako aj počet listov na výhonkoch, čo môže mať negatívny vplyv na zníženie celkovej listovej (fotosyntetickej) plochy dreviny. Redukciu dĺžkového rastu výhonkov smrekov rastúcich v zvýšenej koncentrácii ozónu zistili aj Le Thiec et al. (1994). Zmeny v raste spôsobené ozónom nie sú len na úrovni nadzemných častí drevín, ale ako uvádzajú Davidson et al. (1992), ozón redukoval aj rast koreňov u buka. Treba mať však na pamäti, že v podmienkach globálneho znečistenia atmosféry nepôsobia stresové faktory

jednotlivo, ale synergicky. Interakcia ozón, mráz, sucho a intenzívna slnečná radiácia sú dôležitými faktormi, prispievajúcimi k poškodzovaniu najmä smreka vo vyšších polohách.

Súhrn a záver

Na záver je možné konštatovať, že ozón je v súčasnosti veľmi významný fenomén poškodzovania horských lesov. Preto je veľmi dôležité sledovanie jeho koncentrácií a vzťah k poškodzovaniu lesných drevín. Bez poznania týchto vzťahov nie je možné objasniť tak zložitú problematiku akou je novodobé poškodzovanie lesov imisiami. Výsledky meraní potvrdzujú, že územie Slovenska je vo veľkej miere zaťažované ozónom. V budúcnosti bude potrebné ešte vo väčšej miere doplniť kontinuálne merania koncentrácií ozónu ako aj ďalších meteorologických charakteristík paralelnými ekofyziologickými pozorovaniami lesných drevín.

Literatúra

- [1] Chu, S., 1995: Meteorological considerations in siting photochemical pollutant monitors. *Atmospheric Environment*. Vol. 29, No. 21, 2905 – 2913.
- [2] Comrie, A. C., 1994: A synoptic climatology of rural ozone pollution at three forest sites in Pennsylvania. *Atmospheric Environment*. Vol. 28, No.9, 1601 – 1617.
- [3] Darrall, N.M., 1989: The effect of air pollutants on physiological processes in plants. *Plant, Cell Environ.* 12, 1 – 30.
- [4] Davidson, S.R., Ashmore, M.R., Garretty, C., 1992: Effects of ozone and water deficit on the growth and physiology of *Fagus sylvatica*. *Forest Ecology and Management*, 51, 187 – 193.
- [5] Eamus, D., Murray, M., 1991: Photosynthetic and stomatal conductance responses of Norway spruce and beech to ozone, acid mist and frost – conceptual model. *Environ. Pollut.* 72, 23 – 40.
- [6] Fuhrer, G., Payer, H.D., Pglanz, H., 1993: Effects of air pollutants on the photosynthetic capacity of young Norway spruce trees. Response of single needle age classes during and after different treatments with O₃, SO₂, or NO₂. *Trees* 8, 85 – 92.
- [7] Gay, M.J., 1991: Meteorological and altitudinal influences on the concentration of ozone at Great Dun Fell. *Environment* 9, Vol. 25A, s. 1767 – 1779.
- [8] Graber, W. K., Andreani-Aksoyglu, S., Keler, J. E., Rosset, C. M., 1995: Multi-parcel Lagrangian model for quantification of influence of alpine air mass exchange on photo-oxidant production. *Atmospheric Environment*. Vol. 29, No. 21, 2961 – 2976
- [9] Le Thiec, D., Dixon, M., Garrec, J.P., 1994: The effects of slightly elevated ozone concentrations and mild drought stress on the physiology and growth of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst. and beech, *Fagus sylvatica* L., in open-top chambers. *New Phytol.* 128, 671 – 678.
- [10] Leonardí, S., Langebartels, C., 1990: Fall exposure of beech samplings (*Fagus sylvatica* L.) to ozone and simulated acidic mist: effects on gas exchange and leachability. *Water, Air, Soil Pollut.* 54, 143 – 153.
- [11] Lippert, E., (ed.) 1995: Ozónová vrstva Země, vznik, funkce, poškozování a jeho důsledky, možnosti nápravy. Nakladatelství Vesmír, MŽP ČR, 1995
- [12] Mikkelsen, T.N., 1995: Physiological responses of *Fagus sylvatica* L. exposed to low levels of ozone in open-top chambers. *Trees* 9, 335 – 361.
- [13] Pearson, M., Mansfield, T.A., 1994: Effects of exposure to ozone and water stress on the following season's growth of beech (*Fagus sylvatica* L.). *New Phytol.* 126, 511 – 515.
- [14] Sabo, P., Smetanová, E., Violová, A., Makatúra, I., Augustínová, E., Žiak, L., Koval'ová, M., 1996: Zachráňme ozónovú vrstvu. Živá planeta, Piešťany, 67 str. ozónu na Slovensku. In: Lesné ekosystémy a globálne klimatické zmeny, LVÚ Zvolen: 35 – 38.
- [15] Taylor, G., Dobson, M.C., 1989: Photosynthetic characteristics, stomatal responses and water relations of *Fagus sylvatica*: impact of air quality at a site in southern Britain. *New Phytol.* 113, 265 – 273.
- [16] UN-ECE, 1996: UN-ECE Critical Levels Workshop Report. Kuopio, Finland, s. 363
- [17] Wallin, G., Skärby, L., Sellden, G., 1990: Long term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. I. Effects on the capacity of net photosynthesis, dark respiration and leaf conductance of shoots of different ages. *New Phytol.* 115, 335 – 344.

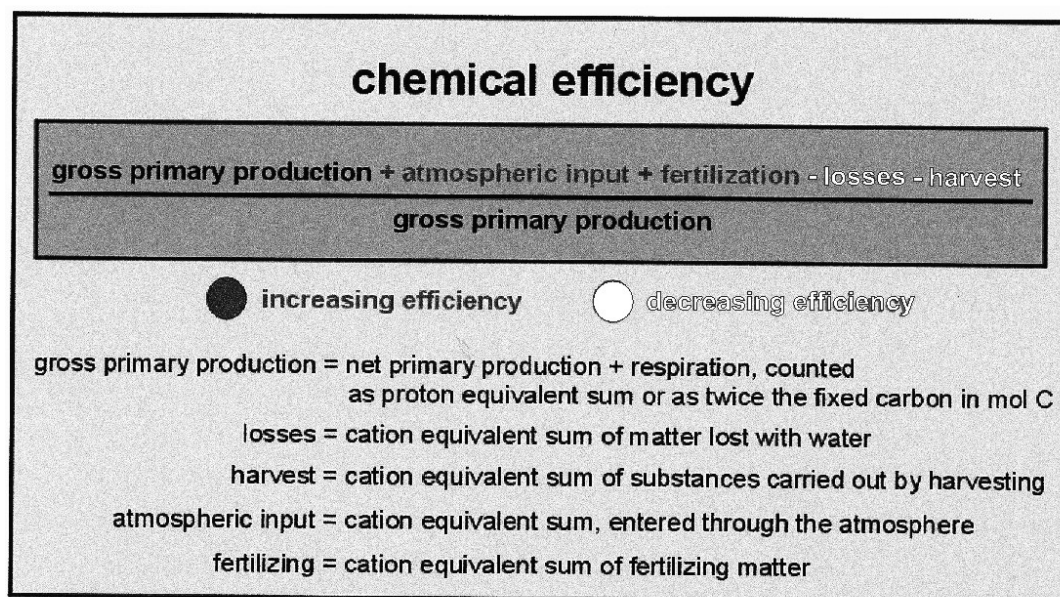
Atmosférická depozice a látkové toky různě obhospodařovaných malých povodí na Šumavě

Jan Procházka, Libor Pechar, Václav Včelák, Kateřina Wotavová
Laboratoř aplikované ekologie, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta,
Studentská 13, 370 05 České Budějovice, prochaz@zf.jcu.cz

Úvod

Cílem této studie je zhodnotit atmosférickou depozici v oblasti a porovnat látkové toky z povodí v závislosti na různém způsobu využití území.

Základní a klíčovou vlastností ekosystémů a jejich živé složky je neustálá přeměna jejich struktury a funkcí směřující k setrvalé existenci optimalizované směrem k uzavřeným cyklům vody, látek a k dokonalé disipaci sluneční energie bez náhlých tepelných ztrát (Capra 1996). Rozhodující úlohu v těchto procesech má vegetace. Lze předpokládat, že klimaxové porosty dosahují z hlediska ETR modelu maximálních hodnot chemické účinnosti, kterou lze pro povodí definovat podle vztahu uvedeném na obrázku č. 1.



Source: Ripl et al. unpublished

Obr. 1: Vyjádření vztahu chemické účinnosti povodí podle Ripla 1995.

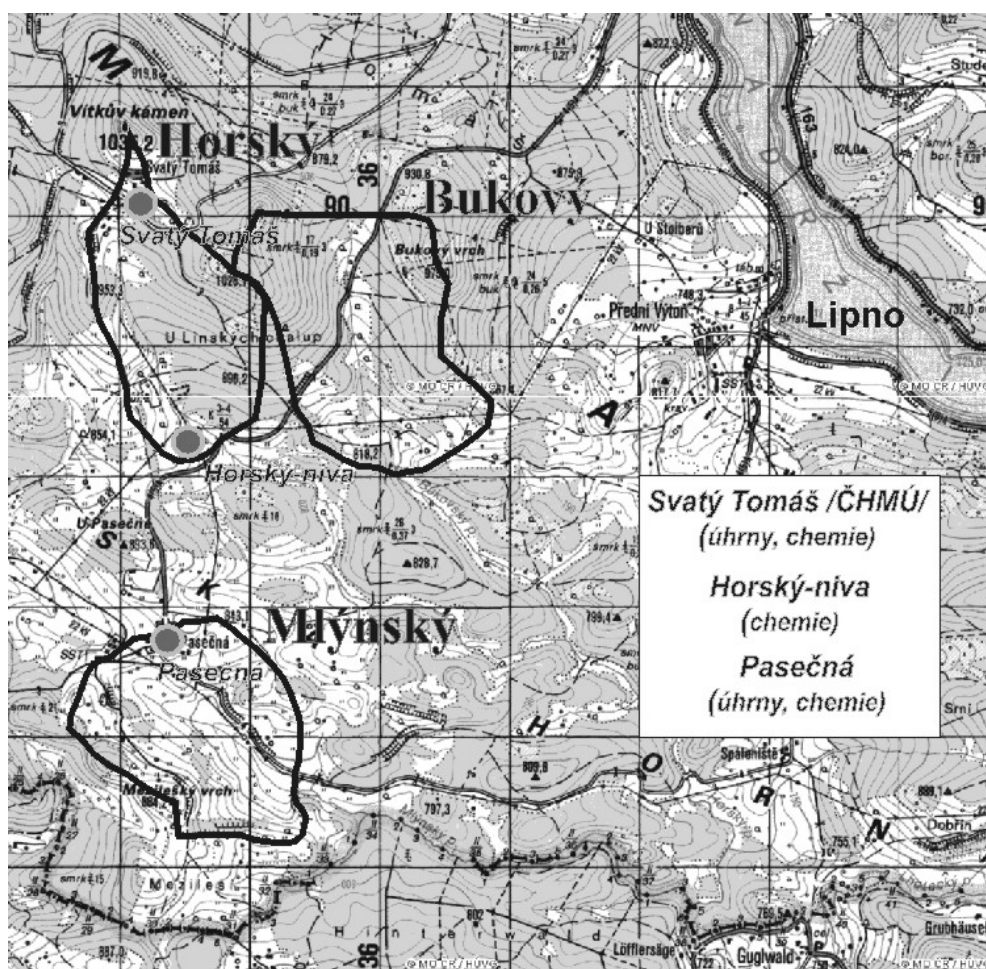
Pro ověření platnosti tohoto vztahu a jeho východisek vyžaduje sledovat srovnatelná území, která vykazují zřetelně odlišný charakter vegetačního krytu jako důsledek různého „land-use“, ale která zároveň nebudou pod vlivem změn v aktuální hospodářské činnosti. Tyto podmínky jsou však v podstatě splněny v oblasti bývalého hraničního pásma na pravém břehu Lipna, kde se sledovaná povodí nachází. Povodí Mlýnského potoka bylo v minulosti systematicky odvodněno, potok napřímen a zahluoben. Povodí si zachovalo podobný charakter jako před rokem 1945, 90% plochy povodí pokrývají polointenzivně obhospodařované louky a pastviny. Na povodí Bukového potoka se dříve z poloviny zemědělsky hospodařilo, dnes 95% plochy povodí pokrývá sekundární les s převahou smrku. Na povodí Horského potoka plošně vzrostly lesní porosty, zůstaly zde však plochy bezlesí extenzivně obhospodařované (kosené louky) a navíc zde vznikly plochy přirozené sukcese. Všechna tři povodí mají srovnatelnou plochu (cca 200 ha), expozici i nadmořskou výšku, výrazně se liší způsobem využití území.

Metody

V průběhu sezóny 1997 byly odebrány orientační vzorky, od roku 1998 pak byly prováděny pravidelné odběry a měření průtoků na závěrných profilech modelových povodí (ve 14ti denních intervalech). Průtok byl měřen na závěrných profilech metodou stanovení na bázi povrchové rychlosti (Mattas 1998). Přímou v terénu byla měřena aktuální teplota a vodivost (konduktivita) vody přístrojem Multiline P4 (WTW Germany).

V průběhu června 1999 byly instalovány na každém povodí automatické měřicí stanice, které průběžně registrují výšku hladiny (tlakovým čidlem), vodivost a teplotu odtékající vody. Současně byly profily osazeny vodočetnými latěmi, které slouží pro kontrolu a kalibraci zaznamenaných hodnot.

Od roku 1999 jsou měřeny denní srážkové úhrny v osadě Pasečná a současně jsou týdenní slévané úhrny (týdenní bulk) podrobovány chemickým analýzám. Ze stanice ČHMÚ na Svatém Tomáši jsou využívána data o srážkových úhrnech a jsou zde sbírány slévané vzorky pro chemické analýzy. Od roku 2002 je v provozu odběrové zařízení atmosférické depozice pro sběr třítydenních vzorků (3-týdenní bulk) v nivě Horského potoka (viz mapku na obr. 2).



Obr. 2: Lokalizace odběrových míst atmosférické depozice.

V analyzovaných vzorcích srážkových a odtékajících vod bylo měřeno pH a stanovena alkalita potenciometrickou titrací s 0.1 M HCl. Vzorky pro stanovení hlavních iontů a sloučenin N a P byly filtrovány přes skleněný filtr Whatman GF/C. Koncentrace amoniakálního N ($\text{NH}_4\text{-N}$), metodou plynové difúze (Karlberg, Twengström 1983), dusitanového N ($\text{NO}_2\text{-N}$), reakcí dusitanu s sulfanilamidem a *N*-(1-naftyl)-ethylendiaminem, dusičnanového N ($\text{NO}_3\text{-N}$), jako dusitany po redukci na Cd-Cu sloup-

ci, rozpuštěného reaktivního fosforu ($\text{PO}_4\text{-P}$), reakcí s molybdenanem, chloridů (Cl^-), reakcí chloridů s thiokyanidem rtuťnatým a síranů (SO_4^{2-}), reakcí síranů s bariem z methylthymolového komplexu byly stanoveny metodou průtokové injekční analýzy na přístroji Tecator FIA-Star (Parsons & al. 1984, Tecator 1983, 1984). Kationty Ca, Mg, K, Na, a kovy: Fe, Zn, Mn, Al byly stanoveny metodou AAS na přístroji Varian SpectrAA-640. Na základě pravidelných měření a odběrů, a jejich chemických analýz, jsou vypočítávány přibližné celkové ztráty látek vyplavováním z povodí.

Statistická zhodnocení získaných dat byla provedena programem Statistica (Statsoft, Inc., Tulsa) za použití popisných statistik (Descriptive statistics) a následně jednocestné analýzy rozptylu (One-way ANOVA). Pro zamítnutí resp. potvrzení vzájemných rozdílů mezi depozicemi a odtoky z jednotlivých povodí u každého vybraného parametru byl použit „Tukey“ test (Tukey honest significant difference test). Na výpočet roční srážko-odtokové bilance byla pro všechna povodí využita data o denních úhrnech srážek ze srážkoměrných stanic Svatý Tomáš (pro povodí Horského a Bukového potoka) a Pasečná (pro povodí Mlýnského potoka), data o průtocích z našich pravidelných měření a z dataloggerů.

Výsledky a diskuse

Zatímco v nižších polohách ve vnitrozemí, zejména pak v městských oblastech, tvoří významnou složku atmosférické depozice její suchá část (sedimentace prašných částic), ve sledované oblasti je hlavní složkou depozice její mokrá část, přenášená na zemský povrch atmosférickými srážkami. Svědčí o tom srážkové úhrny uvedené v následujících tabulkách, zaznamenávané na stanici Svatý Tomáš (ČHMÚ), která spadá do povodí Horského potoka. Dlouhodobý roční průměr v první polovině 20. století činil 963 mm, v posledních letech je roční úhrn poněkud vyšší – 1032 mm (tab. 1 a 2), a to v něm není započítán extrémní rok 2002, kdy zde byl zaznamenán roční srážkový úhrn 1434 mm. Výraznější vzrůst měsíčních úhrnů mezi prezentovanými časovými úseky byl zaznamenán v březnu a prosinci, což se projevuje i v potlačení rozdílu množství srážek mezi vegetačním a zimním obdobím.

Tab. 1: Průměrný úhrn srážek v mm (za období 1901 – 1950).

I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok	IV – IX	X – III
68	65	53	70	94	110	129	104	76	70	58	66	963	583	380

Pozn.: Zpracováno z Kontšeka 1958.

Tab. 2: Průměrný úhrn srážek v mm (za období 1991 – 2001).

I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok	IV – IX	X – III
63	64	92	63	90	113	117	97	84	79	74	95	1032	565	447

Pozn.: Zpracováno z dat ČHMÚ.

Tab. 3: Průměrný průtok (hydrologické roky 2000 – 2003).

	Mlýnský	Horský	Bukový
l.s^{-1}	58	45	48

Tab. 4: Hrubá srážko-odtoková bilance povodí za hydrologický rok 2001 v tis. m^3 .

	množství srážek spadlých do povodí	množství vody odtékající z povodí	% množství vody zachycené v povodí
Mlýnský	1999	1789	10
Horský	2023	1302	36
Bukový	2657	1418	47

Základní hydrologická charakteristika sledovaných povodí je uvedena v tabulkách (tab. 3 a 4). Nejvíce vody v průměru odtéká z povodí Mlýnského potoka, méně z povodí Bukového a Horského potoka.

Při srovnání množství srážek spadlých do povodí a vody, která odtéká závěrným profilem, je zřejmé, že nejvíce vody zůstává v povodí Bukového potoka, o něco méně v povodí Horského potoka a nejméně vody je schopno zadržet odvodněné povodí Mlýnského potoka.

Tab. 5: Chemická charakteristika atmosférické depozice (Pasečná, 1999 – 2003).

	n	x	±SD
vodivost	257	43,19	31,07
pH	268	5,41	0,69
KNK (4.5)	232	0,25	0,18
NO ₃ ⁻	262	2,34	1,89
NO ₂ ⁻	265	0,08	0,10
NH ₄ ⁺	265	1,12	1,38
Cl ⁻	265	1,28	2,37
SO ₄ ²⁻	242	7,39	6,35
Ca ²⁺	265	1,35	2,39
Mg ²⁺	265	0,29	0,39
Na ⁺	265	0,55	0,50
K ⁺	265	0,83	0,79
Fe	265	0,13	0,39
Mn	265	0,14	0,90

Tab. 6: Základní statistika chemismu odtékající vody na závěrných profilech, rozdílnost mezi povodími (v mg.L⁻¹, vodivost v uS.cm⁻¹, KNK v mmol). x – průměr, SD – směrodatná odchylka, n – počet vzorků, rozdílná písmena značí signifikantní rozdíly.

	Mlýnský				Horský				Bukový			p level	
	n	x	±SD		n	m	±SD		n	m	±SD		
vodivost	55	93.07	18.2	a	58	45.22	15.7	b	58	36.07	11.1	c	0.000
pH	62	6.37	0.3	a	62	6.07	0.5	b	62	5.97	0.6	c	0.000
KNK (4.5)	61	0.46	0.1	a	60	0.22	0.1	b	58	0.16	0.1	a	0.000
NO ₃ ⁻	63	8.15	2.5	a	63	2.12	2.3	b	63	2.41	6.6	a	0.000
NO ₂ ⁻	63	0.02	0.0		63	0.11	0.8		63	0.01	0.0		0.396
NH ₄ ⁺	63	0.05	0.1		63	0.07	0.3		64	0.06	0.3		0.431
Cl ⁻	63	1.77	1.3	a	63	1.07	0.8	b	63	1.08	1.8	a	0.004
SO ₄ ²⁻	62	12.73	6.8		61	11.56	6.0		61	11.52	8.2		0.582
Ca ²⁺	55	7.65	2.0	a	55	3.10	1.2	b	56	2.83	4.3	a	0.000
Mg ²⁺	55	1.62	1.0	a	55	0.80	0.4	b	56	0.63	0.4	a	0.000
Na ⁺	55	3.66	0.8	a	55	2.50	0.8	b	56	2.63	0.8	a	0.000
K ⁺	55	1.58	0.3	a	55	1.12	0.3	b	56	0.53	0.3	c	0.000
Fe	55	0.27	0.2	a	55	0.25	0.2	ab	56	0.18	0.1	ac	0.019
Mn	53	0.02	0.0		54	0.01	0.0		54	0.01	0.0		0.408

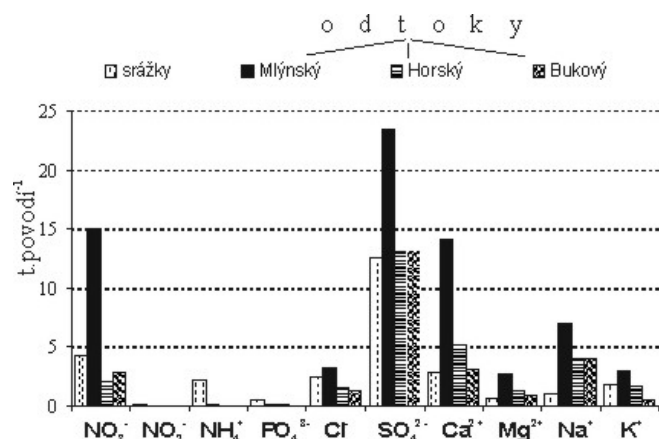
Retence vody v povodí prostřednictvím evapotranspirace je často v úzkém hydrologickém pohledu považována za ztrátu vody (Calder 1990). Ve větším měřítku vysoká evapotranspirace přináší více vody do krátkého vodního cyklu, a tím více vody do krajiny.

Hodnoty koncentrací iontů ve srážkách se ve svém součtu mezi lokalitami výrazně neliší, lze tedy předpokládat, že atmosférická depozice bude ve sledované oblasti srovnatelná a proto byla do výpočtů zahrnuta data pouze z lokality Pasečná, kde je k dispozici nejdelší časová řada. Na lesních plochách se analýza srážek ve sledovaných povodích nesleduje, ale na povrch zalesněných ploch povodí (pokud budeme povrch lesních ploch považovat za povrch povodí) bude dopadat srovnatelná depozice jako na bezlesí. Na tomto faktu nic nemění ani to, že pod korunami stromů bude depozice (koncentrace

iontů) výrazně vyšší, jak uvádí např. ve své práci z povodí šumavských jezer Ondrušová (1997). Statisticky byly prozatím analyzovány pouze průměrné koncentrace, pro další zpracování budou pro tento účel použity vhodnější vážené průměry hodnot, kde se dají očekávat výsledné koncentrace poněkud nižší. Charakteristika průměrného chemismu atmosférické depozice z lokality Pasečná za období 1999 až 2003 je uvedena v tabulce 5. Základní soubor dat o chemismu odtékajících vod z jednotlivých povodí z let 1998 – 2003 byl podroben statistické analýze se vzájemným porovnáním jednotlivých povodí (tab. 6).

I celková bilance látkových toků v povodích, vyjádřená jako poměr mezi množstvím látek dopadajících do povodí prostřednictvím atmosférické depozice a množstvím rozpuštěných látek odtékajících z povodí prostřednictvím povrchového odtoku, ukazuje na negativní vliv hospodářských zásahů v povodí. Z narušeného povodí Mlýnského odtéká mnohem více látek, než dopadá, lze tedy říci, že povodí látky ztrácí. Povodí Horského a Bukového potoka mají bilanci více méně vyrovnanou, resp. látky spíše zadržují.

Povodí Mlýnského potoka vykazuje předpokládané zhoršení krajinných funkcí, která se projevují nižším podílem vody zadržené v povodí a horší kvalitou odtékající vody. Vodivost a chemismus vod Horského a Bukového potoka jsou srovnatelné s obdobnými úseky povrchových vod centrální Šumavy (Mánek 1998). Naproti tomu koncentrace většiny iontů ve vodě Mlýnského potoka jsou výrazně vyšší a s tím souvisí i velká množství vodou odnášených rozpuštěných látek. Rozdílné chování lesních a nelesních povodí a obecně nižší ztráty látek z lesních povodí jsou obecně předpokládaným výsledkem (Moldan, Pačes 1987). Většina autorů dává odnos rozpuštěných iontů zejména z vrcholových oblastí Šumavy do souvislosti s acidifikací srážkami, biologickými i geochemickými procesy v půdě (Buedert, Kantor, 1999, Kopáček, et al. 2000, Moritz, Bittersohl 2000).



Obr. 3: Grafické srovnání ročních bilancí látek jednotlivých povodí (v t na povodí za hydrologický rok 2001).

Závěry

Sledovaná povodí na pravém břehu Lipna mají srovnatelnou expozici vůči srážkám. Výrazně vyšší specifický odnos všech hlavních iontů z povodí Mlýnského potoka je patrně důsledkem odvodnění a způsobu hospodaření.

Co se týká množství srážkové vody, úhrny jsou vyšší v návětrných hřebenových partiích (Sv. Tomáš – 1032 mm), v nižších polohách naopak o něco nižší (Pasečná 917 mm).

Hlavní složkou srážek jsou sírany a dusičnany, jejichž obsah do jisté míry určuje kyselost srážkových vod. V enklávách obcí – osad (Sv. Tomáš) je pH srážek poněkud vyšší než v lokalitě Horský – niva,

což je zřejmě způsobeno přítomností alkalických složek prašnosti, která neutralizuje kyselost srážek a do ovzduší se dostává nejspíše ze střech budov, kouřem z lokálního topení a z místních komunikací.

Výsledky hrubé srážko-odtokové bilance pro jednotlivá povodí (tab. 4) ukazují, že nejvyšší podíl vody je zadržen v povodí Bukového potoka (47 %), naopak nejnižší v povodí potoka Mlýnského (10 %).

Celkový obsah rozpuštěných látek vyjádřený jako vodivost, stejně jako průměrné koncentrace hydrogenuhličitanů (KNK), dusičnanů, vápníku, hořčíku, síranů a chloridů byly statisticky významně vyšší ve vodě Mlýnského potoka než ve vodách Horského a Bukového potoka.

Literatura

- [1] Buedert B., Kantor W., 1999: Water and element budgets in the Forellenbach area of Bavarian Forest National Park. *Silva Gabreta*, 3: 49 – 64.
- [2] Calder I.R., 1990: *Evaporation in the Uplands*. John Wiley & Sons Chichester, 16 – 39
- [3] Capra F., 1996: *The Web of Life. A New Synthesis of Mind and Matter*. Flamingo, Harper Collins Publishers, 320 pp.
- [4] Karlberg B., Twengström S., 1983: Applications based on gas diffusion and flow injection analysis. In: *Focus, Tecator Journal for Technological and Chemical Analyses*. 6, 14 – 15.
- [5] Mánek J., 1998: Vegetace a chemismus tekoucích vod horního Pootaví jako indikátory antropogenního zatížení [Vegetation and chemism of running waters in the upper part of the Otava catchment as indicators of anthropogenic impact]. *Silva Gabreta*, 2: 117 – 140.
- [6] Mattas D., 1998: Měření průtoků nestandardními metodami a v nestandardních podmínkách. Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha, 45 pp.
- [7] Moldan B., Pačes T. (ed.), 1987: *Geomon – International Workshop on Geochemistry and monitoring in Representative Basins*. Geological Survey, Praha 1987, 117 pp.
- [8] Moritz K., Bittersohl, J., 2000: Turnover of nitrogen and acidification in the small headwater catchment Markungsgraben. *Silva Gabreta*, 4: 63 – 70.
- [9] Parsons T.R., Maita Y., Lalli C.M., 1984: *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, Oxford, 173 pp.
- [10] Rippl W., 1995: Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecological Modelling*, 78: 61 – 76.
- [11] Tecator, 1983: Application note no. AN63/83.
- [12] Tecator, 1984: Application note no. ASTN15/84.

Vliv metabolitů lesní vegetace na chemismus podkorunových srážek

P. Skřivan¹, T. Navrátil¹, M. Vach¹, J. Špičková¹, D. Fottová²

¹ Geologický ústav AV ČR Praha, Rozvojová 135, 165 00 Praha 6, skřivan@gli.cas.cz

² Česká geologická služba Praha, Klárov Klárov 2/131, 118 21 Praha 1

Úvodem

Chemismus srážek pod korunami stromů (throughfall) je výsledkem řady procesů, ovlivňujících koncentrace jeho jednotlivých složek, jak již dříve konstatovala řada autorů (viz např. Heinrichs, Mayer 1980, Norden 1991, Skřivan et al. 1995). Chemické složení atmosférických srážek vstupujících do korun stromů je většinou obohacováno jejich interakcemi s nadzemní částí stromové vegetace několika způsoby:

- Smýváním tuhého atmosférického aerosolu, zadrženého impaktním záchytem na povrchu vegetace.
- Rozpouštěním plynných látek a jejich produktů, které byly zachyceny adsorpcí na povrchu asimilačních orgánů vegetace.
- Vyluhováním a/nebo iontovou výměnou metabolických produktů vegetace, které jsou vylučovány z povrchu asimilačních orgánů.
- Koncentrace chemických látek ve throughfallu také vzrůstá v důsledku částečného odpařování vodní fáze zadržené v korunách stromů.
- Naproti tomu je část některých původních chemických komponent atmosférických srážek ztracena v důsledku jejich příjmu povrchem asimilačních orgánů a následnou translokací do dalších tkání stromů (Hagemeyer a Lohrie 1995, Draaijers et al. 1997).

Koncentrace většiny chemických složek je ve throughfallu zpravidla vyšší než ve srážkách na volné ploše. Vzrůst jejich koncentrace závisí na intenzitě interakcí mezi kapalinou srážky a povrchem vegetace a tudíž také na hustotě koruny stromů (Kostelnik et al. 1989). Význam výše uvedených procesů pro konečné chemické složení throughfallu závisí na chemickém charakteru jednotlivých prvků a na jejich specifické úloze v metabolismu lesních dřevin.

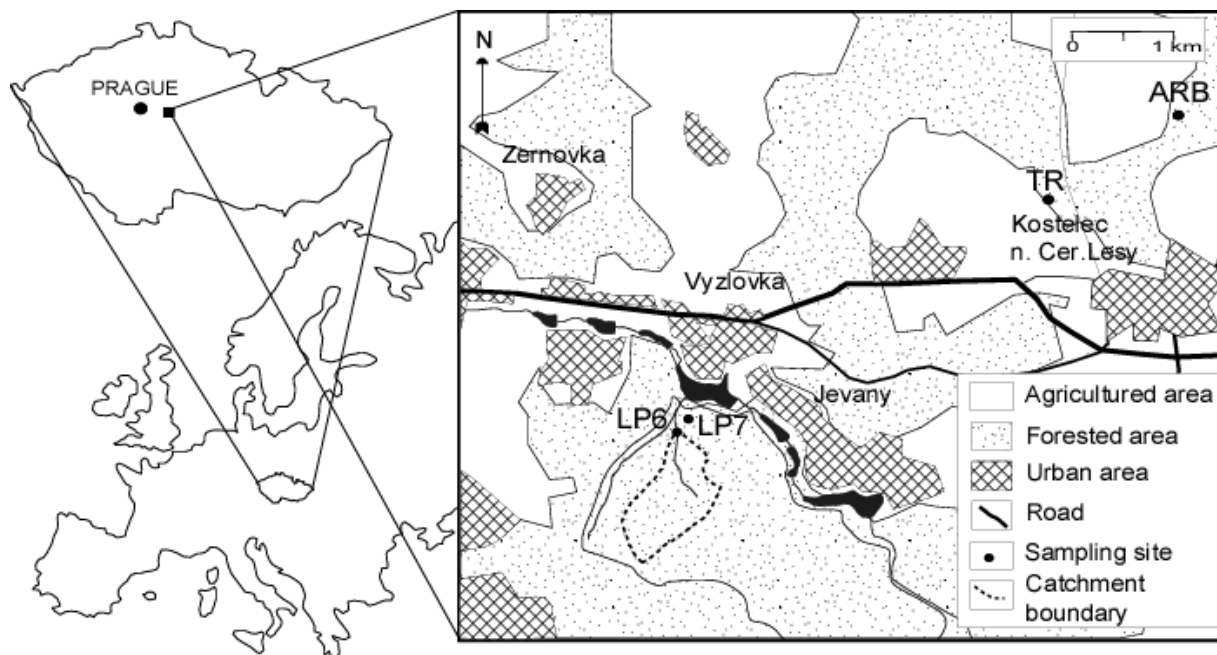
Cílem této práce bylo porovnat a zhodnotit vlastní data doposud získaná dlouhodobým monitoringem chemického složení srážek na volné ploše a pod korunami buku a smrku a určit chemické prvky, které jsou větší či menší měrou obohacovány ve throughfallu v důsledku metabolické činnosti stromů.

Studované území

Vzorky srážek na volné ploše a throughfallu byly postupně monitorovány od roku 1989 v oblasti Kostelce n. Č. lesy ve vzdálenosti cca 35 km od centra Prahy (obr. 1). Stručný popis uvedené oblasti s detailně a dlouhodobě studovaným povodím Lesního potoka je uveden v práci Minaříka et al. (1998). Povodí leží v NPR Voděradské bučiny na geologickém podloží říčanského a jevanského granitu. Geografické souřadnice měrného přelivu povodí jsou 49° 58' 35" s. š. a 14° 46' 40" v. d. Zcela zalesněné povodí má rozlohu 0,765 km². Jeho jižní hranice leží v nadmořské výšce 500 m, Thomsoův přeliv na severním konci povodí je ve výšce 406 m n.m. Průměrná roční srážková výška je 635 mm a průměrná roční teplota je zde 7,3°C (Skřivan et al. 2000).

Odběry vzorků srážek na volné ploše probíhají jednak na experimentální stanici LF ČZU Truba (lokality TR), cca 5.5 km SV od povodí (Skřivan et al. 1995) a v arboretu ČZU (lokality ARB), cca 1 km východně od lok. TR (viz obr. 1). Odběry vzorků throughfallu pod korunami buku (lok. LP6) probíhají od roku 1994, pod korunami smrku (lok. LP7) je throughfall vzorkován od roku 1996. Vzorky obou typů throughfallu jsou sbírány při severním okraji povodí pomocí sad kolektorů rovnoměrně rozmístěných na ploše cca 20 x 20 m. Lokality TR, LP6 a LP7 jsou současně využívány k monitoringu che-

mismu atmosférických srážek v rámci integrovaného monitoringu GEOMON, zajišťovaného ČGS Praha. Paralelně s monitoringem v oblasti Kostelce n.Č. lesy je za použití stejných metodik studována oblast Českého krasu, jejíž výsledky jsou diskutovány v samostatném příspěvku na tomto semináři (Špičková et al. 2004).



Obr. 1: Pozice lokalit monitoringu.

Odběry vzorků a jejich další zpracování

Postup odběru vzorků srážek na volné ploše i throughfallu je podobný proceduře popsané Bergem et al. (1994). Vzorky jsou sbírány v měsíčních intervalech pomocí několika typů kolektorů detailně popsaných dříve (Skřivan et al. 2000). Kolektory srážek na volné ploše sestávají z 1 L polyetylenové (PE) láhve opatřené skleněnou nálevkou upevněnou do uzávěru láhve. Nálevka je chráněna před ptačtvem PE pláštěm, upraveným z další PE láhve obrácené hrdlem dolů, jejíž dno bylo odříznuto tak, aby stěny tvořily vysoké ozuby. Hrdlo nálevky je chráněno před vnikáním větších zejména organických zbytků vegetace a hmyzu skleněnou bublinkou. Celé zařízení je zasunuto do plastové (PVC) roury, potažené hliníkovou fólií (ochrana před nadbytečným ohřevem), jež je upevněna na konci kovové tyče, usazené v zemi. Nálevky kolektorů jsou ve výšce cca 1,5 m nad zemí.

