

Výzkumný ústav SILVA TAROUČY
pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i.



**BIO-MONITORING OF THE ATMOSPHERIC DEPOSITION
OF ELEMENTS IN THE CZECH REPUBLIC
RESULTS OF THE INTERNATIONAL BIO-MONITORING
PROGRAMME 2000**

PART II: OPTIONAL ELEMENTS DETERMINED IN THE CZECH
BIO-MONITORING PROGRAMME UNECE ICP-VEGETATION 2000

**BIOMONITORING ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE PRVKŮ V ČESKÉ REPUBLICE
VÝSLEDKY MEZINÁRODNÍHO BIOMONITOROVACÍHO
PROGRAMU OSN EHK ICP-VEGETATION 2000**

Část II.: Nepovinné prvky sledované v biomonitorovacím programu ČR v roce 2000

IVAN SUCHARA, JULIE SUCHAROVÁ, MARIE HOLÁ

Recenzent

RNDr. Irena Skořepová, CSc.

Česká geologická služba, pracoviště Barrandov

Geologická 6, 152 00 Praha 5

Foto na titulní straně: Detail rostlinek mechu *Pleurozium schreberi*. (Foto: Ivan Suchara, 2007)

Photograph on title page: Detail of moss plants of *Pleurozium schreberi*.

Copyright © Ivan Suchara, Julia Sucharová, Marie Holá, 2007

ISBN 978-80-85116-58-8 (VÚKOZ, Průhonice)

ISBN 978-80-86559-85-8 (Nová Tiskárna Pelhřimov, s. r. o. Pelhřimov)

ISSN 0374-5651

CONTENTS

INTRODUCTION	5
1. GENERAL PART	6
1.1 CZECH REPUBLIC AND POLLUTION SOURCES OF THE INVESTIGATED ELEMENTS	6
1.2 BIO-MONITORING THE RELATIVE ELEMENT DEPOSITION RATES	10
2. EXPERIMENTAL PART	11
2.1 GOALS OF THE BRYOMONITORING PROGRAMME	11
2.2 MATERIAL AND METHODS	11
2.2.1 COLLECTING SAMPLES	11
2.2.2 COLLECTED MOSS SPECIES	14
2.2.3 PROCESSING OF SAMPLES	14
2.2.4 CHEMICAL ANALYSES	15
2.2.5 QUALITY ASSURANCE	15
2.2.6 MEASUREMENTS OF BRYOPHYTE BIOMASS	16
2.2.7 DATA PROCESSING	16
2.3 RESULTS AND DISCUSSION	17
2.3.1 CONTENT OF ELEMENTS IN MOSS	17
2.3.1.1 SILVER	25
2.3.1.2 BARIUM	28
2.3.1.3 BERYLLIUM	31
2.3.1.4 BISMUTH	34
2.3.1.5 CERIUM	37
2.3.1.6 CAESIUM	40
2.3.1.7 GALLIUM	43
2.3.1.8 INDIUM	46
2.3.1.9 LANTHANUM	49
2.3.1.10 LITHIUM	52
2.3.1.11 MANGANESE	55
2.3.1.12 NITROGEN	58
2.3.1.13 PRASEODYMIUM	62
2.3.1.14 RUBIDIUM	65
2.3.1.15 ANTIMONY	68
2.3.1.16 SELENIUM	71
2.3.1.17 TIN	74
2.3.1.18 STRONTIUM	77
2.3.1.19 THORIUM	80
2.3.1.20 THALLIUM	83
2.3.1.21 URANIUM	86
2.3.1.22 YTTRIUM	90
2.3.2 CURRENT DEPOSITION AMBIANCE	93
2.3.2.1 DISTRIBUTION OF LOADS	93
2.3.2.2 LONG-RANGE TRANSPORT OF AIR POLLUTANTS	95
2.3.2.3 CORRELATIONS IN OF ELEMENT COMPOSITION	96
2.3.2.4 PRINCIPAL COMPONENT ANALYSES	98

2.3.2.5	EFFECTS OF BEDROCK TYPES	99
2.3.2.6	EFFICIENCY FACTORS	101
2.3.2.7	EFFECTS OF ALTITUDE	103
2.3.2.8	EFFECTS OF PRECIPITATION	103
2.3.2.9	EFFECTS OF GEOMORPHOLOGY	104
2.3.2.10	EFFECTS OF DEFORESTATION	106
2.3.2.11	EFFECTS OF URBANISATION	106
2.3.3	ASCERTAINMENT OF CURRENT ABSOLUTE DEPOSITION LOADS	107
2.3.4	TRENDS IN ATMOSPHERIC DEPOSITION LOADS	109
2.3.5	CZECH RESULTS IN A EUROPEAN CONTEXT	109
3	SUMMARY AND CONCLUSIONS	111
4	ACKNOWLEDGEMENTS	112
5	REFERENCES	112
6	CZECH SUMMARY – SOUHRN	120
7	APPENDIX – PŘÍLOHY	157
8	LIST OF ABBREVIATIONS – SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK	186

INTRODUCTION

Element contents in terrestrial mosses, passive biological absorbers of dissolved elements, correlate significantly with the current atmospheric deposition loads of elements. For this reason, moss analyses are widely used for determining the relative deposition rates in individual national bio-monitoring campaigns. Since 2000, these moss bio-monitoring campaigns have been included in the European co-operative programme UN/ECE ICP-Vegetation (subprogramme Heavy Metals in Mosses), which runs in the framework of the Convention on Long Range Transport of Air Pollution (CLRTAP). However, only bio-monitoring of the current deposition levels of 10-13 most common toxic and hazardous elements is required by the co-operative centre of the ICP-Vegetation programme.

Bio-monitoring of the current atmospheric deposition loads of 14 selected elements using moss bio-indicators was carried out in the Czech Republic (abbreviated CZ) in 1991/1992, 1995 and 2000. In the CZ bio-monitoring campaign in 2000, the Laboratory of Trace Elements at the research institute at Průhonice determined the contents of 36 elements in moss samples collected at 250 sampling plots in CZ. The first part of the CZ bio-monitoring survey in 2000 (Sucharová and Suchara 2004a) presented and evaluated the contents of 14 elements in moss. The list of elements included in the survey comprised the elements obligatorily investigated in the international programme (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, and Zn) and three more elements (Al, Mo, S), which had also been determined in the previous CZ moss monitoring programme in 1995.

This second part of the CZ moss monitoring survey in 2000 presents the distribution of the content of 22 more elements (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U and Y) in moss samples in CZ. The contents of these elements are determined here for the first time in the CZ moss monitoring programmes. Since environmentalists have recently begun to require the nitrogen deposition rate, determining the total N content in the moss samples was included in this campaign. Not many figures concerning the optionally determined elements have been published in other countries. Lack of sufficient knowledge about the pollution sources of these elements, their deposition variability, cycling, and health and other effects may explain why little concern has been raised about them.

This publication aims to provide a compact report on the course of the bio-monitoring campaign in 2000 and the results obtained for the 22 elements dealt with here. However, we will not repeat the detailed description of some aspects of the bio-monitoring campaign, e.g., moss monitoring principles, distribution of sampling plots in the administrative regions, collection and processing of samples, etc. Readers are referred for additional details to the first part of the CZ moss survey in 2000 (Sucharová and Suchara 2004a). Nevertheless, this report includes all basic data about the CZ moss survey in 2000, so that readers will not need to read Part I of this survey in order to understand Part II.

Difficulties in funding the publication of the second part of the CZ moss survey since 2003 meant that the CZ moss data has not been presented until 2007 (Suchara et al. 2007) in a report evaluating the moss monitoring results 2000 in the context of the Visegrad countries (Poland, Hungary, the Slovak Republic and the Czech Republic). The CZ moss results are now for the first time presented in full on a fine scale for the whole territory of the country.

1 GENERAL PART

1. 1 CZECH REPUBLIC AND POLLUTION SOURCES OF THE INVESTIGATED ELEMENTS

The natural conditions, the history of industrialization and the current industrial potential of the Czech Republic (CZ), a small (78 864 km²) central European country, were introduced in the first part of this moss survey in 2000 (Sucharová and Suchara 2004a). For the purposes of this report, the western half of CZ will be referred to as Bohemia and the eastern half as Moravia, apart from a small area in northeastern Moravia (Czech Silesia), which for historical reasons is referred to as (Upper) Silesia.

Recently, the territory of the country has been divided into 14 administrative regions. Their position in CZ is depicted in Figure 1. The average content of elements in moss from each administrative region is compared using bar diagrams. Table 1 provides the names of the districts and the abbreviations used in the bar diagrams.

Name of region (Executive city)	Area (km ²)	Abbreviation used	Name of region (Executive city)	Area (km ²)	Abbreviation used
Středočeský (Prague)	110 143	SC	Olomoucký (Olomouc)	5 139	OL
Jihočeský (České Budějovice)	10 056	CB	Královéhradecký (Hradec Králové)	4 758	HK
Plzeňský (Plzeň)	7 561	PL	Pardubický (Pardubice)	4 518	PU
Jihomoravský (Brno)	7 066	BN	Zlínský (Zlín)	3 965	ZL
Vysočina (Jihlava)	6 925	JI	Karlovarský (Karlovy Vary)	3 314	KV
Moravskoslezský (Ostrava)	5 555	OV	Liberecký (Liberec)	3 163	LI
Ústecký (Ústí nad Labem)	5 335	UL	Capital Prague (Prague)	496	PR

Table 1 Current higher administrative regions of the Czech Republic and the relevant abbreviations introduced in this survey

At the end of the 1980s, CZ was intensively industrialized and extensive industrial centres of metallurgical, engineering, chemical, power-producing, textile, glass and other industries operated mainly in the local coal basins in northwestern Bohemia (CZ part of the former so-called Black Triangle I area), in northeastern Moravia and Silesia (sometimes referred to as the CZ part of the Black Triangle II area, see Markert et al. (1996), in the western part of Central Bohemia (Mělník, Slaný, Kladno, Beroun districts), in southwestern Bohemia (engineering and metallurgical centre in the Plzeň, Rokycany and Příbram districts) and in northeastern Bohemia, mainly in the Pardubice region. Many smaller industrial works were scattered elsewhere all over the country. National registers of emission sources contaminating the atmosphere and amounts of emitted air pollutants (REZZO 1-4) listed only major pollutants, such as SO₂, NO_x, solid particles, hydrocarbons and later a few toxic elements, e.g., Cd, Hg, Pb, Zn.

After the political and economic changes in CZ in 1989, most of the industrial works were privatized or perished, and the remaining works were restructured. The production of energy in coal power plants decreased substantially, and in the CZ coal power plants new desulphurizing technologies were introduced between 1994 and 1998. In 1997–1998, the old furnaces and technology in the secondary lead smelter at Příbram, a major source of polymetallic pollution that had caused enormous contamination of the environment by toxic metals, were replaced by more sophisticated equipment. The production and consumption of leaded petrol decreased from 1995 onwards, and since 2000 leaded petrol has no longer been distributed in CZ. Coal extraction has been limited and coal burning in industrial furnaces has been substantially reduced. Uranium ore pits were gradually closed down, and the last pit stopped production in 2005. However, road transport density and large terrain works associated with the construction of new buildings have increased dramatically since 1990. Increasing emissions of nitrogen compounds, platinum metals from catalytic converters, lithophile elements associated with soil dustiness, etc. can also be anticipated.

Since 1990, industrial production has been greatly reduced, mainly in the Black Triangle I area in northwestern Bohemia. Metallurgical and other industrial activities have been markedly reduced in the Kladno and Slaný districts

in the western part of central Bohemia. A similar phenomenon can be observed in the Plzeň and Rokycany districts in southwestern Bohemia. A dramatic but not total decline of industrial production has also taken place in northeastern Moravia, in the CZ part of the so-called Black Triangle II area. These changes have attenuated the former bio-indicated hot spots of high deposition loads of obligatory investigated elements in the Kladno and Plzeň districts, and have substantially reduced the deposition loads in the brown coal basin in northwestern Bohemia. The smallest decrease in deposition rates, at least of some elements (e.g., Cd, Fe, Pb), has been bio-indicated in northeastern Moravia.

On the other hand, some new industrial production is being introduced in the country. The increased demand for energy is being satisfied by raising the output of coal power plants. The utilization of alternative power sources, mainly biomass, remains low.

In recent years, the total emissions of greenhouse gases on the CZ territory have been under international control (EU emission trading scheme, Directive 2004/101/EC scheme for greenhouse gas emission allowance with respect to the Kyoto Protocol 1997)

(http://ec.europa.eu/environment/climat/emission/linking_en.htm).

Generally, air pollution sources in CZ are divided according to the amounts of registered pollutants emitted (suspended particles, SO₂, NO_x, CO, PAH, and others) into four categories, and the pollution sources are listed in registers REZZO1–4. Current pollution sources in the CZ administrative regions and the basic characteristics of the individual sources are available on the CHMI pages:

<http://www.chmi.cz/uoco/data/emise/gnavemise.html>.

Since 1996, yearly balances of emissions (SPM - Suspended Particulate Matter, SO₂, NO_x, VOC, NH₃) according to the data in registers REZZO1–4 are available for the CZ administrative territories on:

<http://www.chmi.cz/uoco/emise/embil/emise.html>.

More information on air pollution in CZ is provided by the information system of the Czech Hydrometeorological Institute, on www.chmi.cz/uoco/isko/schisko/schiskoe.html (in English).

Five owners run about 230 stations measuring the ambient air quality in CZ. The manually-operated stations make measurements of concentrations of SO₂, NO₂, fine particles PM₁₀ and O₃ and at about 60 spots measurements of heavy metals (Al, As, Cd, Pb, Cr, Ni, Be, Hg, Mn, Fe, Cu, Zn, Sb, V) in the atmosphere. At 15-20 stations, concentrations of special volatile and persistent organic pollutants (VOCs, POPs) are also determined.

Automated determination of PM_{2.5}, NH₃, Hg and some meteorological readings are registered at about 95 stations in the automated air pollution monitoring network (AIM).

About 75 urban stations are in operation. The National Institute of Public Health maintains 44 stations, and the Czech Hydrometeorological Institute has 32 stations. The concentrations of SO₂, NO_x, PM₁₀ and As, Cr, Cd, Mn, Ni, Pb in particulate matter are monitored in 27 towns.

Atmospheric wet-only, bulk or throughfall deposition of major ions, such as SO₄²⁻, NO₃⁻, H⁺, F⁻, Cl⁻, H⁺, NH₄⁺, K⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺, Cd²⁺, Ni²⁺, Fe³⁺, Al³⁺, As³⁺ is determined at approximately 20 spots.

The analytical results have been gathered in the Air Quality Information System ISKO, (IIS) operating since 1992.

The position and distribution of the measuring stations in a map of CZ is available on the following addresses:

http://www.chmi.cz/uoco/isko/tab_roc/2005_enh/cze/pdf/map.pdf (in Czech) and

<http://www.chmi.cz/uoco/isko/sitsta/sitstae.html> (in English).

Selected stations are included in special long-term European research projects, for example, EUSAAR (European Supersites of Atmospheric Aerosol Research) and ACCENT (Atmospheric Composition Change – the European Network of Excellence).

Primary and evaluated analytical data is available in the information system, and some mainly up-to-date air quality data is presented on-line on www.chmi.cz. For example, figures on current levels of atmospheric pollution are available on: http://www.chmi.cz/uoco/act/aim/aregion/aim_region.html.

Effective limit values for the protection of health, ecosystems and vegetation accepted in CZ can be found on: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/projekt/creu-ang.html> (in English).

Tabular yearbooks of analytical results for individual stations and for a given year have been available since 1997. Details can be found on the following addresses:

http://www.chmi.cz/uoco/isko/tab_roc/tab_roc.html (in Czech) and

http://www.chmi.cz/uoco/isko/tab_roc/tab_roce.html (in English).

An annual evaluation of measured air pollution data in CZ and a comparison with the previous period is available on the following pages: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/projekt/hodn02/kval02.pdf> (in Czech).

Annual measurements are also presented in the form of maps, for example, of emission densities, concentration fields of investigated pollutants in the air, and distribution of wet and dry atmospheric deposition in CZ. For further information, see the following addresses:

<http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr05cz/sezobr.html> (in Czech) and

<http://www.chmi.cz/uoco/isko/groce/gr05e/sezobr.html> (in English).

Although there are many stations measuring concentrations of air pollutants and atmospheric deposition rates, with the exception of reactive nitrogen compounds there is no data about concentrations of the elements dealt with in this report in the atmosphere and atmospheric deposition in CZ.

If we can assume that there are similar passive adsorption mechanisms for all elements investigated here, apart from N, from atmospheric pollution on moss peatines, then the distribution of elements in moss that have not been determined in other air quality monitoring programmes will for the first time provide information on the current relative deposition rates of these elements in CZ. Maps of element distribution in moss can help to determine the position of potential sources of these elements in CZ. Unfortunately, the optional elements were not determined in the moss monitoring programmes in CZ before 2000, when a general and considerable decrease in atmospheric deposition loads in CZ was in progress, at least as far as the obligatory elements are concerned (Sucharová and Suchara 1998, 2004a).

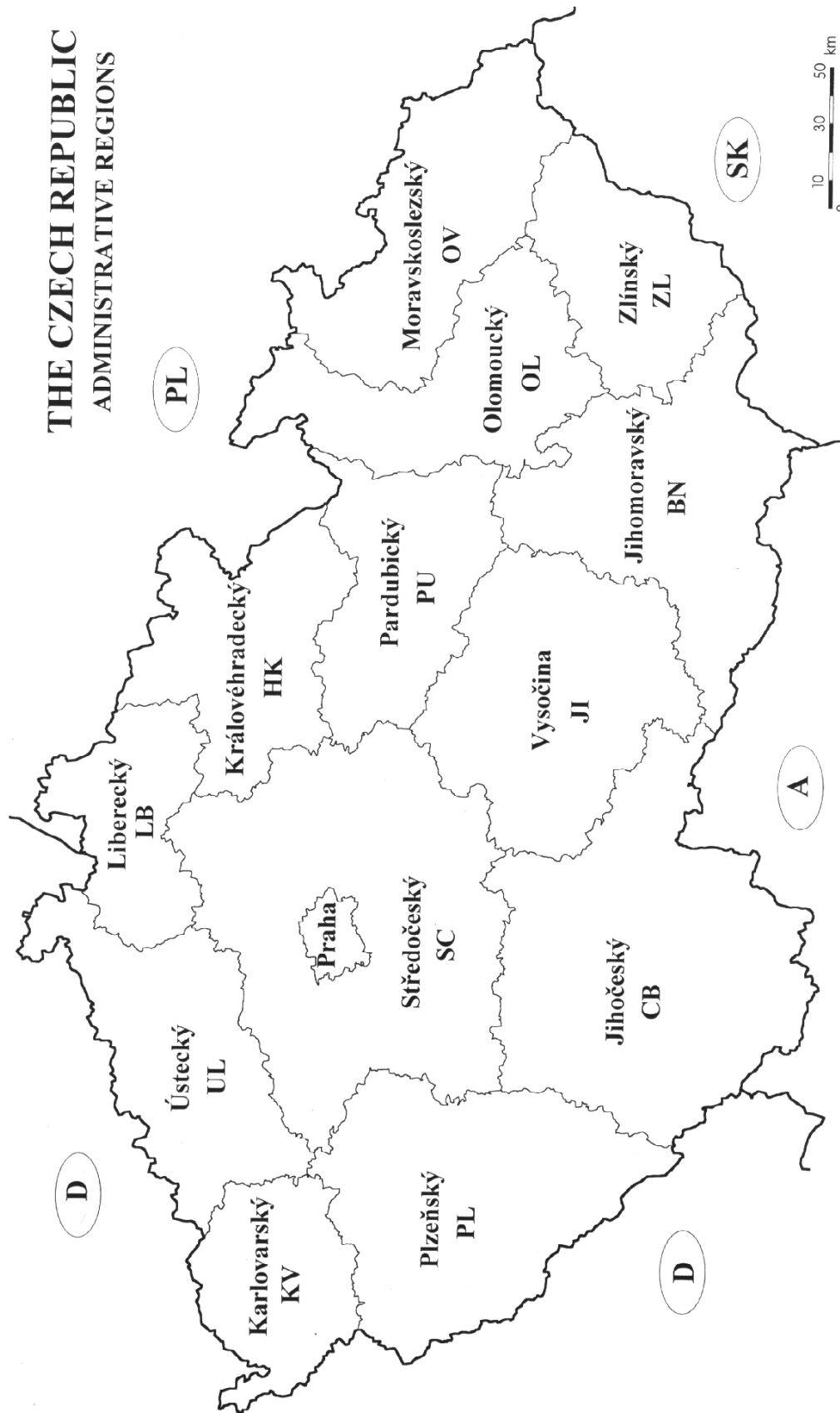


Figure 1 Distribution of current administrative districts in CZ

1.2 BIO-MONITORING THE RELATIVE ELEMENT DEPOSITION RATES

Terrestrial moss plants cannot or can only partially take up water and soluble elements from soil covers, due to their lack of real roots. Nutrients for mosses are obtained through uptake by the above-ground parts of mosses of dissolved ions from direct atmospheric deposition, throughfall deposition, decayed vegetation or soil and humus particles spread by wind, water or snow. Atmospheric deposition may contain local or remote geogenic dust particles or natural and especially air pollutants emitted from anthropogenic pollution sources.

Since the 1970s the relative deposition loads of elements has been determined through moss analyses. Moss campaigns for heavy metals, co-ordinated by a group of moss experts, were carried out in the Scandinavian countries between 1971 and 1987, and the first Pan-European moss survey was organised in 1990/1991. However, only a small number of toxic elements in moss were determined in those campaigns, probably due to poor knowledge of the harmful effects of other hazardous elements and restricted analytical techniques for determining many trace elements. Even the more recent European moss monitoring campaigns in 1995 and 2000, carried out in the framework of the UN ECE ICP programme on the Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (www.unece.org/env/wge/vegetation.htm) set out to determine only 10-13 obligatory elements in moss (Buse et al. 2003). Neglected elements such as Be, Tl, U, lanthanides, etc., can be harmful in the same way, or even to a greater extent, than some of the heavy metals that are ordinarily bio-monitored. Delay in introducing bio-monitoring of the deposition loads of optional elements delays the discovery of potential relationships between the deposition loads of these elements and their impact on health or on the environment. At the same time, we forfeit information on the development of historical exposition loads of biologically active elements the effects of which are not yet known. Environmentalists will certainly welcome any current and past data about the deposition rates of the optionally determined elements.

Bio-monitoring experts in other countries included in the UN/ECE ICP-Vegetation programme have nevertheless sometimes determined other elements in moss than the obligatory elements.

For example, Steinnes et al. (1992, 2001) and Berg and Steinnes (1997a) presented data about the content of optionally determined trace elements and rare earth elements, mainly in moss *Hylocomium splendens*, in Norway.

Halleraker et al. (1998) determined the contents of 36 elements in the Barents region in mosses *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*, bioindicators widely used in biomonitoring atmospheric deposition loads. These two moss bioindicators are commonly considered to accumulate almost the same concentrations of elements in the same environment. However, this paper stated that the content of 17 investigated elements differed significantly in these moss species growing on the same plots. Interspecies calibration has been recommended when the analytical results of more than one moss bio-indicator are utilised. Reimann et al. (1997) demonstrated the distribution of eight trace element deposition rates in the European Arctic area through moss analyses.

Using the neutron activation technique, Frontasyeva et al. (2000) determined the element contents of about 40 elements in moss growing in the main deposition zone around a steel works near Lake Bannoe, situated about 30 km to the northwest of Magnitogorsk. Using the same technique, 13 obligatory and approximately 30 optional elements were determined in moss samples from Bulgaria (Stamenov et al. 2002), in Romania (Stan et al. 2001), in Serbia (Frontasyeva et al. 2004) and in Slovakia (Maňkiovská et al. 2003, Florek et al. 2007).

Chiarenzelli et al. (2001) observed the contents of about 45 elements in vascular plants, lichens and six moss species, including *Hylocomium splendens*, growing at a remote site near the Otter Lake in northern Canada. In this habitat, the multi-element composition of mosses correlated with the composition of the upper continental crust mainly for minimally mobile elements (Be, Sc, Y, U, Th, rare earth elements). Rare earth elements were not substantially retained by moss species.

Aceto et al. (2003) used a typical ground moss *Bryum argenteum* as a potential indicator of atmospheric deposition rates along a deposition gradient between an urban environment and a mountain environment in Piedmont, Italy. Twenty elements were determined, including elements of low concern in moss biomonitoring programmes (e.g., Ba, Li, Mn, Sr and Ti).

Grodzińska et al. (2003) published the contents of some trace elements in moss *Pleurozium schreberi* in two industrial regions, Legnica-Głogów and Silesia-Karów, in southern Poland and in a control area in northeastern Poland.

The effects of bedrock types and atmospheric deposition on water contamination have been investigated through the accumulation of several trace elements in *Fontinalis antipyretica* and other aquatic moss species in brooks on the Polish and Czech sides of the mountain ranges in the border area, by Samecka-Cymerman and Kempers (1994), Samecka-Cymerman et al. (2005).

Further figures on the element content in moss in selected European countries are also available in Chapter 2.3.5 of this report.

2 EXPERIMENTAL PART

2.1 GOALS OF THE BRYOMONITORING PROGRAMME

The prime concern of the CZ bio-monitoring programme in 2000 was to determine the content of the obligatory elements in moss in order to assess the distribution of the atmospheric deposition rates of these elements in the CZ territory. In parallel, the concentrations of 22 optional elements were determined in the moss samples. The results that were obtained offer the first information about deposition loads of elements that had never previously been monitored in CZ. These new findings can in future be utilized in the UN ECE ICP-Vegetation programme. Details about the ICP-Vegetation programme 2000 and the themes that it dealt with were presented in the first part of this report (Sucharová and Suchara 2004a).

However, while generally known toxic elements, such as Al, As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, were included in the programme, bio-monitoring of other elements (e.g., Be, Se, Sn, Th, Tl, U), which may pose a threat to health or the environment, were ignored by the ICP-Vegetation programmes. Stations measuring atmospheric deposition loads, mainly those maintained by the Czech Hydrometeorological Institute, have monitored only the 5–10 toxic elements included in the air act surveys. New awareness of the ecological and health effects of other elements, and also knowledge of the deposition loads of these elements are desirable. It is not efficient or effective to analyse only a few elements when moss samples are collected, prepared and digested for multi-element analyses. The 22 optional elements in moss bio-indicators have never before been determined in the CZ moss surveys.

The principal objectives of the CZ monitoring campaign in 2000 concerning the optional elements were as follows:

- to introduce 22 additional optional elements into the CZ moss monitoring campaign in 2000, and to provide information about their occurrence in the environment,
- to determine the content of the optional elements in the collected moss samples,
- to present basic statistics for the analytical data that was obtained,
- to process the analytical results in the form of classed post and isoline maps depicting the distribution of the optional element contents in moss in CZ,
- to find the position of the current crucial hot spots where the optional elements are accumulated in moss in CZ, and to try to identify the emission sources and the main explanatory environmental factors,
- to search for explanatory factors operating in the landscape that can have a significant influence on the distribution of the investigated elements in moss in CZ,
- to compare the results with available data from abroad,
- to publish the findings for the optional elements in an extra volume of the CZ national moss monitoring survey.