Vzorky throughfallu jsou odebírány do podobných kolektorů (typ VOSS – ČGS Praha), kde se však kapalným vzorkem zachycuje přímo do ozubených PE nálevek o průměru cca 11,8 cm. Ústí nálevky je v tomto případě opatřeno nylonovými sítky, která jsou uchycena ve šroubovacím uzávěru, spojujícím nálevku s 1 L PE sběrnou láhví.

Od roku 1996 jsou vzorky throughfallu současně odebírány pomocí nových zařízení vybavených skleněnými vřeteny, uchycenými nad horním okrajem válcovitého PE držáku pomocí osmi dovnitř obrácených jazýčků. V tomto případě se kapky throughfallu zachycují na povrchu vřetene, odkud pak stékají štěrbinou mezi vřetenem a PE držákem do malé skleněné nálevky, upevněné v šroubovacím uzávěru sběrné láhve. Na hrdlo nálevky je opět usazena skleněná bublinka, která uzavírá hrdlo a přitékající vodou se nadzvedává. Konstrukce zařízení brání ptačtvi v usedání na kolektory a současně účinně chrání vzorky před padajícím listím, jehličím a organickými zbytky, protože tento tuhý materiál klouže po horní kuželovité části vřetene a následně padá mimo sběrné zařízení. Tento typ kolektorů ovšem odebírá pouze vodu v kapalném skupenství. Sníh, který ostatně nereaguje s nadzemní částí vegetace a nepředstavuje tedy typický throughfall, padá mimo sběrnou láhev, a není tedy vzorkován. Více než osm let zkušeností s takto upravenými kolektory prověřilo jejich funkčnost při vzorkování throughfallu.

Všechny typy kolektorů, zejména jejich jednotlivé části přicházející do styku se vzorky, jsou vždy pečlivě myty předepsaným postupem před jejich instalací na stanovišti (horkou destilovanou vodou, 0,5% HNO₃, destilovanou a bidestilovanou vodou do konstantní vodivosti). Do láhví určených ke vzorkování srážek na volné ploše pro stanovení stopových prvků je předsazováno 2,5 ml zředěné (22% v/v) kyseliny dusičné, čistoty Suprapur, Merck, aby bylo zabráněno sorpci složek vzorku na stěny sběrných láhví. Kyselina také rozpouští formy kovů labilně vázané v tuhém aerosolu, takže analyzovaný kapalný vzorek (po jeho membránové filtraci v laboratoři) zahrnuje sumu těchto forem plus původní ve srážce rozpuštěné formy prvků. Sběrné láhve kolektorů sloužících k zachycování vzorků pro stanovení hlavních kationtů a aniontů nejsou předem okyselovány, a slouží proto i k měření elektrolytické vodivosti a pH vzorků.

Všechny sběrné 1L PE láhve se vzorky jsou v měsíčních intervalech transportovány (uzavřené v PE sáčcích) do laboratoře, kde jsou váženy pro stanovení objemu vzorků. V nekyselených vzorcích (vzorky stejného typu throughfallu jsou nejdříve proporcionalně slévány) je měřeno pH a vodivost, vzorky jsou dále filtrovány nitrocelulóзовými filtry (0,45 um, Sartorius). Původně nekyselené vzorky jsou stabilizovány kyselinou dusičnou a do analytického zpracování jsou uchovávány v chladničce při + 4° C. V současné době jsou vzorky srážek na volné ploše a obou typů throughfallu analyzovány na obsah Al, As, Ba, Be, Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Rb, Sr, Zn, NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, a F⁻. Prvky Ca, K, Na a Mg jsou stanovovány plamenovou AAS analýzou (Perkin – Elmer 3100, ČGS), ke stanovení vybraných minoritních a stopových prvků je využito AA spektrometrie (VARIAN SpectrAA 300, ČGÚ AV), buď elektrotermickou atomizací v grafitové kyvetě (GTA), nebo plamenovou technikou (FAAS).

Výsledky a diskuse

Chemické složení vzorků srážek na volné ploše odebíraných v měsíčních intervalech ukazuje na našich monitorovaných lokalitách postupné snižování koncentrace a depozičních toků typických technogenních prvků a iontů jako Be, Cd, Cu, Pb, Zn, F⁻, SO₄²⁻ a dalších, což je přisuzováno restrukturalizaci českého průmyslu po roce 1989, úplnému odsíření našich elektráren a v případě Pb snižování spotřeby olovnatého benzínu, až do zákazu jeho prodeje v roce 2000. Tyto skutečnosti jsme diskutovali dříve (Skřivan et al. 2000b). Od roku 1998 jsou oscilace v průměrných ročních depozičních tocích monitorovaných prvků a iontů zřejmě hlavně způsobeny krátkodobými změnami meteorologických situací (intenzitou a charakterem srážek, jejich rozdělením v průběhu hydrologického roku, silou a směrem větru atd.).

Rozhodli jsme se proto zkoumat depoziční toky (vypočtené ze stanovených analytických koncentrací a objemu vzorků) studovaných prvků za posledních 6 hydrologických roků, od r. 1998 do r. 2003. Ze souboru analyzovaných složek jsme vyloučili anionty a NH₄⁺. Prekursory těchto složek jsou totiž většinou plynné látky, které jsou odstraňovány z ovzduší jinými procesy než ostatní prvky. Sloučeniny dusíku a síry navíc podléhají v kapalných vzorcích významným chemickým transformacím v důsledku metabolické činnosti mikroorganismů.

Roční depoziční toky zbývajících souboru sledovaných prvků jsou prezentovány v tab. 1. Exaktní vyhodnocení vlivu metabolitů na výsledné koncentrace a toky jednotlivých monitorovaných prvků ve throughfallu, založené na pouhém porovnání s příslušnými hodnotami ve srážkách na volné ploše, naráží na několik základních problémů, které jsou v odborné literatuře opakovaně diskutovány. Předně, chemismus throughfallu odráží, více než srážky na volné ploše, chemické složení atmosférického aerosolu přízemní vrstvy ovzduší, protože nadzemní část porostů jej odtud více či méně účinně vyčesává. Povrch vegetace také zachycuje (adsorpcí a následnými chemickými reakcemi s povrchem) reaktivní atmosférické plyny. V důsledku evapotranspirace dochází k zahušťování původních atmosférických srážek a jejich dalšímu obohacování o vylučované a vyluhované metabolity. V určitých případech ale naopak dochází k úbytku obsahu některých – zpravidla toxických – prvků ve throughfallu, což je vysvětlováno jejich sorpcí a následným transportem větvemi do xylému kmenů, kde jsou tyto prvky ukládány v kmenovém jádru.

Při výpočtech velikosti vnitřního koloběhu jednotlivých prvků (metabolickou činností vegetace) se obvykle předpokládá, že sodík neprochází vnitřním cyklem stromové vegetace (Draaijers et al. 1997). Za předpokladu, že veškerý chloridový anion v ovzduší je marinního původu, je potom možno na základě stálého poměru prvků, především Na, K, Ca, Mg a Cl v oceánském spreji odečíst odpovídající podíl těchto prvků a diskutovat původ jejich zbývající části ve throughfallu. Naše výsledky ale dokládají, že samotný hmotnostní poměr chlóru k sodíku výrazně kolísá a ve většině případů je značně vyšší než poměr v mořské vodě (1,746). Tuto skutečnost jsme diskutovali již dříve (Vach et al., v tisku) a vyšší obsah Cl přisuzujeme přítomnosti plynného HCl v ovzduší jako dalšího antropogenního acidifikantu, pocházejícího pravděpodobně hlavně ze spalování uhlí, ze spaloven a chemických provozů. Přítomnosti plynné formy chlóru nasvědčuje i vyšší průměrný poměr Cl/Na ve throughfallu (v letech 1998 – 2003 činí 2,87 u THB, 3,41 u THS) ve srovnání s hodnotou 2,44 pro srážky na volné ploše (viz tab. 1). Charakteristiky depozice Na a Cl na našich monitorovaných lokalitách dále naznačují, že určitá část obou těchto prvků je vázána – zejména v sušších obdobích – na poléťavý prach ve formě zbytků soli, používané k zimnímu ošetřování komunikací. Zde však poměr Cl/Na patrně odpovídá spíše teoretickému poměru v NaCl (1,5418), a je tedy ještě nižší než v marinním aerosolu. Detailní informace, zejména o vlivu směru proudění v atmosféře na chemické složení vzorků srážek poskytuje další práce zahrnutá v tomto sborníku (Fišák et al. 2004).

Uvedené skutečnosti nám proto nedovolily ani hrubý odhad podílu kovů, pocházejících z marinního aerosolu. Při odhadu rozsahu vlivu metabolické činnosti dřevin na chemismus throughfallu jsme byli proto odkázáni na porovnání relativní velikosti normalizovaných hodnot toků jednotlivých prvků v daném typu throughfallu.

Exaktním způsobem normalizace dat by bylo využití chemických dat ze srážek na volné ploše odebíraných v místech, kde jsou též sbírány vzorky obou typů throughfallu. Protože tato data nejsou k dispozici, bylo k výpočtu použito průměrných ročních hodnot depozičních toků jednotlivých prvků na lokalitách TR a ARB, vzdálených cca 5.5 km SV od lokalit vzorkování throughfallu. Základním souborem jsou v tomto případě hodnoty toků z lokality TR, protože zde jsou k dispozici kompletní soubory, včetně dat o Na, K, Ca a Mg. Chemické složení srážek na volné ploše, a tím i depozičních toků příslušných prvků, je zde ovšem do jisté míry ovlivněno charakterem této lokality. V její blízkosti (cca 150 m) vedou dvě málo frekventované komunikace III. třídy, Kostelec – Český Brod a Truba – Kozojedy. Na křižovatce těchto silnic, ve vzdálenosti cca 200 m od kolektorů, je několik obytných stavení, která v zimě používají k vytápění tuhá paliva (dřevo a uhlí). Lokalita ARB je situována cca 1 km V od lok. TR, uprostřed arboreta pražské České zemědělské university. Tato lokalita svým charakterem lépe reprezentuje hodnoty pozadí, protože nemá v okruhu min. 400 m žádné trvale obývané objekty a nejbližší komunikace (Kostelec – Č. Brod) je vzdálena víc než 800m. Tato lokalita ovšem není zahrnuta do integrovaného monitoringu ČGS GEOMON a zdejší vzorky proto nejsou analyzovány na obsah hlavních kationtů a aniontů. Lokality odběru vzorků throughfallu (viz obr. 1) jsou z hlediska kvality vstupujících atmosférických srážek patrně na stejné nebo lepší úrovni než na lokalitě ARB. Od SZ, S, SV až V jsou chráněny vodními plochami, zejména rybníků Louňovického, Pařezu a Vyžlovského. Z ostatních stran jsou chráněny dostatečně rozsáhlou oblastí lesů, kde se na čištění přízemní vrstvy ovzduší od aerosolu výrazně uplatňuje tzv. „edge effect“. Minimální šířka lesního pásu (cca 1 km) odděluje od západu lokality od nejbližší převážně rekreační obce Louňovice.

K normalizaci látkových toků jednotlivých prvků v bukovém i smrkovém throughfallu bylo z výše uvedených důvodů použito toků Na, zejména s ohledem na předpokládaný nulový metabolický podíl Na ve throughfallu a na jeho převážně přirozené (pedogenní, event. marinní) zdroje v atmosférickém aerosolu. Hodnoty Na ve srážkách na volné ploše na lokalitě TR a v příslušném typu throughfallu byly uplatněny ve vztahu $E_{TFB,TFS}(Me) = F_{BP Na} / F_{TFB,TFS Na} * F_{TFB,TFS Me} / F_{BP Me}$, kde $E_{TFB,TFS}(Me)$ je faktor obohacení daného prvku v daném typu throughfallu, $F_{BP Na}$ a $F_{BP Me}$ jsou průměrné roční hodnoty depozičních toků Na a prvku Me na volné ploše a $F_{TFB,TFS Na}$ a $F_{TFB,TFS Me}$ jsou průměrné roční hodnoty látkových toků Na a prvku Me v příslušném typu throughfallu.

Tab. 1: Průměr depozičních toků prvků za léta 1998 – 2003. Hodnoty pro Ca, K, Mg, Na a Cl jsou v $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$, ostatní v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$. Hodnoty $\Delta\text{Cl}_{\text{mar}}\%$ a $\Delta\text{Cl}_{\text{NaCl}}\%$ znamenají procentní odchylku od teoretického poměru v moři (1,7455) a v NaCl (1,5418).

lokality	Ca	K	Mg	Na	Cl	Al	As	Ba	Be	Cd	Fe	Mn	Ni	Pb	Rb	Sr	Zn	Cl/N a	$\Delta\text{Cl}_{\text{mar}}\%$	$\Delta\text{Cl}_{\text{NaCl}}\%$
BP - TR	231	102	35	114	283	24387	198	886	6,3	41	36525	13912	289	963	208	585	5611	2,44	39,70	58,20
BP - ARB						20108	156	1229	6,6	36	25806	13469	279	711	177	561	4632			
TFB - LP6	591	1382	300	150	430	13178	144	1283	8,7	34	14012	49005	275	316	3215	1025	5147	2,87	64,60	86,40
Ef_{TFB/TR}	1,95	10,29	6,62	1,00	1,16	0,41	0,55	1,10	1,05	0,62	0,29	2,68	0,72	0,25	11,76	1,34	0,70			
Ef_{TFB/ARB}						0,50	0,70	0,80	1,00	0,71	0,41	2,77	0,75	0,34	13,87	1,39	0,85			
TFS - LP7	605	1854	233	169	573	18439	191	2099	8,3	43	25431	97390	424	342	5997	1515	7443	3,41	95,30	121,10
Ef_{TFS/TR}				1,00	1,37	0,51	0,65	1,60	0,89	0,70	0,47	4,73	0,99	0,24	19,46	1,75	0,90			
Ef_{TFS/ARB}						0,62	0,83	1,15	0,85	0,80	0,67	4,89	1,03	0,33	22,94	1,83	1,09			

Hodnoty faktoru obohacení pro jednotlivé studované prvky jsou uvedeny v tab. 1. Hodnoty vyšší než 1 by v zásadě měly u příslušného prvku naznačovat přítomnost produktů metabolické činnosti stromové vegetace. Pozoruhodné jsou ovšem hodnoty E_f menší než 1, a to u Fe, Pb, As, Cd, Al (Zn, Ni). Ve srovnání s typicky terigenním Na, jehož tok ve throughfallu je patrně hlavně vlivem vyčesávání atmosféry od prachových částic mírně vyšší, jsou toky typicky antropogenních (technogenních) prvků Pb, As, Zn, Cd, Ni a Fe vyšší ve srážkách na volné ploše přinejmenším na lokalitě TR. Obecně vyšší prašnost této lokality dokumentuje zejména vysoký obsah Al (a Fe). Z uvedených hodnot by bylo možno usuzovat, že obsah patrně všech těchto prvků je ve vstupujících srážkách na lokalitách odběru vzorků throughfallu nižší než na lok. TR a nižší nebo stejný ve srovnání s lok. ARB. Z této skutečnosti dále vyplývá, že i hodnoty prvků majících $E_f > 1$ jsou spíše podhodnocené.

Nejvyšší hodnoty E_f vykazují podle očekávání základní nutrienty a důležité esenciální prvky, a to v pořadí $K > Mg > Mn > Ca$. Současně s těmito prvky se zjevně projevuje výrazný vliv vyluhování metabolitů také u Rb, Sr a Ba. Obohacení throughfallu rubidiem je mimořádně vysoké, patrně dokonce vyšší, než u jeho homologu draslíku. Toto zjištění je – přinejmenším u throughfallu pod smrkem – v soulase s výsledky studia Toblera et al. (1994) a Wytenbacha et al. (1995). Tito autoři popisují postupný pokles koncentrace Rb (a Cs) se stářím ve smrkovém jehličí, který nemusí být stejně rychlý jako u draslíku. Překvapivě vysoké hodnoty depozičních toků Rb v obou typech throughfallu i extrémní hodnoty faktoru obohacení Rb svědčí o rozsáhlém příjmu tohoto prvku kořenovým systémem lesních dřevin, který je podmíněn velmi blízkými chemickými charakteristikami rubidia a draslíku (poloměrem iontů, elektronegativitou, iontovým charakterem vazby těchto alkalických kovů ve všech jejich sloučeninách apod.). Naproti tomu však nenalézáme podobnou výraznou paralelu mezi Ca, Sr a zejména Ba, které je v podložních horninách i půdách dokonce hojnější, než Sr.

Poděkování

Výzkumy byly financovány z prostředků grantu B3013203 GA AV ČR. Finanční podporu dále poskytlý výzkumné záměry AV 0 Z3042911 a AV 0 Z3013912 (GLÚ AV ČR) a Program rozvoje vědy v klíčových směrech K3046108 – Projekt No. 08.

Literatura

- [1] Berg, T., Royset, O. and Steinnes, E., 1994. *Atmosph. Environ.* 21: 3519 – 3536.
- [2] Draaijers, G.P., Erisman, W., Van Leeuwen, N.F.M., Romer, F.G., Te Winkel, B.H., Veltkamp, A.T., Vermuelen, A.T., Wyers, G.P., 1997. *Atmosph. Environ.* 31 (3): 387 – 397.
- [3] Fišák, J., Weignerová, V., Řezáčová, D., Potužníková, K. 2004. *Tento sborník*.
- [4] Hagemeyer, J. and Lohrie, Katharina, 1995. *Trees*, 9: 195 – 199.
- [5] Heinrichs, H. and Mayer, R., 1980. *J. of Environ. Quality*. 9: 111 – 118.
- [6] Kostelnik, K.M., Lynch, J.A., Grimm, J.W. and Corbett, E.S., 1989. *J. Environ. Quality* 18: 274 – 280.
- [7] Norden, U., 1991. *Water, Air, and Soil Pollut.* 60: 209 – 230.
- [8] Skřivan, P., Rusek, J., Fottová, D., Burian, M., Minařík, L., 1995. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85: 841 – 846.
- [9] Skřivan, P., Minařík, L., Burian, M., Martínek, J., Žigová, A., Dobešová, I., Kvídová, O., Navrátil T., Fottová, D., 2000a. *GeoLines* (Occasional Papers in Earth Sciences of the GLÚ AV ČR), 12: 41 – 62.
- [10] Skřivan, P., Navrátil, T., Burian, M., 2000(b). *Scientia Agriculturae Bohemica*, 31: (2), 139 – 154.
- [11] Tobler, L., Bucher, J., Furrer, V., Schleppei, P., Wytenbach, A., 1994. In: *Biological Trace Element Research*, Vol 43, 1994, pp. 195 – 205 (G.N. Schrauzer editor), Humana Press Inc.
- [12] Špičková, J., Dobešová, I., Vach, M., Burian, M., Skřivan, P. *Tento sborník*.
- [13] Vach, M., Fišák, J., Navrátil, T., Fottová, D., Špičková, J., and Skřivan, P.: *Studia Geophysica et Geodaetica* (v tisku).
- [14] Wytenbach, A., Bajo, S., Bucher, J., Furrer, V., Schleppei, P., Tobler, L., 1995. *Trees*, 10: 31 – 39.

On the complex mathematical modelling of some 2D and 3D atmospheric boundary layer flow problems

I. Sládek¹, K. Kozel¹, Z. Jaňour²

¹Department of Technical Mathematics, Faculty of Mechanical Engineering,
Czech Technical University of Prague, sladek@marian.fsik.cvut.cz

²Institute of Thermomechanics, Czech Academy of Sciences

The paper presents a mathematical and numerical investigation of the atmospheric boundary layer (ABL) flow over complex terrain. Two mathematical models mentioned are based upon: 1) the full RANS equations written in the conservative form and 2) the Boussinesq approximation of RANS equations re-casted in the non-conservative form. Both models are formulated for an incompressible flow under the indifferent atmospheric stratification together with a simple algebraic turbulence closure and given steady boundary conditions. A dispersion of passive pollutant has been considered as well. Both models have been applied to several real-case 2D and 3D atmospheric problems. Hereafter are shown some results from a wall modelling study of the 3D-flow over a complex Prague's agglomeration. The concept of a wall function approach is evaluated and the results are compared with a no-slip wall modelling.

Mathematical models

Two mathematical models are mentioned. Both of them are based upon the Reynolds averaged Navier-Stokes (RANS) equations. The flow is assumed to be turbulent, viscous, incompressible and stationary.

RANS model

The model is based on the RANS approach and the governing equations modified according to the method of artificial compressibility can be re-casted in the conservative and vector form

$$\vec{W}_t + \begin{pmatrix} u \\ u^2 + \frac{p}{\tilde{\rho}} \\ uv \\ uw \\ uC \end{pmatrix}_x + \begin{pmatrix} v \\ vu \\ v^2 + \frac{p}{\tilde{\rho}} \\ vw \\ vC \end{pmatrix}_y + \begin{pmatrix} w \\ wu \\ wv \\ w^2 + \frac{p}{\tilde{\rho}} \\ wC \end{pmatrix}_z = \begin{pmatrix} 0 \\ Ku_x \\ Kv_x \\ Kw_x \\ \frac{K}{\sigma_c} C_x \end{pmatrix}_x + \begin{pmatrix} 0 \\ Ku_y \\ Kv_y \\ Kw_y \\ \frac{K}{\sigma_c} C_y \end{pmatrix}_y + \begin{pmatrix} 0 \\ Ku_z \\ Kv_z \\ Kw_z \\ \frac{K}{\sigma_c} C_z \end{pmatrix}_z \quad (1)$$

where $\vec{W} = (p/\beta^2, u, v, w, C)^T$ stands for the vector of unknown variables: the pressure p , the velocity vector $\vec{V} = (u, v, w)^T$ and the concentration of passive pollutant C , parameter K refers to the turbulent diffusion coefficient, see equation (5), β is related to the artificial sound speed and finally σ_c abbreviates the turbulent Prandtl's number. The three terms on the r.h.s of (1) represent physical viscous fluxes, the corresponding terms on the l.h.s. denote the inviscid ones.

The Boussinesq approximation model

The RANS equations are modified by the so called Boussinesq approximation according to which the mean turbulent quantities appearing in the RANS equations are decomposed into the background "synoptic-scale" field denoted by subscript $_0$ and the topography induced "meso-scale" perturbation

denoted by ρ'' . This decomposition is applied to the density $\rho = \rho_0 + \rho''$, the pressure $p = p_0 + p''$ and the potential temperature $\Theta = \Theta_0 + \Theta''$. Under the neutral stratification of ABL, the governing equations can be re-casted in the non-conservative form

$$\frac{p''}{\beta^2} + u_x + v_y + w_z = 0 \quad (2)$$

$$\vec{V}_t + u\vec{V}_x + v\vec{V}_y + w\vec{V}_z = -\frac{\nabla p''}{\rho_0} + \{[K\vec{V}_x]_x + [K\vec{V}_y]_y + [K\vec{V}_z]_z\} \quad (3)$$

where the symbols are explained above. The same form as the momentum equations (3) has also the transport equation for the dispersion of passive pollutant

$$C_t + uC_x + vC_y + wC_z = \left[K \frac{C_x}{\sigma_C} \right]_x + \left[K \frac{C_y}{\sigma_C} \right]_y + \left[K \frac{C_z}{\sigma_C} \right]_z. \quad (4)$$

Notice, both mathematical models (1) and (2)–(4) should give the same predictions under the neutral stratification assumption.

Turbulence model

A simple algebraic turbulence model is applied for both systems (1) and (2)–(4) of governing equations in order to close the problem. The diffusion coefficient K is expressed as follows

$$K = \nu + \nu_T \quad \text{where} \quad \nu_T = l^2 \sqrt{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2} \quad (5)$$

where ν_T is the turbulent viscosity, ν is the laminar one. The symbol l refers to the Blackadar's mixing length computed by

$$l = \frac{\kappa(z + z_0)}{1 + \kappa \frac{(z+z_0)}{l_\infty}} \quad l_\infty = \frac{27|V_g|10^{-5}}{\lambda} \quad (6)$$

where κ is the von Karman constant, λ denotes the Coriolis parameter, z_0 is the surface roughness length, l_∞ represents the mixing length for $z \rightarrow \infty$ and $|V_g|$ abbreviates the geostrophic wind velocity.

Boundary conditions

Both models (1) and (2)–(4) use the following boundary conditions – Inlet: u, v, w, C prescribed according to the experiment or theory; Outlet: homogeneous Neumann for u, v, w, C ; Wall: the no-slip condition for velocity components or velocity wall-function, $\frac{\partial C}{\partial n} = 0$; Top face: Dirichlet or homogeneous Neumann for u, v, w, C ; Side faces: periodic or non-periodic.

Numerical models

Both models (1) and (2)–(4) can be solved in the computational domain under stationary boundary conditions for $t \rightarrow \infty$ (t is an artificial time) to obtain the expected steady-state solution for all un-

knowns – the pressure, the three velocity components and the concentration of passive pollutant. The finite volume method (cell centered) together with multi-stage explicit Runge-Kutta time integration scheme is applied to the first system (1). On the other hand, the semi-implicit finite difference scheme is used for the second system (2)–(4). The solution procedure is divided into two steps: a) the velocity components are computed from the momentum equations (3) then b) the pressure is evaluated from the modified continuity equation (2). Both numerical methods need to be stabilized by the artificial diffusion terms of either second or fourth order.

Validation of models

The first model (1) has been validated through the ERCOFTAC's test-case of fully developed channel flow over 2D polynomial-shaped hill mounted on a flat plate. The Almeida's experimental [1] and the ERCOFTAC's $k-\varepsilon$ reference numerical data [2] have been used for comparison [6]. The second model (2)–(4) has been validated by the experimental and reference numerical data taken from [3]. Boundary layer type of flow over sinusoidal 2D-single-hills of different shapes has been tested [4], [5]. The results from both validation studies showed quite acceptable agreement with the target data when taking into account the simplicity of the algebraic turbulence model mentioned above.

The real case application

A wall modelling study of the 3D-flow over a complex relief of Prague's agglomeration have been performed and mainly the concept of a wall function approach was evaluated and the results have been compared with a no-slip wall modelling.

Wall function

Wall modelling is quite important. If the no-slip condition is applied, the grid must be sufficiently fine in the wall vicinity to resolve sufficiently all gradients. However, this increases the CPU-cost of such simulation due to the insufficient stability condition for the explicit scheme. On the other hand, the wall-function approach is much less CPU time consuming since the grid is significantly coarser at the wall. The first inner grid node should be placed within the near-ground layer of the typical thickness about 50 m. Also the flow must be fully turbulent and not separated. Below this level the velocities are computed from an analytical expression

$$\sqrt{u^2 + v^2 + w^2} = \frac{u^*}{\kappa} \log\left(\frac{z_1}{z_0}\right) \quad (7)$$

where u^* denotes the friction velocity, and z_1 is the distance of the first inner grid node from the wall.

Definition of the computational case

The computational domain is 43 km long, 35 km wide, about 1 km high and is discretized by

- the case of no-slip wall condition: 150x100x16 mesh cells, uniformly distributed in the horizontal directions and exponentially distributed in the vertical direction, $\Delta z_{min} \approx 4.6$ m
- the case of wall function: 150x100x10 mesh cells, uniformly distributed in the horizontal directions and exponentially distributed in the vertical direction, $\Delta z_{min} \approx 28.3$ m

The other parameters are: the mean free stream velocity $U = 10$ m/s, the characteristic wall-normal domain dimension $L = 1000$ m and corresponding Reynolds number $Re = U \cdot L / \nu = 6.7 \cdot 10^8$, the roughness parameter $z_0 = 1$ m, the friction velocity $u^* = 0.33$ m/s and the power law exponent 0.3 is used for the inlet velocity profile, indifferently stratified ABL is supposed.

The full RANS mathematical model (1) has been used to compute the velocity – pressure flow field over this complex topography using the no-slip wall condition and the wall function (7).

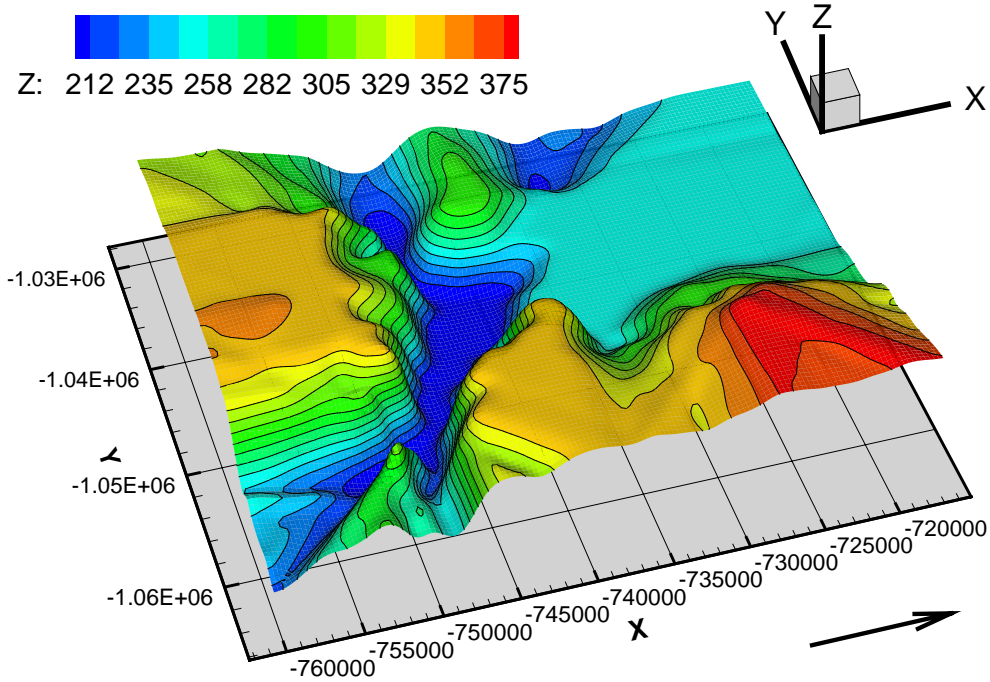


Fig. 1: The ground relief of Prague's area colored by geographical altitude [m].

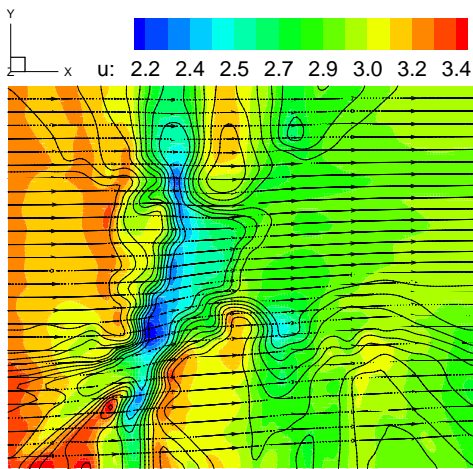


Fig. 2: Wall function modelling, u -velocity colormap.

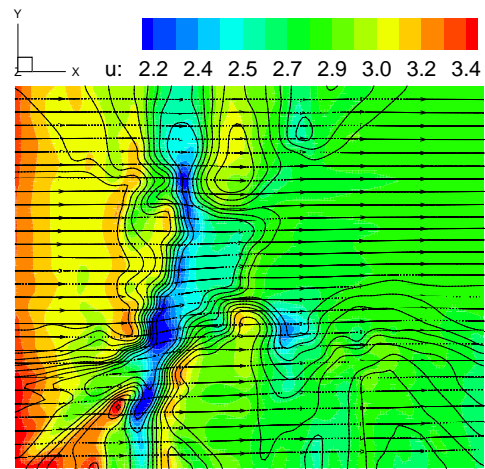


Fig. 3: No-slip wall modelling, u -velocity colormap.

Some numerical results

The comparison of results obtained from both wall modelling approaches (wall function, no-slip condition) can be seen on the horizontal near-ground cutplanes ($\square 28 m$ above ground) colored by the u -velocity component in [m/s] together with superimposed streamlines and also geographical altitude contours, see figures 2, 3. Both figures have the same scale. One can see the overall not only qualitative agreement between the figures 2, 3 and also the effect of the Prague's valley which decelerates the flow and deviates it from the original direction. The comparison is performed at the same simulation time.

Conclusion

We have briefly mentioned both mathematical models (1) and (2)–(4) and also some results from 3D-simulations of a flow over a Prague's agglomeration using different wall-conditions have been shown. These models require just a few input data to provide a quite complex and detailed information about the flow structure in the domain of interest. This makes possible a complex study of the 3D-atmospheric processes in deep.

In particular, our models have been designed in such a way that it would be easy to employ them as a "subgrid" models for some large- or "meso-scale" meteorological models. In such a case the large-scale model would provide the boundary and initial conditions for our "subgrid" models which could handle more precisely the local effects and moreover which could transfer the information back to the large-scale models.

Nevertheless, our models should be improved to account for such effects like the atmospheric thermal stratification which plays a dominant role in the atmosphere but also a more complex turbulence modelling should be performed as well as the next validation.

Acknowledgement

The financial support for the present project is partly provided by the COST Grant No. OC 715.70. and MSM 210000003.

References

- [1] Almeida G.P., Durao D.F.G., Heitor M.V.: Wake Flows Behind Two Dimensional Model Hills, *Exp. Thermal and Fluid Science*, 7, pp. 87, 1992.
- [2] Davroux A., Hoa C., Laurence D.: Flow Over a 2D Hill – Reference Solutions for k - ϵ and Second Moment Closure Turbulence Models, Workshop, Karlsruhe, 1995.
- [3] Kim G.H., Lee M.Ch., Lim C.H., Kyong H.N.: An Experimental and Numerical Study On the Flow Over Two-dimensional Hills, *Journal of Wind Eng. and Industrial Aerodynamics*, Vol. 66, No. 1., p. 17–33, Elsevier 1997.
- [4] Bodnár T., Kozel K., Ph. Fraunié, Jaňour Z.: Numerical Simulation of Flow and Pollution Dispersion in 3D Atmospheric Boundary Layer, *Computing and Visualization in Science*, Vol. 3, Num. 1–2, Springer Verlag, Berlin, May 2000.
- [5] Bodnár T., Fraunié P., Kozel K., Beneš L.: Numerical Modelling of Pollution Dispersion in Complex Terrain, *Air Pollution IX*. Southampton, WIT Press, 2001, pp. 85–94, ISBN 1-85312-877-5.
- [6] Beneš L., Jaňour Z., Kozel K., Sládek I.: Mathematical Modelling and Numerical Solution of Atmospheric Boundary Layer, *Proceedings in CD-ROM*, ISSN 1560-7534, Vol 6, Novosibirsk, June 2001.
- [7] Bodnár T., Beneš L., Jaňour Z., Kozel K., Sládek I.: On the Complex Atmospheric Flow Modelling Including Pollution Dispersion, conference – Wind Effects On Trees, Karlsruhe, September 2003, pp. 183–188, ISBN 3-00-011922-1.
- [8] Sládek I., Kozel K., Jaňour Z., Gulíková E.: On the Mathematical and Numerical Investigation of the Atmospheric Boundary Layer Flow With Pollution Dispersion, conference – Urban Wind Engineering and Building Aerodynamics, VKI Brussels, May 2004, pp. C.9.1–C.9.10, ISBN 2-930389-11-7.

Ovlivnění kvality zemědělské půdy atmosférickou depozicí

Luděk Šefrna

UK Praha, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie,
Albertov 6, 128 43 Praha 2, sefrna@natur.cuni.cz

Úvod

Pojem znečištění ovzduší evokuje většinou antropogenní původ látek v atmosféře. Vývoj Země z geologického i biologického hlediska však procházel obdobími kataklizmat, jejichž průvodními jevy byly i katastrofické změny koncentrací CO₂, SO₂, prachu či jiných toxických látek jako důsledek vulkanické činnosti, tektonických pohybů či kolize s kosmickými tělesy. Tyto změny způsobily náhlé diskontinuity ve vývoji s drastickou redukcí biodiversity, po nichž následoval vývoj nových, většinou dokonalejších druhů.

Práce vznikla na základě požadavku ohodnotit poškození zemědělské činnosti v oblastech se znečištěnou atmosférou. Náš bonitační systém zemědělských půd umožňuje ocenění přirozené úrodnosti půd na základě půdních a stanovištních podmínek, data o atmosférických depozicích potom dovolují ocenit újmu zemědělců z tohoto faktu vyplývající a řešit tento stav určitou kompenzací na daních ze zemědělské půdy. Tento postup byl včleněn do vyhlášky č. 540/2002 Sb. v příloze 20.