2.2 MATERIAL AND METHODS

The moss bio-indicators that were collected, the methods used for processing, analysing and evaluating them, and the presentation of the results are the same as for the obligatory elements. The same instructions (Rühling 1994) for the European moss bio-monitoring campaign in 2000 were valid as for the previous bio-monitoring campaign in 1995. As the relevant information was provided in detail in the first part of the CZ moss survey in 2000 (Sucharová and Suchara 2004a), the following chapters give only essential information to elucidate the basic principles of the bio-monitoring methods that were used.

2.2.1 COLLECTING SAMPLES

Moss samples were collected in a grid of sampling points of approximately 15 × 15 km from the late summer to the late autumn in 2000. The representative moss samples were collected in forests under tree canopy gaps and in glades to avoid the effects of throughfall, stemflow and litterfall on moss plants. Sampling of mosses growing in grass was also avoided. At each locality seven subsamples with a total quantity of about 7-8 litres of collected material were taken.

Moss samples were collected at 250 sampling plots in CZ in 2000, and 196 sampling plots that had been used in the bio-monitoring campaign in 1995 were preferentially used in 2000. However, moss samples were collected at only 155 plots that were identical to those utilised in 1995 and, due to changes in the remaining plots that discouraged the collection of representative moss samples, 41 plots sampled in 2000 were situated close to the remaining plots that had been utilised in 1995. In order to determine the distribution of element deposition more correctly, 54 additional new sampling plots were introduced in areas where the deposition gradients were bio-indicated to be steep and the sampling net had been sparse in 1995. The repeatedly sampled plots or surrogate plots located closer than 1 000 m from the plots established in 1995 were coded by the same numbers, from 1 to 192, as in 1995. In 2000, surrogate plots situated further than 1 000 m from the plots sampled in 1995 and new additional sampling plots were coded by the number of the closest sampling plot from 1995, with the appendix -01, -02, etc.

The sampling area was most frequently about 50 x 50 m. In each locality, a special field record of the collection of bryophyte samples was kept, as in the bio-monitoring survey in 1995 (see Sucharová and Suchara 1998). Geomorphological, climatic, vegetational and other mesoscale characteristics of the sampling plots were recorded in the field, and fine-scale maps were used. Additional information about bedrock types and interpolated annual precipitation sums for 1999-2000 for the sampling plots was found in the geological and hydrological maps of CZ.

Four additional plots, which have been included in the total of 250 samples, were sampled in 2001. The positions of all 250 plots on which moss samples were collected in 2000 (2001) are shown in Figure 2. More information about the localities, their coding, geographical coordinates and other details facilitating their location can be found in the list of localities given in Appendix - Table 1 of this survey.

Table 2 provides information about the moss samples collected from each CZ administrative region and then analysed (for the names of the regions, see Table 1).

Sampled plots	Relative %	Region	Region	Sampled plots	Relative %
31	12.4	HK	SC	21	8.4
25	10.0	PU	CB	13	5.2
21	8.4	ZL	PL	11	4.4
15	6.0	KV	BN	13	5.2
15	6.0	LI	JL	19	7.6
22	8.8	PR	OV	1	0.4
30	12.0	Total	UL	250	100.0
13	5.2		OL		

Table 2 Number of sampled plots in the individual CZ regions and the proportion of these plots in the total number of plots sampled in CZ

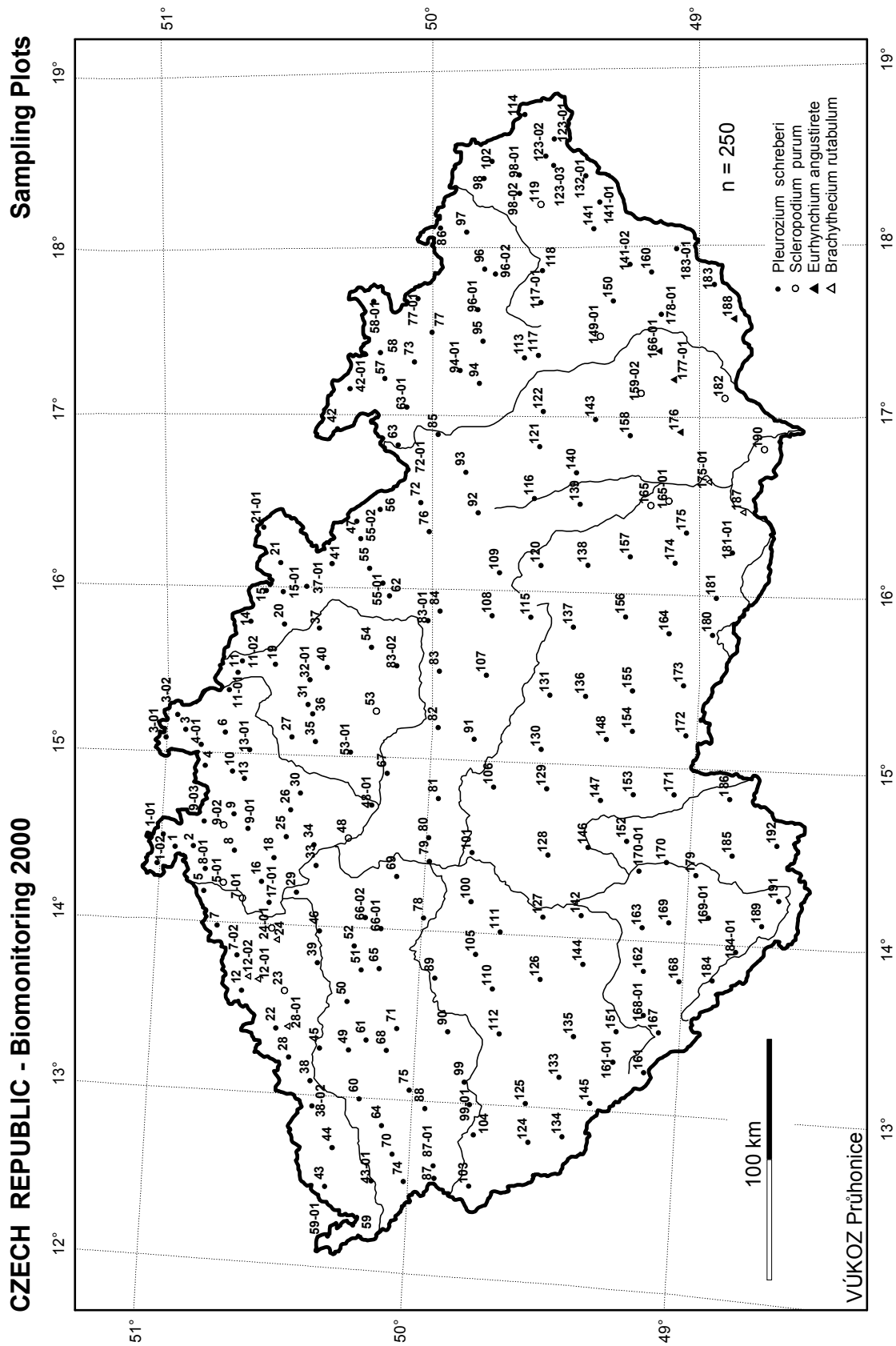


Figure 2 Distribution of sampling plots and sampled moss species in the CZ moss monitoring campaign in 2000

2.2.2 COLLECTED MOSS SPECIES

Pleurocarpous (feather) mosses *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Hypnum cupressiforme* and a few other species were introduced as reliable bio-indicators of current atmospheric deposition loads of obligatory bio-monitored elements. Especially *Pleurozium schreberi* and *Scleropodium purum* take in elements with very similar efficiencies and give comparable bio-monitoring results. Therefore, in accordance with knowledge about the occurrence of these two species in CZ from the previous bio-monitoring campaigns, *Pleurozium schreberi* and *Scleropodium purum* were sought preferentially on the sampling plots. However, in deteriorated and deforested areas either these moss species could not be found at all, or not at the required number of spots. In order to avoid leaving large gaps in the CZ net of sampling points, other moss species (*Eurhynchium angustirete*, *Brachythecium rutabulum* or *Brachythecium salebrosum*) with a similar physiognomy to the preferred mosses were collected at nine plots. The moss species that were collected at the individual sampling plots are stated in Appendix – Table 1. In the CZ moss survey in 1995, the more dense moss species *Hypnum cupressiforme* was collected in disturbed landscapes. Since this moss bio-indicator gave about 30 % higher contents of obligatory elements in CZ than *Pleurozium schreberi*, collection of *Hypnum cupressiforme* was avoided altogether in the CZ moss programme in 2000.

The moss bio-indicators collected in 2000 are introduced in detail in the first part of this report (Sucharová and Suchara 2004a). Table 3 provides information about the proportions of the individual moss species in the total moss specimens in 2000.

	Moss species	Number of localities (N)	Proportion (%) of total
1	<i>Pleurozium schreberi</i>	225	90
2	<i>Scleropodium purum</i>	15	6
3	<i>Eurhynchium angustirete</i>	4	1.6
4	<i>Brachythecium rutabulum</i>	4	1.6
5	<i>Brachythecium salebrosum</i>	2	0.8
Total		250	100.0

Table 3 Proportion of each moss species in the CZ moss monitoring programme in 2000

The element contents of the collected moss species were not calibrated, due to time limitations and their small share in the analysed samples. In the CZ moss bio-monitoring programme in 1995, *Pleurozium schreberi* and *Scleropodium purum* gave almost identical analytical results on the same plots, at least for the obligatory investigated elements. Due to the similar physiognomy of the moss bio-indicators that were used, we can assume very similar efficiency of element uptake from atmospheric deposition by these two bio-indicators.

2.2.3 PROCESSING OF SAMPLES

The samples were processed in a laboratory room the day after sampling, if possible. In exceptional cases, when the samples could not be taken to the laboratory in time, they were stored in a cold place for up to two days (at weekends). In accordance with the monitoring programme instructions, all necessary safeguards were taken to avoid contamination of the samples during processing. All samples were handled by the same skilled staff, in order to avoid any discrepancies due to different people processing the samples.

When processing the moss samples in order to analyse the apical parts, there was a high potential risk that the upper parts could be contaminated with humus. A small amount of humus debris sometimes appeared on most basal parts of *Pleurozium schreberi* plants. When the basal parts of the moss plants were pressed on to a sheet of filter paper and drawn a few centimetres, a soiled trace appeared on the paper in some cases. It should be pointed out that the concentration of the investigated elements in humus may be 5–20 times higher than in bryophytes, and even a small content of humus may bias the bio-monitoring results. Therefore the green to yellowish sections of upper segments, 2–2.5-year-old parts of *Pleurozium schreberi*, were processed for the analyses. Moss samples of the other moss species were processed in the same way. The samples were not touched by bare hands. The purity of the polyethylene gloves and pads was checked frequently. Gloves were replaced when a dirty track appeared after dragging fingers on a white pad of filter paper, and the pad was always replaced always after completion of the sample processing.

The moss fraction prepared for analysis was not washed. The processed samples were air-dried between two sheets of filter paper in a dustless environment. Special care was taken to homogenize the samples before analysis. About

1.5–2 litres of dry moss samples were powdered in a FRITSCH mill with a titanium rotor and a titanium mesh. The mill was dismantled and all parts were cleaned with a brush, rinsed carefully with de-ionised water, dried and put together again, always between samples. The homogenised sunk particles were equal or less than 0.2 mm in diameter. Repeated test analyses showed that the homogeneity of the samples was acceptable for all determined elements. Until analysed, the ground samples were stored sealed in polyethylene sachets.

2.2.4 CHEMICAL ANALYSES

Approximately 0.5 g of the dry (40°C) homogeneous samples was differentially weighed into Teflon PFA pressure-relief type digestion vessels. A two-stage digestion procedure was used. The digestion of the samples in nitric acid and hydrogen peroxide was performed in a CEM (MARS 5) assembly. Nitric acid (Merck, suprapure) and hydrogen peroxide (Merck, suprapure) were used. After digestion, the samples were diluted to the defined volume with de-ionised water. Three weights of each sample were digested in parallel. Each digested sample was measured three times.

The Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U and Y contents in the samples were determined by means of ICP-MS, PE Elan 6000. The concentrations of all measured elements in all samples were above the detection limits of the method that was used.

In order to determine the total nitrogen, three weights of each moss sample were weighed in teflon vessels in parallel. The powdered samples were digested in sulphuric acid and hydrogen peroxide (Merck suprapure) in the CEM STAR System 2 microwave digestion device. The digestates were transferred into distillation vessels of the Büchi B-324 distillation unit. Ammonium from the samples was released by addition of sodium hydroxide and distilled in borite acid (Kjeldahl distillation method). Ammobarite complex was determined through titration, using sulphuric acid.

The detection limits for the method were assessed as $3 \times \text{S.D.}$ of the digestion blanks for dilution factor $f = 100$ and $n = 10$ (Table 4).

Element	Detection limit ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Element	Detection limit ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Element	Detection limit ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
Ag	0.0005	La	0.0005	Sn	0.004
Ba	0.03	Li	0.002	Sr	0.09
Be	0.0003	Mn	0.09	Th	0.0003
Bi	0.002	N	200	Tl	0.0001
Ce	0.001	Pr	0.0001	U	0.0004
Cs	0.0003	Rb	0.014	Y	0.0001
Ga	0.003	Sb	0.0004		
In	0.0002	Se	0.03		

Table 4 Detection limits of the analytical methods used ($v/m = 100$) for the moss analyses in 2000/2001

2.2.5 QUALITY ASSURANCE

The Laboratory of Trace Elements of the Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening kept to all elementary internal and external quality assurance rules.

Each series of 12 digested and analysed samples included the measurement of one blank and two reference materials, or of a moss standard laboratory material.

The changes and trends in the course of the analyses were checked via regulation diagrams (Montgomery 1985). During the analysis, if a blank or if the standards exceeded the regulation limits for any element, then all steps of the digestion process and the specimen measurements were immediately rechecked until the reasons for the biased analysis were found and then removed. When the whole process was again functioning properly, the previous series was measured again before continuing with the others.

The following reference materials were used for checking the ICP-MS determinations of the optional element contents in 2000/2001 in CZ:

- IAEA Lichen 336, reference concentration for the following elements: Ba, Cs, La, Mn, Rb, Sb, Se and Sr.
- IAEA Hay – V10, reference concentration for the following elements: Ba, Ce, Cs, La, Mn, Rb, Sb, Se, Sr and Th.
- Moss reference material M1, M2 and M3: recommended values for the following elements: Ba, Cs, La, Mn, Rb, Sb, Se, Sr and Th, and indicated values for the following elements: Ag, Be, Ce, Ga, In, Tl, U and Y (Steinnes et al. 1997).

The results of long-term determination of the certified elements in the most frequently used standard materials for the optional elements are presented in Appendix–Table 4. However, for some elements (Li, Pr, Y) no suitable plant reference material for checking the determination of these elements was available. Archived moss samples M64/95 P.s. and M68/95 P.s. of *Pleurozium schreberi* from the Czech moss monitoring campaign in 1995 were used as home laboratory moss standards in parallel.

Determinations of the total nitrogen content were checked by analyses of the reference materials NIST Spinach Leaves 1570 and laboratory moss standards (*Pleurozium schreberi*) and WEPAL 100 Grass (GR94).

Cross checking of the determination of the investigated elements was carried out through the International Plant-Analytical Exchange Programme by WEPAL (Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Wageningen University).

2.2.6 MEASUREMENTS OF BRYOPHYTE BIOMASS

In order to calculate absolute values of metal atmospheric deposition it is necessary to know the amount of bryophyte biomass produced on a unit area in the given territory per year.

The biomass of bryophytes per square metre was measured under different microclimatic locations in CB, HK, UL and SC at the beginning of December 2000 to assess the variability of moss production in CZ. A 15-cm wide plate belt was bound and welded to form a square frame measuring 20 × 20 cm. Only *Pleurozium schreberi* production was measured. Very poor and conspicuously mixed bryophyte populations were avoided, just as they were during sampling for the monitoring programme. The area uncovered by the moss in the frame was assessed using a 5 × 5 cm wire net, and moss specimens were quantitatively collected from the area of 20 × 20 cm delimited by the square frame.

The bryophyte specimens were processed in the lab as soon as possible. All moss plants were quantitatively collected. Triennial segments were dried at 40°C in a thermostat at a constant weight and counted for the whole area of 1 m². The mean moss production was calculated in grams of dry weight per 1 m² and year. The results of the biomass production are utilised in Chapter 2.3.3.

2.2.7 DATA PROCESSING

To process the data properly, the following PC programmes were used:

- Microsoft Office – storage and elementary treatment of data.
- StatSoft Statistica – computation of all statistics, including basic statistics, correlation analysis, cluster analysis and principal component analysis.
- Golden Software Surfer – graphical outputs (isoline maps, classed post maps, area computations).

A graphical programme with kriging and a linear variogram model was utilised (Jongman et al., 1996; Keckler, 1997) for depicting all sets of analytical data that were obtained. The classed post maps and contour maps were constructed solely in accordance with the analytical results of the moss analyses for the individual sampling points in CZ. Data along the state borders was interpolated solely between the CZ sampling plots, because the optional elements have not been determined for moss samples from the plots monitored on the far side of the border.

The distribution of element contents in moss is depicted in maps using eleven concentration categories defined in the map legends. The concentration ranges, defined by the published highest and lowest content of elements in moss in Europe (Chapters 2.3.2.1 and 2.3.5), were divided into four intervals (Table 19). These concentration intervals define concentration levels 1-4 for the elements in moss and the mean concentration levels for 22 elements (Appendix–Table 2). The range of mean concentration levels was divided into four intervals I-IV (Table 20) defining

low, moderate, high and very high general deposition rates of the investigated elements in CZ. Green, yellow, orange and red shades correspond to a relatively low, moderate, high and very high content of a given element in moss, and to low, moderate, high and very high expected deposition loads of elements, respectively. The element accumulation levels in moss correlate highly with the element content in atmospheric deposition at the given sampling plots. Hence, the relative or even absolute deposition loads of elements can be calculated from the moss element content.

The procedure for assessing the absolute element deposition loads ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$) for a given locality through the element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) is discussed in Chapter 2.3.3.

2.3 RESULTS AND DISCUSSION

2.3.1 CONTENT OF ELEMENTS IN MOSS

The primary analytical results are available from the Laboratory of Trace Elements at Průhonice, and they have been presented in the project report (Sucharová et al. 2001). In this survey, the element contents in moss are stated in Appendix–Table 2, in the form of content levels 1–4 (defined in Table 19) for the individual localities and elements. Basic statistics for all analysed moss samples and for samples from the individual administrative regions can be found in Tables 5–18.

This section presents and makes brief comments on the analytical and graphic results of the deposition patterns of the individual elements (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U and Y) optionally investigated in the European moss monitoring programme. These elements are analysed here for the first time in the Czech national campaigns. The analytical results of CZ bio-monitoring are presented in alphabetical order of the chemical symbols of each element investigated here. At the beginning of the section dealing with each element, basic geochemical information on the element is introduced in a brief, tabular form. The properties, occurrences, contents in rock types, soil covers, water, plants, their toxic effects, etc., are briefly described for each element. Additional information can be found in the special literature, e.g., Beneš and Pabianová (1987), Fergusson (1991), Fiedler and Rösler (1993), Beneš (1993–1994), Farago (1994), Bencko et al. (1995).

There follow some comments on the distribution of element contents in moss, as depicted in the inserted classed post maps and isopleth maps. Hot spots and places of increased accumulation of the elements are listed. Differences from the average CZ national means and medians of the average contents of the elements in moss collected in individual administrative regions are depicted in bar diagrams.

The sources of high and increased element accumulations in moss in the listed sites of CZ are described in the next part of the comments. The relevant real or potential sources of air pollution are listed.

In the final paragraph of the comments, the determined current content of the element in moss in CZ is compared with published data from other countries.

The contents of all elements in moss, correlation analyses of the element contents, the factors influencing the element content in moss, an estimation of the absolute deposition rates using element content in moss, and a comparison of the element content in moss in CZ and in some other countries are evaluated and commented on in independent chapters.

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.014	0.128	0.034	0.016	0.001	0.030	0.023	0.040	2.015	6.254
Ba	6.02	69.8	21.4	10.7	0.676	18.9	14.744	24.739	1.944	5.099
Be	0.008	0.162	0.031	0.016	0.001	0.028	0.022	0.035	3.096	17.140
Bi	0.009	0.252	0.029	0.020	0.001	0.025	0.021	0.031	7.558	76.482
Ce	0.220	4.65	0.784	0.527	0.033	0.661	0.524	0.851	4.313	24.710
Cs	0.075	4.73	0.476	0.634	0.040	0.272	0.171	0.497	3.770	17.254
Ga	0.077	0.682	0.221	0.092	0.006	0.198	0.164	0.247	2.242	7.200
In	0.001	0.005	0.0016	0.001	0.000	0.0015	0.001	0.002	1.814	5.421
La	0.110	2.34	0.398	0.263	0.017	0.338	0.262	0.434	4.268	24.510
Li	0.111	1.89	0.348	0.215	0.014	0.301	0.232	0.391	3.279	15.287
Mn	34.9	1 850	520	286	18.1	470	317	682	1.296	3.104
N	4 859	26 869	12 404	3282	208.0	11 881	9 864	14 309	0.829	1.078
Pr	0.026	0.541	0.090	0.061	0.004	0.076	0.059	0.099	4.338	25.053
Rb	3.02	109	25.9	20.4	1.029	20.8	10.7	32.6	1.649	3.062
Sb	0.018	0.903	0.118	0.064	0.004	0.111	0.090	0.133	7.625	90.589
Se	0.104	1.04	0.266	0.115	0.007	0.241	0.176	0.322	1.827	7.457
Sn	0.080	1.03	0.207	0.093	0.006	0.188	0.155	0.224	4.148	27.781
Sr	3.95	52.2	9.69	5.67	0.359	8.40	6.50	11.1	3.660	19.546
Th	0.027	0.808	0.108	0.085	0.005	0.090	0.069	0.119	5.319	37.265
Tl	0.009	0.479	0.049	0.045	0.003	0.037	0.024	0.057	4.728	36.367
U	0.009	0.162	0.036	0.020	0.001	0.031	0.025	0.040	2.841	11.443
Y	0.067	1.16	0.210	0.128	0.008	0.177	0.139	0.235	3.897	21.758

Table 5 Basic statistics for element contents ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in the CZ moss set ($n = 250$, for nitrogen $n = 249$) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.016	0.062	0.028	0.009	0.002	0.026	0.023	0.031	2.187	6.343
Ba	7.39	36.6	17.1	6.39	1.15	15.6	12.5	21.7	0.950	1.454
Be	0.014	0.080	0.031	0.014	0.002	0.030	0.022	0.033	2.071	5.342
Bi	0.009	0.042	0.023	0.006	0.001	0.024	0.021	0.026	0.189	2.755
Ce	0.378	1.41	0.723	0.245	0.044	0.677	0.534	0.818	1.039	1.108
Cs	0.094	1.92	0.299	0.343	0.062	0.179	0.145	0.305	3.916	17.418
Ga	0.130	0.454	0.212	0.073	0.013	0.198	0.152	0.236	1.759	3.907
In	0.001	0.003	0.0015	0.001	0.000	0.0014	0.001	0.002	0.862	0.287
La	0.193	0.704	0.368	0.124	0.022	0.348	0.273	0.419	0.985	0.899
Li	0.142	0.808	0.335	0.153	0.027	0.325	0.239	0.401	1.376	2.406
Mn	34.9	1303	560	281	50.5	539	378	698	0.717	0.828
N	7 540	19 484	12 629	3 029	544.0	12 314	10 264	15 092	0.369	-0.599
Pr	0.043	0.160	0.083	0.028	0.005	0.077	0.060	0.096	0.978	0.819
Rb	4.65	105	19.0	19.6	3.52	15.2	7.38	23.9	3.208	12.433
Sb	0.062	0.903	0.155	0.144	0.026	0.122	0.105	0.167	4.936	26.188
Se	0.140	0.508	0.266	0.083	0.015	0.262	0.208	0.306	0.948	1.126
Sn	0.108	1.03	0.226	0.156	0.028	0.192	0.170	0.243	4.829	25.415
Sr	3.95	16.6	8.45	2.99	0.537	7.85	6.16	9.83	0.815	0.278
Th	0.044	0.191	0.098	0.035	0.006	0.089	0.069	0.121	0.768	0.399
Tl	0.009	0.080	0.036	0.017	0.003	0.033	0.023	0.046	1.023	1.008
U	0.016	0.067	0.034	0.012	0.002	0.033	0.025	0.038	1.242	2.130
Y	0.105	0.363	0.199	0.068	0.012	0.181	0.145	0.252	0.779	0.055

Table 6 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the SC region ($n = 31$) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.014	0.035	0.023	0.005	0.001	0.022	0.020	0.026	0.817	1.279
Ba	10.2	37.2	20.4	7.22	1.444	20.3	15.2	23.6	0.640	-0.064
Be	0.012	0.052	0.024	0.010	0.002	0.022	0.017	0.029	1.091	1.346
Bi	0.014	0.028	0.021	0.004	0.001	0.021	0.019	0.025	-0.229	-1.205
Ce	0.315	1.10	0.581	0.171	0.034	0.568	0.487	0.661	1.016	2.125
Cs	0.108	2.04	0.368	0.405	0.081	0.259	0.142	0.353	3.291	12.465
Ga	0.102	0.235	0.168	0.033	0.007	0.172	0.150	0.188	-0.013	-0.214
In	0.001	0.002	0.0012	0.000	0.000	0.0012	0.001	0.001	0.237	0.092
La	0.160	0.544	0.293	0.084	0.017	0.290	0.245	0.330	0.960	1.971
Li	0.144	0.393	0.271	0.066	0.013	0.257	0.221	0.308	0.233	-0.432
Mn	96.6	1050	644	205	41.1	682	549	735	-0.401	1.099
N	4 859	14 084	9 582	2 030	406.1	9 531	8 335	10 919	0.155	0.699
Pr	0.036	0.126	0.067	0.020	0.004	0.065	0.056	0.080	0.939	1.701
Rb	5.74	94.4	33.0	21.7	4.336	25.7	16.6	46.7	1.050	1.034
Sb	0.073	0.141	0.106	0.016	0.003	0.110	0.098	0.116	-0.386	0.378
Se	0.116	0.233	0.158	0.027	0.005	0.156	0.139	0.172	0.821	1.425
Sn	0.118	0.198	0.168	0.023	0.005	0.173	0.154	0.184	-0.675	-0.365
Sr	4.31	13.3	8.89	2.69	0.538	9.56	6.61	11.4	-0.178	-1.324
Th	0.041	0.152	0.087	0.028	0.006	0.085	0.065	0.104	0.364	-0.392
Tl	0.019	0.158	0.044	0.040	0.008	0.029	0.023	0.037	2.327	4.408
U	0.015	0.044	0.028	0.009	0.002	0.028	0.020	0.034	0.194	-1.044
Y	0.087	0.261	0.151	0.041	0.008	0.154	0.121	0.182	0.592	0.643