U nás půda pokrývá více než 90% povrchu a vzájemné působení atmosféry a půdy je oboustranné. Půda se přirozeně vyvíjí pod vlivem atmosféry hlavně díky perkulující vodě, která rozpouští, vymývá a přemísťuje půdní částice v profilu a naopak půda díky svému biologickému oživení dodává do atmosféry velké množství různých plynů, hlavně CO₂ a N. Také přesuny pevných částic mezi pedosférou a atmosférou jsou značné, i když se jedná o proces v našich mírných oblastech zdánlivě zanedbatelný. Z dlouhodobého hlediska je však významná depozice prachu jak z hlediska samotného vzniku půd, tak i kvality ovzduší díky větrné erozi a kontaminaci vzduchu prachovými půdními částicemi, na kterých jsou díky vysoké sorpci poutány různé cizorodé látky. Ty mohou pocházet z různých lidských aktivit včetně zemědělského hospodaření. Zde bych zmínil dva aspekty vztahu atmosféry a půdy.

Globální zaprášení půd je významné z hlediska delšího časového úseku. Do Evropy se každoročně dostává atmosférou kolem 1g/m² prachu především z Afriky (Bücher, 1994). Díky jeho mineralogickému složení se jedná o výrazný edafický fenomén, velké množství karbonátů a bazických minerálů také například významně obohacuje půdy v Jižní Americe. Bylo podáno mnoho důkazů o tom, že některé současné půdní profily obsahují více eolického sedimentu než matečné horniny daného geologického podkladu.

Výměna plynů mezi půdou a ovzduším je součástí přirozených cyklů jednotlivých prvků, které jsou součástí asimilačních pochodů. Díky úpravě vodního režimu zemědělských půd odvodněním došlo k provzdušnění půd a postupné mineralizaci organické hmoty surového humusu, nahromaděné v půdách dlouhodobým procesem humifikace. Uvažujeme-li o průměrném snížení obsahu humusu u odvodněných půd o jedno procento, potom se v relativně krátké době uvolnilo do ovzduší ze 39% ZPF odvodněných v etapě socialistického velkovýrobního hospodaření obrovské množství CO₂. Jisté paralely se spalováním fosilních paliv jsou možné.

Stav poznání dané problematiky

Za nepřímé působení považujeme vyvolanou degradaci a kontaminaci pedosféry, jejíž eliminace vede ke zvýšení nákladů na rostlinou výrobu nebo k poklesu produkční schopnosti půdy. V každém případě dochází ke snížení ziskovosti zemědělského podnikání. Degradaci půdy chápeme veškeré zhoršení fyzikálně chemických i biologických vlastností půd oproti původnímu stavu a jehož mapování je složitější než mapování půdního krytu. Chybí totiž výchozí stav půdních vlastností v přesně zaměřených bodech půdního krytu.

Kritické zatížení kyselou depozicí závisí hlavně na pufrací kapacitě půdy (buffering capacity), která je úměrná rychlosti chemického větrání minerálů a schopnosti půdy – její minerální výbavy, pH, velikosti a nasycení sorpčního komplexu, množství a kvalitě humusu – neutralizovat kyselost resp. nadbytečné vodíkové kationty v půdním roztoku Tomášek (1985), Janderková (2000).

Pro posouzení interakce půdy s kyselou depozicí je nejobektivnější metodou výpočet kritické zátěže pro konkrétní půdu. Jedná se o výpočet určitého prahu, při jehož překročení dochází k poškození půdy. Spočívá ve zjištění neutralizační kapacity prostředí (půdy + vegetace), která umožní eliminovat přebytečné vodíkové kationty, které do systému půdy přicházejí z vnějšku.

Tolerance jednotlivých půdních klasifikačních typů je velmi proměnlivá a z velice širokých intervalů analytických hodnot (jako velikosti sorpční kapacity a stupně nasycení sorpčního komplexu, pH, CO_x), aglomerovaných do jednotek bonitačních, se nedá přesně kritická hodnota stanovit.

Za hlavní degradační proces vlivem okyselení půd je považováno vyluhování bazických kationtů K, Ca a Mg, což vede k deficitu živin. Dále dochází k mobilizaci a koncentraci toxických kovů včetně hliníku – jako běžného prvku zvětralinového pláště Země – v půdním roztoku, který poškozuje nejen rostliny, ale i živočišstvo vodních toků a jezer.

Studium kritických zátěží pro krajinu a její složky je jedním z privilegovaných postupů především pro zjišťování acidifikačního efektu. Několik metodik tohoto tématického okruhu je dostupných i na internetu a jejich shrnutí je následující – Anonymus, (1998); Mausbach, M.J. a Tugel, A., (1997).

Metodický postup a použítá data

Působení koncentrací některých látek v atmosféře na zemědělství je složité pro odlišné reakce jednotlivých plodin na existenci a dynamiku znečišťujících látek, a také v samotné interakci půda – vzduch a atmosférické depozice. Ovlivnění půdy je opět závislé na vnitřních, fyzikálně-chemických, vlastnostech.

Zvolený postup rozděluje znečišťující látky v atmosféře na dvě kategorie. *Přímo působící* negativním vlivem (koncentrace a depozice N, SO₂, SPM, O₃) na růst kulturních rostlin – tvorbu jejich biomasy a jejich vitalitu, což snižuje výnosy a kvalitu rostlinné produkce. *Nepřímo působící* na efektivnost hospodaření na půdě především okyselením a debazifikací půd s nutností agrochemických zásahů jako vápnění, hnojení a posilování strukturnosti. Každou z těchto kategorií rozdělujeme pro zjednodušení na tři kvantitativní skupiny, v jejichž rámci předpokládáme slabou, střední a nebo silnou odezvu. Pro eliminaci výkyvů v koncentracích znečišťujících látek v atmosféře mezi jednotlivými roky pracujeme s tříletými průměry.

Výsledky a diskuse

Na základě rešerše byly stanoveny limity koncentrací a depozic látek přímo a nepřímo působících na zemědělskou produkci, které se staly základním třídicím hlediskem. Protože se věnujeme působení na půdy, nebudeme dále rozvíjet působení atmosférické depozice na rostliny a věnovat se budeme *nepřímému ovlivnění*.

Naše znalost půdního krytu je omezená, vychází z půdního mapování v šedesátých a sedmdesátých letech minulého století v měřítku 1: 5 000. Zachycuje vlastnosti zemědělských půd a vhodnou generalizací můžeme vytvořit mapu malého měřítko (mapa 1) pro promítnutí do mapy celkové depozice vodíkových kationtů (mapa 2) – jako prostorového rozložení acidifikačního a debazifikačního efektu v pedosféře.

Nepřímé ovlivnění diferencuje území podle celkové depozice H^+ . Vyvolaná acidifikace, a tedy i zvýšené náklady na agromeliorační opatření – vápnění, koreluje s přirozenou schopností půdy tomuto vnějšímu vlivu odolávat.

Tab. 1: Limitní koncentrace vybraných znečišťujících látek v atmosféře.

	SLABÁ	STŘEDNÍ	SILNÁ	
H^+	méně než 100	100 – 250	více než 250	roční depozice ($mg \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$)
SO_2	méně než 20	20 – 40	více než 40	prům. koncentrace ($ug \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$)
O_3	méně než 7900	7900 – 10500	více než 10500	expoziční index AOT40 (ppbh)
SPM	méně než 30	30 – 50	více než 50	průměr koncentrací ($ug \cdot m^{-3}$)
NO_x	méně než 0,5	0,5 – 1,5	více než 1,5	roční depozice ($g \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$)

Pufrační síla BPEJ je odolnost půdy (jemnozemě) a ekologického faktoru (klimatu, mocnosti profilu a obsahu skeletu) v bodovém vyjádření. Jako dílčí pufrační faktory jsou uvažovány: a) mohutnost sorpční kapacity T (mekv/100g), b) nasycenost sorpčního komplexu V (%), c) klimatické podmínky stanoviště K (0 – 9), d) hloubka půdního profilu (mělká – střední – hluboká), e) obsah skeletu včetně typu horniny méně než 25 %, více než 25 %.

Fixní hodnota pufrace HPJ v kombinaci s klimatem je výslednicí působení faktorů a) b) c) a to je dále modifikováno vlastnostmi půdního prostředí, které jsou zjištěny z posledního čísla kódu BPEJ – to znamená d) a e) – skelet a hloubka profilu. Všeobecně se dá říct, že pufrační schopnost HPJ v kombinaci s klimatem je o jeden stupeň snížena při obsahu skeletu větším než 25 % (mimo skelet čistě karbonátových hornin).

Mělké a silně skeletovité půdy nejsou typově rozlišovány, a proto jsou zprůměrovány, přičemž malá váha se přisuzuje rendzinám a pararendzinám s minoritním zastoupením v půdním krytu Česka.

Tab. 2: Ukázka dílčích pufrací BPEJ a výsledná pufráční síla.

BPEJ	HPJ – PUFRACE	HPJ x KLIMA	+ SKELET	VÝSLEDNÁ PUFRACE
51954	2	3	0	3
52001	2	3	0	3
52004	2	3	+ 1	4
52011	2	3	0	3
52014	2	3	+ 1	4

Proces acidifikace a debazifikace je spojen s celým řetězcem degradačních procesů jako je snížení mikrobiální činnosti, zhoršení fyzikálních vlastností a zvýšení mobility a přijatelnosti cizorodých látek, např. těžkých kovů. Půdy přirozeně kyselé z minerálně chudých matečných hornin jsou nejvíce ohroženy především v horských oblastech, kde je mokrá depozice H^+ díky většímu úhrnu srážek největší. Pufrační třída půd je vypočtena pro jednotlivé k. ú. jako vážený průměr pufrací jednotlivých BPEJ v tomto katastru. Charakter prostorového rozmístění depozice H^+ je blízký charakteru srážkových úhrnů a proto koreluje i s vyšší promyvností půd a tedy i zastoupením půd luvických, pseudoglejových a podzolových. Proměnlivost srážek může celkový obraz depozice H^+ značně měnit, veškerá pohraniční horstva s velice nízkou přirozenou pufrací půd (při malém zastoupení zemědělských půd) budou však i nadále nejvíce degradačně ovlivněna.

Odolnost půd podle BPEJ má konečnou podobu podle kombinace pufrace HPJ, vlivu klimatu a ekologických faktorů a rozlišujeme pět kategorií, v nichž 1 = nejlepší, 5 = nejhorší. V tabulce 2 je ukázka stanovení jednotlivých dílčích hodnot a vyjádření konečné syntetické hodnoty pufráční síly BPEJ. V současnosti vycházíme z vážených průměrů pufrace půd ZPF za jednotlivá katastrální území, systém je však možné používat i pro jednotlivé pozemky (mapa 4). Snížení ceny BPEJ v % v této kategorii vyplývá z kombinace výše popsané pufráční síly BPEJ v pěti stupních a třístupňové kategoriza-

ce imisního znečištění atmosféry, přičemž kategorie znečištění nula neovlivňuje ceny v žádné pufrální třídě podle tabulky 3. V tabulce 4 je ukázka výpočtu výsledných cen pozemků příslušné BPEJ pro jednotlivé kategorie znečištění atmosféry.

Tab. 3: Výpočet redukce ceny BPEJ v imisně znečištěných oblastech v procentech z původní hodnoty – nepřímé ovlivnění.

Nepřímé ovlivnění	Kategorie pufrální síly BPEJ				
	1	2	3	4	5
Kategorie imisního zatížení					
0 slabé	0	0	0	0	0
1 střední	0	-10	-10	-15	-15
2 silné	-10	-10	-15	-20	-20

Tab. 4: Redukované ceny BPEJ pro území se znečištěnou atmosférou (ukázka).

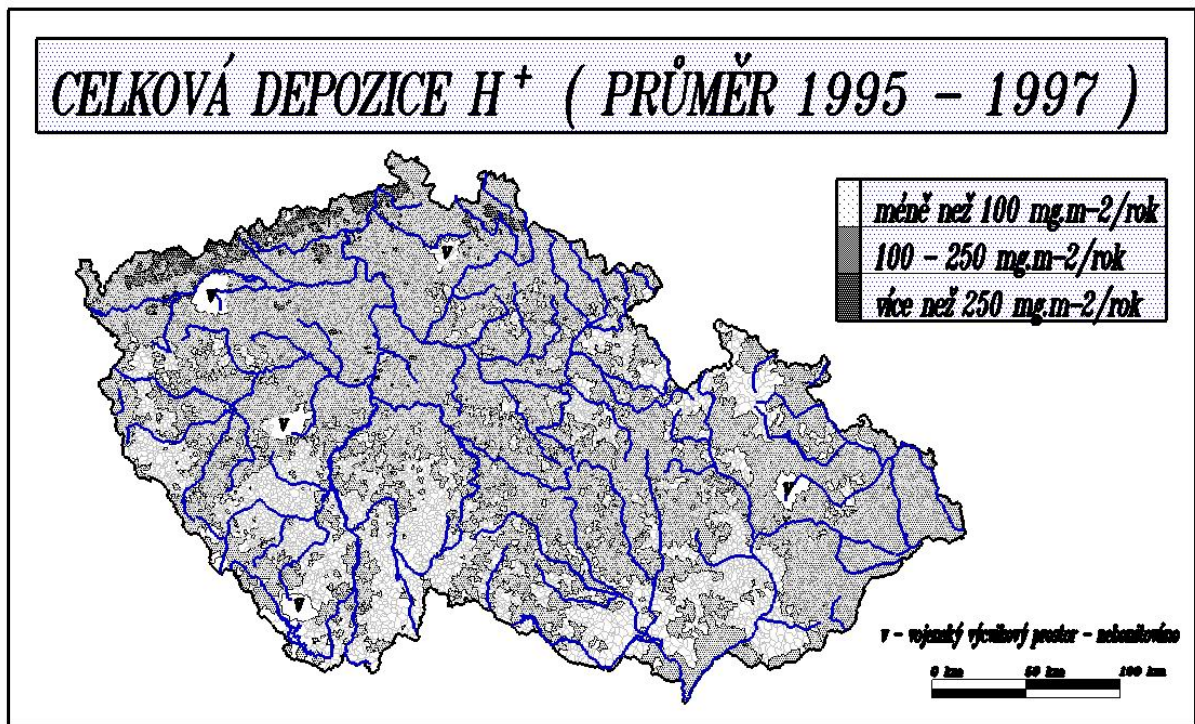
BPEJ	CENA (Kč/m ²)	PUFRAČNÍ SÍLA	nepřímý vliv		přímý vliv	
			STŘEDNÍ (Kč/m ²)	SILNÉ (Kč/m ²)	STŘEDNÍ (Kč/m ²)	SILNÉ (Kč/m ²)
31213	6,68	4	6,01	5,34	6,51	6,35
31300	9,00	3	8,10	7,65	8,77	8,55
31310	7,64	3	6,88	6,49	7,45	7,26
31313	5,64	4	5,08	4,51	5,50	5,36

Závěr

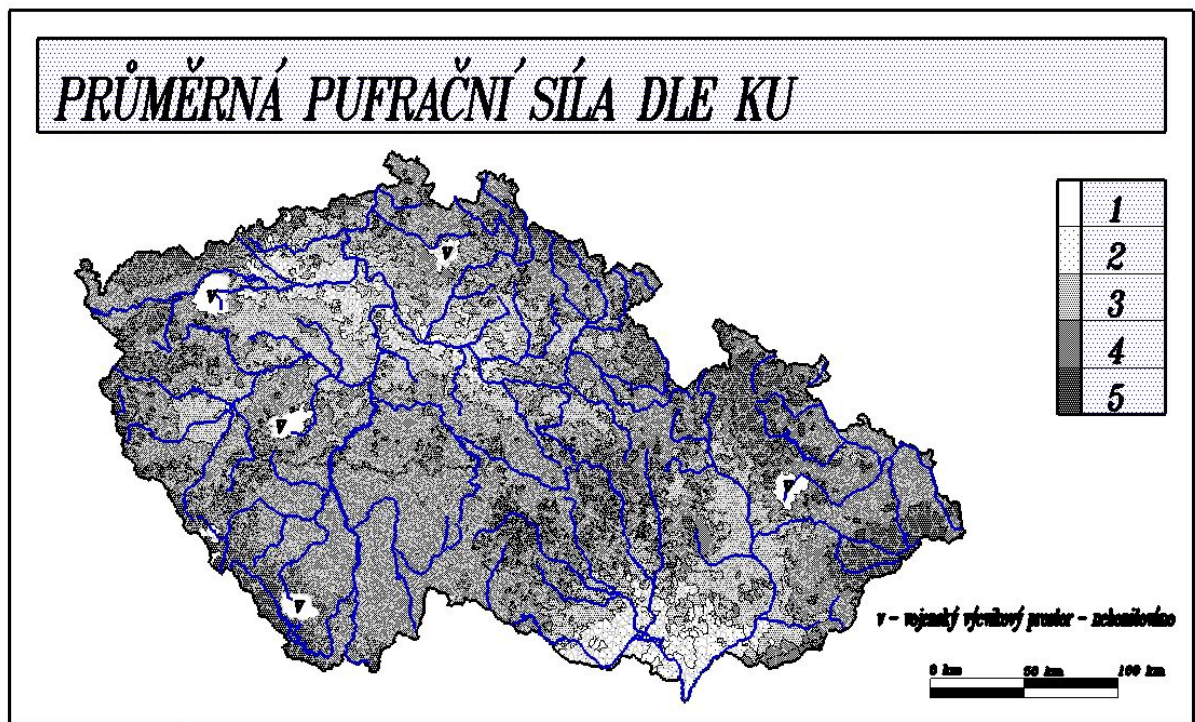
Tento typ přístupu k hodnocení interakce znečištěné atmosféry s živou přírodou resp. zemědělstvím, které je se živou přírodou těsně spjato, závisí na dokonalosti vstupních podkladů tematických vrstev půdních a koncentrací škodlivin. V každém případě objektivnost syntetických výstupů a naše možnosti je uplatnit v lokální úrovni (např. katastrech a nebo parcelách) je podmíněna přesností monitoringu znečišťujících látek, dokonalou interpolací naměřených dat na celé území a existencí vektorové půdní vrstvy na úrovni subtypů. Velká dynamika změn naměřeného obsahu polutantů v atmosféře vede k relativně rychlému zastarávání výsledků syntézy, a proto s aktualizací je třeba přicházet nejméně v pětiletých intervalech.

Literatura

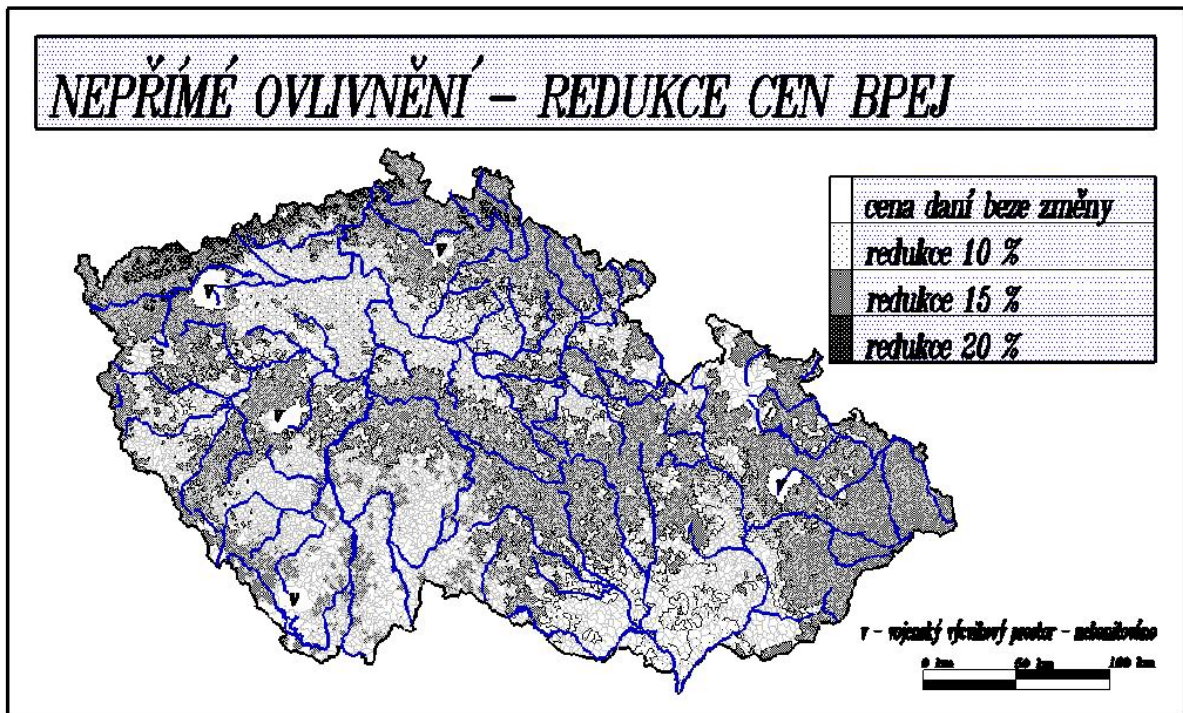
- [1] ANONYMUS (1998): Critical Loads. Swedish NGO Secretariat on Acid Rain. www.acidrain.org. 10 s.
- [2] BUCHER A. (1994): Etude en Europe des retombees de poussières d'origine saharienne Revue de geomorphologie dynamique, Strasbourg XLIII n.1, str. 23 – 25.
- [3] HRUŠKA J. (1999): Kyselé deště a horská rašeliniště. Vesmír 78 – 8, Academia Praha, s. 438.
- [4] JANDERKOVÁ J. kol. (2000): Systém komplexního hodnocení půd projekt VaV 640/3/99.
- [5] MAUSBACH M. J., TUGEL A., (1997): Soil Quality – A Multitude of Approaches Critical Research to Sustainable Management, Berkeley, California, March 25, 1997.
- [6] ŠEFRNA L., ČERVINKA P. (2004): Znečištění ovzduší a jeho vliv na zemědělskou produkci. Geografie. Sborník české geografické společnosti. V tisku.
- [7] TOMÁŠEK M. (1985): Odolnost půd proti účinkům kyselých srážek. Rostlinná výroba 31, Str. 1179 – 1186.
- [8] Znečištění ovzduší na území České republiky v r.1997 a 2001, ČHMÚ (1998 a 2001), 189 s.
- [9] Mapy BPEJ 1: 5 000. VÚMOP Praha.
- [10] Půdní mapy České republiky 1: 50 000. AOPK ČR Praha.



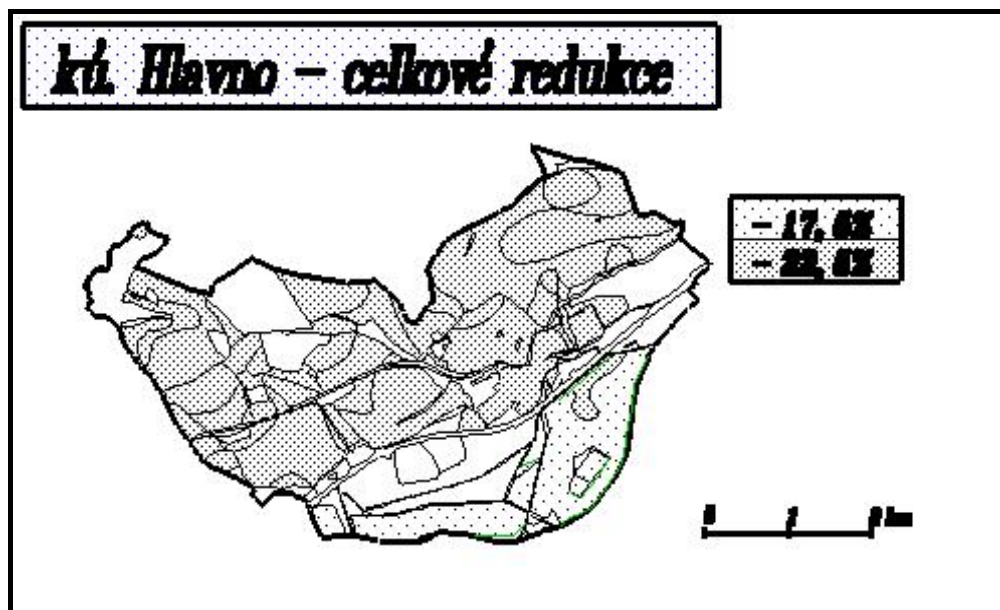
Mapa 1: Celková depozice H^+ (průměr 1995 – 1997).



Mapa 2: Průměrná pufrací síla dle KÚ.



Mapa 3: Nepřímé ovlivnění zemědělství přes půdu a z toho vyplývající redukce cen BPEJ.



Mapa 4: Ukázka redukce cen na jednotlivých pozemcích kú Hlavno (býv okr. Sokolov).

Atmosférická depozice v okolí Velkolomu Čertovy schody

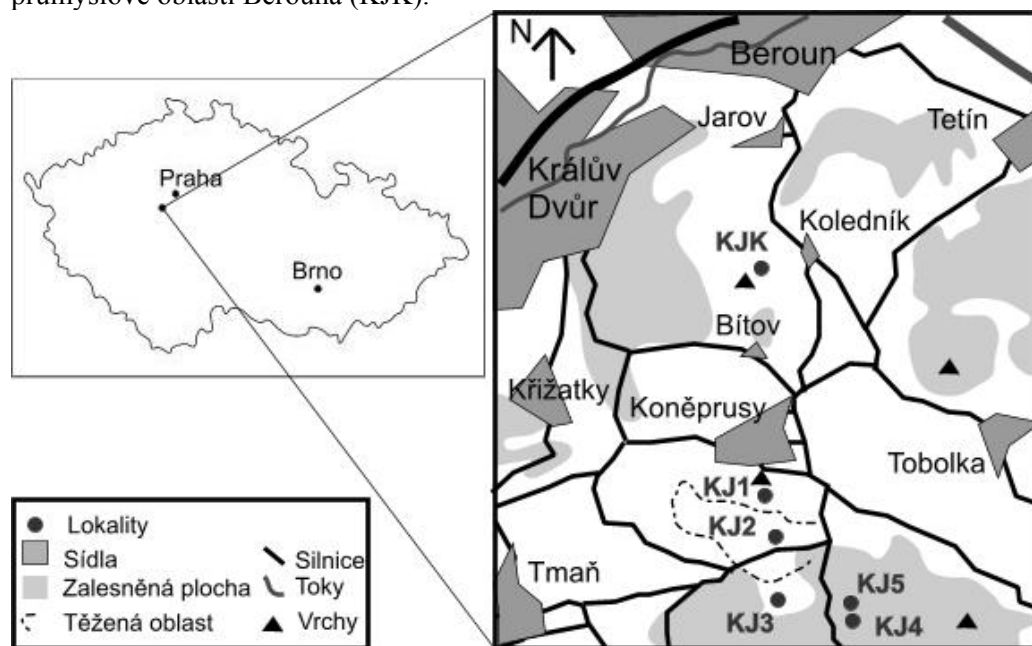
Jitka Špičková, Irena Dobešová, Marek Vach, Miloš Burian, Petr Skřivan
Geologický ústav, Rozvojová 135, 165 02 Praha 6 – Lysolaje, jitkaspickova@volny.cz

Úvod

Od roku 1996 je v oblasti Českého krasu v blízkém okolí Velkolomu Čertovy schody prováděn monitoring atmosférické depozice. V měsíčních kumulovaných vzorcích atmosférické depozice jsou metodami HPLC, AAS, ISE, fotometrickou metodou a titrací analyzovány obsahy hlavních aniontů a kationtů (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , F^- , Cl^- , NO_3^- , HCO_3^- , SO_4^{2-}) a stopových kovů (Cu, Mn, Fe, Zn, Pb, Be, As, Sr, Cd, Al, Cr).

Hlavním cílem tohoto monitoringu bylo (1) získat informace o vlivu aktivit ve Velkolomu Čertovy schody na chemické složení atmosférické depozice v blízkém okolí, (2) prozkoumat vliv sezónní variability na koncentrace vybraných iontů a prvků, (3) sledovat časový vývoj, (4) využitím korelační analýzy získat informace o dalších potenciálních zdrojích znečištění.

Odběrová místa se nachází přímo v areálu Velkolomu Čertovy schody (KJ2), v jeho blízkém okolí (KJ1, KJ3), v blízkém bukovém a smrkovém porostu (KJ4 a KJ5) a ve vzdálenějším okolí, poblíž průmyslové oblasti Berouna (KJK).



Obr. 1: Odběrová místa.

Odběr depozice na volné ploše je prováděn pomocí odběrného zařízení složeného z dvoulitrové PE sběrné láhve a trychtýře seříznutého do tvaru zubů, v jehož hrdle je sílonové sítko zabraňující vnikání nečistot. V případě odběru vzorků určených ke stanovení stopových kovů je toto odběrné zařízení doplněno skleněným trychtýřem, jehož hydrofilní povrch zabraňuje ulpívání nečistot. Odběrné zařízení sloužící k odběru podkorunových srážek je vybaveno ještě skleněným vřetenem umístěným v horním trychtýři, tak že srážková voda stéká přes skleněnou nálevku přímo do sběrné láhve, aniž by docházelo ke kontaminaci jehličím.

Po odběru je v laboratoři měřeno pH a vodivost. Okyselené vzorky určené ke stanovení stopových kovů jsou filtrovány membránovým filtrem o velikosti pórů $0,45 \mu\text{m}$. Vzorky jsou až do předání k analýze skladovány v lednici při teplotě $+4^\circ\text{C}$.

Výsledky a diskuse

Výsledky pro všechny sledované lokality a referenční lokalitu Truba, situovanou v čisté venkovské oblasti, jsou znázorněny v tabulce 1, která prezentuje průměry ročních hodnot látkových toků analyzovaných iontů a prvků za celé období monitoringu.

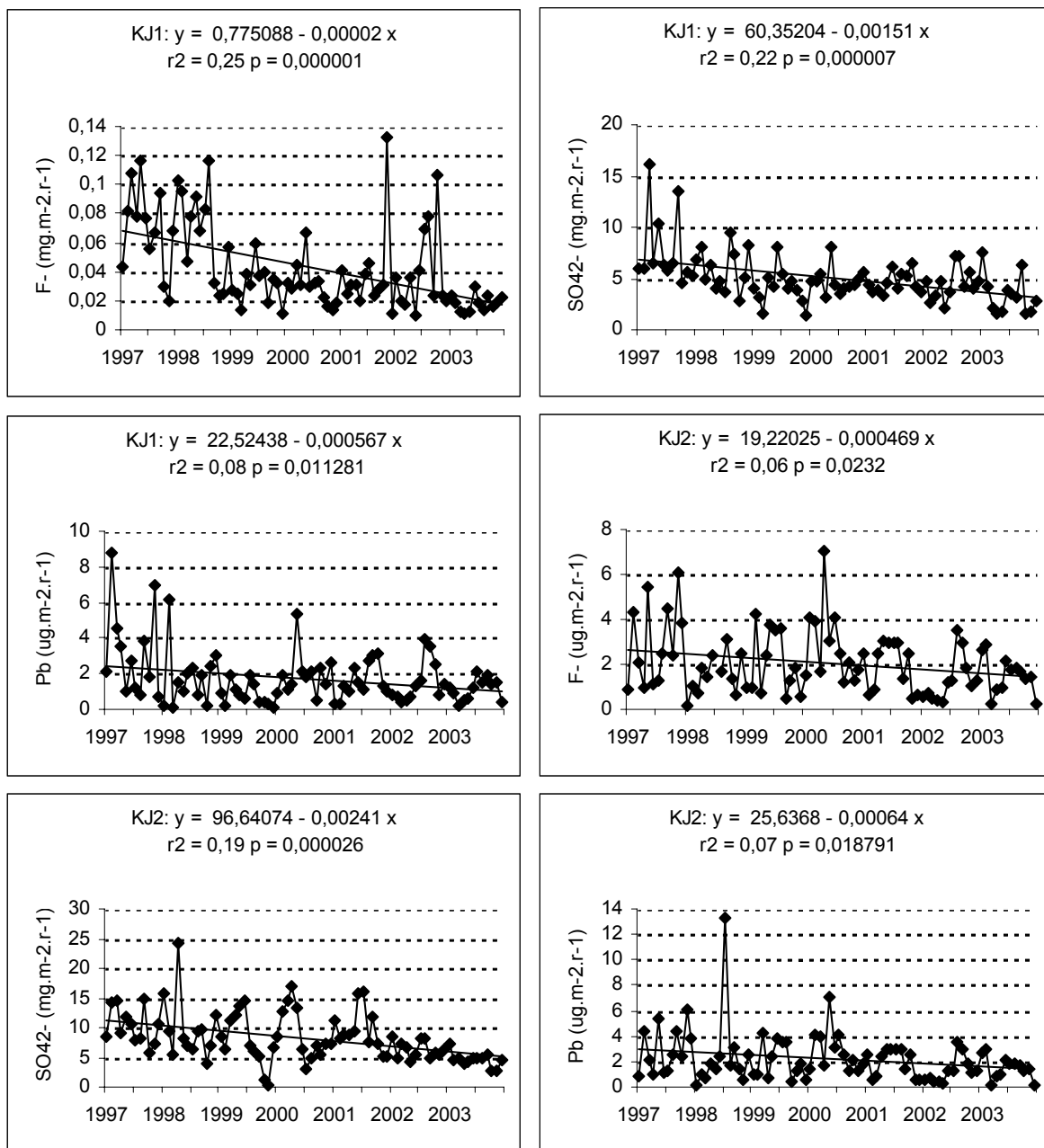
Tab. 1: Průměry ročních hodnot látkových toků analyzovaných iontů a prvků na sledovaných lokalitách a referenční lokalitě Truba.

	pH	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻		
mg.m ⁻² .rok ⁻²												
KJ1	5,36	88,4	56,1	28,9	1515	15,3	207	1425	1896	1811		
KJ2	7,02	130,1	67,9	59,2	7608	21,5	340	1609	17894	2972		
KJ3	5,17	68,1	29,5	25,4	1056	13,3	146	1407	1011	1510		
KJ4	6,59	72,9	805,8	76,7	2944	21,2	258	2121	5859	2109		
KJ5	6,29	201,9	2261,7	216,1	8334	99,4	1177	8177	5841	12387		
KJK	5,57	100,3	62,7	42,1	1574	11,8	209	1525	2465	1504		
TR	4,45	127,7	108,8	36,2	239	11,7	289,3	1501,9		1441,8		
	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Be	As	Sr	Cd	Al	Cr	
μg.m ⁻² .rok ⁻²												
KJ1	530	3776	29528	4171	636	9,2	320	1023	26,7	21492	161	
KJ2	626	11669	60240	4276	786	16,5	312	3352	17,6	45566	170	
KJ3	433	3353	29682	4100	859	8,9	290	731	33,8	23375	178	
KJ4	701	40500	27801	5772	687	8,6	213	1129	21,0	21101	78	
KJ5	1939	34374	51197	14345	619	15,2	286	3863	79,5	56545	155	
KJK	870	16568	190499	9032	1603	18,4	339	3812	54,1	118948	434	
TR	461	13952	33661	5182	1157	9,3	291	528	36,6	29189		

V našich zeměpisných šířkách se projevují výrazné klimatické rozdíly mezi létem a zimou. Kromě rozdílů v atmosférickém proudění a odlišné výšky srážkových úhrnů se jednotlivá roční období v důsledku vytápění liší aktivitou emisních zdrojů. Letní vzorky mají nižší koncentrace většiny analyzovaných látek oproti vzorkům odebraným v zimním období. Zjednodušené znázornění sezónní variability sledovaných látek je v tabulce 2, jsou zde uvedeny poměry průměrných letních a zimních koncentrací ($c_{Z/L}$) analyzovaných sloučenin v atmosférické depozici odebrané na jednotlivých lokalitách.

Tab. 2: Poměry průměrných koncentrací látek v zimních a letních obdobích.