Table 7 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the CB region ($n = 25$) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.015	0.076	0.027	0.013	0.003	0.023	0.019	0.032	2.621	8.854
Ba	6.02	29.5	16.3	6.13	1.34	16.2	12.5	20.4	0.218	-0.386
Be	0.008	0.072	0.021	0.013	0.003	0.020	0.014	0.024	3.012	11.514
Bi	0.011	0.163	0.028	0.033	0.007	0.019	0.018	0.023	3.862	15.848
Ce	0.220	0.806	0.467	0.147	0.032	0.488	0.370	0.534	0.354	0.090
Cs	0.084	3.48	0.412	0.749	0.163	0.151	0.104	0.328	3.810	15.677
Ga	0.077	0.242	0.147	0.042	0.009	0.140	0.118	0.168	0.326	0.003
In	0.001	0.005	0.0012	0.001	0.000	0.0011	0.001	0.001	4.123	18.097
La	0.110	0.404	0.239	0.074	0.016	0.246	0.186	0.272	0.314	-0.050
Li	0.111	0.340	0.199	0.058	0.013	0.197	0.159	0.218	0.740	0.463
Mn	237	1 372	553	277	60.5	435	350	767	1.427	2.316
N	7 221	16 222	10 496	2 443	533.2	9 774	9 085	12 019	1.021	0.515
Pr	0.026	0.093	0.054	0.017	0.004	0.056	0.044	0.061	0.388	0.113
Rb	3.03	61.2	19.4	16.8	3.66	13.4	6.02	24.7	1.361	1.252
Sb	0.074	0.239	0.113	0.035	0.008	0.106	0.097	0.119	2.513	8.361
Se	0.110	0.246	0.168	0.035	0.008	0.163	0.145	0.188	0.717	0.409
Sn	0.093	0.648	0.187	0.111	0.024	0.166	0.146	0.189	3.876	16.611
Sr	4.09	14.1	7.88	3.00	0.655	7.60	5.65	8.44	0.876	-0.281
Th	0.027	0.103	0.061	0.021	0.004	0.060	0.048	0.074	0.240	-0.232
Tl	0.010	0.130	0.032	0.027	0.006	0.024	0.019	0.032	2.803	8.572
U	0.009	0.081	0.024	0.015	0.003	0.022	0.018	0.026	3.073	11.952
Y	0.067	0.216	0.129	0.036	0.008	0.128	0.106	0.144	0.407	0.413

Table 8 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the PL region ($n = 21$) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.015	0.040	0.023	0.006	0.002	0.022	0.019	0.028	1.238	2.466
Ba	12.1	57.7	25.4	13.1	3.39	19.6	16.9	32.1	1.466	1.732
Be	0.016	0.088	0.040	0.022	0.006	0.033	0.024	0.044	1.401	1.228
Bi	0.014	0.055	0.025	0.010	0.003	0.022	0.020	0.026	2.343	6.556
Ce	0.579	4.65	1.46	1.32	0.340	0.908	0.740	1.35	2.108	3.351
Cs	0.075	0.400	0.179	0.098	0.025	0.144	0.106	0.203	1.371	1.255
Ga	0.145	0.665	0.309	0.165	0.043	0.261	0.197	0.328	1.479	1.209
In	0.001	0.004	0.0017	0.001	0.000	0.0015	0.001	0.002	1.540	1.890
La	0.286	2.34	0.735	0.662	0.171	0.454	0.374	0.674	2.115	3.361
Li	0.263	1.29	0.624	0.340	0.088	0.500	0.375	0.869	1.100	-0.007
Mn	45.3	1342	569	377	97.5	661	255	872	0.253	-0.596
N	9 126	20 713	13 945	4 086	1 055.0	13 790	10 164	18 066	0.354	-1.478
Pr	0.067	0.541	0.171	0.153	0.039	0.107	0.089	0.159	2.065	3.187
Rb	4.56	49.3	14.9	11.8	3.0	10.8	7.80	15.4	2.140	4.872
Sb	0.035	0.131	0.076	0.026	0.008	0.079	0.057	0.091	0.361	-0.010
Se	0.104	0.322	0.178	0.053	0.014	0.164	0.151	0.190	1.610	3.202
Sn	0.116	0.190	0.159	0.019	0.005	0.164	0.145	0.175	-0.551	0.278
Sr	5.38	29.0	12.6	7.20	1.86	10.6	6.65	18.4	1.053	0.254
Th	0.069	0.808	0.225	0.241	0.062	0.134	0.100	0.229	2.187	3.645
Tl	0.013	0.062	0.033	0.015	0.004	0.026	0.022	0.044	0.947	-0.281
U	0.023	0.162	0.055	0.046	0.012	0.031	0.029	0.052	1.641	1.195
Y	0.178	1.16	0.416	0.313	0.081	0.299	0.230	0.400	1.792	2.151

Table 9 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the BN region (n = 15) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.020	0.051	0.032	0.008	0.002	0.031	0.027	0.036	0.749	1.080
Ba	12.5	24.7	18.8	3.83	0.989	19.0	16.3	21.6	-0.071	-0.897
Be	0.020	0.057	0.031	0.009	0.002	0.030	0.025	0.032	1.877	4.750
Bi	0.018	0.033	0.026	0.004	0.001	0.026	0.022	0.029	-0.218	-0.375
Ce	0.500	1.26	0.791	0.176	0.046	0.795	0.667	0.892	1.089	2.854
Cs	0.142	1.12	0.345	0.255	0.066	0.277	0.187	0.396	2.306	6.078
Ga	0.172	0.276	0.230	0.032	0.008	0.227	0.203	0.261	-0.153	-1.147
In	0.001	0.002	0.0017	0.000	0.000	0.0016	0.002	0.002	0.388	-0.643
La	0.253	0.600	0.403	0.085	0.022	0.406	0.336	0.451	0.549	0.953
Li	0.249	0.515	0.366	0.073	0.019	0.346	0.328	0.396	0.632	0.089
Mn	261	903	558	203	52.3	547	365	717	0.251	-0.692
N	9 624	16 583	11 857	2 075	535.8	11 568	10 184	12 710	1.199	1.000
Pr	0.058	0.160	0.094	0.023	0.006	0.091	0.078	0.102	1.446	3.825
Rb	9.19	78.0	28.0	18.3	4.73	26.9	11.5	39.0	1.473	2.890
Sb	0.093	0.159	0.124	0.016	0.004	0.122	0.113	0.135	0.310	0.467
Se	0.164	0.283	0.218	0.034	0.009	0.221	0.194	0.241	0.135	-0.280
Sn	0.151	0.296	0.211	0.038	0.010	0.207	0.191	0.221	0.971	1.415
Sr	5.98	12.5	8.87	2.30	0.595	8.26	7.14	11.9	0.416	-1.406
Th	0.073	0.349	0.122	0.065	0.017	0.108	0.095	0.119	3.549	13.271
Tl	0.023	0.079	0.045	0.016	0.004	0.041	0.034	0.061	0.733	-0.319
U	0.025	0.080	0.039	0.014	0.004	0.035	0.032	0.039	2.201	5.661
Y	0.139	0.303	0.219	0.053	0.014	0.213	0.170	0.255	0.338	-1.003

Table 10 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the JI region (n = 15) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.027	0.128	0.053	0.026	0.006	0.045	0.034	0.066	1.463	2.145
Ba	12.5	67.1	31.8	14.3	3.05	32.5	20.9	37.7	1.065	1.231
Be	0.012	0.069	0.033	0.012	0.003	0.032	0.026	0.041	0.881	2.186
Bi	0.018	0.094	0.037	0.019	0.004	0.030	0.025	0.040	1.759	3.457
Ce	0.358	2.32	0.794	0.412	0.088	0.713	0.544	0.858	2.641	8.912
Cs	0.157	1.35	0.387	0.264	0.056	0.318	0.231	0.391	2.630	8.169
Ga	0.118	0.451	0.256	0.086	0.018	0.242	0.216	0.290	0.855	0.642
In	0.001	0.005	0.0023	0.001	0.000	0.0022	0.001	0.003	1.018	0.923
La	0.183	1.17	0.400	0.207	0.044	0.361	0.277	0.431	2.659	8.983
Li	0.151	0.940	0.356	0.162	0.035	0.338	0.257	0.405	2.272	7.606
Mn	191	989	425	195	41.6	392	262	579	1.203	1.857
N	9 529	17 745	12 730	2 000	436.5	12 364	12 046	13 460	0.829	1.437
Pr	0.042	0.270	0.092	0.048	0.010	0.083	0.062	0.099	2.693	9.242
Rb	5.48	31.5	17.7	7.90	1.68	17.7	10.2	24.4	0.245	-0.964
Sb	0.018	0.221	0.121	0.045	0.009	0.118	0.095	0.142	0.132	0.751
Se	0.162	0.431	0.265	0.083	0.017	0.273	0.196	0.314	0.624	-0.529
Sn	0.080	0.550	0.266	0.125	0.027	0.227	0.185	0.344	0.923	0.370
Sr	5.96	18.2	9.89	3.00	0.640	9.44	8.23	11.0	1.312	1.925
Th	0.045	0.300	0.105	0.053	0.011	0.094	0.071	0.115	2.626	8.933
Tl	0.024	0.132	0.062	0.033	0.007	0.045	0.037	0.077	0.889	-0.546
U	0.014	0.074	0.036	0.014	0.003	0.034	0.026	0.043	0.929	1.373
Y	0.102	0.574	0.232	0.100	0.021	0.216	0.161	0.260	2.030	6.034

Table 11 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the OV region ($n = 22$, for nitrogen $n = 21$) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.018	0.064	0.032	0.013	0.002	0.029	0.022	0.042	0.698	-0.413
Ba	8.09	34.2	19.0	7.25	1.32	17.2	13.3	24.9	0.376	-0.883
Be	0.016	0.162	0.039	0.029	0.005	0.028	0.024	0.052	3.010	11.131
Bi	0.016	0.252	0.037	0.042	0.008	0.027	0.022	0.038	5.028	26.588
Ce	0.434	2.38	0.891	0.499	0.091	0.668	0.564	1.09	1.799	3.098
Cs	0.084	2.71	0.585	0.625	0.114	0.337	0.206	0.537	1.992	3.725
Ga	0.123	0.617	0.246	0.111	0.020	0.204	0.173	0.300	1.705	3.154
In	0.001	0.003	0.0018	0.001	0.000	0.0016	0.001	0.002	0.904	0.009
La	0.227	1.30	0.462	0.265	0.048	0.344	0.286	0.534	1.821	3.234
Li	0.159	1.31	0.432	0.257	0.047	0.337	0.268	0.523	1.980	4.199
Mn	39.6	1849	570	435	79.4	436	262	795	1.218	1.225
N	8 339	13 142	13 445	3 927	717.0	12 826	10 143	14 644	0.800	-0.087
Pr	0.050	0.264	0.101	0.056	0.010	0.076	0.063	0.122	1.717	2.759
Rb	4.46	110	29.4	23.4	4.28	22.6	16.8	31.7	2.145	4.999
Sb	0.037	0.207	0.100	0.042	0.008	0.100	0.074	0.128	0.625	0.395
Se	0.163	1.04	0.378	0.170	0.031	0.344	0.257	0.473	2.065	6.927
Sn	0.113	0.658	0.208	0.107	0.020	0.182	0.149	0.213	2.841	10.416
Sr	4.23	52.2	14.3	11.4	2.07	9.70	7.29	17.2	2.034	4.242
Th	0.053	0.281	0.108	0.050	0.009	0.095	0.070	0.133	1.663	3.703
Tl	0.010	0.479	0.065	0.095	0.017	0.038	0.021	0.054	3.496	13.251
U	0.019	0.088	0.038	0.017	0.003	0.033	0.024	0.051	1.251	1.247
Y	0.105	0.525	0.221	0.112	0.020	0.175	0.138	0.263	1.384	1.032

Table 12 Basic statistics for element content in moss from the UL region ($n = 30$) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.018	0.072	0.041	0.015	0.004	0.036	0.032	0.047	0.680	0.309
Ba	13.9	40.0	24.5	7.35	2.04	24.7	18.5	27.2	0.655	0.300
Be	0.015	0.066	0.034	0.015	0.004	0.033	0.025	0.038	0.947	0.470
Bi	0.019	0.035	0.029	0.005	0.001	0.031	0.026	0.033	-0.873	0.075
Ce	0.419	2.62	0.860	0.561	0.156	0.673	0.576	0.932	2.901	9.387
Cs	0.101	1.12	0.393	0.339	0.094	0.222	0.188	0.497	1.393	0.655
Ga	0.177	0.340	0.230	0.047	0.013	0.225	0.193	0.255	1.018	1.113
In	0.001	0.002	0.0017	0.000	0.000	0.0018	0.002	0.002	-0.679	-0.594
La	0.210	1.32	0.432	0.282	0.078	0.343	0.286	0.463	2.935	9.576
Li	0.150	0.587	0.360	0.134	0.037	0.330	0.255	0.479	0.297	-1.068
Mn	258	1 009	493	196	54.3	484	401	517	1.574	3.577
N	9 434	17 482	12 916	2 852	791.1	11 902	10 716	15 648	0.651	-1.152
Pr	0.048	0.300	0.097	0.064	0.018	0.077	0.064	0.106	2.977	9.791
Rb	5.26	60.4	26.7	19.1	5.30	25.5	8.81	40.4	0.528	-1.114
Sb	0.063	0.154	0.119	0.028	0.008	0.118	0.103	0.143	-0.472	-0.578
Se	0.174	0.342	0.251	0.058	0.016	0.227	0.198	0.305	0.146	-1.693
Sn	0.129	0.294	0.216	0.051	0.014	0.216	0.191	0.253	-0.187	-0.835
Sr	5.57	15.5	10.7	2.89	0.801	11.2	8.98	12.1	-0.055	-0.446
Th	0.064	0.461	0.124	0.105	0.029	0.100	0.071	0.121	3.226	11.022
Tl	0.024	0.179	0.060	0.043	0.012	0.053	0.032	0.062	2.051	4.733
U	0.023	0.082	0.035	0.015	0.004	0.032	0.028	0.036	2.795	8.878
Y	0.121	0.601	0.229	0.121	0.034	0.201	0.167	0.226	2.716	8.419

Table 13 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the OL region (n = 13) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.024	0.066	0.041	0.012	0.003	0.039	0.033	0.050	0.465	-0.505
Ba	9.68	69.8	19.6	12.6	2.741	16.2	14.4	19.9	3.488	13.870
Be	0.016	0.040	0.026	0.006	0.001	0.026	0.022	0.031	0.325	0.065
Bi	0.018	0.048	0.030	0.007	0.002	0.030	0.026	0.033	0.778	0.745
Ce	0.386	0.923	0.603	0.145	0.032	0.562	0.498	0.677	0.578	-0.461
Cs	0.137	1.38	0.466	0.358	0.078	0.347	0.217	0.553	1.493	1.628
Ga	0.154	0.286	0.203	0.040	0.009	0.197	0.170	0.223	0.731	-0.373
In	0.001	0.002	0.0016	0.000	0.000	0.0016	0.001	0.002	0.475	-0.103
La	0.197	0.464	0.307	0.073	0.016	0.286	0.254	0.346	0.523	-0.517
Li	0.159	0.382	0.264	0.062	0.014	0.246	0.225	0.306	0.410	-0.674
Mn	126	1 801	552	372	81.3	511	354	698	1.982	5.629
N	8 513	18 633	14 107	2 692	587.3	14 224	12 034	16 475	-0.064	-0.496
Pr	0.044	0.105	0.069	0.016	0.004	0.066	0.057	0.077	0.574	-0.419
Rb	7.09	70.8	28.2	17.4	3.79	25.9	15.5	30.7	1.163	1.084
Sb	0.054	0.181	0.117	0.027	0.006	0.114	0.099	0.137	0.087	0.951
Se	0.227	0.546	0.333	0.076	0.017	0.322	0.279	0.348	1.296	2.013
Sn	0.129	0.310	0.201	0.050	0.011	0.191	0.177	0.229	0.587	-0.102
Sr	4.46	15.0	6.58	2.22	0.484	5.84	5.67	7.21	2.957	10.835
Th	0.051	0.166	0.083	0.025	0.006	0.084	0.066	0.089	1.711	4.817
Tl	0.020	0.134	0.057	0.029	0.006	0.050	0.036	0.062	1.290	1.572
U	0.021	0.051	0.031	0.008	0.002	0.029	0.026	0.035	1.129	1.050
Y	0.126	0.247	0.173	0.036	0.008	0.164	0.143	0.190	0.646	-0.421

Table 14 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the HK region (n = 21) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.020	0.086	0.040	0.018	0.005	0.035	0.027	0.045	1.488	2.334
Ba	8.42	66.6	21.7	14.3	3.98	18.4	14.0	23.4	2.873	9.398
Be	0.021	0.046	0.031	0.008	0.002	0.029	0.024	0.037	0.533	-0.407
Bi	0.020	0.047	0.032	0.009	0.003	0.028	0.024	0.040	0.388	-1.589
Ce	0.513	1.14	0.846	0.209	0.058	0.846	0.661	1.01	0.031	-1.426
Cs	0.135	0.663	0.328	0.184	0.051	0.298	0.171	0.468	0.639	-1.036
Ga	0.160	0.348	0.247	0.062	0.017	0.225	0.207	0.299	0.350	-1.218
In	0.001	0.003	0.0019	0.001	0.000	0.0019	0.002	0.002	0.117	-0.974
La	0.256	0.573	0.431	0.105	0.029	0.448	0.338	0.518	-0.114	-1.407
Li	0.202	0.507	0.367	0.103	0.029	0.327	0.305	0.447	0.041	-1.391
Mn	146	727	419	195	54.3	397	302	579	0.068	-1.053
N	8 209	26 869	14 854	4 679	1 297.6	14 636	11 775	15 825	1.345	2.899
Pr	0.059	0.130	0.098	0.024	0.007	0.099	0.077	0.116	-0.056	-1.539
Rb	8.55	52.4	25.1	15.2	4.22	21.0	10.3	32.6	0.588	-0.974
Sb	0.071	0.191	0.128	0.044	0.012	0.133	0.088	0.164	0.191	-1.362
Se	0.199	0.443	0.339	0.076	0.021	0.327	0.283	0.413	-0.063	-0.844
Sn	0.120	0.384	0.231	0.093	0.026	0.205	0.153	0.317	0.534	-1.184
Sr	4.77	20.5	8.15	3.94	1.09	7.89	6.11	8.18	2.863	9.338
Th	0.073	0.192	0.117	0.035	0.010	0.114	0.086	0.137	0.625	-0.225
Tl	0.024	0.169	0.066	0.037	0.010	0.070	0.042	0.076	1.704	4.635
U	0.026	0.059	0.039	0.011	0.003	0.038	0.028	0.048	0.394	-1.221
Y	0.148	0.318	0.241	0.057	0.016	0.222	0.199	0.298	-0.037	-1.405

Table 15 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the PU region (n = 13) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.020	0.038	0.031	0.006	0.002	0.032	0.025	0.038	-0.284	-1.164
Ba	19.8	55.6	32.6	12.5	3.76	30.1	21.3	44.6	0.890	-0.455
Be	0.019	0.083	0.042	0.021	0.006	0.036	0.024	0.063	0.986	-0.038
Bi	0.018	0.042	0.027	0.009	0.003	0.024	0.021	0.034	1.046	-0.204
Ce	0.463	3.42	1.35	0.938	0.283	0.968	0.850	1.36	1.600	1.694
Cs	0.094	0.321	0.194	0.077	0.023	0.189	0.116	0.254	0.170	-1.163
Ga	0.172	0.682	0.295	0.157	0.047	0.231	0.199	0.361	1.858	3.110
In	0.001	0.003	0.0017	0.001	0.000	0.0015	0.001	0.002	1.537	2.260
La	0.232	1.56	0.655	0.436	0.131	0.476	0.410	0.698	1.477	1.168
Li	0.210	1.89	0.614	0.504	0.152	0.420	0.305	0.630	2.025	3.949
Mn	262	720	480	142	42.7	474	351	599	0.085	-0.775
N	8 983	18 247	13 210	13 848	2 905	13 848	10 647	14 945	0.085	-0.689
Pr	0.052	0.382	0.154	0.107	0.032	0.112	0.093	0.156	1.562	1.432
Rb	4.72	23.6	9.73	5.57	1.68	8.43	6.28	10.7	1.833	3.415
Sb	0.018	0.092	0.068	0.022	0.007	0.071	0.060	0.086	-1.291	1.999
Se	0.160	0.287	0.237	0.043	0.013	0.239	0.213	0.276	-0.671	-0.509
Sn	0.084	0.239	0.171	0.049	0.015	0.185	0.118	0.206	-0.482	-0.838
Sr	7.56	36.3	14.2	8.18	2.47	11.9	9.49	15.8	2.316	5.956
Th	0.056	0.478	0.180	0.127	0.038	0.128	0.100	0.209	1.591	2.185
Tl	0.018	0.044	0.028	0.009	0.003	0.024	0.021	0.032	1.062	0.080
U	0.018	0.085	0.039	0.020	0.006	0.031	0.024	0.039	1.398	1.539
Y	0.139	0.707	0.318	0.201	0.061	0.227	0.204	0.343	1.533	1.147

Table 16 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the ZL region (n = 11) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.017	0.054	0.032	0.011	0.003	0.026	0.024	0.041	0.778	-0.570
Ba	7.74	21.7	15.4	4.57	1.27	15.6	12.4	20.0	-0.222	-0.840
Be	0.014	0.038	0.023	0.007	0.002	0.023	0.017	0.026	0.733	0.343
Bi	0.017	0.040	0.024	0.007	0.002	0.020	0.019	0.028	1.153	0.615
Ce	0.316	0.674	0.475	0.118	0.033	0.453	0.391	0.563	0.407	-0.982
Cs	0.133	4.73	1.32	1.70	0.471	0.412	0.213	1.91	1.312	0.055
Ga	0.105	0.231	0.150	0.038	0.011	0.142	0.122	0.171	0.839	-0.041
In	0.001	0.002	0.0012	0.000	0.000	0.0010	0.001	0.001	0.323	-1.924
La	0.166	0.345	0.245	0.060	0.017	0.234	0.203	0.296	0.389	-0.976
Li	0.175	0.355	0.251	0.054	0.015	0.255	0.192	0.279	0.289	-0.419
Mn	192	835	419	167	46.4	401	314	504	1.150	2.227
N	7 126	11 679	9 161	1 230	341.0	9 275	8 955	9621	0.017	0.549
Pr	0.037	0.078	0.054	0.013	0.004	0.052	0.044	0.064	0.526	-0.659
Rb	7.67	105	48.6	32.4	8.99	39.4	20.0	66.1	0.382	-1.100
Sb	0.063	0.166	0.107	0.031	0.008	0.103	0.084	0.126	0.603	-0.239
Se	0.148	0.247	0.198	0.037	0.010	0.187	0.162	0.231	0.126	-1.659
Sn	0.119	0.271	0.192	0.046	0.013	0.180	0.158	0.210	0.456	-0.554
Sr	5.17	13.6	8.80	2.58	0.715	8.54	7.18	10.7	0.380	-0.582
Th	0.037	0.078	0.057	0.014	0.004	0.052	0.047	0.069	0.412	-1.138
Tl	0.014	0.087	0.031	0.018	0.005	0.026	0.022	0.030	2.788	8.802
U	0.014	0.036	0.023	0.006	0.002	0.023	0.019	0.027	0.545	-0.139
Y	0.084	0.183	0.115	0.031	0.009	0.103	0.093	0.128	1.207	0.626

Table 17 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the KV region (n = 13) in 2000

Element	Min.	Max.	Mean	S.D.	Standard Error	Median	Lower Quart.	Upper Quart.	Skewness	Kurtosis
Ag	0.022	0.087	0.043	0.017	0.004	0.039	0.031	0.049	1.122	1.184
Ba	10.6	51.8	23.1	11.9	2.73	19.3	13.5	29.9	1.295	1.173
Be	0.021	0.061	0.033	0.012	0.003	0.030	0.024	0.043	1.241	0.846
Bi	0.020	0.061	0.034	0.011	0.002	0.036	0.025	0.039	0.843	0.586
Ce	0.424	1.26	0.763	0.239	0.055	0.681	0.611	0.915	0.737	0.110
Cs	0.174	3.00	0.953	0.730	0.167	0.585	0.498	1.48	1.531	2.163
Ga	0.136	0.433	0.224	0.086	0.020	0.193	0.163	0.251	1.455	1.329
In	0.001	0.003	0.0018	0.001	0.000	0.0016	0.001	0.002	0.290	-0.635
La	0.218	0.657	0.392	0.123	0.028	0.357	0.321	0.454	0.805	0.370
Li	0.132	0.561	0.240	0.114	0.026	0.200	0.161	0.275	1.966	3.635
Mn	124	736	382	202	46.3	296	230	620	0.778	-0.865
N	9 290	16 447	13 173	2 054	471.1	14 110	11 085	14 622	-0.325	-1.002
Pr	0.047	0.144	0.084	0.027	0.006	0.074	0.067	0.097	0.974	0.518
Rb	10.5	77.6	38.0	16.8	3.86	36.0	23.5	49.6	0.711	0.355
Sb	0.098	0.322	0.152	0.054	0.012	0.140	0.110	0.174	1.925	4.683
Se	0.270	0.593	0.405	0.089	0.020	0.401	0.341	0.471	0.063	-0.476
Sn	0.143	0.341	0.225	0.059	0.013	0.225	0.169	0.264	0.213	-0.821
Sr	4.20	11.2	7.70	1.92	0.439	7.78	6.54	8.70	0.081	-0.371
Th	0.058	0.209	0.109	0.044	0.010	0.093	0.080	0.130	1.147	0.544
Tl	0.016	0.149	0.068	0.043	0.010	0.052	0.032	0.101	0.571	-0.973
U	0.021	0.104	0.052	0.027	0.006	0.042	0.032	0.064	0.980	-0.426
Y	0.115	0.362	0.185	0.064	0.015	0.162	0.149	0.204	1.451	2.106

Table 18 Basic statistics for element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) from the LI region (n = 19) in 2000

2.3.1.1 SILVER

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Ag	47	11 (IB)	I	107.868	1.42
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	10.490	961.78	2 162	0.08	No data

a) Properties, occurrence and use – general

Selected chemical and physical properties of silver (Ag), an element in the group of Transition Metals, are presented in the introductory table above. Two naturally occurring isotopes, ¹⁰⁷Ag and ¹⁰⁹Ag (natural abundance 51.8% and 48.2%) and about 35 radioisotopes of Ag are known. Ag is a relatively scarce element appearing either in the pure form or bound in several minerals, e.g., argentite (Ag₂S), argent pyrite (AgFe₂S₃), argyrodite (Ag₈GeS₆), proustite (Ag₃AsS₃), pyrargyrite (Ag₃SbS₃), smithite (AgAsS₂), stephanite (Ag₅SbS₄), sylvanite [(Au,Ag)₂Te₄], xanthoconite (Ag₃AsS₃), and others. Many silver (polymetallic) mines operated in CZ in the past (Příbram, Jáchymov, Jihlava, České Budějovice, Jindřichův Hradec, Kryštofovo údolí, Špindlerův Mlýn, etc.). Basic igneous rock and acid granitoids contain dispersed Ag in amounts of about 0.10 and 0.037 mg.kg⁻¹, respectively. Carbonates and psamites contain very little Ag, only about 0.01 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Typical concentrations of Ag in soil covers and in fresh surface water is about 0.02–0.09 mg.kg⁻¹ and 0.3 µg l⁻¹, respectively.