	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻		
KJ1	1,7	1,6	1,1	1,3	1,5	1,6	1,2	1,2	1,5		
KJ2	1,7	0,6	1,1	1,1	1,8	1,5	1,2	1,0	1,9		
KJ3	1,6	0,9	0,8	1,0	1,8	1,7	1,1	0,8	1,1		
KJK	1,8	0,6	1,0	1,3	1,4	1,5	1,1	1,4	1,0		
	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Be	As	Sr	Cd	Al	Cr
KJ1	2,8	1,0	0,8	1,5	1,2	0,8	2,1	1,2	1,1	0,9	0,7
KJ2	2,2	0,9	0,8	1,2	1,1	1,1	1,6	1,2	0,8	0,9	1,2
KJ3	2,5	0,8	0,8	1,5	1,6	0,8	1,6	0,8	2,0	1,2	1,9
KJK	1,9	1,9	1,9	1,4	1,3	2,1	2,4	2,9	1,0	2,5	4,3

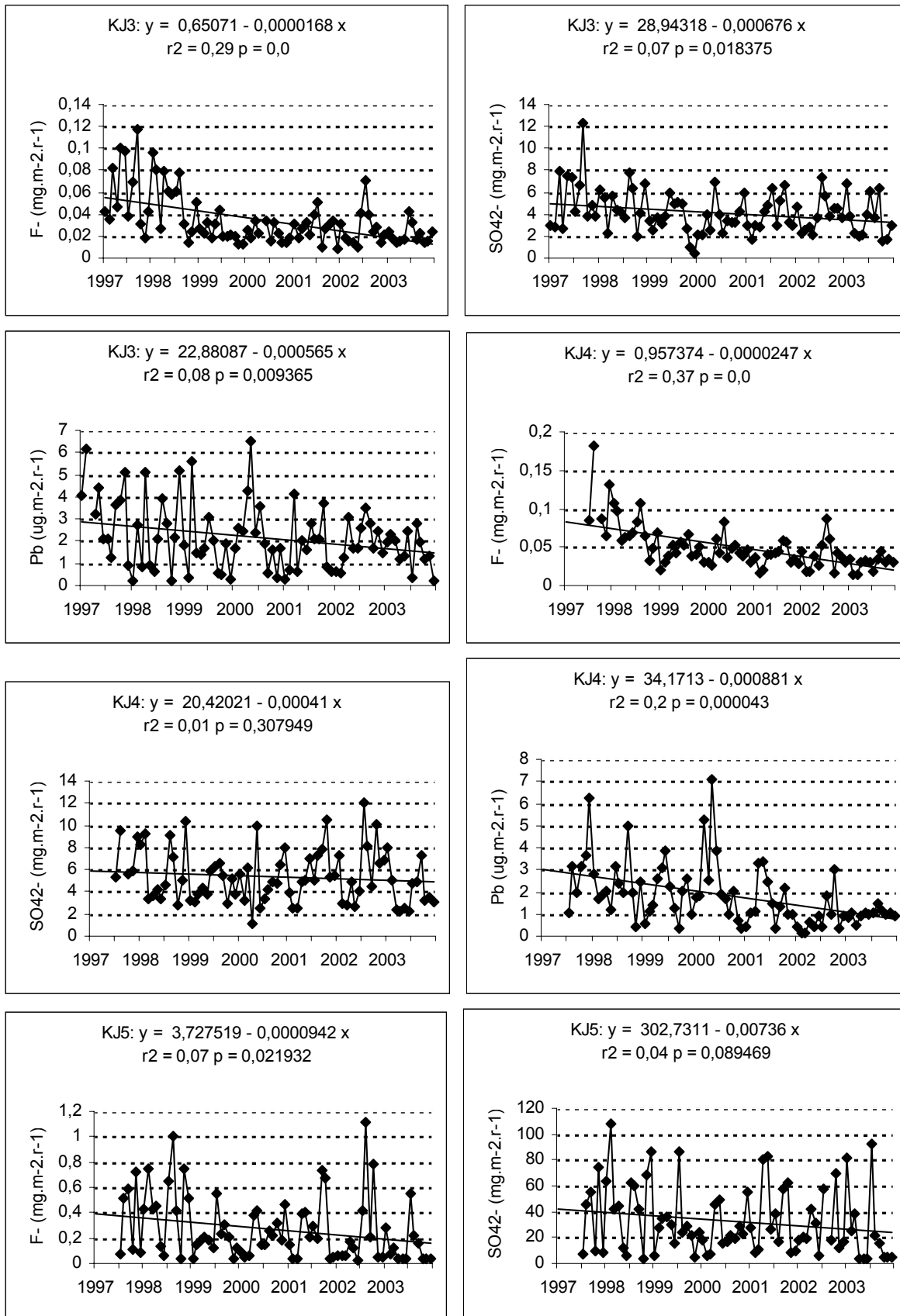


Obr. 2: Látkové toky SO_4^{2-} , F^- (v $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$) a Pb (v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$) na všech sledovaných lokalitách v letech 1997 až 2003.

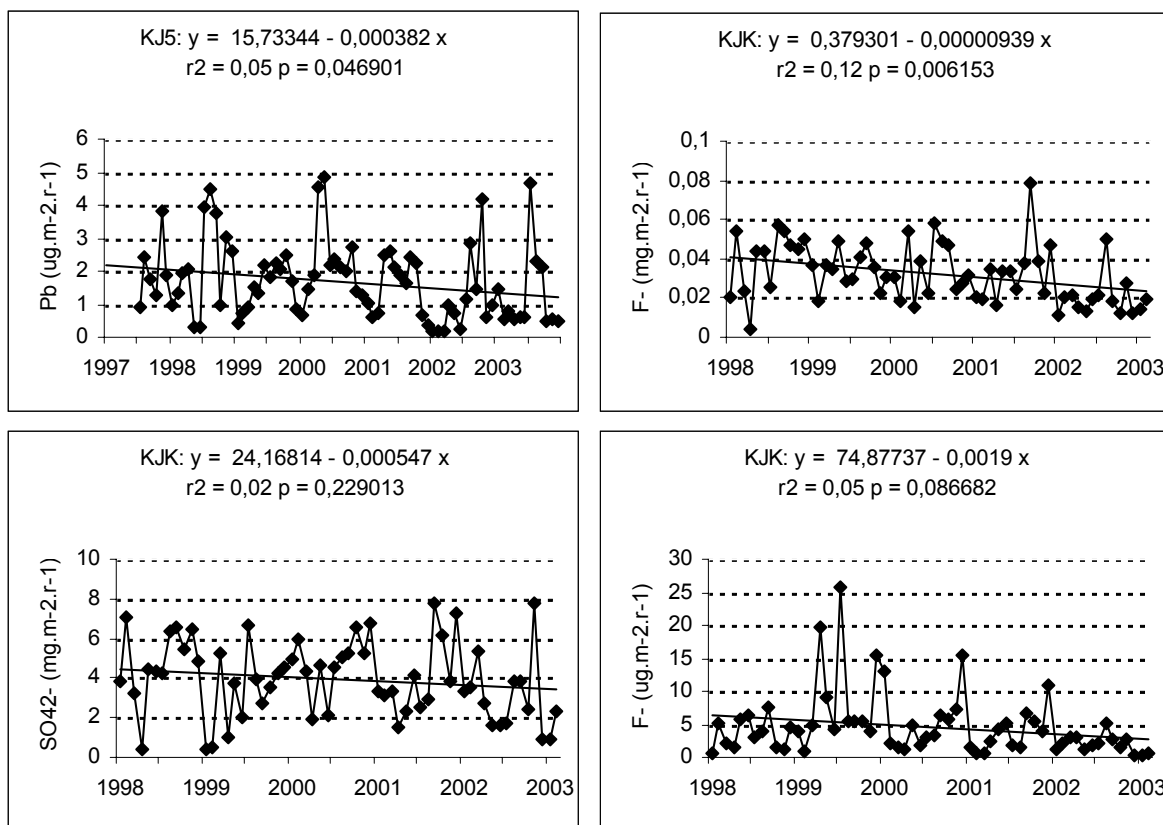
Depozice na volné ploše

Studovaná oblast v Českém krasu je oproti srovnávací lokalitě Truba typická vyššími a spíše konstantními hodnotami pH. Rozhodující vliv na výsledné pH vzorků zde zřejmě nemá velikost vstupu H^+ , ale míra neutralizace srážkové vody prachovými částicemi, tvořenými převážně karbonáty.

Vysoká prašnost způsobená činností velkolomu se projevuje vyššími látkovými toky Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- . Jejich společný zdroj v těžené hornině dokládají vysoké hodnoty korelačních koeficientů $r_{x,y}$ pohybujících se na všech lokalitách v intervalu 0,49 – 0,91 (hladina pravděpodobnosti $p < 0,000004$) a menší projevy sezónní variability dané celoročně zvýšenou prašností. Poměr zimních a letních koncentrací Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- je blízký jedné ($c_{Z/L} = 0,8 - 1,4$). Maximálních hodnot látkové toky Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- dosahují na lokalitě KJ2 umístěné přímo v areálu velkolomu.



Obr. 2. – pokračování: Látkové toky SO₄²⁻, F⁻ (v mg.m⁻².den⁻¹) a Pb (v ug.m⁻².den⁻¹) na všech sledovaných lokalitách v letech 1997 až 2003.



Obr. 2. – pokračování: Látkové toky SO_4^{2-} , F^- (v $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$) a Pb (v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$) na všech sledovaných lokalitách v letech 1997 až 2003.

Vyšší látkové toky SO_4^{2-} na lokalitě KJ2 jsou pravděpodobně rovněž ovlivněny vyšší prašností. Plyný SO_2 je absorbován na povrch jemných prachových částic tvořených převážně CaCO_3 . Zde reaguje za účinku atmosférické vlhkosti a kyslíku a vzniká $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$. O tomto jevu svědčí i vysoká korelace SO_4^{2-} a Ca , Mg : korelační koeficient $r_{x,y}$ dosahuje hodnot 0,35 – 0,61 ($p < 0,006482$). Společným původcem může být i oceánský sprej, pravděpodobněji se však jedná o sulfáty vzniklé reakcí SO_2 s lokálním prachem z podložních hornin. Také silná korelace mezi terigenními prvky Ca a Mg a antropogenním iontem NO_3^- (korelační koeficient se pohybuje v intervalu 0,32 – 0,55; $p < 0,003576$) ukazuje, že v této oblasti dochází běžně k neutralizaci NO_3^- .

Látkové toky NO_3^- jsou vyrovnané a podobné na všech lokalitách. Hlavními zdroji NO_x – prekurzorů NO_3^- – vysokoteplotní spalování a doprava, která se během roku výrazně nemění, proto vykazují koncentrace NO_3^- , nižší sezónní variabilitu, poměr $c_{Z/L}$ je 1,1 – 1,2. Dobrá korelace mezi SO_4^{2-} a F^- ($r_{x,y} = 0,64 - 0,78$; $p < 0,000006$) naznačuje společný původ těchto prvků, který je možné hledat ve spalovacích procesech, a to zejména ve spalování hnědého uhlí v elektrárnách. V důsledku zvýšené spotřeby fosilních paliv v zimě projevují koncentrace SO_4^{2-} a F^- vyšší sezónní variabilitu ($c_{Z/L} = 1,4 - 1,9$).

Terigenní prach je i zdrojem Na^+ a K^+ v depozici na volné ploše, neboť jeho hlavními součástmi jsou běžné horninotvorné minerály včetně živců a jílových minerálů (Pósfai and Molnár 2000). Proti společnému původu svědčí však nízká korelace těchto látek. Na rozdíl od referenční lokality Truba s granitickým podložím dosahují ve zdejší krasové oblasti látkové toky K^+ nízkých hodnot ($r_{x,y} < 0,29$; $p > 0,00998$) na všech lokalitách odběru depozice a volné ploše, včetně lokality KJ2 nejvíce zasažené zvýšenou prašností. Naopak látkové toky Na^+ jsou na této lokalitě mírně zvýšené, podobně mírně zvýšené jsou i látkové toky Cl^- , jejich zdrojem však spíše než terigenní prach je solení silnic v areálu velkolomu v zimním období případně i oceánský sprej, což dokládá i vyšší koncentrace Na^+ a Cl^- v zimních vzorcích ($c_{Z/L} = 1,5 - 1,8$). Korelační koeficient těchto iontů je na všech lokalitách vysoký ($r_{x,y} = 0,77$ do 0,85; $p < 0,0$).

Z hlediska látkových toků stopových kovů v depozici na volné ploše je více zatížena lokalita KJK oproti lokalitám KJ1, KJ2 a KJ3. Nízké korelace ostatních stopových kovů, jako jsou Cu, Pb, Be, Zn, As, Cd a Cr na lokalitách KJ1, KJ2 a KJ3, svědčí o rozdílné velikosti látkových toků těchto prvků, což může být dáno tím, že pocházejí zejména z tuhého aerosolu o větší velikosti částic z přízemní vrstvy atmosféry, kam se dostávají převážně z blízkých emisních zdrojů. V případě lokality KJK jsou naopak látkové toky těchto prvků i jejich korelace vysoké, což svědčí o velmi stálém poměrném zastoupení těchto prvků v depozici na volné ploše. Je proto pravděpodobné, že původcem těchto prvků je jeden blízký emisní zdroj, kterým je s největší pravděpodobností obalovna Kosov. K vyšším látkovým tokům stopových kovů může přispívat i blízkost průmyslové oblasti Berouna a dálnice Praha–Plzeň, což je patrné v případě Pb. Emise z motorových vozidel tvořily po většinu sledovaného období nejvýraznější příspěvek látkových toků Pb. Dalším zdrojem jsou vysokoteplotní procesy, především spalování fosilních paliv a metalurgie neželezných kovů. Korelace Pb a NO_3^{2-} , zdrojem jejichž prekursorů je také doprava, jsou na lokalitě KJK statisticky významné ($r_{x,y} = 0,49$; $p = 0,000111$). Nízké korelace na lokalitách KJ1, KJ2 a KJ3 ($r_{x,y} < 0,15$; $p > 0,223711$) nasvědčují tomu, že zde doprava není dominantním zdrojem NO_3^{2-} .

Aktivitou VLČS jsou ovlivněny toky Mn, Fe, Sr a Al, které, při srovnávání lokalit blízkých VLČS (KJ1, KJ2 a KJ3), jsou nejvyšší na lokalitě KJ2, nicméně nepřevyšují toky na lokalitě KJK. Tyto dvojmocné prvky mohou zastupovat Ca v karbonátech. Dominantní příspěvek terigenního prachu odráží vysoké korelace těchto prvků ($r_{x,y} = 0,29$ až $0,86$; $p < 0,002657$). Celoročně zvýšená prašnost zapříčiňuje jejich menší sezónní variabilitu na lokalitách v blízkosti velkolomu. Poměr jejich zimních a letních koncentrací je blízký 1 ($c_{z/L} = 0,8 - 1,2$). Výjimkou je lokalita KJK, kde jsou koncentrace těchto kovů ovlivněné lokálním emisním zdrojem ($c_{z/L} = 1,9 - 2,9$).

Srovnání s referenční lokalitou naznačuje podobnost látkových toků stopových kovů na lokalitách Truba, KJ1 a KJ3, výjimkou je Sr, jehož látkové toky jsou vyšší na lokalitách KJ1 a KJ3, což je dáno obsahem Sr v prachu tvořeném karbonátovými horninami.

Podkorunové srážky

Řada procesů odehrávajících se v koruně stromu způsobuje, že koncentrace většiny chemických látek v podkorunových srážkách převyšuje jejich koncentrace v depozici na volné ploše. Jedná se zejména o procesy vymývání částic zachycených na povrchu vegetace (Novo et al. 1992), rozpouštění na vegetaci adsorbovaných plynů (Joslin a Wolfe 1992) a loužení metabolitů vyloučených stromy (Arthur and Fahley 1993). Ve srovnání s depozicí na volné ploše (s výjimkou lokality KJ2) jsou látkové toky Ca^{2+} , Mg^{2+} a HCO_3^- v podkorunových srážkách výrazně vyšší, prachové částice jsou stromy „vyčesávány“ z atmosféry. Látkové toky Ca a Mg jsou dokonce významně vyšší než v sousedním listnatém porostu. Toto lze jednoznačně přičíst podstatně vyššímu povrchu asimilačních orgánů smrku a jeho celoročnímu olistění.

Látkové toky SO_4^{2-} na lokalitě KJ5 jsou oproti látkovým tokům v depozici na volné ploše téměř šestinásobné (viz tabulka 1). Hlavním procesem ovlivňujícím obohacení podkorunových srážek sírou je zachytávání SO_2 a aerosolů obsahujících SO_4^{2-} . Oproti tomu má loužení S z tkání asimilačních orgánů relativně menší význam (Veltkamp a Wyers, 1997). Mezi významně metabolizované ionty patří K^+ a NO_3^- , jejich látkové toky jsou v podkorunových srážkách výrazně vyšší než v depozici na volné ploše. K^+ je relativně více náchylný k loužení z koruny ve srovnání s Mg^{2+} a Ca^{2+} , protože není tak pevně vázán ve stromové tkáni nebo enzymatických komplexech (Wood a Bormann 1975).

Zvýšené koncentrace Na^+ , Cl^- , F^- na lokalitě KJ5 jsou spíše než metabolismu stromů přičítány ostatním vlivům, tedy intercepci, evapotranspiraci a zachytávání horizontálních srážek. V případě Na^+ a Cl^- je metabolická činnost dřevin zanedbatelná (Draaijers et al. 1997). Fluoridový aniont, stejně jako plynné sloučeniny síry, dusíku a chloru, je silně adsorbován převážně ve formě HF na povrchu nadzemních částí stromů, kde pak zatěžuje a ohrožuje povrch jejich živých tkání (Klumpp et al. 1998).

Vyšší látkové toky stopových kovů v podkorunových srážkách lze vysvětlovat metabolickou činností stromů nebo atmosférického aerosolu asimilačními orgány stromů. Cu, Mn, Fe, Zn a Sr jsou esenciální prvky. Látkové toky stopových kovů Mn a Sr jsou spojeny s loužením z asimilačních orgánů, zatímco látkové toky Cu a Zn v podkorunových srážkách souvisí s vymýváním suché depozice (Rea et al. 2001). Ze čtyř uvedených prvků se metabolická aktivita nejvýrazněji projevuje v případě Mn (Skřivan a kol. 2000). Cu, Zn a Cd jsou typické prvky z antropogenních emisních zdrojů, přítomné v atmosférickém aerosolu (Nriagu a Pacyna 1988). Mn, Fe a Sr jsou současně prvky izomorfne se zastupující s Ca v těžené a zpracovávané hornině.

Hlavním zdrojem Al v této oblasti je pravděpodobně terigenní prach a jeho vyčesávání stromy. Mírné zvýšení látkových toků As, Be a Cr ve srážkách v lesním porostu patrně také souvisí s „vyčesáváním“ prvků z atmosféry, což se výrazněji projevuje u smrkových porostů. As, Be a Cr jsou typické technogenní prvky, jejichž koncentrace jsou nízké. Podobné je to i v případě Pb. Jeho koncentrace jsou však dále ovlivněny blízkostí komunikace Koněprusy – Bykoš.

Časový vývoj a trendy

Látkové toky SO_4^{2-} , F^- (v $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$) a Pb (v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$) na všech sledovaných lokalitách v letech 1997 až 2002 jsou znázorněny na obrázku 2. Za účelem vyjádření vztahu vývoje látkových toků v čase byla provedena jednoduchá lineární regrese.

Pokles látkových toků SO_4^{2-} byl shledán na většině lokalit depozice na volné ploše. Výjimkou je lokalita KJK, kde pokles není statisticky významný. Důvodem je patrně umístění v blízkém okolí obalovny Kosov, kde je jako palivo pro výrobní technologie používán lehký topný olej, který může obsahovat až 1 hmotnostní % S. Statisticky významný trend nebyl shledán ani na lokalitách odběru podkorunových srážek. Ačkoliv i zde byl zaznamenán pokles, hladina pravděpodobnosti nepřekročila kritickou hladinu 0,05, a regresní koeficient není proto průkazně odlišný od nuly. Možné vysvětlení je zachytávání SO_2 a aerosolů obsahujících SO_4^{2-} v koruně stromů.

Stejně jako v případě SO_2 je hlavním zdrojem emisí F^- spalování fosilních paliv. Hnědé uhlí spalované v elektrárnách je typické vyšším obsahem F^- (Slivka a Němec 1998). Odsíření elektráren vedoucí k poklesu emisí SO_2 je pravděpodobně rovněž spojeno s poklesem emisí F^- . Statisticky významný pokles F^- byl shledán na všech lokalitách (viz obr. 4). Oproti poklesu látkových toků SO_4^{2-} , ke kterému došlo pouze na některých lokalitách odběru depozice na volné ploše, se pokles v látkových tocích F^- projevil shodně na všech lokalitách, lze se proto domnívat, že zdroje F^- nejsou místní a dochází zde spíše k dálkovému transportu znečištění.

S výjimkou lokality KJK byl na všech lokalitách zjištěn pokles depozice Pb. Pokles celkových emisí Pb v České republice je dán zejména zákazem prodeje olovnatého benzínu v roce 2000. Dalšími zdroji Pb jsou vysokoteplotní procesy zejména spalování fosilních paliv a metalurgie neželezných kovů. Lokalita KJK se vyznačuje výrazně vyššími látkovými toky Pb oproti ostatním lokalitám. Příčinou může být blízkost dálnice Praha – Plzeň a průmyslové oblasti Berouna a zejména těsné sousedství s obalovnou Kosov, s jejímž provozem je spojen intenzivní dopravní ruch.

Závěr

Výsledky systematického monitoringu atmosférické depozice prováděného v letech 1997 – 2002 přinesly následující závěry:

- 1) Ze srovnání látkových toků mezi sledovanými lokalitami vyplývá, že na lokalitách uvnitř a v blízkosti Velkolomu Čertovy schody jsou patrně vyšší látkové toky Ca^{2+} , Mg^{2+} a HCO_3^- , Mn a Sr. Naopak lokalita v blízkosti průmyslové oblasti Berouna se projevuje zvýšenými látkovými toky stopových kovů Cu, Fe, Zn, Pb, Be, As, Cd, Al. Zvýšené látkové toky většiny analyzovaných prvků a iontů v podkorunových srážkách lze vysvětlit metabolickou činností stromu a dalšími pro-

cesy odehrávajícími se v koruně stromů, jako jsou procesy vymývání částic zachycených na povrchu vegetace, rozpouštění na vegetaci adsorbovaných plynů.

- 2) Odebrané vzorky projevují sezónní variace v koncentracích analyzovaných iontů a prvků způsobené zejména vyšší aktivitou emisních zdrojů v zimě danou vyšší spotřebou fosilních paliv a vyšším množstvím srážek v létě. Z těchto důvodů ionty jako F^- a SO_4^{2-} projevují větší sezónní variabilitu ve srovnání s látkami obsaženými v prachu (Mg^{2+} , Ca^{2+} , HCO_3^- , Fe, Mn, Sr, a Al), jímž je studovaná oblast dostatečně zásobována během celého roku.
- 3) Časový vývoj látkových toků neodpovídá časovému vývoji emisí hlavních znečišťujících látek monitorovaných ČHMÚ. Ačkoli celkové emise v České republice projevují statisticky významný pokles emisí SO_2 a Pb, tento trend se odráží v depozici na volné ploše pouze na některých lokalitách. Tato prostorová variabilita poukazuje na silný vliv zejména lokálních zdrojů těchto látek. Více konsistentní charakter má trend F^- . Statisticky významný pokles F^- byl shledán na všech lokalitách.
- 4) Analyzované látky je možné rozdělit do několika skupin odlišného původu. Zdrojem Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Sr, Mn, Fe a Al je prach, jehož vznik souvisí s činností velkolomu. Vysoké korelace Na a Cl umožňují identifikovat oceánský sprej a solení silnic v zimních měsících. Vyšší korelace mezi NO_3^- , SO_4^{2-} , F^- naznačují, že jejich lze hledat ve spalování hnědého uhlí v elektrárnách. U NO_3^- lze na základě korelace s Pb na lokalitě poblíž průmyslové oblasti Berouna hledat zdroj také v dopravě. Vysoké korelace Cu, Pb, Be, Zn, As, Cd a Cr v případě lokality KJK naznačují, že původcem těchto prvků je jeden blízký emisní zdroj – pravděpodobně obalovna Kosov.

Poděkování

Publikované výsledky výzkumu byly financovány ve spolupráci s firmou Velkolom Čertovy schody a z prostředků Výzkumného záměru AV ČR AV0 Z3013912 a Programu rozvoje badatelského výzkumu v klíčových oblastech vědy K 3046108 „Klimatické a antropogenní vlivy na vývoj přírodního prostředí“. Poděkování patří také Miroslavu Karlíkovi za všestrannou technickou spolupráci.

Literatura

- [1] Arthur M.A., Fahley T.J., 1993. Throughfall chemistry in an Engelmann spruce – subalpine fir forest in northern central Ontario. *Canad. J. Forest Res.*, 23: 738 – 742.
- [2] Draaijers G. P. J., Erisman J. W., van Leeuwen N. F. M., Römer F. G., Te Winkel B. H., Veltkamp A. C., Vermeulen A. T., Wyers G. P., 1997. The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmos. Environ.*, 31: 387 – 397.
- [3] Joslin J.D., Wolfe M.H., 1992. Tests of the use of net throughfall sulfate to estimate dry and occult sulfur deposition. *Atmosph. Environ., Part A – General Topics*, 26: 63 – 72.
- [4] Klumpp A., Domingos M., De Moraes R.M., Klumpp G., 1998. Effects of complex air pollution on tree species of the Atlantic Rain Forest near Cubatao, Brazil. *Chemosphere* 36: 989 – 994.
- [5] Novo A., Buffoni A., Tita M., 1992. Rain and throughfall chemistry in a Norway spruce forest in the Western Prealps. *Environ. Pollut.*, 75: 199 – 208.
- [6] Nriagu J.O., Pacyna J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134 – 139.
- [7] Pósfai M., Molnár A., 2000. EMU Notes in Mineralogy., 2:197 – 252.
- [8] Rea A.W., Lindberg S.E., Keeler G.J., 2001. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. *Atmosph. Environ.* 35: 3453 – 3462.
- [9] Skřivan P., Navrátil T., Burian M., 2000. Ten years of monitoring the atmospheric inputs at the Černokostecko region, Central Bohemia. *Sci. Agricult. Boh.*, 31(2): 139 – 154.
- [10] Slivka, V., Němec, J., (1998). Problems of fluorine in coal. *Uhlí – Rudy – Geol. Průzkum*, 5(12): 401 – 402.
- [11] Veltkamp A.C., Wyers G.P., 1997. The contribution of root-derived sulphur to sulphate in throughfall in a Douglas fir forest. *Atmosph. Environ.*, 31: 1385 – 1391.
- [12] Wood T., Bormann F.H., 1975. Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. *Ambio*, 4: 169 – 171.

Usazené srážky jako významný příspěvek k atmosférické depozici ve vybraných horských a urbanizovaných oblastech ČR

Miroslav Tesař¹, Miloslav Šír¹, Daniela Fottová²

¹ Ústav pro hydrodynamiku AVČR, Pod Patankou 5, 166 12 Praha 6, miroslav.tesar@iol.cz

² Česká geologická služba, Klárov 2/131, 118 21 Praha 1, fottova@cgu.cz

Úvod

Depozice vodního aerosolu z větrem hnané mlhy či nízké oblačnosti na zemský povrch, nejčastěji na vegetační porost, je důležitý látkový vstup v mnoha horských oblastech (obecně s nadmořskou výškou nad 800 m n.m.), příp. pobřežních oblastech [10], [12], [13], [14], [17], [26], [27], [28], [29]. Velký vliv na kvalitu ovzduší mohou mít usazené srážky rovněž v urbanizovaných oblastech, které svým členitým povrchem, a zejména silně znečištěným ovzduším, přispívají ke zvýšené depozici horizontálních srážek [3]. 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.

Mineralizace vod z usazených srážek je podstatně vyšší, až řádově, než mineralizace srážkových vod ze srážek padajících. 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 [2], kde se rozlišují horizontální srážky „deposited“ (rosa, jíní a jinovatka) a „collected“ (mlha, oblačná voda a námraza). Mezi horizontální srážky se podle naší literatury [1] řadí: rosa, zmrzlá rosa, jíní, jinovatka, námraza a ledovka. V [18] se k horizontálním srážkám řadí ještě voda usazená 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 [21].

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. Situační umístění zobrazuje situace na CD. Povodí Liz na Šumavě představuje relativně čistou oblast, zatímco Jizerské hory (povodí Uhlířská) a Krkonoše (povodí Modrý potok) reprezentují oblasti s vysokým imisním zatížením. Urbanizované oblasti budou reprezentovány uvedením výsledků pro stanici Libuš a Jablonec nad Nisou.

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 odebrány vzorky stoku po kmenech 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. Vzorky povrchové vody, podkorunových srážek a celkových srážek na volné ploše jsou odebrány a analyzovány podle stanovené metodiky.

Statistické vyhodnocení chodu horizontálních srážek

Pro jednotlivé lokality bylo provedeno statistické vyhodnocení frekvence a trvání jednotlivých horizontálních srážek, a to pro stanici Libuš (Praha) pro období 1971 – 1995, pro stanici Ruzyně (Praha) pro období 1961 – 1990, pro stanici Churáňov (Šumava) pro období 1960 – 2003, pro stanici Bedřichov (Jizerské hory) pro období 1960 – 2000, pro stanici Souš (Jizerské hory) pro období 1980 – 1997 a pro stanici na Milešovce (České středohoří) pro období 1988 – 1999. Kde to dostupnost primárních dat (meteorologických deníků) dovolila, byly zpracovány tzv. klimatologické standardy četnosti výskytu a trvání jednotlivých typů usazených srážek (tedy pro období 1961 – 1990). Při tomto zpracování se ukázalo, že obdobné materiály doposud chybějí, a že tedy vlastně chybí základní poznatky o horizontálních srážkách v klimatologickém smyslu vůbec.

Otázkou výskytu horizontálních srážek v Čechách a na Moravě se zabývá práce [4], která přináší četnosti dní s usazenými hydrometeory za období 1956 – 1965. Zajímavý výsledek poskytlo hodnocení trvání jednotlivých usazených srážek pro jednotlivé části (dekády) celého hodnoceného období. Výsledky byly vyneseny do grafů pro jednotlivé typy usazených srážek a hodnocené stanice. Z grafů vyplývá, že ve všech sledovaných stanicích v poslední době klesl výskyt a trvání mlh, zatímco výskyt a trvání jíní a rosy spíše stoupl. Trvání námrazy pokleslo v horských stanicích Churáňov a Bedřichov, zatímco v pražských stanicích Libuš a Ruzyně trvání námraz zaznamenalo nárůst. Je otázkou, zda je to způsobeno změnou klimatu nebo změnou pozorovatelského týmu či metodiky pozorování a záznamů vyhodnocovaných jevů. Některé výsledky hodnocení četnosti výskytu a trvání jednotlivých typů usazených srážek jsou obsaženy na CD – četnost výskytu a trvání jednotlivých typů usazených srážek na meteorologické stanici Churáňov za období 1960 – 2003.

Metodika odběru a analýz vzorků mlžné a oblačné vody

Vzorky vody z nízké oblačnosti či mlhy byly získány aktivním odběrovým přístrojem [5] (Libuš, Kospisty, Jablonec, Churáňov, Josefův Důl a Milešovka) a pasivním odběrovým přístrojem [11], [19] (Šumava – Churáňov, Poledník a Mokrůvka, Jizerské hory – Stará Hejnická, Prameny a Jablonec, Milešovka a Krkonoše – Studniční hora a Labská louka). Oba přístroje mj. umožňují odhadnou množství kapalné vody v 1 m^3 oblačné vody a mlžné vody.

Odebrané vzorky oblačné a mlžné vody se skladují v polyetylenových lahvích při teplotě $4 \text{ }^\circ\text{C}$ 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).

Výsledky a diskuse

Roční úhrn usazených srážek byl odhadnut pro horskou a podhorskou oblast Jizerských hor a Šumavy pomocí Lovettova depozičního modelu [14], [15], [17]. Výsledky aplikace modelu v našich podmínkách byly publikovány [6], [7], [8], [9], [22], [23], [24]. Modelové odhady byly provedeny s parametry rostlinného patra zadanými podle [16] pro obdobný stav porostu. Dále byly tyto odhady provedeny pro střední roční meteorologické podmínky trvající při výskytu mlhy [21]. Ty byly stanoveny v hodinovém chodu pro rok 1986, který se ukázal být typický pro zkoumané období. Na základě těchto podrobných analýz byla stanovena průměrná rychlost větru při mlhových událostech $3,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, relativní vlhkost vzduchu 96 %, obsah kapalné vody v oblaku $0,4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, střední průměr kapének ve vodním aerosolu byl uvažován $10 \text{ }\mu\text{m}$, čistá radiace během mlhové události byla $0,071 \text{ cal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ a průměrná teplota vzduchu v době mlhových událostí $-0,2 \text{ }^\circ\text{C}$.

Na základě statistického hodnocení mlha v Jizerských horách o intenzitě 2 – 3 trvá celkem 148 (Bedřichov) až 437 (Souš) hodin za rok, průměrně tedy 293 hodin. Na základě našich zkušeností s provozem odběrového zařízení se zdá, že pouze mlhy vyšší intenzity mají vodohospodářský přínos. Podle Lo-

vetta et al. (1982) v průběhu námraz klesá intenzita depozice oblačné vody na polovinu. Námraza o intenzitě 2 trvá průměrně ročně ve sledované oblasti 88 hodin (Souš) až 148 hodin (Bedřichov), průměrně tedy 136 hodin. Potom lze odhadnout celkovou roční oblačnou depozici hodnotou 47 mm. Stejným postupem bylo možno postupovat při odhadu depozice mlžné a oblačné vody pro oblast Šumavy. Tam byla stanovena celková roční oblačná depozice pro období 1994 – 2003 hodnotou cca 90 mm.

Hodnota depozice pro oblast Jizerských hor je zřejmě podhodnocena, protože ani jedna z hodnocených stanic není stanice vrcholová. Lze tedy oprávněně předpokládat, že depozice vody z větrem hnané mlhy a nízké oblačnosti bude dosahovat vyšších hodnot pro hřebenové partie Jizerských hor, ale představuje zřejmě dobrý odhad vodní depozice pro urbanizovanou oblast Liberecka. Hodnota celkové roční depozice z větrem hnané nízké oblačnosti a mlhy na vegetační porost byla finálně odhadnuta 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 – 2003) uvádí tab. 1. V rozšířeném zpracování na CD jsou potom uvedeny údaje pro srovnatelné období 2000 – 2002 pro oblast Šumavy, Jizerských hor a východních i západních Krkonoš. Urbanizované oblasti jsou zastoupeny stanicí Libuš a Jabloncem nad Nisou.

Tab. 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 2003).