Ag is not an essential element either for plants or for animals. However, Ag is a biologically effective element. Both elemental Ag and soluble Ag salts have disinfection effects (toxic effect) for bacteria, phytoplankton and algae. Uptake of Ag by plants is usually low, even if the Ag concentration is high (gold mines, sewage sludge). Ag concentrations in plants are within 0.06–0.3 mg.kg⁻¹. Ag is accumulated mainly in roots (Hirsch 1998, Ratte 1999). However, fungi can bio-accumulate high amounts of Ag in their bodies. For example, species of the order *Agaricales* and *Lycoperdales* accumulate in their fruiting bodies 10–133 mg of Ag per kg (Byrne et al. 1979) and some vessel plants, e.g. *Eriogonum ovalifolium* can accumulate similar amounts. Ag concentrations have been determined in some compounds of an unpolluted beech (*Fagus sylvatica*) forest ecosystem on sandy gneiss moraine in Sweden. In leaves, leaf litter, forest floor humus and mushroom fruiting bodies the Ag contents were 0.005–0.010, 0.024, 0.92 and 0.015–0.780 mg.kg⁻¹, respectively (Tyler 2005).

Beside the jewellery industry, Ag metal is utilised for the production of alloys intended for dental use, electrotechnical compounds, galvanization, production of mirrors, etc. Some Ag is used for the production of special Ag-Zn and Ag-Cd accumulators. Ag and its salts are utilised in the glass industry (painting of glass), the photographic industry (production of films), the pharmaceutical industry (disinfection agents), and in other fields.

The uptake of Ag concentration that is toxic for man is reported to be about 60 mg.day⁻¹. Chronic intake of Ag salts can induce malignant growths. In humans, ingestion of elemental Ag in a colloidal form can lead to a side effect known as argyria. This causes a bluish-grey discoloration of the skin, other organs, deep tissues, nails, and gums. Argyria is permanent, and cannot be treated or reversed. Other side effects due to the use of colloidal silver products may include neurological problems (such as sudden nervous attacks), kidney damage, stomach distress, headaches, fatigue, and skin irritation.

b) Distribution of Ag content in moss in 2000

The variability of current Ag content in moss in CZ is described by the basic statistics for moss analytical results in Tables 5–18. The current content of Ag in the CZ moss samples ranged from 0,014–0,128 µg.g⁻¹. The mean and median values of the Ag contents in moss were 0.034 µg.g⁻¹ and 0.030 µg.g⁻¹, respectively.

The distribution of current Ag content in moss in CZ is depicted in the inserted classed post map and in the interpolated isopleth map. The following areas of high Ag accumulation in moss are documented in these maps:

1. Ostrava district and the adjacent northern part of the Moravskoslezské Beskydy Mts, in northeastern Moravia.
2. The surroundings of Příbram, in the southwestern part of central Bohemia.
3. The projections of the CZ border territory near Frýdlant and Rumburk in northern Bohemia.
4. Mountain areas along the CZ borders in the northern part of CZ.

5. Local spots in the Krušné Mts and in the Sokolov district in western Bohemia, and between Polička and Moravská Třebová in northeastern Bohemia.

The remaining parts of the CZ territory show a low content of Ag in moss, even in many cases in considerably industrialised and urbanised areas. Regional deviations of Ag content in moss in the individual regions in comparison with the average Ag content in moss in CZ are depicted in Figure 3.

c) Identification of potential pollution sources

Non-ferrous metallurgical plants, works producing and processing films and batteries, and some chemical plants are considered as crucial Ag sources. The hot spots listed above can be explained by the operation of the following pollution sources:

1. The operation of metallurgical and engineering plants producing and processing non-ferrous metals.
2. A secondary lead smelter recycling electronic compounds and producing special non-ferrous-based alloys.
3. Burning of enormous amounts of brown coal containing traces of Ag in the nearby Turów power plant, in Bogatynia, Poland.
4. A tendency toward increased Ag deposition in mountain areas due to greater wet deposition of airborne aerosols carrying Ag. The bio-indicated high deposition loads in the Červenovodské saddle near the Czech-Polish border may be caused by a local geomorphological routing movement of the air from the pollution sources of a former industrial centre in northeastern Bohemia into this mountain saddle.
5. The very local influence of small engineering and chemical plants, factories producing electro-technical compounds, etc.

The inserted colour picture documents the effect of the operation of the secondary lead smelter in Příbram on the distribution of Ag content in moss in the surroundings of this plant as determined in a special bio-monitoring campaign in 1999 (Sucharová and Suchara 2004c). Earlier deposition loads of Ag in this area are assumed to have been markedly higher, because the lead smelter introduced new and more sophisticated technology in 1998.

d) Comparison with other countries

The mean Ag content in moss *Pleurozium schreberi* in southern Sweden was $0.103 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975, while in 2000 the mean Ag content had decreased fivefold to $0.020 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Rühling and Tyler 2004). The Ag content in *Pleurozium schreberi* from the Barents region was reported to be $0.025 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998). The mean and median Ag contents for *Hylocomium splendens* in Norway were published as $0.037 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.030 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997a). For the neighbouring Legnica–Głogów and Silesia–Kraków industrial centres in southern Poland, the mean Ag contents in *Pleurozium schreberi* were found to be $0.09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. In the control region, the Ag content in the moss was $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). In the Slovak Republic, the mean and median Ag contents in moss in 2000 reached relatively high amounts of 0.140 and $0.120 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). The substitute moss bio-indicators *Pleurozium schreberi* and *Hypnum cupressiforme* accumulated Ag in Romania in the range 0.013 – $4.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004).

Moss in the CZ territory contains on an average 1.4 times more Ag than moss in Scandinavia, amounts of Ag comparable with those in Poland and four times lower than those in Slovakia. For further details, see Chapter 2.3.5.

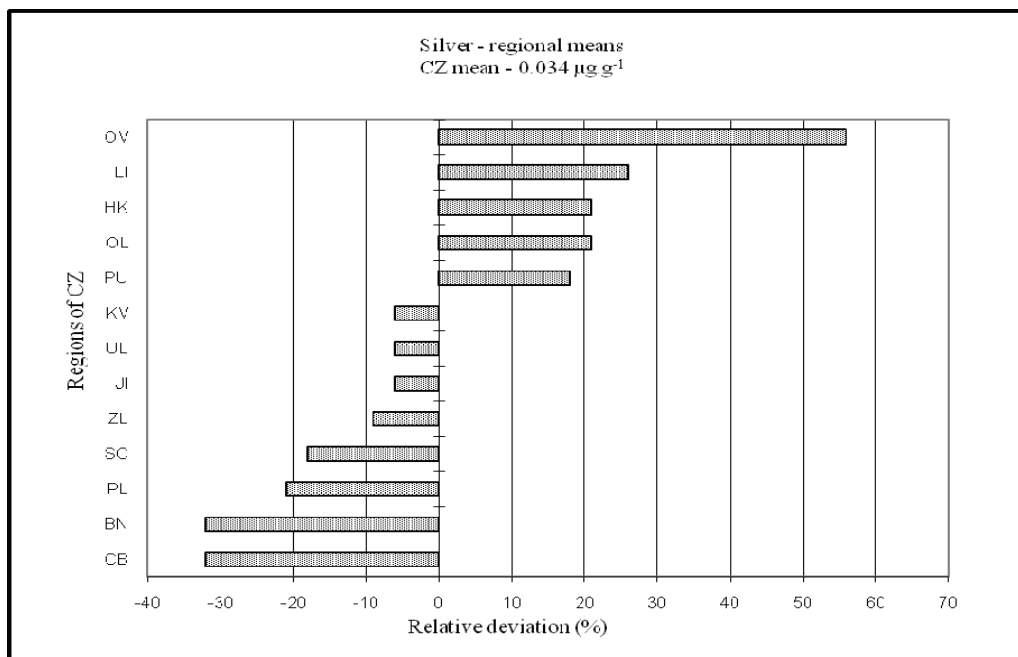
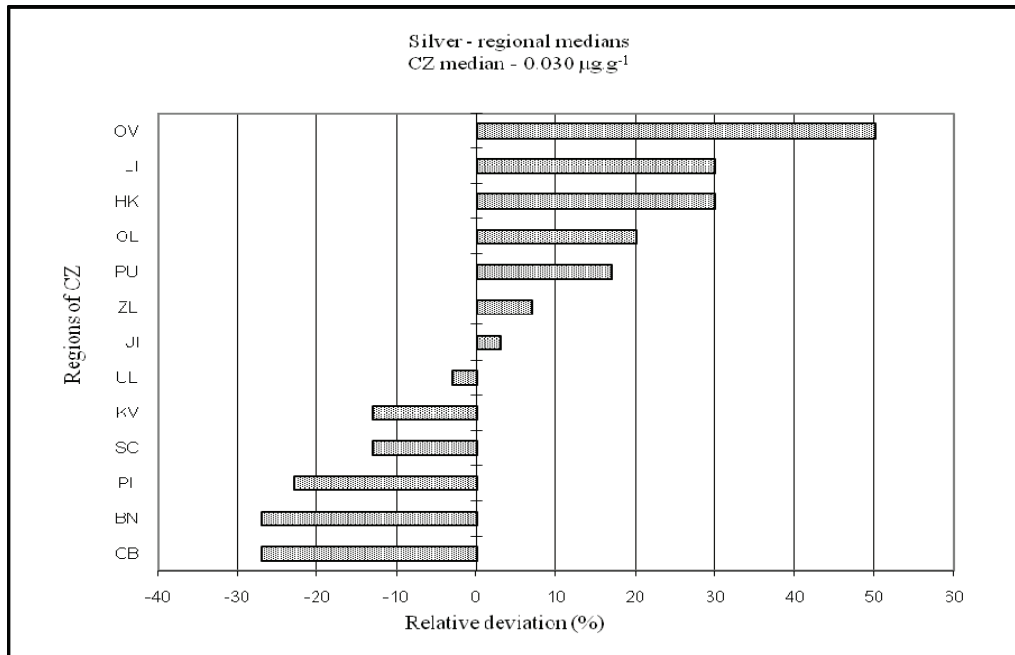


Figure 3 Relative deviations (%) of regional mean and median Ag contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.2 BARIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Ba	56	2 (IIA)	II	137.330	0.97
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	3.51	727.0	1 870	340–380	0.30

a) Properties, occurrence and use – generally

Basic informative physical and chemical features of Ba are present in the introductory table. Ba occurs in eight natural isotopes (the most abundant are ¹³⁸Ba, ¹³⁷Ba, ¹³⁶Ba, ¹³⁵Ba) and about forty radioisotopes have been recognized. Ba is a typical lithophile element. Barite (BaSO₄) and poisonous witherite (BaCO₃) are the most frequent Ba-based minerals in nature. However, Ba as an isomorphic element can be found also in other minerals and in higher amounts in sediment rock types. Average Ba content in igneous rock is about 425 µg.g⁻¹. Ba is present in the CZ granites in the range of 1 150–1 900 µg.g⁻¹ and typical contents of Ba in metamorphic rock types of the Bohemian Massif are 400–750 µg.g⁻¹ (Čadková and Mrázek 1987). Home coals contain on average 212 mg of Ba per kilogramme, while Ba content in power plant ashes is stated to be about 890 mg.kg⁻¹ (Trebichavský et al. 1997). The average Ba content in the CZ soil covers is 600 mg.kg⁻¹ (Beneš and Pabianová 1987).

For example, typical Ba concentrations in surface fresh water are 25–50 µg.l⁻¹, the maximum allowed content of Ba in drinking water in CZ is 1 000 µg.l⁻¹. Very high concentrations of Ba have been measured in mine waters from Silesian coal basin (Pluta 2001).

Biological function of Ba, mainly in plant bodies, is not sufficiently known. Ba is not considered to be an essential element for any group of organisms. Natural Ba content in plants is ranging within 10–100 mg.kg⁻¹. Tyler (2005) determined the respective Ba concentrations in beech leaves, litter, forest floor and mushrooms of an unpolluted beech forest in southern Sweden 32–42, 64, 40 and 10–83 µg.g⁻¹. High concentrations of free Ba in soil solution (500 mg.l⁻¹) are toxic for plants causing retardation of leaves and roots growth, leaf withering, reduction of K and Ca leaf concentration, etc. (Chaudhry et al. 1977, Llugany et al. 2000). However, some organisms are known to accumulate Ba, for example, the plant *Bertholletia excelsa*, protozoa *Xenophyophora* and plankton *Chaetoceros curvisetus* and *Rhizosolenia calcar-avis*. As in the case of many other elements, the Ba concentration in the basal parts of moss bodies is higher than in the apical parts. For example Leblond et al. (2004) found that the basal parts of *Scleropodium purum* moss from France contained twice more Ba than the apical part of the moss (8:4 µg.g⁻¹).

Ba and its salts are commonly used as effective X-ray absorbers, in the production of flares (green light), white pigment, special non-ferrous alloys (Ba-Al, Ba-Ni, Ba-Ti), Ba-based „baths“ for heating and for enriching steels by carbon, and also as a medium for magnetic records. It is used in the glass industry (production of screens), in medicine (X-ray diagnostics), in pharmacology (depilatory preparations), and in other fields.