Iont	Jednotky	Chemismus mlžné vody Churáňov (228 vzorků)			Chemismus srážek (bulk) Liz (118 vzorků)			Faktor obohac. 1)/2)
		Min. Hodnota	Max. hodnota	Median 1)	Min. Hodnota	Max. hodnota	Vážený průměr2)	
pH	[-]	3,3	7,1	4,2	3,6	6,9	4,8	1,1
H ⁺	[μg.l ⁻¹]	0,08	457,09	67,63	0,12	251,19	28,57	2,4
Cond.	[μS/cm]	3,48	687,00	131,00	1,00	209,00	21,83	6,0
NA ⁺	[mg.l ⁻¹]	0,01	19,27	0,40	0,01	1,36	0,15	2,6
K ⁺	[mg.l ⁻¹]	0,00	17,69	0,53	0,01	4,31	0,19	2,8
NH ₄ ⁺	[mg.l ⁻¹]	0,00	42,30	7,78	0,01	11,07	0,63	12,3
Mg ²⁺	[mg.l ⁻¹]	0,00	4,20	0,18	0,01	1,14	0,06	3,2
Ca ²⁺	[mg.l ⁻¹]	0,01	22,21	1,00	0,01	9,80	0,32	3,1
F ⁻	[mg.l ⁻¹]	0,00	0,45	0,05	0,01	0,20	0,02	3,0
Cl ⁻	[mg.l ⁻¹]	0,00	13,28	1,06	0,05	2,84	0,33	3,2
NO ₃ ⁻	[mg.l ⁻¹]	0,32	178,77	17,36	0,13	26,10	2,14	8,1
SO ₄ ²⁻	[mg.l ⁻¹]	0,31	77,60	16,11	0,25	27,73	2,03	8,0
Mn	[μg.l ⁻¹]	0,20	530,00	22,00	2,00	103,00	7,66	2,9
Zn	[μg.l ⁻¹]	10,00	814,00	98,00	5,00	115,00	20,97	4,7
Fe	[μg.l ⁻¹]	50,00	900,00	90,00	0,00	260,00	24,59	3,7
Al	[μg.l ⁻¹]	10,00	1220,00	100,00	5,00	210,00	33,17	3,0
As	[μg.l ⁻¹]	0,50	13,80	1,70	0,25	7,70	0,44	3,9
Cd	[μg.l ⁻¹]	0,04	33,20	0,56	0,02	12,80	0,21	2,6
Pb	[μg.l ⁻¹]	0,50	525,00	12,30	0,20	19,50	1,56	7,9
Cu	[μg.l ⁻¹]	0,20	91,00	6,45	0,10	2382,00	46,99	0,1

Z výsledků v tab. 1 a 2 je zřejmý nezanedbatelný význam usazených srážek z hlediska ekologického i přes poměrně malý přínos vodohospodářský. To je dokumentováno faktory obohacení uvedenými jak pro lokality horské na Šumavě, v Jizerských horách a Krkonoších, tak pro lokality osazené v urbanizovaných místech České republiky, a to v Praze a Jablonci nad Nisou – viz tabulky na CD. Z nich vyplývá vysoká mineralizace vzorků vody odebrané z mlhy a nízké oblačnosti. Faktor obohacení

pro oblast Prahy dosahuje nejvyšších hodnot ze všech sledovaných oblastí (až více než 100). Rovněž jsou patrné vysoké faktory obohacení pro oblast Jizerských hor. Zajímavým zjištěním byly faktory obohacení pro urbanizovanou oblast Jablonce nad Nisou, kde až na ionty K^+ , Mg^{2+} a Ca^{2+} dosahují nižších hodnot ve srovnání s hřebenovými partiemi Jizerských hor. Možné vysvětlení vychází z dálkových přenosů látek ve formě usazených srážek na silně exponované hřebenové horské hřbety. Nejnižší mineralizaci, a tudíž i faktory obohacení, vykazují vzorky odebrané na Šumavě v období 2000 – 2002 (do 11,4). Další přílohy ilustrují zpracování výsledků chemických analýz vzorků odebraných z mlhy v horské oblasti Krkonoš. Bylo provedeno seskupení do dvou datových souborů podle místa odběru. Výsledky jsou překvapivě homogenní a rovněž překvapivý je poměrně velký rozdíl mezi vzorky odebranými v povodí Uhlířská v Jizerských horách a na Labské louce v Krkonoších, třebaže jsou tyto lokality poměrně málo od sebe vzdálené. Nižší hodnoty pro oblast Krkonoš byly zřejmě zapříčiněny naředěním mlžné vody vertikálními srážkami při vysokých rychlostech větru ve hřebenových partiích, když bylo použito pasivního odběrového zařízení.

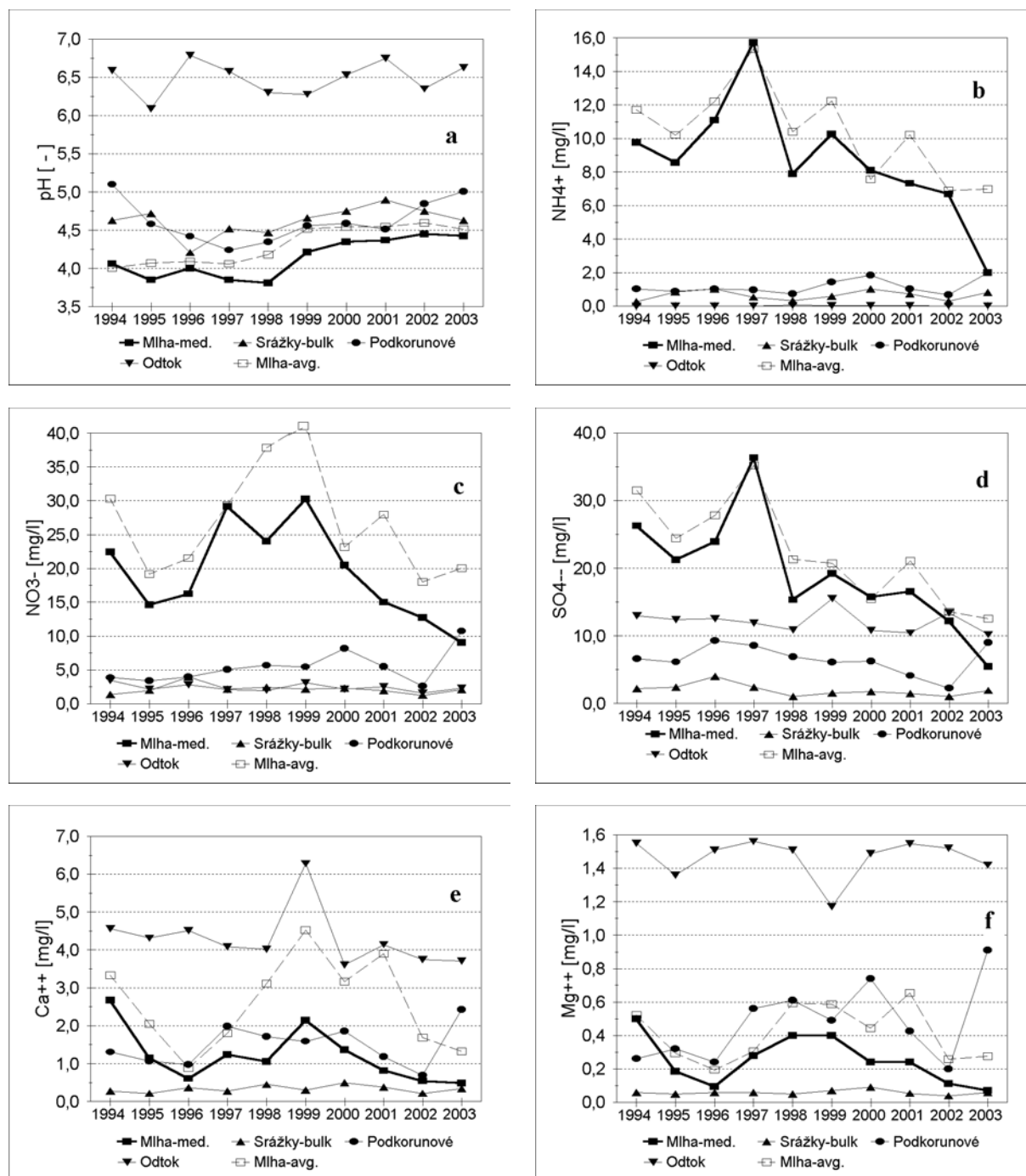
Tab. 2: Roční látková a vodní depozice formou usazených a vertikálních srážek v oblasti Šumavy pro období 1994 – 2003.

	Roční depozice formou mlhy [kg.km ² .rok ⁻¹]	Roční depozice formou srážek [kg.km ² .rok ⁻¹]	Podíl mlžné depozice [%]
H ⁺	6,03	25,48	23,7
Na ⁺	35,68	134,97	26,4
K ⁺	46,83	170,13	27,5
NH ₄ ⁺	693,66	562,80	123,3
Mg ²⁺	16,06	49,61	32,4
Ca ²⁺	88,98	288,36	30,9
F ⁻	4,53	15,17	29,9
Cl ⁻	94,37	297,74	31,7
NO ₃ ⁻	1548,07	1911,72	81,0
SO ₄ ²⁻	1436,88	1806,03	79,6
Mn	1,96	6,83	28,7
Zn	8,74	18,69	46,8
Fe	8,03	21,93	36,6
Al	8,92	29,57	30,2
As	0,15	0,39	38,6
Cd	0,05	0,19	26,2
Pb	1,10	1,39	79,0
Cu	0,58	41,90	1,4
voda [mm]	89,20	891,70	10,0

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. 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 (ČGS Praha) za období od roku 1994 do současnosti pro povodí Liz, které je provozováno Ústavem pro hydrodynamiku AV ČR. Toto zpracování přináší obr. 1 a až 1f, další zpracování je na CD.

Hodnoty pH 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. 1a). Obr. 1b až 1d ukazují průběhy NH₄, NO₃ a SO₄ v mlžné a oblačné vodě, v srážkách na volné ploše a v povrchovém odtoku. Mlhové vody vykazují značně vyšší průměrné koncentrace pro celé srovnávané období 1994 – 2003 ve srovnání se sráž-

kami na volné ploše, se srážkami podkorunovými a s povrchovým odtokem, přičemž srovnávány byly hydrologické roky.



Obr. 1: 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 2003; a – průběh hodnot pH, b – průběh hodnot NH_4^+ , c – průběh hodnot NO_3^- , d – průběh hodnot SO_4^{2-} , e – průběh hodnot Ca^{2+} , f – průběh hodnot Mg^{2+} .

Na základě výsledků uvedených v tab. 1 a v tabulkách obsažených v příspěvku na CD lze konstatovat, že koncentrace sledovaných složek je 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, v Jizerských horách do 40 a v Krkonoších do 14 a v Praze do 100.

Tab. 2 přináší množství sledovaných látek deponovaných za rok na jednotku plochy formou usazených a vertikálních srážek pro horskou oblast Šumavy za období hydrologických let 1994 – 2003. Z této tabulky je patrné, že přes poměrně malý vodohospodářský význam usazených srážek (10 %), je jejich vliv ekologický významný, někdy srovnatelný a někdy dokonce vertikální srážky převyšující.

Závěry

Z předložených výsledků je zřejmý neopomenutelný význam usazených srážek a to jak z hlediska vodohospodářského (navýšení vodní bilance), tak zejména z hlediska ekologického (přenášená množství látek). Usazené srážky představují navýšení srážkového úhrnu o cca 10 % pro oblast Šumavy a Jizerských hor a 15 až 20 % pro oblast Krkonoš. Faktor obohacení usazených srážek oproti srážkám vertikálním dosahuje průměrných hodnot do 12 pro Šumavu, do 40 pro Jizerské hory a do 14 pro Krkonoše. Nejvyšších hodnot dosahuje faktor obohacení v urbanizované oblasti Prahy – do 100. Ještě průkazněji vyniká negativní ekologický význam usazených srážek porovnáním atmosférické depozice sledovaných složek transportovaných větrem hnanou nízkou oblačností a mlhy na vegetační porost v porovnání s padajícími srážkami.

Poděkování

Práce vznikla za finanční podpory Akademie věd České republiky (projekt v Programu rozvoje badatelského výzkumu č. KSK3046108 a Výzkumný záměr č. AV0Z2060917), grantové agentury AV ČR (projekt č. IAA3042301) a MŠMT (projekt COST OC715.40).

Literatura

- [1] Bednář, J.: Pozoruhodné jevy v atmosféře. Praha, Academia, 1989.
- [2] 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.
- [3] Brewer, R.L., Gordon, R.J., Shepard, L.S.: Chemistry of mist and fog from the Los Angeles urban area. Atmospheric Environment, 17 (11), 1983, 2267 – 2270.
- [4] Coufal, L.: Příspěvek k otázce výskytu horizontálních srážek v Čechách a na Moravě. Meteorologické zprávy, 2, 1968, 42 – 44.
- [5] 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.
- [6] 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.
- [7] Eliáš, V., Tesař, M.: Rates and chemical analysis of occult precipitation. In: 7th International Rainwater Catchment Systems Conference: Rainwater Utilization for the World's People. 21–25th June, 1995, Beijing, China, 9/110–9/119.
- [8] Eliáš, V., Tesař, M.: Horizontal precipitations: The input important from hydrological and ecological point of view. Presented at the conference : "Fluid Mechanics and Hydrodynamical Aspects of Biosphere", Castle Liblice, Republic, September 20 – 21, 1993. J. Hydrol. Hydromech., 42, 1994, 101 – 103.
- [9] Eliáš, V., Tesař, M.: Cloud-water chemistry and estimated rates of occult deposition in a forested area of the Šumava Mts (South Bohemia, Czech Republic). Poster presented at Bi-Enial Congress, IAHR African Division, 5 August – 7 August, 1996, The Lost City, South Africa.

- [10] Fuzzi, S., Orsi, G.: Wet deposition due to fog in the Po valley, Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 3, 1985, 289 – 296.
- [11] Grunow, J.: Nebelniederschlag. *Ber. Deutsch. Wetterd. U.S. Zone 7, Bad Kissinger*. No. 42, 1952, 30 – 34.
- [12] Kantor, P.: Intercepce horských smrkových a bukových porostů. *Lesnictví* 27(2), 1981, 171 – 192.
- [13] Kantor, P.: Intercepční ztráty smrkových a bukových porostů. *Vodohosp. Čas.*, 31(6), 1983, 643 – 651.
- [14] 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.
- [15] Lovett, G.M.: Rates and mechanisms of cloud water deposition to a subalpine balsam fir forest. *Atmospheric Environment*, 18 (2), 1984, 361 – 371.
- [16] Lovett, G.M., Reiners, W.A.: Canopy structure and cloud water deposition in subalpine coniferous forests. *Tellus*, 38B (5), 1986, 319 – 327.
- [17] 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.
- [18] Moldan, B.: Atmosférická depozice na území Československa v období 1976 – 1987. *Národní klimatický program ČSFR*, 4, Praha, 1992.
- [19] Nagel, J.F.: Fog precipitation on Table Mountain. *Q.J.R. Meteorol. Soc.*, 82, 1956, 452 – 460.
- [20] Shuttleworth, W.J.: The exchange of wind driven fog and mist between vegetation and the atmosphere. *Boundary-Layer Met.*, 12, 1977, 463 – 489.
- [21] Strnad, E., Tesař, M., Šír, M., Kubík, F.: Základní charakteristiky chodu mlhy na Churáňově 1976 – 1987. *Meteorologické zprávy*, 4, 1988, 109 – 119.
- [22] 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 mountainous spruce stand. *Acta Universitatis Carolinae Geologica* 37, 1993, 57 – 72.
- [23] 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.
- [24] Tesař, M., Šír, M., Fottová, D.: Cloud and fog water deposition: Long-term monitoring in the Šumava Mts. (Southern Bohemia, Czech Republic). In: *Proceedings Conference on Catchment Hydrological and Biochemical Processes in Changing Environment, Liblice September 22 – 24, 1998, Czech Republic*, Eds.: Bucek, J., Šír, M., Tesař, M., 1998, 169 – 172.
- [25] 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.
- [26] Vong, R.J., Sigmon, J.T., Mueller, S.F.: Cloud water deposition to Appalachian forests. *Environ. Sci. Technol.* 25(6), 1991, 1014 – 1021.
- [27] Waggoner, P.E., Furnival, G.M., Reifsnyder, W.E.: Simulation of the microclimate in a forest. *Forest Sci.*, 15, 1969, 37 – 45.
- [28] Weathers, K.C., Likens, G.E., Bormann, F.H., Bicknell, S.H., Bormann, B.T., Daube, B.C., Eaton, J.S., Galloway, J.N., Keene, W.C., Kimball, K.D., McDowell, W.H., Siccama, T.G., Smiley, D., Tarrant R.A.: Cloud water chemistry from ten sites in North America. *Environ. Sci. Technol.* 22, 1988, 1018 – 1026.
- [29] Zelený, V.: Intercepce a horizontální srážky v Beskydech. *Meteorologické zprávy*, 20(6), 1967, 154 – 157.

Trendy atmosférické depozice na české stanici GAW a EMEP Košetice

Milan Váňa, Karel Dejmal
ČHMÚ, observatoř Košetice, 394 22 Košetice, vanam@chmi.cz

Úvod

Termín atmosférická depozice lze definovat jako přestup látek z atmosféry na zemský povrch. Celková depozice sestává z depozice mokré a suché. Mokrú depozice se uskutečňuje srážkovou činností a má především složku vertikální: sníh, déšť, mrholení a ostatní padající srážky, které spolu s vodou přináší řadu rozpuštěných i nerozpuštěných látek, zachycených prašných a aerosolových částic. Kvantitativně méně významným typem mokré depozice jsou srážky usazené (ledovka, rosa, jíní, voda usazená za mlhy). Druhou složkou celkové atmosférické depozice je depozice suchá, která má dvě hlavní součásti: absorpci plyných složek a usazování tuhých částic.

Atmosférické depozici je věnována velká pozornost zejména proto, že tímto způsobem jsou vnášena podstatná množství cizorodých látek do životního prostředí. Jde především o látky kyselého charakteru, a proto se kyselá atmosférická depozice zjednodušeně říká kyselá dešť.

Observatoř Košetice – základní informace

Pro předkládanou studii byla použita data naměřená na české regionální stanici Observatoř Košetice. Observatoř byla založena jako stanice specializovaná na zabezpečení účasti České republiky v mezinárodních programech monitoringu kvality přírodního prostředí. V současné době jsou na observatoři realizována měření pro potřebu následujících mezinárodních programů:

- EMEP (Kooperativní program monitorování a vyhodnocování dálkového přenosu znečištění ovzduší v Evropě),
- GAW (Globální sledování atmosféry),
- ICP-IM (Integrovaný monitoring).

Observatoř je charakterizována následujícími geografickými souřadnicemi: 49°35' severní šířky, 15°05' východní délky, nadmořská výška 534 m.

Podrobná fyzicko-geografická charakteristika je prezentována v (1). Výběru lokality observatoře byla věnována mimořádná pozornost. Prioritní bylo dodržení kritérií daných dlouhodobými cíli mezinárodních programů, zohledněna byla využitelnost dílčích měření v systému monitorovacích sítí ČHMÚ i pro návazné práce jiných organizací. Lokalita byla vybírána jako komplex, vhodný pro reprezentaci České republiky v mezinárodních programech či integrovaného monitoringu kvality přírodní složky životního prostředí. Patnáct let monitoringu jednoznačně prokázalo správnost výběru observatoře Košetice jako lokality reprezentující regionální úroveň kvality ovzduší a srážek v České republice.

Monitoring depozice na observatoři Košetice

Monitoring atmosférické depozice má na observatoři dlouhou tradici a patří mezi významné součásti všech výše uvedených mezinárodních programů. Vzhledem k tomu, že požadavky mezinárodních programů na typ a frekvenci měření nejsou jednotné, realizujeme v současné době poměrně širokou škálu měření atmosférické depozice:

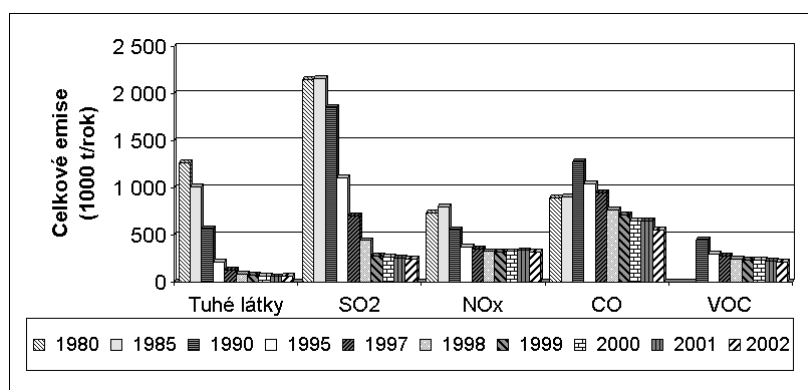
- WET-ONLY – mokrá depozice. Odběr je realizován pouze když padají srážky. Přístroj na měření (tzv. open-close collector) se automaticky otevírá při začátku srážkové epizody a když srážková činnost skončí, opět se automaticky zavře. Frekvence odběru je podle metodiky EMEP jeden týden (úterý – úterý). Realizováno v rámci programů EMEP a GAW.

- BULK – mokrá depozice a gravitační depozice větších částic. Odběr je prováděn nepřetržitě do plastových lahví s frekvencí denně (EMEP), týdně a měsíčně (ICP-IM).
- THROUGHFAL – podkorunová depozice. Stejně měření jako BULK, lokalizované pod lesním porostem. Výsledky mohou u některých polutantů, hlavně pak u síry suplovat informace o suché depozici. Vzorčky jsou odebírány měsíčně dle metodických pokynů programu ICP-IM.

Cílem příspěvku je zhodnocení trendů depozice ve venkovské krajině České republiky v období 1990 – 2002. Jsou v ní použity výsledky prezentované v českém příspěvku do Hodnotící zprávy EMEP (EMEP Assessment Report), jejíž hlavním cílem je popsat vývoj dálkového přenosu znečištění ovzduší a srážek za dobu existence programu EMEP od roku 1977 do současnosti. Pro všechny stanice EMEP byly v průběhu roku 2002 zpřístupněny 96-hodinové zpětné trajektorie určené pomocí větru v izobarické hladině 925 hPa, kalkulované čtyřikrát denně (00, 06, 12 a 18 UTC) za období 1986 – 2001. Z nich byl pro každý den určen sektor původu vzduchové hmoty a mapy původu vzduchových hmot pro jednotlivé měsíce. Výpočet zpětných trajektorií vychází z modelu NWP (Norwegian Weather Prediction), vyvinutém v Norském meteorologickém ústavu.

Emise

Hlavním faktorem, ovlivňujícím velikost atmosférické depozice jsou emise škodlivin do ovzduší, a to jak v naší republice, tak v okolních státech, protože svou roli hraje i dálkový přenos přes hranice států. Trend emisí hlavních škodlivin v České republice je prezentován na obr. 1.



Obr. 1: Trend emisí hlavních škodlivin v České republice (1980 – 2002).

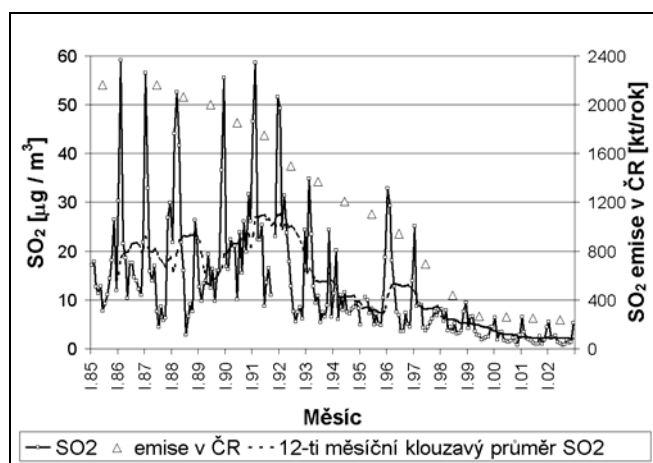
Nejzávažnější škodlivé emise představoval ve druhé polovině minulého století oxid siřičitý (SO₂). Na jeho emisích se podílela zejména výroba elektrické energie spalováním hnědého nízkovýhřevného uhlí se značným obsahem síry. Postupný pokles nastal snížením výroby elektrické energie v klasických tepelných elektrárnách a nárůstem výroby elektřiny v jaderných elektrárnách, později také snížením množství spalovaných těžkých topných olejů se značným obsahem síry a nárůstem množství spotřeby zemního plynu. V letech 1991 až 1993 se na poklesu emisí SO₂ poněkud projevil také pokles průmyslové výroby. Největší podíl na poklesu emisí SO₂ přinesl Environmentální program ČEZ zahrnující odstavení starších elektrárenských kotlů, ale hlavně rozsáhlá realizace odsiřování spalin v letech 1994 – 1998 a instalace kotlů s fluidním spalováním paliva. Tato technická opatření významně přispěla k snížení celkových emisí SO₂ ze stacionárních zdrojů v ČR v letech 1990 – 2001 o 86,4 %. Ke značnému poklesu emisí síry došlo v 90 letech v celém středoevropském prostoru.

Rovněž emise NO_x v 90. letech poklesly, ale zdaleka ne tak výrazně jako tomu bylo u SO₂. Celkové emise NO_x v roce 2001 (332 tis.tun) představovaly přibližně 60% stavu z roku 1990. Environmentální programy přispěly ke značnému snížení emisí NO_x ze stacionárních zdrojů. Významný podíl na snížení emisí NO_x měla také modernizace výroby cementu. Další příspěvek k snižování emisí NO_x z technologických zdrojů znamenalo uplatnění selektivní katalytické redukce a selektivní nekatalytické redukce v chemickém průmyslu. Na celkové bilanci emisí NO_x se však negativně projevuje značný na-

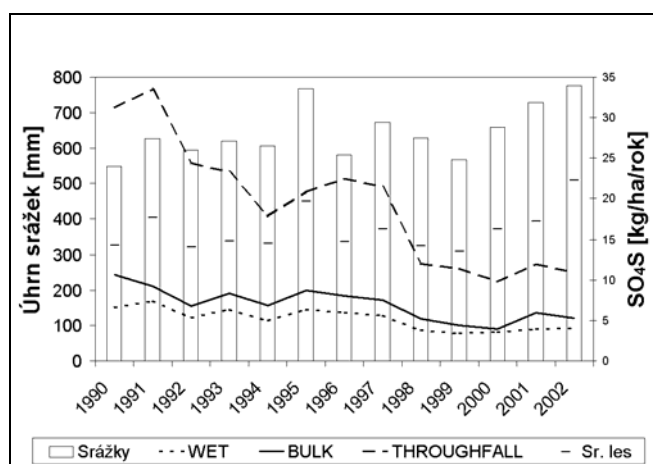
růst emisí oxidů dusíku z mobilních zdrojů, zejména z osobních automobilů, způsobený pomalým růstem podílu motorových vozidel vybavených trojcestnými katalyzátory a malou obměnou a modernizací vozového parku. Díky tomu podíl emisí NO_x z mobilních zdrojů, který v roce 1990 činil 27,0 % z celkových emisí, v roce 2001 dosáhl 51% a převýšil tak podíl emisí ze stacionárních zdrojů. V okolních státech emise dusíku v devadesátých letech stagnovaly nebo se jen mírně snížily.

Trendy atmosférické depozice

Výrazný pokles emisí síry v 90. letech se promítl do snížení koncentrací sloučenin síry v ovzduší (obr. 2) a následně i depozice síry na regionální úrovni. Největší pokles byl zaznamenán u podkorunové depozice, kde jsme na přelomu 80. a 90 let minulého století registrovali depozici síry mezi 30 – 35 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (obr. 3). V průběhu 90 let se depozice kontinuálně snižovala a v závěru sledovaného období se pohybovala kolem 10 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Pokles podkorunové depozice je především důsledkem snížení suché depozice. Mírný pokles byl registrován rovněž u měření „bulk“ a „wet-only“ (ta je více ovlivněna dálkovým přenosem). Mírný vzestup depozice v letech 2001 – 2002 byl zapříčiněn především vyššími srážkovými úhrny než v předchozích letech.

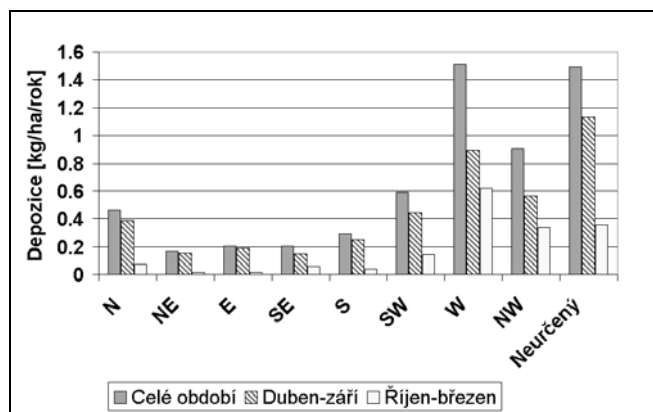


Obr. 2: Průměrné měsíční koncentrace SO_2 v ovzduší (Košetice 1985 – 2002).

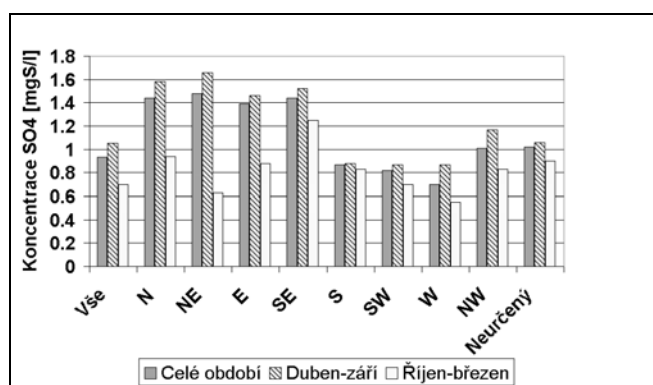


Obr. 3: Trend depozice SO_4S (Košetice 1990 – 2002).

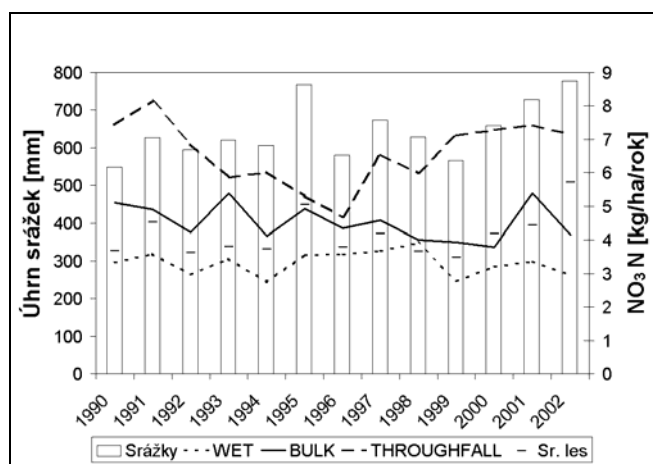
Nejvyšší depozice síry byla registrována v situacích, kdy k nám přicházely vzduchové masy ze západních směrů (obr. 4), zatímco nejvyšší koncentrace obvykle měříme ve vzduchových hmotách, přicházejících od severovýchodu (obr. 5). Takovéto sektorové rozložení je typické nejen pro sírany ale pro většinu základních polutantů.



Obr. 4: Sektorová analýza depozice SO₄S (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).



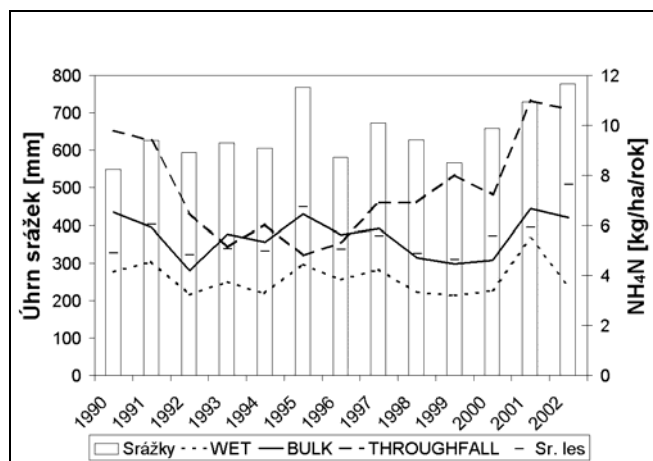
Obr. 5: Sektorové analýza koncentrací SO₄S (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).



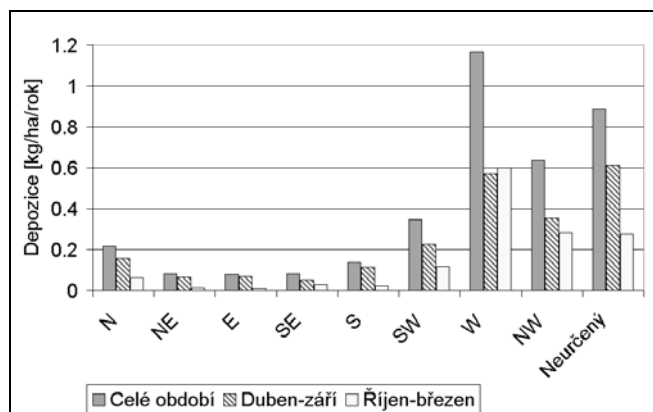
Obr. 6: Trend depozice NO₃N (Košetice 1990 – 2002).

Výsledky měření depozice naznačují, že sloučeniny dusíku se v současné době stávají hlavním zdrojem acidifikace a nahrazují v této roli sloučeniny síry. Podkorunová depozice sloučenin dusíku klesala pouze v první polovině devadesátých let minulého století, ale již od roku 1996 je patrný vzestupný trend jak u depozice NO₃N, tak i NH₄N (obr. 6 – 7). Roční depozice se v posledních třech letech velmi přiblížila hodnotám z počátku 90 let, kdy dosahovala přibližně 18 kg dusíku na hektar (NO₃N 8 kg·ha⁻¹ ročně, NH₄N 10 kg·ha⁻¹ ročně). Podobné výsledky jako na observatoři Košetice jsou měřeny i v monitorovací síti malých lesních povodí GEOMON, která je řízena ČGS (3). Příčiny kontinuálního nárůstu podkorunové depozice dusíku nejsou zatím jednoznačně definovány, hlavním důvodem je pravděpodobně nárůst suché depozice v důsledku zvyšujících se emisí dusíků z mobilních zdrojů. U

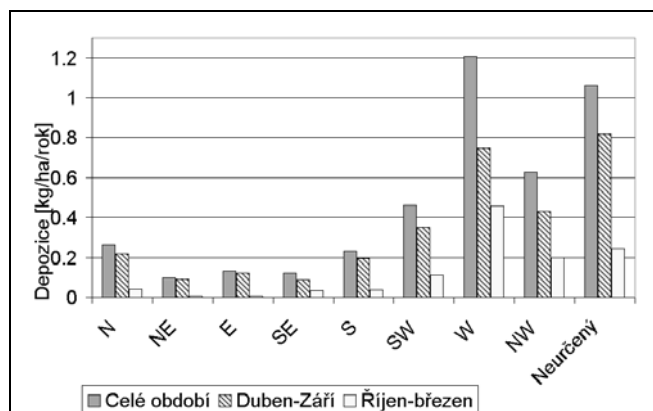
depozice „wet“ i „bulk“ na volné ploše v průběhu 90 let nebyl detekován žádný trend. Sektorová analýza koncentrací a depozice sloučenin dusíku je uvedena na obr. 8 – 11.



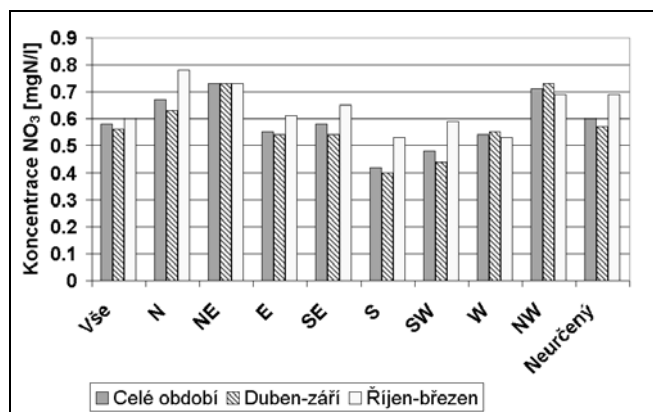
Obr. 7: Trend depozice NH₄N (Košetice 1990 – 2002).



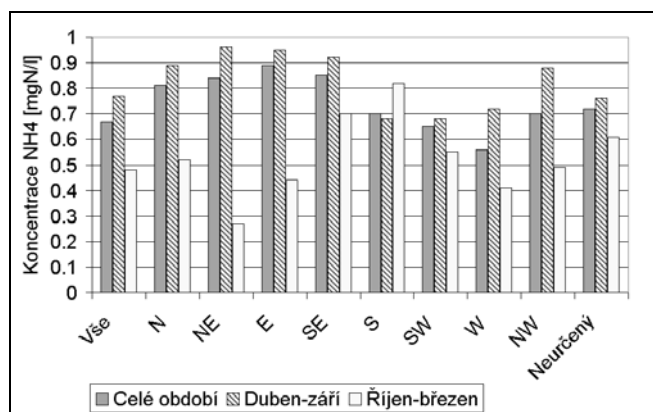
Obr. 8: Sektorová analýza depozice NO₃N (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).



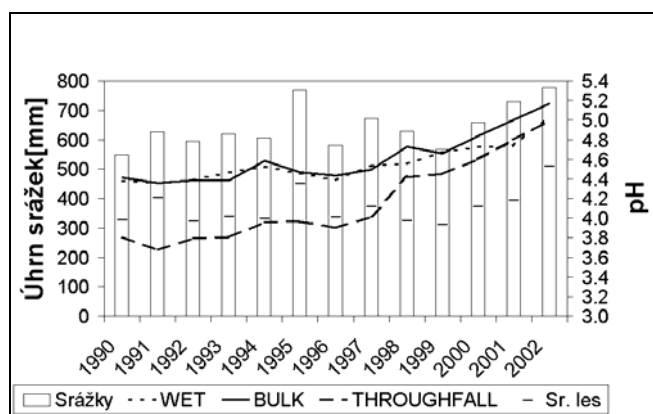
Obr. 9: Sektorová analýza depozice NH₄N (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).



Obr. 10: Sektorová analýza koncentrací NO₃N (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).

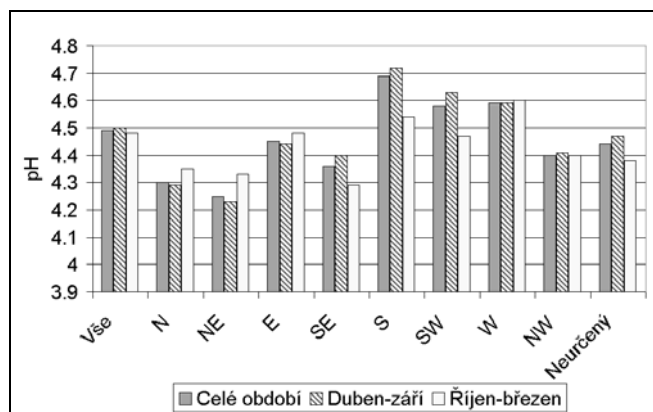


Obr. 11: Sektorová analýza koncentrací NH₄N (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).

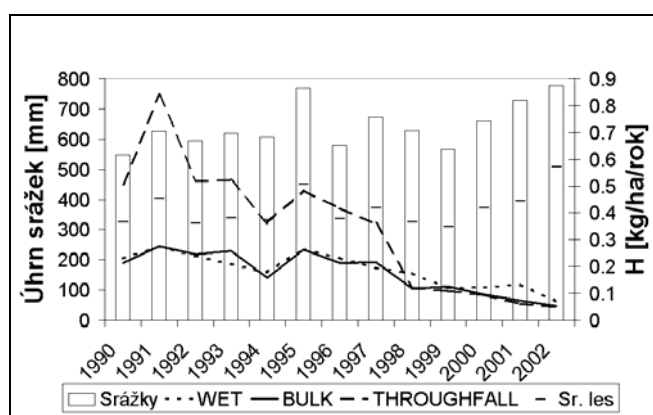


Obr. 12: Trend pH ve srážkách (Košetice 1990 – 2002).

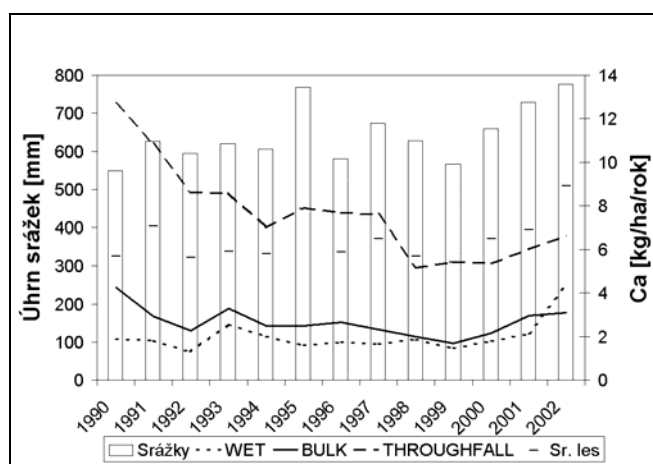
V celém období 1990 – 2002 je patrný nárůst pH srážkové vody (obr. 12). To znamená, že kvalita srážkové vody se trvale zlepšuje a acidifikace srážek už není zdaleka tak velkým problémem jako byla na přelomu osmdesátých a devadesátých let minulého století. Nejvýraznější nárůst je registrován u podkorunových srážek, kde jsme se z výchozí úrovně kolem 3,8 na přelomu osmdesátých a devadesátých let minulého století dostali na hodnotu 5,0 v roce 2002. Méně výrazný, ale kontinuální nárůst je patrný i u depozice na volné ploše. Nejvyšší hodnoty pH (4,6) jsou registrovány v případech, kdy vzduchové hmoty přicházejí od jihu a naopak nejnižší (4,2) ze severovýchodu (obr. 13).



Obr. 13: Sektorová analýza hodnot pH (Košetice 1989 – 2001, denní BULK).



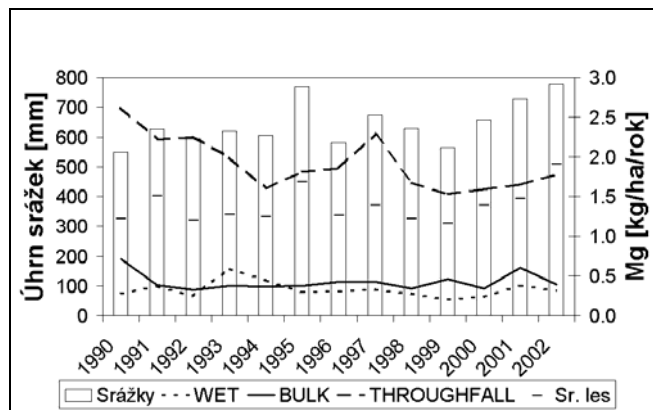
Obr. 14: Trend depozice vodíkového iontu (Košetice 1990 – 2002).



Obr. 15: Trend depozice Ca (Košetice 1990 – 2002).

V souvislosti s kontinuálním nárůstem pH srážkové vody registrujeme pokles depozice vodíkového iontu v průběhu devadesátých let (obr. 14). Pokles je patrný zejména u podkorunové depozice, která se snížila z $0,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ročně v roce 1991 na hodnoty kolem $0,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ročně v období 1998 – 2002. Pokles depozice na volné ploše byl méně výrazný.

Z hodnocení depozice vápníku vyplývá, že došlo k poklesu podkorunové depozice ze 14 kg.ha⁻¹ ročně na začátku 90 let na 7 kg.ha⁻¹ ročně koncem sledovaného období (obr. 15). Příčinou může být fakt, že vápnění polí v okolí observatoře bylo začátkem devadesátých let intenzivnější než v současné době. Naopak u depozice bulk ani wet na volné ploše nebyl zaznamenán žádný trend. U ostatních základních kationtů byl sledován jen mírně sestupný trend depozice, jako příklad uvádíme trend depozice Mg (obr. 16).



Obr. 16: Trend depozice Mg (Košetice 1990 – 2002).

Závěry

- Výrazný pokles emisí síry v 90. letech minulého století se promítl do snížení depozice síry na regionální úrovni. Největší pokles byl zaznamenán u podkorunové depozice.
- Sloučeniny dusíku se v současné době stávají hlavním zdrojem acidifikace a nahrazují v této roli sloučeniny síry. Podkorunová depozice sloučenin dusíku klesala pouze v první polovině devadesátých let minulého století, ale po roce 1996 je patrný vzestupný trend jak u depozice NO₃N, tak i NH₄N.
- Kontinuálně se zvyšovala hodnota pH ve srážkové vodě, nejvýraznější nárůst je registrován u podkorunových srážek.
- Nejvyšší hodnoty pH (4,6) jsou registrovány v případech, kdy vzduchové hmoty přicházejí od jihu a naopak nejnižší (4,2) ze severovýchodu.
- Pokles podkorunové depozice vápníků byl zřejmě způsoben klesající intenzitou vápnění polí v okolí observatoře.
- U ostatních základních kationtů byl sledován jen mírně sestupný trend depozice.
- Obecně nejvyšší depozice u všech základních polutantů byla registrována v situacích, kdy k nám přicházely vzduchové hmoty ze západních směrů, zatímco nejvyšší koncentrace obvykle měříme převládajících vzduchových hmotách, které mají svůj původ na severovýchodě.

Literatura

- [1] Váňa, M., Holoubek, I. et al.: Quality of the Natural Environment in The Czech Republic at the Regional Level (Results of the Košetice Observatory). Praha, ČHMÚ 2001.
- [2] Váňa, M., Dejmal, K., Machálek, P., Holoubek, I.: EMEP National Assessment – Czech Republic. Workshop on the EMEP Assessment Report under the Task Force on Measurement and Modelling. 3. – 7. 11.2002.
- [3] Fottová, D.: Trends in sulphur and nitrogen deposition fluxes: GEOMON Network. In: Book of Conference Abstracts, BIOGEOMON (4th International Symposium on Ecosystems Behaviour), Reading, U.K. 17 – 21.8.2002. The University of Reading 2002, p. 66.

Sezónní vývoj obsahu volných forem Al v lesních půdách v oblasti s vysokou imisní zátěží

Markéta Vlčková, Luboš Borůvka, Lenka Mládková, Ondřej Drábek
Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita v Praze, 165 21, Praha 6 – Suchbátka
marketa.vlc@centrum.cz

Úvod

Poškození a hynutí horských lesních ekosystémů může být důsledkem působení faktorů, kterými jsou antropogenní činnost, přírodní jevy nebo kombinace obou těchto kategorií. Pro oblast České republiky a zároveň celé střední Evropy je v současné době přirozeně největší zájem soustředěn na působení lidské činnosti (cílená přeměna lesních ekosystémů mimo jejich přirozený stav, změna v obhospodařování půd, export biomasy, degradace a odnos povrchových vrstev půd, dlouhodobá depozice imisních látek a dusíku, a také nadregionální změny chemismu ovzduší a klimatických charakteristik). Jedním z nejvíce poškozených lesních ekosystémů jsou Jizerské hory. Sledované území je imisní oblast, jejíž počátky vzniku se datují zhruba od roku 1957, kdy byly na přilehlém území Německa a Polska postupně uváděny do provozu tepelné elektrárny. K velkoplošné likvidaci smrkových porostů vlivem imisí a kůrovce docházelo po roce 1982/83. Do r. 1993 klesly zásoby dřevní hmoty smrkových porostů na 55 % proti stavu v r. 1982. Kalamitními těžbami došlo k likvidaci smrkových porostů na celkové ploše 7 380 ha. Před obdobím negativního působení imisí do r. 1975/76 narušoval nejvíce produkční i mimoprodukční funkce lesa bořivý vítr (ÚHÚL, 2002).

Při hodnocení acidifikace lesních půd se jeví jako velmi významné rozlišovat jednotlivé procesy přirozené a antropogenní acidifikace a jejich podíl na výsledných změnách stavu půdy. Proces přirozené acidifikace je umocněn acidifikací v důsledku antropogenní činnosti (Hruška a Cienciala, 2002). Acidifikace je obecně důsledek tvorby kyselin v půdě a nebo jejich přísun zvenčí a je definována jako pokles neutralizační kapacity půd (Hruška a Cienciala, 2002).

Prísun rozpuštěných kyselin a bází nastává v důsledku působení atmosférické depozice. Depozice plynu SO₂ jsou rychle oxidovány na H₂SO₄ (Van Breemen, 1992, in Hruška a Cienciala, 2002, s. 18). Jedním z důsledků následné acidifikace může být uvolňování potenciálně nebezpečných forem Al do půdního roztoku.

Hliník je jedním z nejrozšířenějších prvků na Zemi. Je součástí hornin a přirozenou součástí půd. Ve vyšších hladinách působí toxicky jak na živočichy, tak na rostliny (Horák et al., 1995). Drábek et al. (2003) uvádějí, že jeho obsah v celkovém minerálním podílu půd je okolo 8% a hlavní jeho část se nachází ve struktuře půdních minerálů. Pouze nepatrné množství můžeme najít v půdním roztoku. Tento prvek se v půdě nachází v různých formách. Boudot et al. (1994) uvádějí hydroxidy, fluoridy, sírany, fosforečnany, silikáty a organické sloučeniny jako nejdůležitější skupiny. Organické komplexy hliníku jsou nejrozšířenější v kyselých půdách. Za nejvíce toxický je považován aluminohexahydrónový kationt $[Al(H_2O)_6]^{3+}$, obecně označovaný Al³⁺. V přírodních podmínkách je koncentrace iontového Al řízena rozpouštěním jílových minerálů a amorfního Al v půdním prostředí. Nejdůležitější řídicí veličinou je koncentrace vodíkových iontů H⁺ v půdním roztoku. Snižování pH, čili nárůst H⁺ iontů, je dáno velikostí výše zmiňované atmosférické depozice a vyčerpáním mechanismů, které tomuto snižování brání. Samotné rozpouštění Al je jedním z nejdůležitějších pufracích mechanismů v půdním prostředí (Hruška a Cienciala, 2002). Koncentrace forem Al se může v průběhu roku měnit v závislosti na srážkách, teplotě, biologické činnosti aj.

Tato práce měla za cíl sledovat sezónní vývoj půdních charakteristik lesních půd imisních oblastí Jizerských hor, hodnotit vývojové křivky stanovení jednotlivých potenciálně nebezpečných forem hliníku, porovnat rozdíly mezi jednotlivými lokalitami, odlišnými vegetačním pokryvem a lesotypologickým zařazením a porovnat rozdíly mezi organickými a minerálními horizonty.

Materiál a metody

Jizerské hory (lesní oblast 21) jsou součástí Krkonošsko-jesenické soustavy. Jizerské hory jsou plochá kerná hornatina na severu omezená výrazným zlomových svahem. Nejvyšší body Jizerských hor jsou Smrk (1124 m n.m.) a Jizera (1122 m n.m.). Územím prochází hlavní evropské rozvodí. Průměrná roční teplota vzduchu – izoterma 6°C leží zhruba v 555 m, izoterma 5°C v 735 m, izoterma 4°C v 920 m a izoterma 3°C v 1100 m n.m. Lesní oblast Jizerských hor je srážkově mimořádně bohatá, průměrný roční úhrn srážek se v závislosti na nadmořské výšce a konfiguraci terénu pohybuje zpravidla okolo 1000 mm (Jablonec nad Nisou 989 mm) až po 1705 mm. Území náleží krkonošsko-jizerskému krystaliniku. Plošně nejvýznamnější je žulový masiv, v menší míře se v severní části vyskytují ruly, migmatity a svory. Z kvartérních půdotvorných substrátů jsou nejvýznamnější humolity, které se vyskytují v temenné části Jizerských hor. Spolu s organickými sedimenty v Krkonoších tvoří největší a nejučenější rašelinný komplex v ČR. Nejrozšířenějším lesním vegetačním stupněm je 6. smrkobukový, dále 5. jedlobukový. Charakteristický je výskyt 7. bukosmrkového a 8. smrkového lesního vegetačního stupně. Zastoupen je i 3. a 4. dubobukový a bukový (ÚHÚL, 2002).

Nedaleko městečka Lázně Libverda byly vybrány čtyři lokality (tab. 1, tab. 2) odběru půdních vzorků, zastupující z lesotypologického hlediska oblast živnou, řadu středně bohatou, a oblast kyselou až extrémní, řadu chudou až zakrslou. V obou oblastech byly vybrány lokality s porostem smrku ztepilého (*Picea abies*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*). Půdní vzorky byly odebírány v časovém intervalu jeden měsíc v období podzim 2002 až podzim 2003.

Tab. 1: Charakteristika lokalit v oblasti I.

Jméno	Jizerka 1	Jizerka 2
Lesnické označení	5S1	5S6
Lesní typ	jedlobukový	jedlobukový
Porost	smrk	buk
Bylinné patro	oblast šřavelová	ochuzené
Oblast	živná	živná
Řada	středně bohatá	středně bohatá
Kategorie	S svěží	S svěží
Charakteristické rozšíření	přechod kyselý a živné řady	přechod kyselý a živné řady
Půdní typ	kambizem dystrická	kambizem dystrická

Tab. 2: Charakteristika lokalit v oblasti II.

Jméno	Hermannova smrt	Kočíčí kameny
Lesnické označení	5Z8	5M1
Lesní typ	jedlobukový	jedlobukový
Porost	smrk	buk
Bylinné patro	živné	mechové
Oblast	extrémní	kyselá
Řada	zakrslá	chudá
Kategorie	Z zakrslá	M Myrtillus
Charakteristické rozšíření	exponované svahy	velmi chudé podloží
Půdní typ	kambizem dystrická	kambizem dystrická

Odběr byl proveden jako směsný vzorek vždy ze tří nově kopaných sond, ze středu organického (O) a minerálního (Bv) horizontu. Hloubka odběru horizontu O byla 0 – 10 cm, horizontu Bv 10 – 30 cm. Množství jednoho vzorku se pohybovalo mezi 1 – 2 kg vlhkého materiálu.

Po usušení půdních vzorků na vzduchu z nich byla pomocí síta o průměru ok 2,0 mm vytvořena jemnozem, v níž byly stanoveny základní půdní charakteristiky: pH_{H_2O} , pH_{KCl} , C_{org} , $Q_{4/6}$ a KVK. Zá-

kladní půdní charakteristiky byly stanoveny běžnými metodami (Valla et al., 2000): efektivní KVK dle Mehlicha, procentické zastoupení C_{org} bylo zjištěno modifikovanou Tjurinovou metodou. KVK, zastoupení jednotlivých výměnných kationtů a množství organického uhlíku byly stanoveny pouze v horizontu Bv.

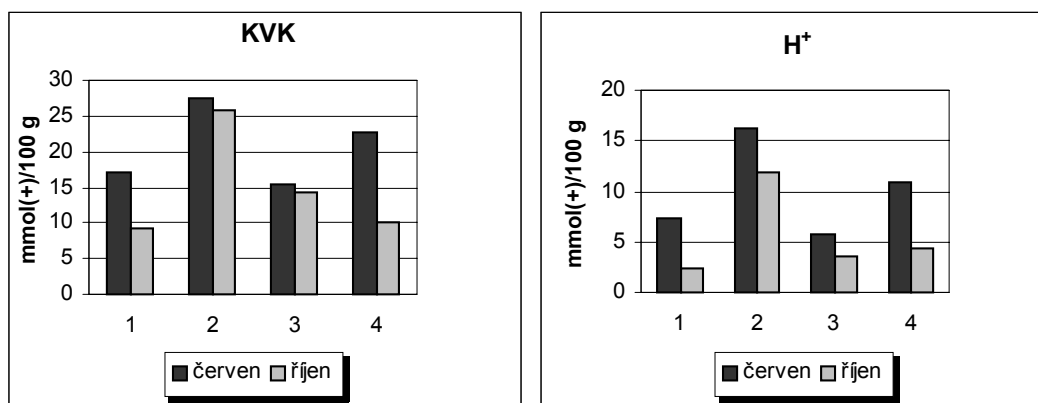
Dále byly stanoveny koncentrace jednotlivých potenciálně nebezpečných forem Al: Al_{KCl} (volný Al, uvolnitelný extrakcí 0,5M KCl), Al_{CuCl_2} (Al slabě organicky poutaný, uvolnitelný extrakcí 0,3M $CuCl_2$), $Al_{Na_4P_2O_7}$ (Al celkově organicky poutaný, uvolnitelný extrakcí 0,05M $Na_4P_2O_7$) dle Drábka et al. (2003).

Hodnoty koncentrací jednotlivých forem hliníku byly stanoveny pomocí optické emisní spektrometrie ICP-OES, při vlnové délce 308,2 nm.

Výsledky a diskuse

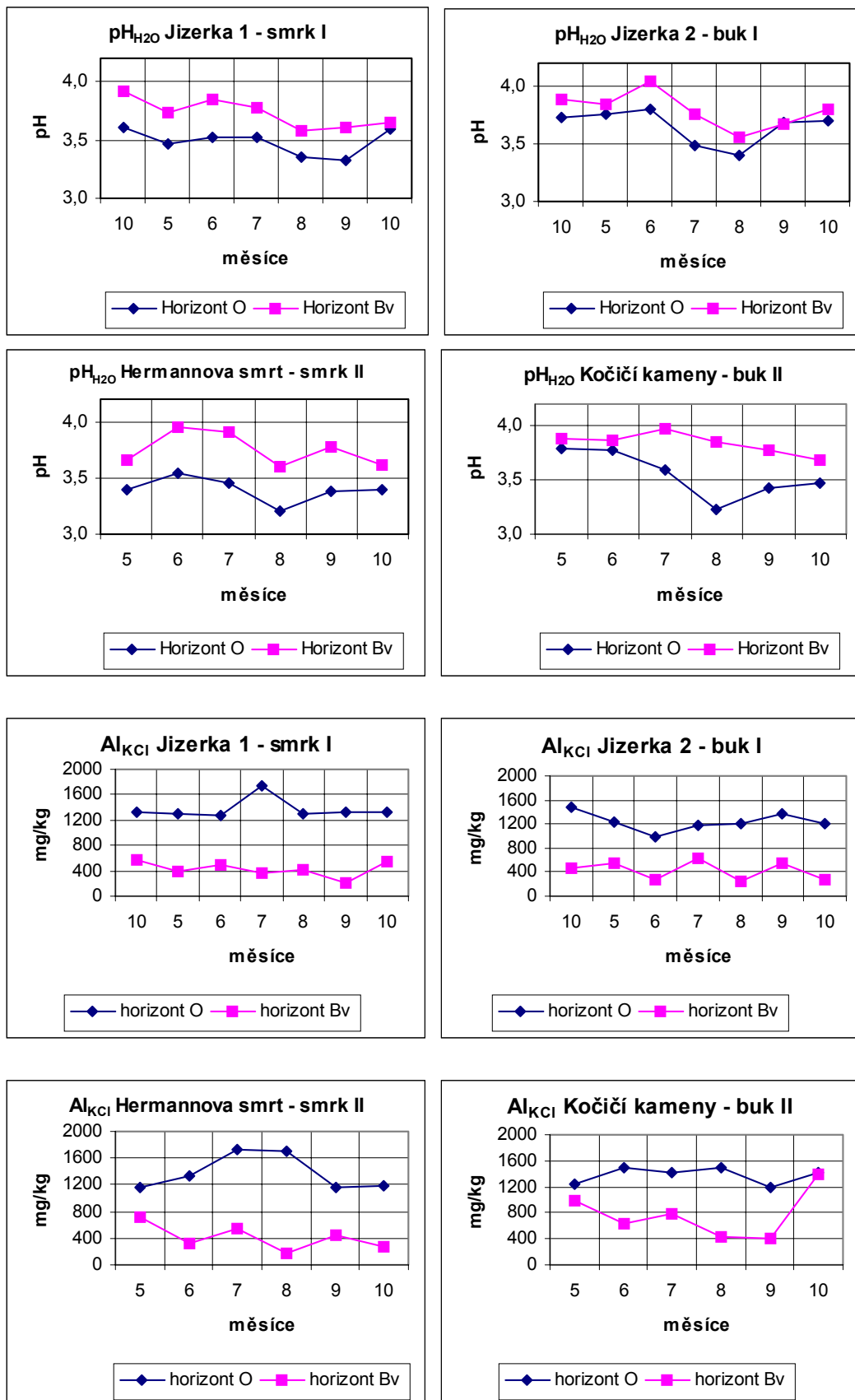
Hodnoty aktivní půdní reakce pH_{H_2O} (obr. 2) se pohybují v rozmezí od 3,21 (Hermannova smrt, horizont O, srpen) po hodnotu 4,04 (Jizerka 2, horizont Bv, červen). Naměřené hodnoty můžeme dle Vally et al. (2000) označit jako hodnoty velmi nízké, kterým je přisuzováno označení silně kyselé.

Hodnoty výměnné půdní reakce (pH_{KCl}) se pohybují od 2,80 (Hermannova smrt, horizont O, říjen) po hodnotu 3,99 (Jizerka 2, Bv horizont, červen). Naměřené hodnoty můžeme označit také jako velmi kyselé. Hodnoty pH jsou vyšší u horizontu Bv. Tyto výsledky podpořili např. Borůvka et al (2001) nebo Lochman et al. (2002). Statisticky významný rozdíl ($P < 0,001$) mezi oběma horizonty při stanovení pH_{H_2O} byl zjištěn u smrkových lokalit. U stanovení pH_{KCl} byly statisticky zjištěny významné rozdíly ($P < 0,001$) mezi oběma horizonty u oblasti I i oblasti II. Rozdíly mezi oběma horizonty u hodnoty pH mohou být způsobeny intenzivnějším rozkladem látek na jednodušší složky a akumulací kyselé depozice (S, N) v horizontu O.



Obr. 1: Celková efektivní KVK a H^+ ($mmol(+) \cdot 100 g^{-1}$) na jednotlivých lokalitách: 1 – Jizerka 2 (buk), 2 – Kočičí kameny (buk), 3 – Jizerka 1 (smrk), 4 – Hermannova smrt (smrk).

Obsah C_{org} vyjádřený v procentech byl laboratorně zjištěn pouze u horizontu Bv. V případě zjišťování obsahu organického uhlíku v horizontech O lze na základě zprávy Borůvky et al. (2002) říci, že Tjurinova metoda se ukazuje jako nedostatečně citlivá pro vysoké obsahy organické hmoty. Při hodnocení výsledků dle Vally et al. (2000) byly pro horizont Bv zjištěny hodnoty v rozmezí označení obsahu nízkého, 0,98 % (Jizerka 1, říjen) až velmi vysokého, 8,03 % (Kočičí kameny, červen). Vyšší hodnoty oblasti II mohou být způsobeny odlišností orientace svahu z pohledu světových stran či nadmořské výšky. Dle Kozáka et al. (2002) se v charakteristice kambizemí uvádí, že směrem k chladnějším oblastem obsah humusu narůstá, což odpovídá oblasti II; ta se nachází ve vyšší nadmořské výšce než oblast I a je jihovýchodně orientovaná. Oblast I je západní svah, což může zejména v letních měsících znamenat delší osvětlení sluncem a tím pádem i vyšší denní teploty znamenající teplejší podmínky.



Obr. 2: Vývojové křivky hodnot pH_{H2O} a Al_{KCl} v jednotlivých lokalitách.

Hodnoty barevného kvocientu $Q_{4/6}$ se pohybují od 6,38 u oblasti Jizerka 2 v horizontu Bv v měsíci červenci po hodnotu 14,49 naměřenou na stejném stanovišti v horizontu O v tom samém měsíci. Hodnoty v oblasti I jsou vždy vyšší v horizontu Bv. Horizont O je horizontem intenzivnější přeměny organických látek a rozkladu na jednodušší organické složky. Statisticky byl zjištěn velmi významný rozdíl mezi oběma horizonty na lokalitách Jizerka 1 a Jizerka 2 ($P < 0,001$). Zvýšení hodnot na jaře může být způsobeno intenzivnější mineralizací, zatímco v létě, kdy již dochází k zabudování jednodušších organických složek, dochází k poklesu. Zvyšování $Q_{4/6}$ lze brát jako indikátor slabé kondenzace humusových látek. Při hodnocení vývojové křivky u charakteristiky $Q_{4/6}$ lze pozorovat velkou podobnost mezi jednotlivými lokalitami.

KVK a jednotlivé kationty H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} byly stanoveny pouze v červnu a v říjnu. Téměř ve všech případech byl zaznamenán pokles naměřených hodnot v podzimním měsíci (obr. 1). Výjimku tvoří Jizerka 2 (u kationtů Na^+ , Ca^{2+}) a Jizerka 1 (u kationtů K^+ , Mg^{2+}), kde došlo k nárůstu hodnot. Celková efektivní KVK se pohybuje od velmi nízkých hodnot ($9,12 \text{ mmol}(+) \cdot 100 \text{ g}^{-1}$) až po hodnoty vysoké ($27,48 \text{ mmol}(+) \cdot 100 \text{ g}^{-1}$). Pokles kationtů z hlediska časového vývoje, který byl zaznamenán v podzimních měsících, potvrzují i Umemura et al. (2003).

Hodnoty obsahu hliníku uvolnitelného extrakcí chloridem draselným (obr. 2) se pohybují od $178,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Hermannova smrt, horizont Bv, srpen) po hodnotu $1736,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v té samé oblasti (horizont O, červenec). Hodnoty horizontu O jsou ve všech případech vyšší než v horizontu Bv. Ke stejnému závěru docházejí i Kozák a Borůvka (1998) či Borůvka et al. (1999). V oblasti I byl u obou porostů zjištěn velmi významný rozdíl mezi horizontem O a horizontem Bv, v oblasti II můžeme tento rozdíl pozorovat u smrkového porostu na lokalitě Hermannova smrt. Nárůst hodnot lze vidět v letních měsících. Tendenci stoupání koncentrací Al v letních měsících podporují Umemura et al. (2003) a jako vysvětlení kolísání naměřených hodnot uvádějí zvýšenou aktivitu mikrobiální nitrifikace a následnou půdní acidifikaci. Lepšová (2003) zmiňuje zvýšené množství kationtů Al v období sucha, což z hlediska extrémně suchého roku 2003 může částečně vysvětlovat výsledky této práce.

Hodnoty hliníku uvolnitelného extrakcí chloridem měďnatým se pohybují od $1196 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Jizerka 1, Bv, říjen) po $7525 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ v té samé oblasti (O, červenec). Mezi oběma horizonty byl zjištěn velmi významný rozdíl ($P < 0,001$).

Hodnoty hliníku uvolnitelného extrakcí pyrofosfátem se pohybují od $3870 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Jizerka 2, Bv, říjen) po $14\,577 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Kočičí kameny, Bv, září). U hodnot $Al_{Na_4P_2O_7}$ lze vysledovat velkou proměnlivost hodnot jak z pohledu vývoje, tak z pohledu obou horizontů. Kolísání hodnot může být způsobeno transportem látek mezi oběma horizonty.

Závěr

Nejdůležitější výsledky tohoto výzkumu lze shrnout do následujících bodů:

U hodnot pH_{H_2O} a pH_{KCl} je dobře viditelný rozdíl mezi hodnotami horizontu O a horizontu Bv. Ve všech případech jsou hodnoty pH vyšší v horizontu Bv než v horizontu O. Vývojové křivky hodnot obou půdních charakteristik stoupají na jaře a klesají v letních měsících. Obsahy C_{org} jsou vyšší v oblasti II než v oblasti I. Hodnoty barevného kvocientu $Q_{4/6}$ jsou v obou oblastech vyšší v horizontu Bv než v horizontu O. Hodnoty obou horizontů oblasti II klesají na jaře a stoupají v létě. Vývojové křivky hodnot $Q_{4/6}$ v horizontu Bv oblasti I jsou velmi kolísavé. U efektivní KVK stejně jako u všech stanovených výměnných kationtů H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} byl zaznamenán téměř ve všech případech pokles v podzimním měsíci. Hodnoty obsahu Al_{KCl} stanovené v horizontu O jsou ve všech případech vyšší než v horizontu Bv. V organickém horizontu O lze vidět pokles hodnot Al_{KCl} v jarních měsících a nárůst v letních měsících. Hodnoty Al_{CuCl_2} jsou v horizontu O také výrazně vyšší než v horizontu Bv. Vývojové křivky hodnot Al_{CuCl_2} jsou podobné vývojovým křivkám hodnot Al_{KCl} . Vývojové křivky hodnot $Al_{Na_4P_2O_7}$ jsou velmi kolísavé a často platí, že tam, kde poklesla hodnota v horizontu O, stoupla

hodnota v horizontu Bv. Vyšší hodnoty $Al_{Na4P2O7}$ lze vidět pod bukovým porostem než pod porostem smrkovým.

Ve vývojových křivkách základních půdních charakteristik a jednotlivých forem hliníku existuje časová proměnlivost hodnot. Velice dobře je vidět u hodnot pH_{H_2O} , pH_{KCl} , C_{org} , $Q_{4/6}$ i všech forem hliníku. V průběhu roku (od května do října) hodnoty prodělávají časový vývoj, projevující se kolísáním křivek. V říjnu se ve většině případů hodnoty vracejí na velmi podobnou hodnotu října roku minulého. Nejvíce se hodnoty mění na konci jara a během léta. Z toho důvodu lze doporučit odběr půdních vzorků na jaře (duben, květen) nebo na podzim (říjen, listopad).

Z naměřených hodnot je zřejmé, že sledovaná oblast je ohrožena uvolňováním potenciálně nebezpečných forem Al. I když projevy stresu u obou porostů nejsou dramatické, je v budoucích letech nutný důsledný monitoring a popřípadě následná nezbytná lesnická opatření.

Poděkování

Tato studie byla podpořena grantem NAZV č. QC 1250.

Literatura

- [1] BORŮVKA, L. – DRÁBEK, O. – PODRÁZSKÝ, V. – MLÁDKOVÁ, L. – VACEK, O. – KOZÁK, J. – NĚMEČEK, K.: Prostorové rozložení volných forem hliníku v lesních půdách vybraných českých pohoří a jeho predikce. Průběžná zpráva o řešení výzkumného úkolu NAZV č. QC 1250, ČZU Praha, 2002, 52 s.
- [2] BORŮVKA, L. – KOZÁK, J. – DRÁBEK, O.: Soil aluminium forms and acidification in selected mountainous regions of Bohemia. *Rostlinná výroba*, 47, 2001 (8), 333 – 338.
- [3] BORŮVKA, L. – KOZÁK, J. – DRÁBEK, O.: Species of Al ions in soil of north Bohemian mountains as related to selected soil characteristics. *Rostlinná výroba*, 45, 1999 (5), 229 – 236.
- [4] BOUDOT, J. P. – BECQUER, T. – MERLET, D. – ROUILLER, J.: Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). *Annales des Sciences Forestières*, 51, 1994, 27 – 51.
- [5] DRÁBEK, O. – BORŮVKA, L. – MLÁDKOVÁ, L. – KOČÁREK, M.: Possible method of aluminium speciation in forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 97, 2003, 8 – 15.
- [6] HORÁK, V. – DOLEJŠKOVÁ, J. – HEJTMÁNKOVÁ, A.: Toxicita hliníku v rostlinách. *Rostlinná výroba*, 41, 1995 (5), 239 – 245.
- [7] HRUŠKA, J. – CIENCIALA, E.: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí, 2002, 160 s.
- [8] KOZÁK, J. – BORŮVKA, L.: Species of Al ions as related to some characteristics of both agricultural and forest soils of the Šumava region. *Rostlinná výroba*, 44, 1998 (9), 419 – 426.
- [9] KOZÁK, J. – NĚMEČEK, J. – MATULA, S. – VALLA, M. – BORŮVKA, L.: *Pedologie*. Skriptum, ČZU Praha, 2002, 114 s.
- [10] LEPŠOVÁ, A.: Ektomykorhiza pod vlivem acidifikace, vápnění a hnojení lesa II. *Ochrana lesa*, 6, 2003, 22 – 23.
- [11] LOCHMAN, V. – BÍBA, M. – FADRHOŇSOVÁ, V.: Air pollution load of forest stands in Vojíšov and the impact on soil and run-off water chemistry. *Journal of Forest Science*, 48, 2002 (7), 292 – 309.
- [12] ÚHÚL: Oblastní plány rozvoje lesů – Přírodní lesní oblasti České republiky, stav k 30.6.2001, *Lesnická práce*, 9, 2002, příloha.
- [13] UMEMURA, T. – USAMI, Y. – AIZAWA, S. – TSUNODA, K. – SATAKE, K.: Seasonal change in the level and the chemical forms of aluminium in soil solution under a Japanese cedar forest. *The Science of the Total Environment*, 317, 2003, 149 – 157.
- [14] VALLA, M. – KOZÁK, J. – NĚMEČEK, J. – MATULA, S. – BORŮVKA, L. – DRÁBEK, O.: *Pedologické praktikum*. Skriptum, ČZU Praha, 2000, 148 s.

Metody používané při řešení projektu VaV/640/03/03 Rajonizace lesních půd v závislosti na acidifikaci a nutriční degradaci

Petr Vopěnka¹, Emil Cienciala¹, Jana Beranová¹, Jakub Hruška², Martin Černý¹, Jaromír Macků³

¹ Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, Areál 1. Jílovské 1544, 254 01 Jílové u Prahy,
vopenka@iffer.cz

² Česká geologická služba, ³ Ústav pro hospodářskou úpravu lesa

Souhrn

V 90-tých letech 20. století se díky odsíření tepelných elektráren značně snížilo imisní zatížení (ČHMÚ 2003). Snížení kyselé atmosférické depozice vytvořilo podmínky pro stabilizaci zdravotního stavu lesa, který se do té doby postupně zhoršoval (Dynamika zdravotního stavu lesa je hodnocena na základě trendu defoliace lesních porostů). Díky tomuto fenoménu bylo nutno přehodnotit současný způsob vylišování pásem ohrožení imisemi vymezený vyhláškou ministerstva zemědělství č. 78/1996 Sb., který je dosud založen na dynamice zhoršování zdravotního stavu lesních porostů. Systém vymezení pásem ohrožení publikovaný v Hruška a Cienciala (2002) využívá souhrn reprezentativních dat o stanovišti a o imisním zatížení. Současný projekt navazuje na výše zmíněnou práci s cílem přiblížit měřítko výstupů praktickému použití. Vstupní data budou zpracována do imisních zón metodou multi-kriteriální analýzy v prostředí geografického informačního systému (GIS). V tomto článku jsou popsány některé postupy týkající se primárního zpracování zdrojových dat a jejich klasifikace. Dále jsou diskutovány způsoby validace nového systému s použitím dat lesních hospodářských plánů (LHP) a dat monitoringu zdravotního stavu lesa.

Úvod

Cílem projektu je navrhnout nový systém rajonizace poškození lesních půd acidifikací a nutriční degradací pro území České republiky. Systém by měl nahradit dosavadní systém členění lesů do pásem ohrožení, založený na dynamice zhoršování zdravotního stavu lesů, který je legislativně zakotven ve vyhlášce ministerstva zemědělství č. 78/1996 Sb. o stanovení pásem ohrožení lesů vlivem imisí (MZe 1996). Podle současné definice jsou pásma ohrožení vylišena na základě dynamiky zhoršování zdravotního stavu lesa. Tato teorie byla opodstatněná v relativně krátkém období, kdy docházelo k plynulému zhoršování stavu lesa, podle kterého bylo možné soudit na intenzitu působení nepříznivých vlivů. Jelikož se situace změnila a na mnohých místech se zdravotní stav lesa zlepšuje, je třeba hledat alternativní metody vylišení pásem ohrožení.

Řešení projektu navazuje na výzkumné aktivity iniciované ministerstvem životního prostředí (MŽP) a publikované v Hruška a Cienciala (2002). Zmíněná práce shrnuje a vysvětluje mechanismy poškození lesních půd v důsledku dlouhodobé kyselé atmosférické depozice a navrhuje nový způsob rajonizace ČR podle narušení půd. Tato rajonizace byla zpracována v republikovém měřítku. Jelikož hrubé měřítko není použitelné pro podporu rozhodování v lesnické praxi, vznikl ze strany MŽP požadavek na vytvoření takového způsobu rajonizace, který se měřítkem výstupních mapových kompozic bude co nejvíce blížit měřítku provozních lesnických map (1:10000). V navrhované metodice je metodou multi-kriteriální analýzy v prostředí GIS stanoven stupeň ohrožení půd imisemi. Soubor kritérií v podobě GIS vrstev je vybrán tak, aby vystihoval spíše příčinu, než následek poškození lesních porostů.

Metody

Projekt je řešen metodou multi-kriteriální analýzy v prostředí GIS, kterou lze rozdělit do několika na sebe navazujících kroků. Nejprve je třeba shromáždit všechny datové podklady v podobě GIS vrstev pokrývajících celé území ČR. Po upravení formátu těchto vrstev následuje klasifikace vrstev, a na závěr proběhne syntéza klasifikovaných datových vrstev souběžně s validací vytvořeného systému.

Podklady

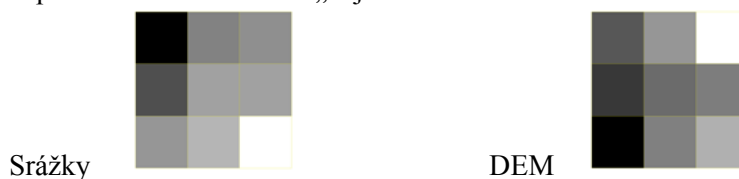
Mezi podklady patří dlouhodobé průměrné roční úhrny srážek (v podobě rastru s rozlišením 1x1 km), dlouhodobé průměrné roční teploty (rastr o stejném rozlišení jako srážky), celková atmosférická depozice síry (rastr s rozlišením 2x2 km), celková atmosférická depozice dusíku (rastr o stejném rozlišení jako depozice síry), geologická mapa a mapa lesnické typologie (obě ve vektorovém formátu). Depozice a klimatická data pochází z Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ), geologická mapa byla získána od České geologické služby (ČGS) a mapa lesnické typologie je dostupná v rámci spolupráce s Ústavem pro hospodářskou úpravu lesa (ÚHÚL). Všechny tyto podklady jsou v digitální podobě a pokrývají celé území ČR.

Jelikož jsou podklady získány od různých institucí a v různých formátech a rozlišeních, bylo nejdříve nutné vše sjednotit. Jako sjednocující formát byl zvolen rastr s rozlišením 100x100 m. Rastrový formát byl zvolen proto, že s pomocí rastru je možné udržet spojitost klimatických veličin a veličin depozic síry a dusíku. Rozlišení rastru bylo naopak ovlivněno měřítkem geologické (1:50000) a typologické mapy (1:10000). Aby nebyl ztracen detail těchto podrobných podkladových map, bylo zvoleno rozlišení rastru 100x100 m a obě tyto původně polygonové vrstvy byly převedeny na rastry o tomto rozlišení. Rastry klimatických veličin a depozic byly z původních rozlišení (1x1 km a 2x2 km) převzorkovány na rozlišení 100x100 m s využitím digitálního modelu terénu. Jelikož existuje těsný vztah mezi klimatickými veličinami a digitálním modelem terénu DEM, a dále mezi depozicemi a srážkami, lze tyto vztahy použít při převzorkování rastrů na podrobnější rozlišení.

Metoda převzorkování klimatických dat byla odvozena od metody Květoně (2001), použité při interpolaci klimatických dat z klimatických stanic v závislosti na nadmořské výšce. Postup je znázorněn v následujících obrázcích na příkladu převzorkování srážek. Vstupními vrstvami jsou srážky (rastr 1x1 km) a DEM (rastr 100x100 m).



Nejprve byl DEM převzorkován metodou „nejbližšího souseda“ na rozlišení shodné s vrstvou srážek.



Pro každou buňku rastru byl spočítán regresní model závislosti srážek na DEM podle rovnic 1 – 3.

$$y = a + bx \quad (1)$$

kde y – srážky, x – DEM.

$$b = \frac{\sum_{i=1}^{n=9} (x_i - \bar{x}) * (y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^{n=9} (x_i - \bar{x})^2} \quad (2)$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x} \quad (3)$$

Hodnoty proměnných byly pro každou buňku získány z okna 3x3 buněk. Tzn. buňka samotná plus 8 nejbližších sousedů. Tímto dostáváme regresní parametry, které považujeme za platné lokálně pro území reprezentované jednou buňkou rastru (1 km²).

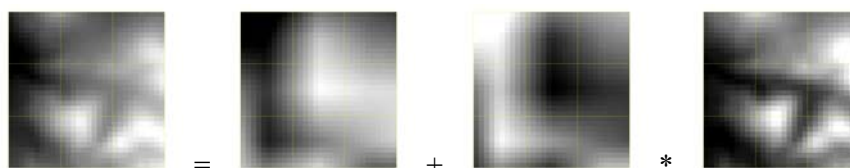


Nově vzniklé rastry regresních koeficientů byly převzorkovány metodou bilinear na rozlišení 100x100 m. Tento krok zajistí plynulé přechody ve výsledném rastru.



Podle rovnice 1 byl pak vypočten výsledný rastr.

$$\text{Srážky} = a + b * \text{DEM}$$



Aplikací tohoto vztahu se sice dopoušíme určitého zjednodušení, když zanedbáváme prostorovou variabilitu ostatních veličin a předpokládáme linearitu regresního vztahu, ale na druhou stranu nám tento postup přiblíží výsledné pole klimatických veličin a depozic o trochu blíže realitě. Po synchronizaci formátů a měřítek bylo nutné klasifikovat všechny vstupy na společnou stupnici, vyjadřující vztah k acidifikaci a nutriční degradaci půd.

Klasifikace

Klasifikace geologické legendy, která je součástí geologické mapy, byla provedena na základě poznatků o geochemické reaktivitě hornin (Adamová 1991). Geologické jednotky byly klasifikovány podle reaktivity hornin do stupnice 1 až 7 (1 – reaktivní, 7 – nereaktivní). K určení stupně reaktivity byly z geologické legendy vybrány tyto položky: Hornina, Souvrství, Vrstvy, Region. Takto vzniklá klasifikace (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7) byla poté lineárně převedena na stupnici s vrchní hranicí 4 (0.57, 1.14, 1.71, 2.29, 2.86, 3.43, 4.00) podle vzorce:

$$y_i = \frac{\max_y}{\max_x} * x_i \quad (4)$$

kde x_i – hodnota z původní stupnice, y_i – hodnota z cílové stupnice, \max_x – maximální hodnota z původní stupnice, \max_y – maximální hodnota z cílové stupnice.

Takto klasifikovaná geologická legenda byla připojena ke geologické mapě, a tvoří tak základ k syntéze s dalšími vrstvami.

Klasifikace map lesnické typologie probíhá postupně pro jednotlivé přírodní lesní oblasti (PLO). Metodickým podkladem pro klasifikaci typologických jednotek je projekt VaV 640/3/99 „Systém komplexního hodnocení půd“ (Macků 1999). S použitím této metodiky jsou typologické jednotky na úrovni SLT, a v některých případech na úrovni LT, klasifikovány do stupnice 1 až 5 (1 – zanedbatelná pufráční schopnost půd, 5 – mimořádná pufráční schopnost půd).

Takto vzniklá klasifikace (1, 2, 3, 4, 5) byla poté lineárně převedena na stupnici s vrchní hranicí 4 (0.8, 1.6, 2.4, 3.2, 4.0) podle vzorce:

$$y_i = \frac{\max_y}{\max_x} * (\max_x - (x_i - 1)) \quad (5)$$

kde x_i – hodnota z původní stupnice, y_i – hodnota z cílové stupnice, \max_x – maximální hodnota z původní stupnice, \max_y – maximální hodnota z cílové stupnice. Takto přizpůsobená stupnice vyjadřuje odolnost vůči negativním vlivům stejným způsobem jako ostatní složky vstupující do dalších výpočtů (nejnižší hodnota je nejpříznivější, kdežto nejvyšší je nejnejpříznivější).

Klasifikace ostatních vrstev (srážky, teploty, depozice N, depozice S) probíhala způsobem shodným pro všechny tyto vrstvy. Při klasifikaci můžeme použít diskretní intervaly nebo spojitou funkci. Diskretní intervaly lze použít pro republikové měřítko. Při práci ve větším detailu se při použití této metody setkáváme s problémem unifikace. Velká území splynou do jedné hodnoty proměnné. Proto je výhodné použít ke klasifikaci takovou spojitou funkci

$$y = f(x) \quad (6)$$

kde x – nezávisle proměnná (depozice, srážky nebo teploty), y – stupeň ohrožení. Ta převede zdrojová data na požadovanou stupnici ohrožení a současně přitom zachová gradient přítomný ve zdrojových datech.

Použitá spojitá funkce má základ v nelineární regresní funkci „dose response curve“. „Dose response curve“ je funkce používaná v experimentech na lidech nebo zvířatech. Často je ale tato funkce používána i mimo tuto oblast (Motulsky 2003). Principem je vyjádření odpovědi organismu na určitou dávku účinné látky. V našem případě je to odpověď ekosystému na určitou dávku depozice síry, dusíku, srážek či teplot. Funkce má tvar:

$$y = bottom + \frac{(top - bottom)}{1 + e^{-slope(x - shift)}} \quad (7)$$

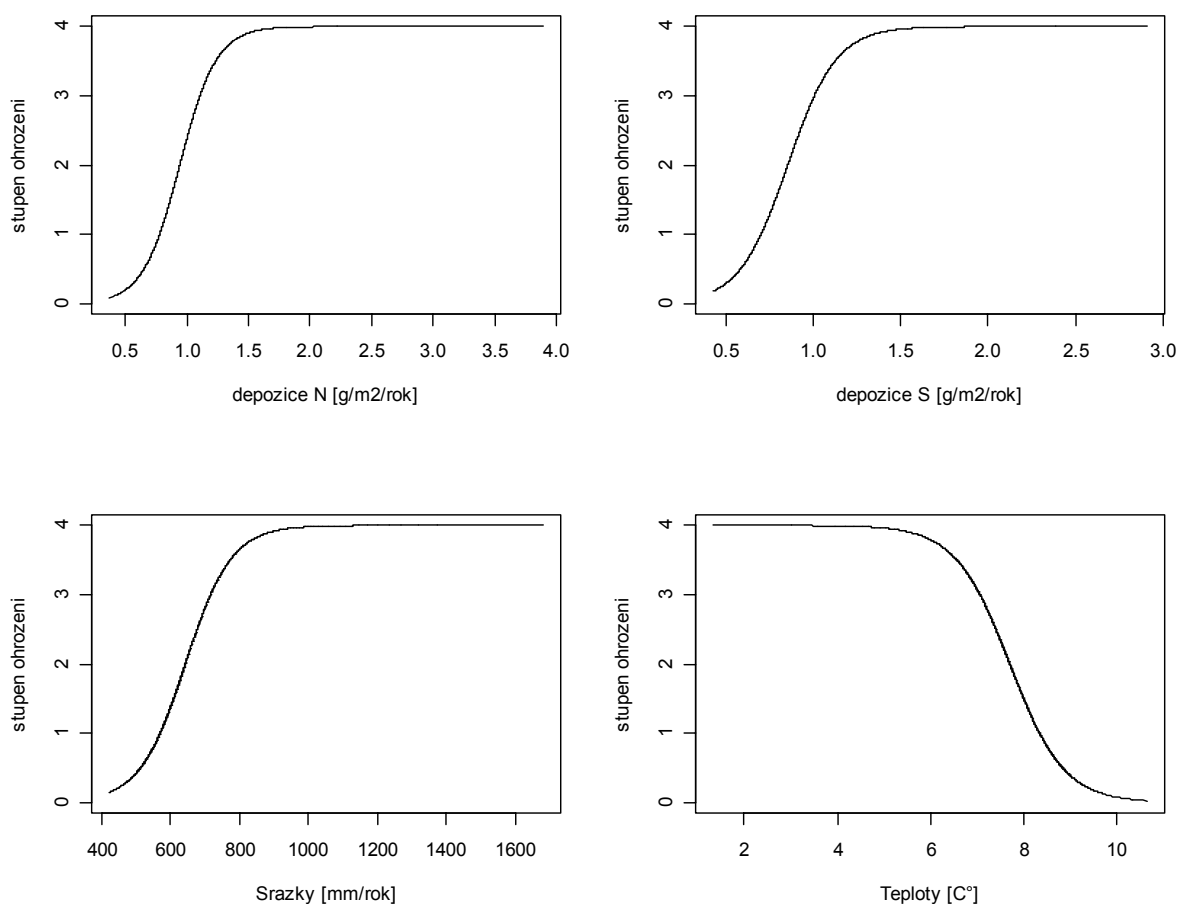
kde x – nezávisle proměnná (depozice, srážky nebo teploty), y – stupeň ohrožení, $bottom$ – dolní hranice stupně ohrožení (0), top – horní hranice stupně ohrožení (4), $slope$ – sklon křivky (hledaný parametr), $shift$ – posun křivky na ose x (hledaný parametr).

Tato nelineární regrese byla fitována kvantilovým grafem kumulativní četnosti patřičné veličiny (depozice, srážky nebo teploty). Kvantily jsou při tom upraveny tak, aby jejich rozpětí nebylo od 0 do 1, ale od 0 do 4, a vyjadřovaly tak přímo stupně ohrožení. Tzn.:

$$y = 4\tilde{x}_i \quad (8)$$

kde y – stupeň ohrožení, \tilde{x}_i – kvantil rozdělení veličiny.

Při fitování modelu (rovnice 7) byly hledány hodnoty parametrů $slope$ a $shift$. Parametrizované funkce, graficky vyjádřené křivkami, jsou uvedeny v obr. 1.



Obr. 1: Fitované křivky nelineární regresní funkce použité ke spojitě klasifikaci dat depozic a klimatických dat.

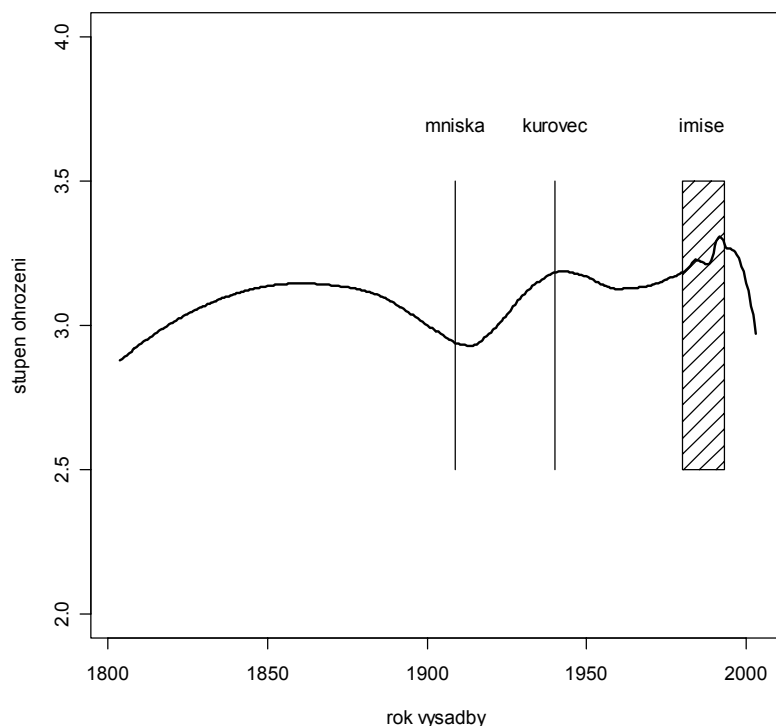
Syntéza

V současnosti provádíme syntézu prostým průměrem klasifikovaných vrstev, ale v budoucnu počítáme s vážením vrstev podle jejich příspěvku k celkové nutriční degradaci půd. Tyto váhy budou stanoveny na základě diskuse odborníků.

Validace

Testování zvolených postupů se v první fázi soustředí na území vymezená jako zóny extrémního a silného narušení půd (Hruška a Cienciala 2002). Jedná se především o vyšší horské polohy v hraničním pásmu České republiky. Pro první testování byla zvolena PLO 21 Jizerské hory a v dalším kroku PLO 40 Moravskoslezské Beskydy. Na PLO 21 byla z LHP zjištěna informace o starší lesních porostů. Věk byl spočítán jako vážený průměr věků jednotlivých etází za porostní skupinu, přičemž váhou byla parciální plocha etáže.

Předpokládáme, že náhle zvýšené objemy výsadby indikují ekologické katastrofy následované nahodilými těžbami. Obr. 2 ukazuje vztah poškození porostů k nově vylišenému stupni ohrožení. Jasně patrný je vliv imisí v 80-tých letech minulého století. Výsadby v lokalitách méně příznivých způsobila také poválečná kalamita kůrovce. Naproti tomu mnišková kalamita z počátku 20-tého století soustředila výsadby do nižších poloh, které jsou většinou méně ohrožené imisemi.



Obr. 2: Časový trend výsadby v PLO 21. Na svislé ose je znázorněn průměrný stupeň ohrožení vylišený na lokalitách, na kterých se v daném roce sázelo.

Na PLO 40 bylo provedeno srovnání s údaji z monitoringu zdravotního stavu lesa. Trendy defoliace 4186 stromů ze 130 vybraných monitoračních ploch z období let 1992 až 1996 byly srovnány se stupněm nově vylišených pásem ohrožení. Byla nalezena slabá korelace mezi trendem defoliace a stupněm nově vylišených pásem ohrožení ($r=0.067$). Nalezená korelace je statisticky významná ($p<0.001$), tzn. nelze říci, že změna zdravotního stavu nesouvisí se stanovištními podmínkami vylišenými pomocí nového systému zonace.

Vybrané monitorační plochy se nacházejí v pásmech C a D (pásma vymezená podle současné vyhlášky). Při porovnání trendů defoliace (Trendem defoliace v našem pojetí rozumíme sklon regresní přímky vyjadřující závislost defoliace na roku měření.) stromů ležících v pásmu C a D byly zjištěny významné rozdíly ($p<0.001$). Podle definice by se zdravotní stav měl zhoršovat rychleji v pásmu C než v pásmu D. Při porovnání trendů defoliace bylo však zjištěno, že zdravotní stav lesa se nejen celkově zlepšoval, ale že se zlepšoval rychleji v imisně ohroženějším pásmu C. Toto lze vysvětlit tím, že imisní tlak na začátku 90-tých let prudce poklesl a zdravotní stav porostů se ve sledovaném období zlepšil.

Zjištěná skutečnost poukazuje na to, že není vhodné používat trendu zdravotního stavu k vylišení pásem ohrožení imisemi.

Diskuse

Limitujícím faktorem projektu jsou vstupní data. Data, která byla získána z různých institucí, nejsou data primární tedy měřená. Geografické vrstvy depozic jsou vytvářeny na základě bodových měření mokré depozice (56 stanic) a výstupů modelu SYMOS 97. Vrstvy klimatických veličin jsou modelovány z údajů klimatických stanic (cca. 750 stanic) podle metodiky Květoně (2001). Geologická mapa vzniká digitalizací papírových map a mapa lesnické typologie vzniká na základě terénního šetření. Každá z těchto vrstev je zatížena chybou, která se další manipulací s daty propaguje až do výsledků. Tyto chyby není možné spolehlivě kvantifikovat.

Pro zkvalitnění výsledků by bylo výhodné modelování zdrojových dat uzpůsobit rozlišení, na které všechny vrstvy sjednocujeme (100x100 m). Toto je teoreticky možné provést jak pro depozice, tak pro klimatická data. Model SYMOS 97 umožňuje generovat výstupní hodnoty do libovolně zvoleného pole referenčních bodů (IDEA-ENVI 2003). Na klimatických datech o větším rozlišení se v ČHMÚ pracuje (Květoň 2001).

Závěr

Pomocí geostatistických metod je možné do jisté míry eliminovat vliv nedostatečné kvality vstupních dat. Syntéza takto upravených a klasifikovaných vrstev umožňuje nově vylišit pásma ohrožení lesů imisemi v měřítku, které se blíží měřítku provozních lesnických map. To umožní začlenění nového systému rajonizace do podpory rozhodování v lesnictví.

Poděkování

Projekt je řešen s finanční podporou ministerstva životního prostředí MŽP.

Literatura

- [1] Adamová M. 1991, Geochemická reaktivita hornin – významný faktor životního prostředí, Geologický průzkum 5/91.
- [2] ČHMÚ 2003, Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2002, Český hydrometeorologický ústav.
- [3] Hruška J., Cienciala E. 2002, Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví, Ministerstvo životního prostředí.
- [4] IDEA-ENVI 2003, Uživatelská příručka programu Symos 97.
- [5] Květoň V. 2001, Normály teploty vzduchu na území České republiky v období 1961 – 1990 a vybrané teplotní charakteristiky období 1961 – 2000. NKP 30. NKP Praha.
- [6] Macků J. 1999, Systém komplexního hodnocení půd, dílčí část lesní půdy, závěrečná zpráva projektu VaV/640/3/99, AOPK Brno.
- [7] Motulsky H.J., Christopoulos A. 2003, Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression. A practical guide to curve fitting., GraphPad Software Inc. San Diego CA.
- [8] MZe 1996, Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 78/1996 Sb. o stanovení pásem ohrožení lesů vlivem imisí.
- [9] MZe 2002, Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky za rok 2001 (Zelená zpráva).

Sledování vybraných složek atmosférické depozice a jakosti povrchových vod v Jizerských horách

Alena Kulasová, Rudolf Hancvencl, Český hydrometeorologický ústav, Jablonec nad Nisou
kulasova@iol.cz

Libuše Bubeníčková, Český hydrometeorologický ústav, Praha, bubenickova@chmi.cz

Eva Budská, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. M. Praha, eva.budska@vuv.cz

Jiří Hlaváček, Vodárenská společnost, a.s., Brno

Jizerské hory byly v 80. letech minulého století vystaveny zvýšenému imisnímu znečištění s přímým dopadem na životní prostředí hor, jejich faunu i flóru. Změnil se vegetační pokryv hor, změnil se hodnoty chemických kvalitativních složek v půdě i vodě odtékající z hor.

Náš příspěvek se zabývá některými výsledky monitoringů znečištění ovzduší a jakosti vody v tocích v období 1982 – 2004, které zde provádí Český hydrometeorologický ústav a Výzkumný ústav vodohospodářský. Obdobná nebo doplňující sledování provádějí též jiné organizace, ale málo výsledků bývá dáno k dispozici ke komplexnímu řešení problematiky. Proto v úvodních statích dalších kapitol pro přehlednost uvádíme informace o možných zdrojích dat, které se nám podařilo zjistit a které by mohly v budoucnu sloužit jako podklad komplexnějších šetření. Přehled monitoringu dusíku a jeho jiných forem v atmosférické depozici, usazených srážkách, povrchové vodě, v půdě a porostech uvedený v tabulkách je na vyžádání k dispozici u autorů příspěvku.

Monitorování znečištění ovzduší a atmosférické depozice

Jizerské hory byly v minulých letech silně zasaženy imisemi z Polska, NDR a také z vnitrozemí Čech. Znečištěním ovzduší se zařadily na třetí místo nejvíce zatížených oblastí, avšak vzhledem k vysokým srážkovým úhrnům postoupily na první místo v látkovém zatížení krajiny. Významně byly zatíženy spadem síry a dusíku, ve spadu chlóru byly třetí v pořadí. Současný trend znečištění je klesající, i když se občasné vyskytují zvýšené hodnoty některých znečišťujících prvků.

Měření koncentrací NO_x , NO_2 a NO v ovzduší provádí ČHMÚ automatickou měřicí stanicí v blízkosti klimatické stanice Souš (772 m n. m.). Naměřené hodnoty jsou publikovány v ročenkách ČHMÚ. (Abrahám).

Atmosférickou depozici sleduje Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. na Souši (772 m n. m.) a Jizerce (850 m n. m.). Odběry a rozborů jsou prováděny v měsíčním kroku. Naměřená data jsou každoročně prezentována v ročenkách ČHMÚ a výzkumných zprávách VÚV (Budská et al., 1995-2000; Škoda et al., 1986-1998).

Česká geologická služba sleduje atmosférickou depozici v západní části hor na volné ploše u limnigrafu Uhlířská (780 m n. m.). Poblíže limnigrafu sleduje též v podkorunových srážkách síru a vodíkové ionty. Odběry i rozborů jsou prováděny 1x měsíčně, výsledky jsou publikovány ve výzkumných zprávách ČGS (Fottová, 2000).

V oblasti sledované ČHMÚ se dále nalézají lokality sledované Chráněnou krajinnou oblastí Jizerské hory, a to na Černé hoře (odběrné zařízení na volné ploše 990 m. n. m., JV, podkorunové srážky na jejím úpatí 950 m n. m., JJV) a na Zadním kopci na severozápadní straně hor (volná plocha 720 m. n. m., podkorunové srážky 880 m. n. m.). Odběry jsou prováděny ve 14 denním kroku a z nich je vždy sléván měsíční vzorek. Data jsou prezentována ve zprávě firmy Agnos Praha (Hošek et al., 1996).

RNDr. Křeček z ČVUT FS s pracovníky PřF UK měří atmosférické depozice a odběry z kondenzované vody z mlh (lokalita a literatura neuvedeny).

VÚLHM – Výzkumná stanice Opočno odebírá srážkovou vodu na volném prostranství a pod korunami na jihozápadním svahu Smědavsko Jizerského hřebene (960 m. n. m.). Odběry a rozborů

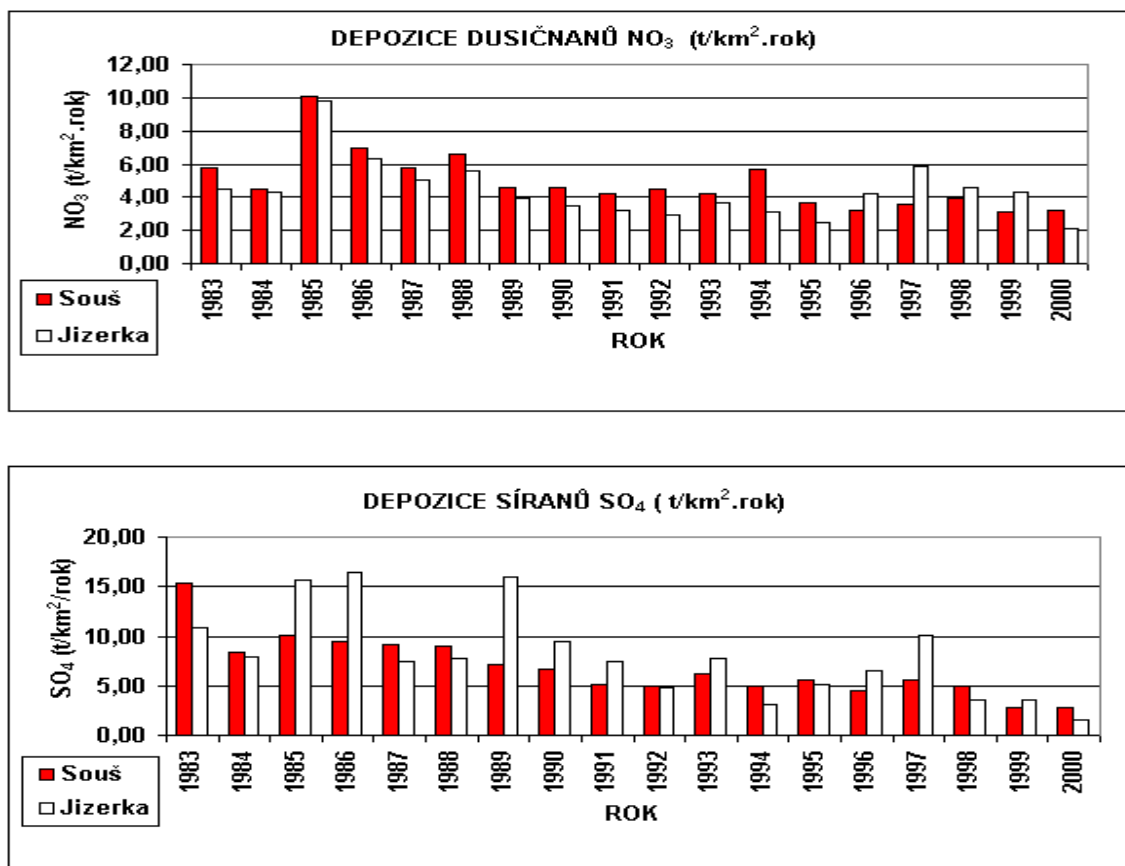
jsou prováděny týdně a z nich je počítána měsíční atmosférická depozice. Výsledky jsou uvedeny ve výzkumných zprávách VÚLHM (Balcar et al., 1996).

Ústav pro hydrodynamiku AVČR instaloval v roce 1999 2 pasivní mlhoměry v experimentálním povodí Uhlířská (v nadmořské výšce cca 820 m. n. m.). V roce 2001 byl do provozu uveden též aktivní mlhoměr v experimentálním povodí ČHMÚ Blatný rybník (775 m. n. m.). Mlhoměry jsou určeny pro sběr zkondenzované vody z mlh. Odběry se provádějí 1x měsíčně. Výsledky jsou uvedeny ve výzkumných zprávách ÚH AV a dalších publikacích (Tesař et al., 2000).

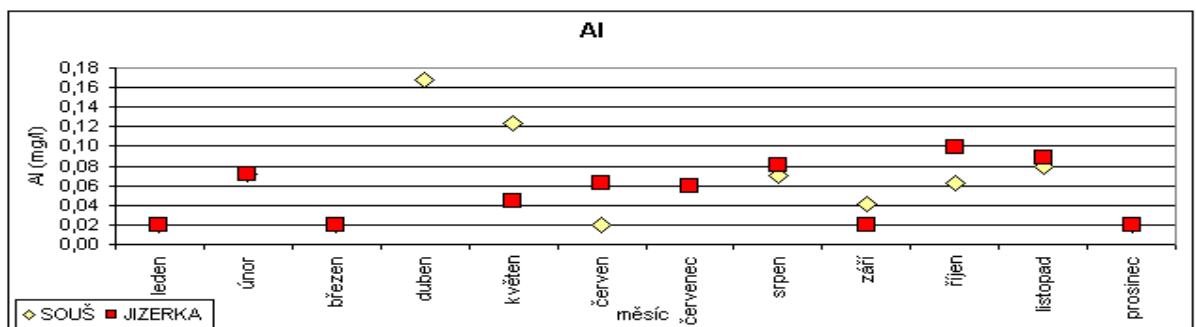
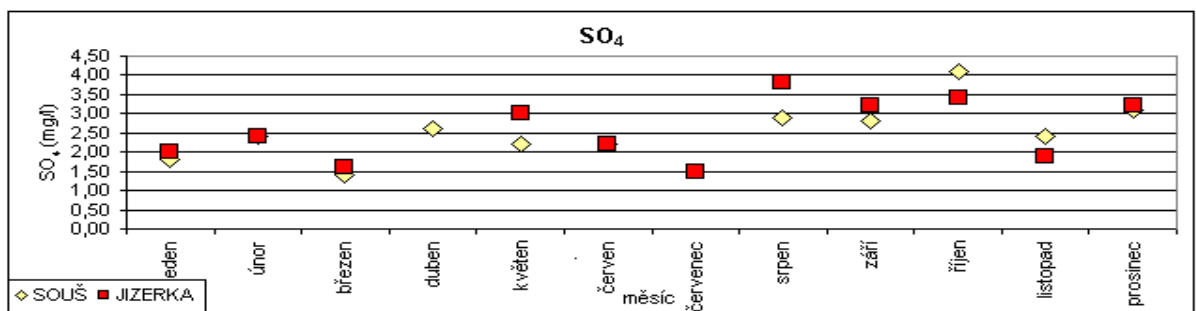
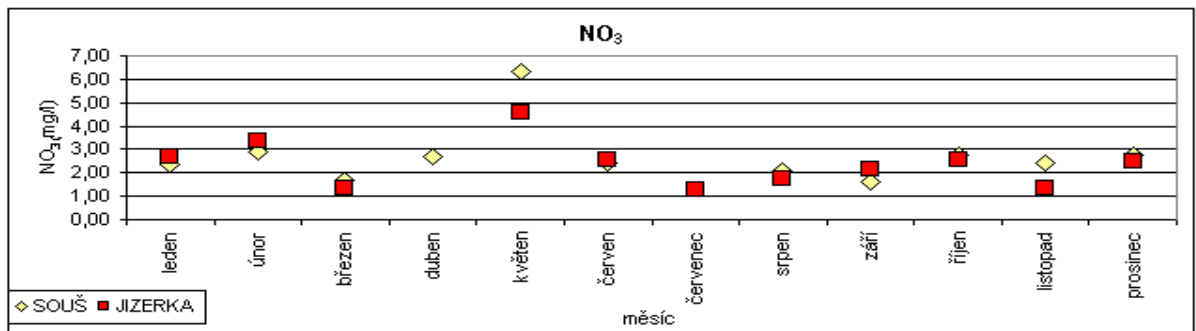
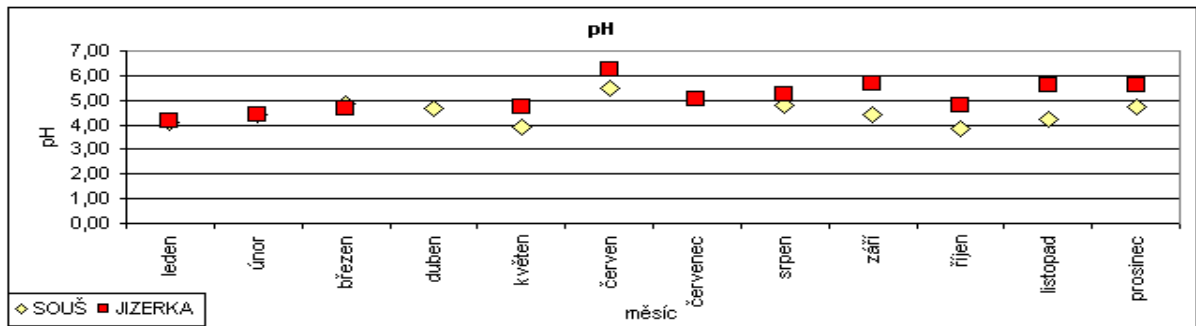
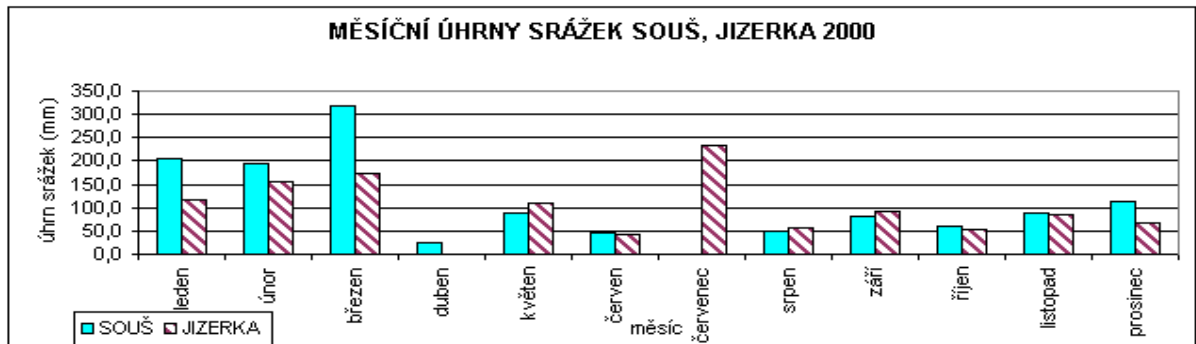
Výsledky sledování atmosférické depozice Výzkumným ústavem vodohospodářským T.G.M.

Na obr. 1. jsou porovnány hodnoty depozic síranů a dusičnanů ze stanic Jizerka a Souš za období 1983 - 2000. Maximální depozice NO_3 bylo dosaženo v roce 1985 a to na obou stanicích při téměř stejných hodnotách (cca $10 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$). V dalších letech do roku 2000 hodnoty depozic na Souši klesají (s určitými odchylkami v roce 1988 a 1994). Na Jizerce je patrné zvýšení hodnot kromě roku 1988 též v letech 1993, 1996 až 1999. Oproti Jizerce zaznamenávala stanice Souš až do roku 1995 hodnoty NO_3 vyšší, v letech 1996-1999 je poměr obrácený. V roce 2000 poklesly hodnoty depozic NO_3 cca ke $2\text{-}3 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Depozice SO_4 byla na Jizerce nejvyšší v letech 1985, 1986 a 1989 (cca $16 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$). S určitými výkyvy v letech 1993 a 1997 (cca $10 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$) hodnoty SO_4 postupně do roku 2000 klesají ($1,6 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$). Ve stanici Souš byly zaznamenány nejvyšší hodnoty v roce 1983 ($15,35 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$), poté bez větších odchylek hodnoty dále klesají (v roce 2000 $2,83 \text{ t. km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$). I když kromě roku 1983 nedosahovaly takových extrémů jako na Jizerce, v některých letech ji svými hodnotami přesahovaly. Hodnoty srážek, pH a koncentrací NO_3 , SO_4 a Al, zjištěné v měsíčních vzorcích atmosférických depozic v roce 2000 na Souši a na Jizerce jsou uvedeny na obr. 2.



Obr. 1 Roční ukazatelé atmosférické depozice (NO_3 , SO_4) na stanicích Souš a Jizerka v Jizerských horách.



Obr. 2 Porovnání srážkových úhrnů a ukazatelů atmosférické depozice na stanicích Souš a Jizerka v Jizerských horách v roce 2000.

Porovnány byly výsledky ze vzorků v nichž mohly být hodnoceny obě stanice (bez dubna a května). Srážkové úhrny na Souši v zimním období byly v tomto roce výrazně vyšší než na Jizerce. Nízké hodnoty pH (3,89 v květnu a 3,82 v říjnu), vyskytující se na Souši, nebyly na Jizerce zaznamenány a převážně tato lokalita dosahovala vyšších hodnot pH než stanice Souš. Maximální hodnota koncentrace dusičnanů 6,3 mg/l byla zaznamenána v květnovém vzorku na Souši a i v dalších 5ti hodnocených měsících byly zde koncentrace NO₃ vyšší než na Jizerce. Vyšších hodnot koncentrací síranů bylo naopak převážně dosahováno na Jizerce s výjimkou zářijového vzorku kdy byla tohoto roku nejvyšší hodnota 4,1 mg/l SO₄ naměřena na Souši. Koncentrace hliníku byly ve vzorcích depozic z obou stanic v měsících leden až březen, rovněž i v prosinci stejné. V květnovém vzorku byla koncentrace hliníku výrazně vyšší na Souši, v ostatních měsících převážně na Jizerce. Z důvodu vyšších a srážkových úhrnů bylo atmosférickým spadem NO₃, SO₄ a AL více zatíženo povodí Jezdecké, ležící nad lokalitou Souš, než povodí Jizerky.

Z uvedených výsledků je patrné, že poměry vzdušného proudění a vyskytujících se srážek ovlivňují hodnoty atmosférických depozic a mohou způsobit odlišné zatížení znečišťujícími látkami i geograficky blízko vedle sebe ležících povodí.

Sledování obsahu živin v porostech

Zjišťování obsahu dusíku ve smrkovém jehličí bylo součástí velkoplošné monitorační akce VÚLHM (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti) - Výzkumné stanice v Opočně v letech 1992 – 1994. Při ní se odebíraly a analyzovaly vzorky smrkového jehličí na 42 lokalitách v Jizerských horách (Balcar et al., 1994). Další akce menšího rozsahu probíhala v roce 1999 (Balcar et al., 1999).

VÚLHM - Jíloviště Strnady odebírá vzorky jehličí smrku a listů buků za účelem zjištění změn obsahu živin během vegetačního období v závislosti na druhu, věku a zdravotním stavu dřevin. Vybrané lokality smrkových porostů se nacházejí v oblastech Lasičí cesta a Jizerka, na Paličnicku a Francouzské cestě. Bukové porosty jsou analyzovány v oblasti Viničné cesty (Šrámek, 2003).

Analýzy půdních vzorků

Půdní analýzy včetně zjišťování obsahu dusíku prováděl VÚLHM - Výzkumná stanice Opočno při zakládání své pokusné plochy na Jizerce. Další zjišťování dusíku probíhalo v letech 1994, 1996, 1999, 2000 a 2001 při testech přihnojení dřevin dolomitickým vápencem (Kuneš, 2003).

První komplexní rozborů půdních vzorků se v Jizerských horách provádějí od roku 1968. (Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem, pobočka Jablonec nad Nisou). Před tím se prováděly pouze rozborů typologické. ÚHÚL založil v roce 1980 23 trvalých zkusných ploch, na nichž byly v pětiletém intervalu odebírány a komplexně analyzovány půdní vzorky. Pro výzkumný úkol VÚV T.G.M. byly navíc analyzovány půdní vzorky odebrané na povodí Uhlířská (Vilímec et al., 1997, 1998). Po roce 1994 převzal trvale zkusné plochy Ústav pro výzkum lesnických ekosystémů. V současné době připravuje ÚHÚL, pobočka Jablonec nad Nisou, databázi půdních rozborů.

CHKO Jizerské hory odebírá a analyzuje půdní vzorky v místech sledování atmosférické depozice.

RNDr. Křeček z ČVUT FS odebírá půdní vzorky v Jizerských horách od roku 1981 dle možností (Křeček et al., 1983).

ČGS se zabývala nutriční degradací lesních půd (Hruška, 1999).

Jakost povrchových vod

ČHMÚ provozuje v Jizerských horách 7 malých povodí, kde jsou od roku 1982 v závěrových profilech toků odebírány a analyzovány vzorky povrchové vody. Vzorky byly odebírány do roku 1994 nepravidelně (5 až 15 rozborů ročně), poté v pravidelném měsíčním kroku. V roce 1988 byl počet odběrů i sledovaných prvků z úsporných důvodů redukován. Odběry se prováděly pouze na povodí Uhlířská a Jezdecká, které jsou součástí mezinárodní databáze experimentálních povodí. Po roce byly

pro doplnění informací o kvalitě vody ústící do nádrže Josefův Důl odběry obnoveny v povodí Kristiánova a Blatného potoka. Vzorokly byly v průběhu let analyzovány různými laboratořemi, v současné době provádí rozborly akreditovaná Laboratoř Povodí Labe, a.s., Hradec Králové. Data jsou od roku 1989 prezentována v ročenkách ČHMÚ (Kulasová, 1994 - 2004) a ukládána do Databáze jakosti povrchových vod ČHMÚ.

ČGS v rámci Geomonu odebírá a analyzuje měsíčně vzorek povrchové vody povodí Uhlířská (Fottová, 2000). Při geochemickém mapování povrchových vod ČR, které probíhalo v letech 1984 - 1991, byly v Jizerských horách jednorázově provedeny odběry za stabilní hydrologické situace. Analyzováno bylo 19 složek. Hustota vzorkování byla cca 1 vzorek na 1 km². V rámci stejného úkolu došlo v roce 1996 a 1997 k převzorkování za účelem zachycení změn za předpokládaným ústupem acidifikace (Majer, 1998).

RNDR. Křeček z ČVUT FSv se svými spolupracovníky z PřF UK odebírá vzorky povrchových vod v Jizerských horách od roku 1981.

Výsledky sledování jakosti povrchových vod Českým hydrometeorologickým ústavem

Vody v Jizerských horách jsou přirozeně kyselé a málo mineralizované. Pro nedostatečnou možnost vázání škodlivých látek v horské půdě a nízké neutralizační kapacitě vod se v důsledku kyselého spadu zvýšily v povrchových vodách koncentrace dusičnanů a síranů. Nadále se snížila jejich kyselost, s čímž souvisí i vzrůst obsahu těžkých kovů ve vodě.

Tab.1 . Dosažené extrémní hodnoty sledovaných ukazatelů jakosti povrchové vody

ukazatele	pH		NO ₃ -N ⁻ (mg/l)		SO ₄ ⁻ (mg/l)		Al (mg/l)	
mezní hodnoty pro pitnou vodu dle ČSN 757111	od 6,0 do 8,0		50 doporučená pod 15		250		0,20	
1982-1993								
UHLÍŘSKÁ	11.5.1985	3,5	18.5.1982	4,29	11.9.1990	32,00	9.4.1984	3,82
	17.6.1985	3,5						
BLATNÝ RYBNÍK	11.5.1985	3,7	18.5.1982	4,06	11.9.1990	28,50	9.4.1984	2,89
KRISTIÁNOV	11.5.1985	3,5	18.5.1982	4,29	13.4.1994	34,00	9.4.1984	4,45
	17.6.1985	3,5						
JEZDECKÁ	11.5.1985	3,6	18.5.1982	3,80	19.10.1993	29,00	9.4.1984	2,44
JIZERKA	7.5.1984	3,0	18.5.1982	4,29	11.9.1990	21,00	7.4.1984	1,84
ČERNÁ SMĚDÁ	7.5.1984	3,3	29.6.1982	3,61	11.9.1990	27,00	9.4.1984	2,24
			21.10.1982	3,61				
BÍLÁ SMĚDÁ	7.5.1984	3,4	19.7.1982	4,29	13.11.1990	30,00	9.4.1984	3,10
	11.5.1985	3,4						
1994-2003								
UHLÍŘSKÁ	7.9.1998	3,7	23.1.1996	1,06	15.9.2003	29,10	7.9.1998	1,17
			27.2.1996	1,06				
BLATNÝ RYBNÍK	24.4.1994	4,4	9.2.1994	1,80	14.2.1995	24,50	21.4.1998	1,06
KRISTIÁNOV	13.7.1998	3,7	13.4.1994	2,60	13.4.1994	34,00	21.4.1998	1,05
JEZDECKÁ	13.7.1998	3,8	13.4.1994	5,20	9.3.1995	18,50	13.7.1998	0,77
JIZERKA	3.3.1997	3,6	10.8.1994	1,50	10.8.1994	23,50	24.4.1995	0,75
	13.7.1998	3,6	11.10.1994	1,50				
ČERNÁ SMĚDÁ	5.11.1996	4,0	24.1.1996	1,60	20.5.1997	25,80	24.4.1995	0,85
BÍLÁ SMĚDÁ	3.3.1997	3,4	24.1.1996	1,40	1.4.1996	18,00	13.12.1994	1,10

Nejkritičtější situace se vyskytovaly v 80tých letech, zejména v jejich první polovině, kdy v odebraných vzorcích se hodnoty pH často pohybovaly v intervalu 3,0 - 3,5 a hodnoty koncentrací hliníku výrazně přestupovaly hodnoty stanovené pro vody vhodné k využívání k vodárenským účelům. I v období 1994 - 2002 jsou minimální hodnoty pH velmi nízké 3,4 - 4,0 a hodnoty hliníku zvýšené. Síraný, i když se staly hlavní složkou jakosti povrchových vod, i ve svých extrémech, stejně jako je tomu u dusíkatých dusičnanů, byly oproti mezním hodnotám pro vodu pitnou hluboce deficitní (Tab. 1).

Výsledné hodnoty rozborů vzorků odebíraných z toku u limnigrafu Uhlířská na Černé Nise a Jezdecká na Černé Desné jsou pro porovnání graficky zobrazeny v následujících obrázcích 3. a 4. Vzhledem k rozdílnosti přístrojové vybavenosti rozborů provádějících laboratoří bylo období pozorování rozděleno do 2 etap 1982 - 1993 (laboratoř ČVUT FSv Katedry zdravotního inženýrství (Mach et al, 1993) a období 1994 - 2004 (Laboratoře MEGALAB Stráž nad Nisou a Povodí Hradec Králové, a.s.) Z porovnání výsledků je možno hodnotiti trend v jakosti vody i vzájemnou relativitu obou profilů.

Většina odběrů byla provedena při nižších průtokových hodnotách, odběry při vyšších stavech byly ojedinělé. Z grafů je patrné, že z těchto náhodných odběrů vzorků vody nebylo možno charakterizovat žádný vztah velikostí průtoků k hodnotám sledovaných kvalitativních ukazatelů.

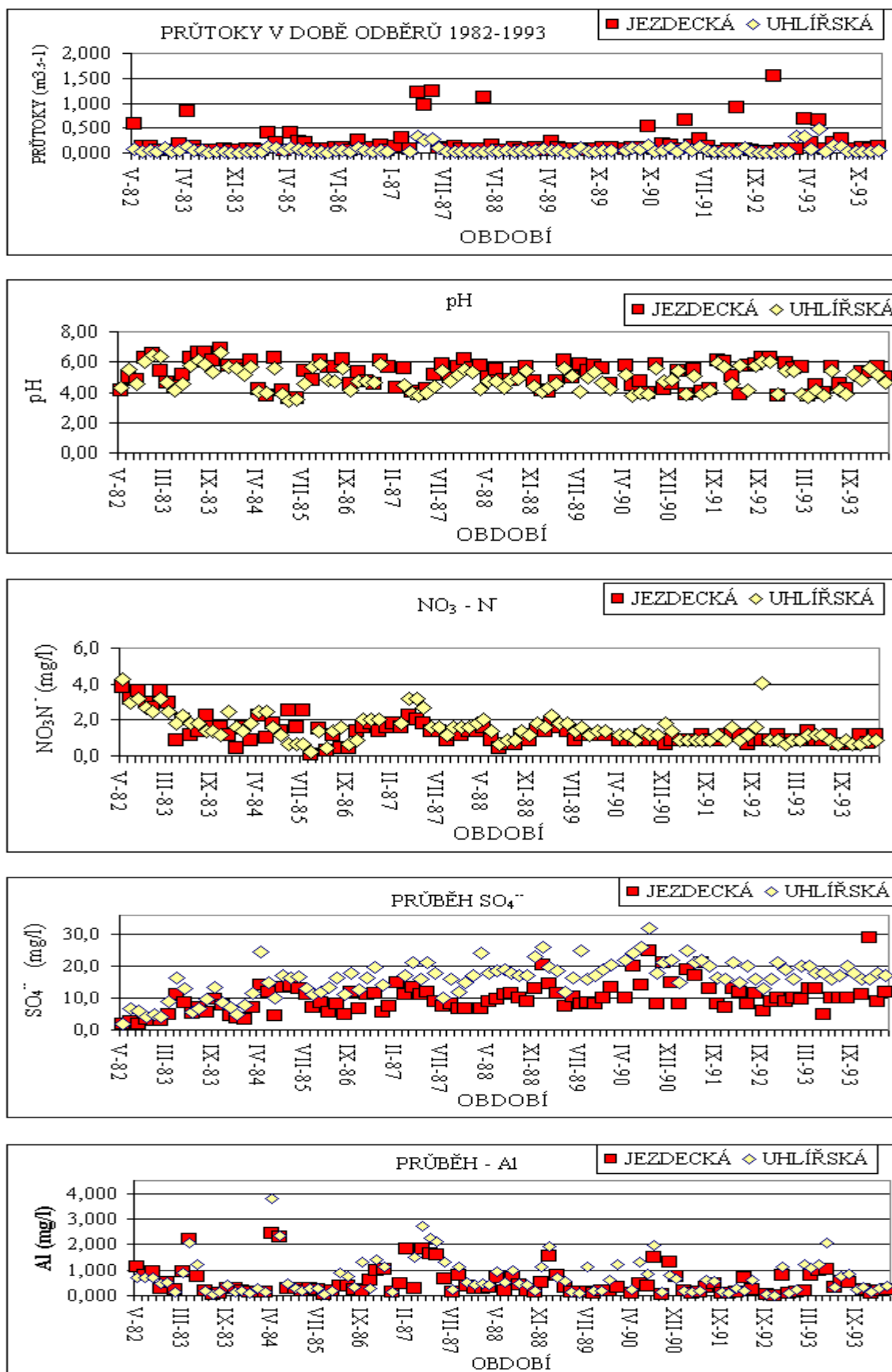
Na Uhlířské bylo povětšinou dosaženo nižších hodnot pH než na Jezdecké. Extrémně nízké hodnoty se vyskytovaly v zimním období. Oproti období 1982 - 1993 byly odebrané vzorky vody v letech 1994 až 2002 méně kyselé.

Koncentrace dusíku v dusičnanech byla ve většině vzorků vody z Uhlířské vyšší než na Jezdecké. Výjimku tvoří období od začátku pozorování do července 1985, kde jsou hodnoty rozkolísané a výrazně vyšší než při následujících rozbořech (důvod není jasný a bude předmětem dalších šetření. Rozdílná metodika?). V období 1994 - 2004 bylo dosaženo nižších hodnot koncentrací.

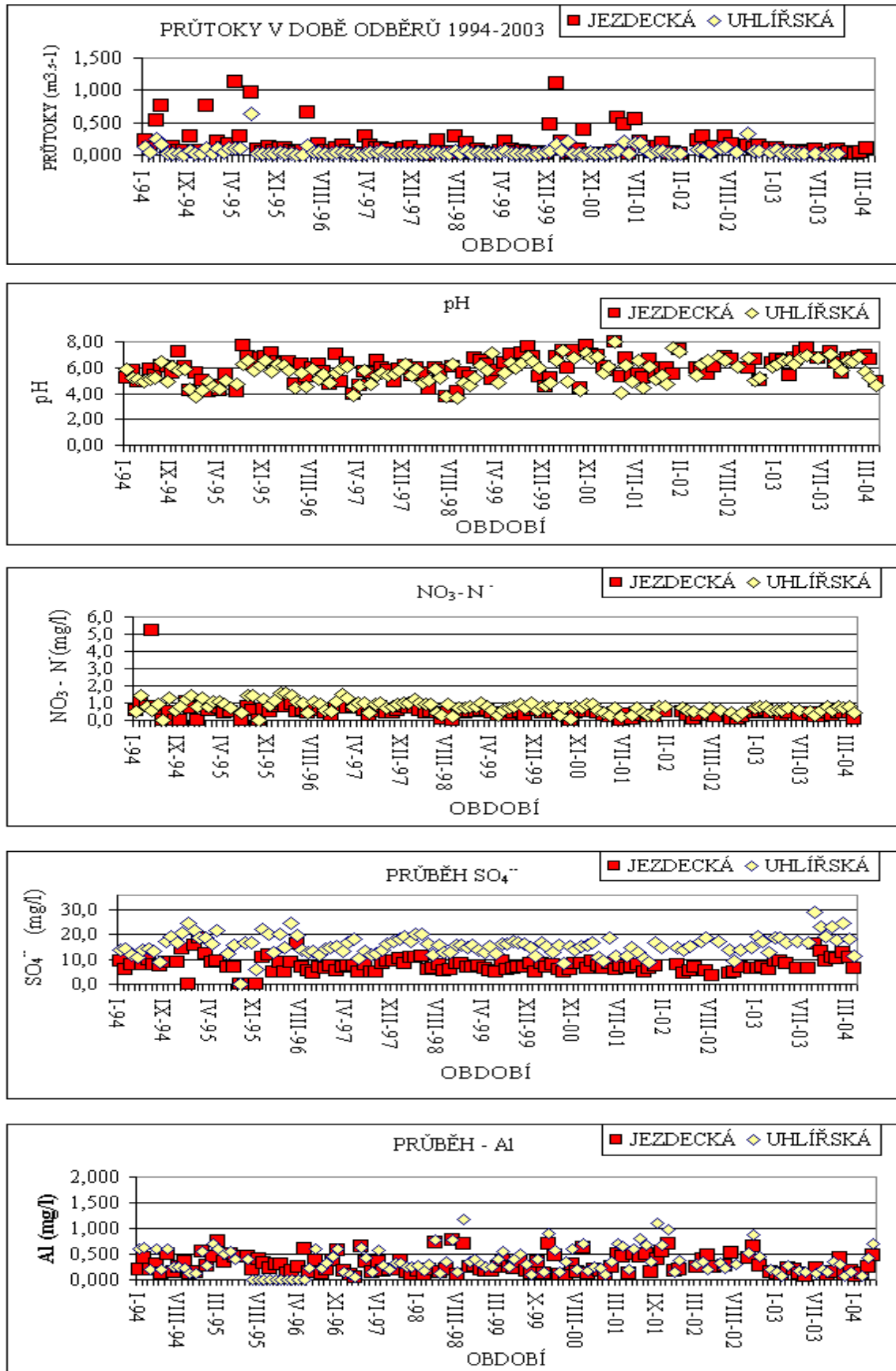
Koncentrace síranů ve vodách na Uhlířské byly oproti Jezdecké rovněž vyšší. Extrémy byly dosaženy převážně v zimním období. V období 1994 - 2004 byl trend jejich poklesu patrný. V zimě 2003 - 2004 se hodnoty koncentrací síranů nenadále zvýšily.

Porovnání koncentrací hliníku ve vodách obou sledovaných lokalit nepřineslo tak jednoznačné výsledky. Někdy byly koncentrace vyšší na Uhlířské, jindy na Jezdecké. Vysoké extrémy se vyskytovaly na konci v zimních období. Těž květnové hodnoty byly vysoké. Výrazné snížení bylo zaznamenáno v druhém období sledování s opětovným zvyšováním se hodnot na konci zimních období.

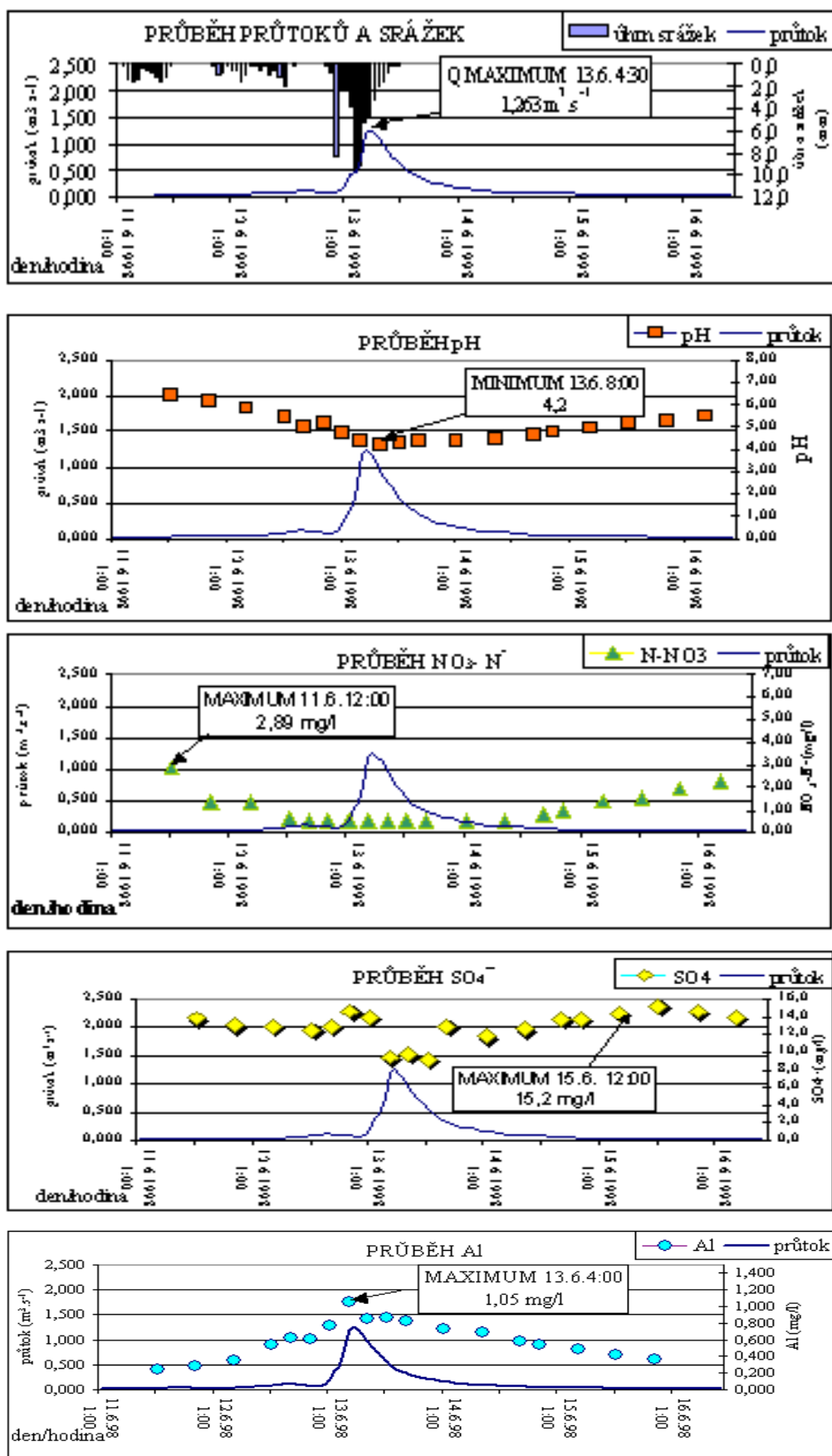
Nahodilý charakter takto prováděných odběrů nevyovídá nic o závislosti koncentrací sledovaných látek a kyselosti vody na velikosti průtoků. Z tohoto důvodu jsme se v letech 1997 - 1998 začali na Uhlířské zabývat sledováním vybraných chemických složek při zvýšených odtokových epizodách způsobených srážkami v letním období a období následujícím brzy pro ukončení tání sněhu. Odběry byly prováděny automatickým odběrným zařízením po 4 hodinách a rozborů provedla laboratoř VÚV T.G.M. v rámci výzkumného úkolu. Hodnoceno byla kyselost vody, dusičnany, síraný a pH. Ve všech sledovaných případech se hodnoty pH se stoupajícím průtokem snižovaly U letní jednorázové vlny se po dosažení průtokové kulminace se pH opět brzy zvyšovalo, u vln z dešťů po tání pozvolněji. Následovala-li další srážková epizoda, pH se již při stoupajících hodnotách průtoků dále nesnižovalo, ale drželo se i nadále již na dosažených minimech. Hliník se také zvyšoval se stoupajícím průtokem a dosahoval maxim při kulminačních průtocích. Oproti tomu hodnoty koncentrace dusičnanů a síranů klesaly. Návrat k původním hodnotám před výskytem srážkoodtokové epizody byl u letních epizod pozvolnější než pokles. U epizod zimních byl vzestup NO₃ po dosažení průtokových kulminací náhlý a brzy přesáhl i původní hodnoty koncentrací. Obrázek 5 znázorňuje průběhy pH a dalších výše jmenovaných složek při srážkoodtokové epizodě v letním období 1998.



Obr. 3. Porovnání hodnot průtoků , koncentrací NO₃-N⁻, SO₄⁻, a Al ve vzorcích povrchové vody na Uhlířské a Jezdecké v období 1982 - 1993.



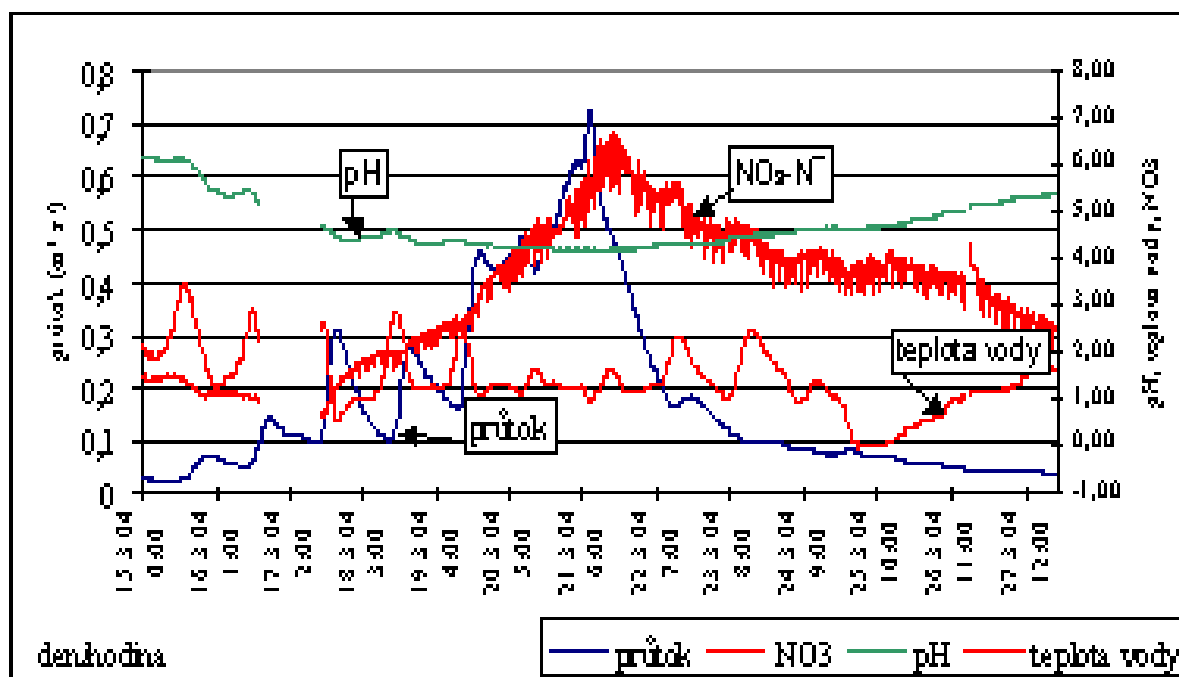
Obr. 4. Porovnání hodnot průtoků , koncentrací NO₃-N⁻, SO₄⁻, Al ve vzorcích povrchové vody na Uhlířské a Jezdecké v období 1994 - 2003.



Obr. 5. Hodnoty pH, NO₃-N, SO₄⁻, a Al ve vzorcích povrchové vody z Uhlířské při srážkovodtokové epizodě v červnu 1998.

Výsledky pozorování automatickou měřicí sondou

V rámci projektu Labe IV v prosinci roku 2003 zahájilo VÚV T.G.M. v Praze prostřednictvím Vodárenské společnosti, a.s. Brno kontinuální pozorování teploty vody, $\text{NO}_3\text{-N}$, pH, chloridů, vodivosti a ORP automatickou měřicí sondou YS 650 MDS (Yellow Springs, Ohio, USA). Na obr. 6 jsou uvedeny výsledky naměřených hodnot teploty vody, $\text{NO}_3\text{-N}$ a pH v zimní odtokové epizodě z tání od 15.3. do 27.3. 2004. Oproti předchozím epizodám šetřeným ze srážkoodtokových situací hodnoty $\text{NO}_3\text{-N}$ se stoupajícím průtokem stoupají a dosahují kulminací těsně po kulminaci průtoku. Důvodem je odtok znečišťujících látek kumulovaných ve sněhové pokrývce.



Obr. 6. Průběh průtoků, pH, dusičnanového dusíku a teploty vody při odtokové epizodě z tání v březnu 2004.

Závěr

Z uvedených přehledů vyplývá, že zatížení jednotlivých experimentálních povodí v Jizerských horách atmosférickou depozicí se může lišit v důsledku rozdílného proudění vzduchu přinášejícího znečišťující látky a srážkových úhrnů, které se na povodích vyskytly. Rovněž tak hodnoty látkových ukazatelů v povrchových tocích závisí nejen na znečištění ovzduší, ale i na půdních charakteristikách a odtokových poměrech jednotlivých povodí. Ze sledovaných chemických komponentů dosahovaly hodnoty pH a hliníku extrémů v závěrečných měsících sledovaného období. Období 1994 až 2004 vykazuje zlepšení jakosti vody oproti předcházejícímu období 1982 – 1993.

Literatura

- [1] Abrahám, J.: Měření čistoty ovzduší v oblasti Jizerských hor prováděné pobočkou ČHMÚ Ústí nad Labem. Údaje uváděny v ročenkách znečištěné ovzduší na území české republiky, ČHMÚ ÚOČO.
- [2] Balcar, V. a kol.: Monitoring znečištění ovzduší v horských oblastech Sudet. In: Protection of forest Ecosystems Selected Problems of Forestry in Sudety Mountains. Ed. P. Paschalis, S. Zajaczkowski. Warszawa, Biuro GEF 1994.
- [3] Balcar, V. a kol.: Bioindikace stavu výživy lesních porostů ve východních Čechách. Závěrečná zpráva výzkumného úkolu MZe ČR., VÚLHM Výzkumná stanice Opočno, 1994. 65 s.+13. obr.

- [4] Balcar, V. a kol.: Analýzy smrkového jehličí v horách Sudetské soustavy v roce 1999. První zpráva o výsledcích. VÚLHM Výzkumná stanice Opočno, 1999. 6 s.
- [5] Budská, E. a kol.: Depozice těžkých kovů a tritia. Závěrečné zprávy VÚV T.G.M. Praha za rok 1995 až 2000, Praha.
- [6] Fottová, D.: Hodnocení změn látkových toků a kritických zátěží v síti malých povodí Geomon. Souhrnná zpráva za období 1994 – 1999, MS ČGÚ, 2000.
- [7] Fottová, D.: Vývoj depozice síry a dusíku v síti malých povodí GEOMON. Ovzduší 2001. Brno 14. – 16. 5. 2001, p. 240 – 243.
- [8] Hošek, J. a kol.: Atmosférická depozice v Krkonoších a v Jizerských horách (1994-1995). Výzkumná zpráva. Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území. VÚLHM Výzkumná stanice Opočno, 1996, 6 tab. + 1 graf.
- [9] Hošek, J. a kol.: Celková atmosférická depozice ekologicky významných látek na území Krkonošského národního parku a Chráněné krajinné oblasti Jizerské hory (vegetační období 1994). 1994.
- [10] Hruška, J.: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd. Limitující faktor současného lesnictví, 2001, 2002. In: Lesnická práce roč. 81, 2001, 2002.
- [11] Hruška, J.: Kyselá dešť a horská rašeliniště 1999. In: Vesmír roč. 78, č. 8 (1999), s. 438 - 444.
- [12] Kulasová, A. a kol.: Hydrologické ročenky ČHMÚ OEX. Experimentální povodí Jizerské hory, 1989 až 2003. Jablonec nad Nisou 1994 – 2004.
- [13] Křeček, J. a kol.: Experimentální lesnicko-hydrologický výzkum v imisních oblastech Jizerských hor 1983. In: Lesnická práce 1983, Jizerské hory (Česko a Polsko) – lesy, lesní hospodářství, s. 272 - 274.
- [14] Mach, M. a kol.: Výzkum a sledování kvalitativních ukazatelů jakosti vody v oblasti Jizerských hor. Zprávy ČVÚT, FS, Katedra zdravotního inženýrství, Praha 1982 – 1993.
- [15] Majer, V. a kol.: Geochemie povrchových vod na území listu 03. Liberec průvodce Český geologický ústav, 1998. 125 s.
- [16] Škoda, J. a kol.: Výzkum kvality srážek na stanicích VÚV. Státní úkol A-12-331-810-01, Část E: Spolupráce ČHMÚ a VÚV, 1986 - 1998.
- [17] Tesař, M. a kol.: Usazené srážky jako významný příspěvek k vodní a látkové bilanci malého Horského povodí. Sborník 5. národní konference pod záštitou UNESCO, Hydrologické dny 2000. Plzeň, září 2000.
- [18] Vilímeček, J. a kol.: Chemické a fyzikální vlastnosti půdních vzorků v Jizerských horách. VÚV T.G.M., Praha 1994, 1995.
- [19] Vilímeček, J. a kol.: Chemické modelování dynamickým chemickým modelem a srovnání s naměřenými daty. VaV/510/3/97, VÚV T.G.M., Praha.
- [20] Vilímeček, J. a kol.: Rozbor jakosti vody v toku zachycující srážkoodtokové epizody. Výzkumná zpráva VaV/510/3/97, VÚV T.G.M Praha 1997.
- [21] Vilímeček, J. a kol.: Výzkum transportních procesů v povodí dotčeném náhlými změnami odtokových poměrů Jizerských hor – rozbor jakosti vody. Výzkumná zpráva VaV/510/3/98, VÚV T.G.M Praha 1998.