Dissolved barium (Ba²⁺) is poisonous for plants and animals. Deaths have been reported after accidental or intentional ingestion. LD₅₀ for BaCl₂ and rats ranges between 132–277 mg.kg⁻¹. A hazardous Ba intake for humans is about 200 mg.day⁻¹. Lower Ba concentrations accelerate evacuation of the digestive tract and stimulate the activity of muscles, including the heart. Increased Ba in drinking water increases the cardiovascular mortality rate.

b) Distribution of Ba content in moss in 2000

Basic statistics for Ba moss analytical results are given in Tables 5–18. The current Ba content in moss in CZ was found in the range of one order of magnitude (6.0–69.8 µg.g⁻¹), and the mean value was 22 µg.g⁻¹.

The distribution of Ba in moss in the CZ territory is depicted in the inserted colour classed post map and in an isopleth map. The following areas of high accumulation of Ba in moss can be recognised:

1. Southern Moravia in the Břeclav, Kyjov and Stáznice districts.
2. A larger area in the Ostrava district in northern Moravia.
3. Orlické Mts in northeastern Bohemia.
4. The boundary area near Jablonec nad Nisou in northern Bohemia.
5. Locally near the western edge of Brno, in southern Moravia.

A slightly increased content of Ba in moss was revealed in the Krušné Mts and in the district near Most in western Bohemia and also, surprisingly, in the Šumava Mts and near Slavonice.

Moss accumulated more Ba in the area of Carpathian flysch bedrock types in the eastern part of Moravia, while in Bohemia and western Moravia the Ba content in moss was usually low. Deviations of Ba content in moss in individual districts from the average Ba content in moss in CZ are depicted in Figure 4.

c) Identification of potential pollution sources

Ba pollution sources in CZ are not generally known. The distribution of spots of high Ba accumulation in moss may be explained by the following potential pollution sources:

1. Wind erosion and deposition of particles from local soil covers on sediments of west Carpathian flysch containing Ba.
2. Soil and dust particles eroded from refuse heaps and waste dumps in the industrial and coal mining area and metallurgical plants using Ba-based agents for production and processing of noble steels and special alloys and industrial combustion of coal.
3. Local anomalies of the Ba cycling at denuded spots of high Ba content in Proterozoic metamorphic rock types and erosion of derived soil and humus floor covers.
4. The effect of the operation of the close Polish brown coal power plant at Bogatynia (soil dustiness and flying coal dust particles).
5. High accumulation of Ba in moss in the Brno suburb can be associated with wind erosion of carbonate soil covers and increased industrial and urban dustiness caused by operation of local engineering and chemical industries in the city.

The increased content of Ba in the brown coal basin in western Bohemia (Krušné Mts and the Most region) is associated with increased soil and ash dustiness caused by coal mining and the operation of local coal power plants. Increased accumulation of Ba in moss in the Šumava Mts and in the Slavonice district may be explained by local effects of increased cycling of Ba at spots with Moldanubian rock types that have an increased Ba content.

d) Comparison with other countries

The Ba contents in *Pleurozium schreberi* in south Sweden in 1975 and 2000 were 21.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 15.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, and the recent decrease in Ba content was significant (Rühling and Tyler 2004). Values of Ba content in moss 21.8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 18.5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ are stated for *Hylocomium splendens* from the Barrenland Nunavut (Chiarenzelli et al. 2001) and for *Pleurozium schreberi* from the Barents region (Halleraker et al. 1998), and are comparable with the Ba content in the CZ moss samples. Similar mean values of Ba content in *Pleurozium schreberi* were reported from the Silesia–Kraków (19 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) and Legnica–Głogów (10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) industrial regions and from the control region (14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in Poland (Grodzińska et al. 2003). Surprisingly, higher Ba mean and median contents in *Hylocomium splendens* 31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 24 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ are reported from Norway (Berg and Steinnes 1997a). In Slovakia, the mean and median amounts of Ba in moss have been reported to be as high as 61.1 and 51.4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007), which is three times more than in CZ. For the territory of France, the range and median values of Ba content in mosses (5 species, most frequently *Scleropodium purum*) were published as 7.7–340.5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 30.8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). In a partial area of 90 × 90 km to the south of Paris, the Ba content range and median in mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) were 6.6–106.7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 26.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Amblard–Gross 2004). The range of Ba content in *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* mosses in five sets of moss samples from Romania was 12–658 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004).

Chapter 2.3.5 provides further comparisons of the element content in moss in other countries.

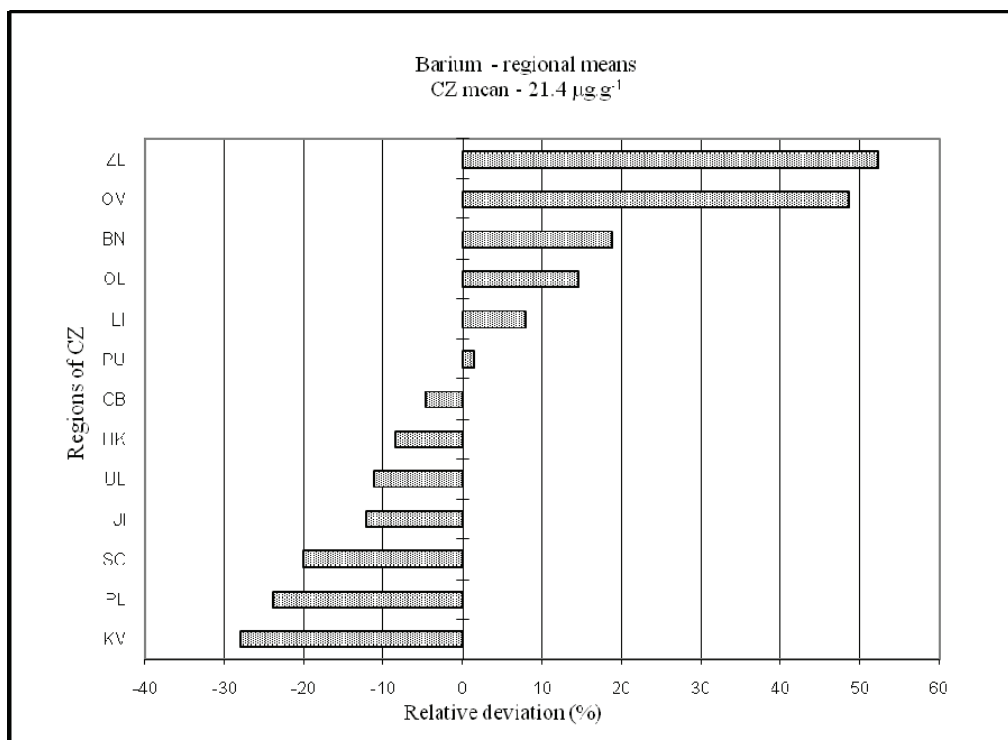
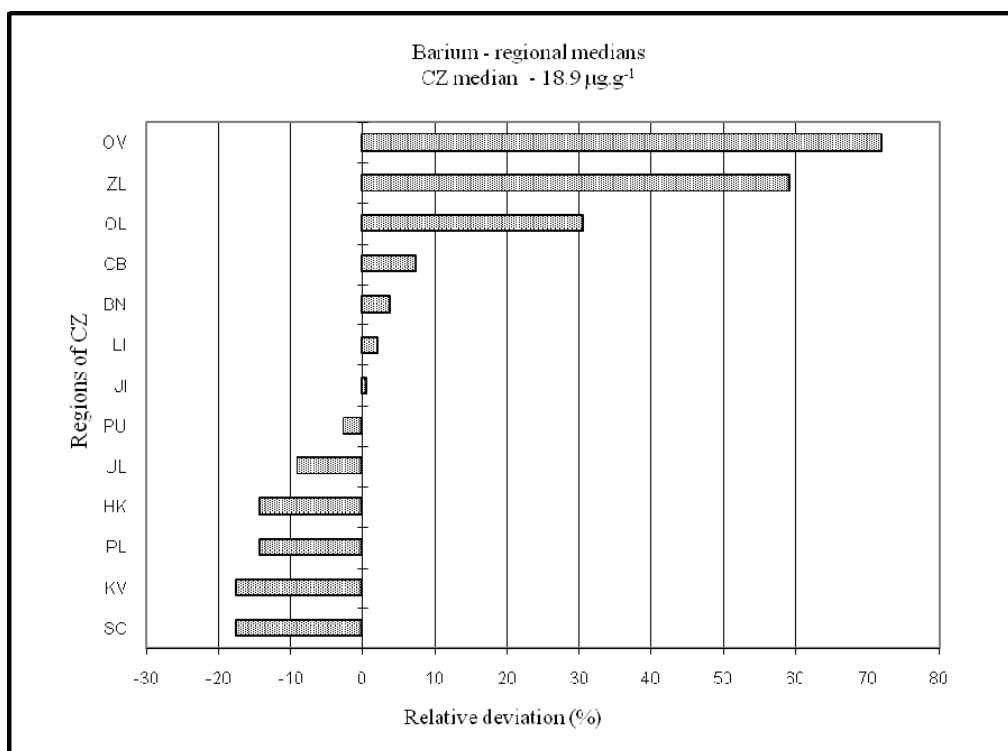


Figure 4 Relative deviations (%) of regional mean and median Ba contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.3 BERYLLIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Be	4	2 (IIA)	II	9.012	1.47
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	1.848	1 287	2 469	1.900–2.000	0.0004–0.01

a) Properties, occurrence and use – generally

Some physical and chemical characteristics of Be, an alkaline earth metal, are stated in the introductory table. Naturally occurring Be consists of one stable isotope ⁹Be and about twelve radioisotopes, usually with an extremely short half-life (except for ¹⁰Be).

Be is a relatively rare lithophilous element usually spread in traces in rock matter. Be is present in higher amounts in minerals such as beryl (Be₃Al₂Si₆O₁₈), chrysoberyl (BeAl₂O₄), bromellite (BeO), and accompanies many other minerals in traces. Meteorites usually show a significant Be content.

The average content of Be in igneous types of rock in CZ is about 0.5–5 mg.kg⁻¹, in psamites and carbonates only 0.1 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). CZ coal and power plant ash typically contains 0.3–0.5 mg.kg⁻¹ and 10–30 mg.kg⁻¹ of Be respectively, while the highest Be content has been measured in coal from Sokolov. The CZ soil cover contains on an average 0.4 mg of Be per kilogramme. Uncontaminated surface soils contain on an average about 1.42 mg.kg⁻¹ (Asami and Kubota 1995). Be is bound mainly to clay particles. However, soil covers near power plants can contain up to 50 mg.kg⁻¹ of Be (Trebichavský et al. 1998). Atmospheric deposition loads of Be are about 40–50 µg.m⁻².year⁻¹ in western Bohemia, while stream water contains about 1.5 µg.l⁻¹, because acid rain can leach Be from rock and soil covers (Krám et al. 1998). Even higher concentrations of Be in small CZ streams were found in the Jáchymov and Cheb districts in western Bohemia, in southeastern Bohemia in the Jindřichův Hradec and Nová Bystřice districts, in the Krušné Mts, the Jizerské Mts and the Orlické Mts in northern Bohemia (Majer and Veselý 1996). The release of lithogenic Be from porphyritic granite in stream waters due to the operation of acid atmospheric deposition has been determined in central Bohemina (Skřivan et al. 1994). The content of Be in well water in CZ is low, at about 0.0001 µg.l⁻¹. Only water sources near Be geological anomalies, in former mining areas and near waste dumps may have substantially higher amounts (0.04–0.4 µg.l⁻¹).

Be is not known to be an essential element for any group of living organisms. The natural Be content in plants is 0.001–0.4 mg.kg⁻¹, and it is higher than the Be content in the respective plant soil substrate. Be concentrations exceeding 8 mg.l⁻¹ can totally inhibit seed germination (Kaplan et al. 1990a). About 95% of the Be taken up by plants is retained in the roots. However, some plants, such as *Betula pendula*, *Fraxinus excelsior*, *Larix decidua*, *Vaccinium myrtillus* and *Vicia sylvatica*, can accumulate higher amounts of Be. In a beech forest in a clean region of Sweden, Tyler (2005) found Be concentrations for beech leaves, leaf litter, forest floor humus and mushroom fruiting bodies in the amount of 0.006–0.010, 0.021, 0.055 and 0.0002–0.0039 mg.kg⁻¹, respectively.

Be is used for producing special alloys (Be-Al, Be-Ce), for special components of military and aeronautic devices, for housings of pressure bombs, for nuclear reactors, computer compounds, mantles of propane-butane lamps, special glasses and ceramics, etc. Atmospheric deposition of Be is anthropogenically intensified due to the release of Be from the warm protective shields of satellites.

Be is dissolved in soil solutions and is toxic for plants in a concentration of 0.5–1 µg.l⁻¹. Nearly all Be compounds are toxic for animals and man, as they cause acute or chronic intoxication. Be may initiate inflammation of the lungs, and may irritate the mucosa and skin, cause kidney and heart disorders, and block healing of wounds. Be has carcinogenic effects, and inhalation of Be compounds can initiate berylliosis and lung cancer (Taylor et al. 2003).

b) Distribution of Be content in moss in 2000

The variability of the current Be content in moss in CZ is described by the basic statistics for moss analytical results in Tables 5–18. The current Be content in moss in CZ was found to be 0.008–0.162 µg.g⁻¹, while the average Be content was about 0.031 µg.g⁻¹.

The distribution of the Be content in moss in CZ is depicted in the inserted classed post map and isoline map.

The following areas of high or increased Be content in moss can be recognised:

1. The brown coal basin, mainly in the Most district and in the adjacent part of the Krušné Mts in western Bohemia.
2. Southern Moravia, between Uherské Hradiště and Valtice.
3. The western part of central Bohemia, bounded by Roudnice nad Labem, Rakovník, Beroun and Kralupy nad Vltavou, with a local hot spot near Kladno.
4. The boundary area near Frýdlant, in northern Bohemia.

Local spots of increased accumulation of Be in moss were found near Bochoř in western Bohemia, near Třebíč in southwestern Moravia, near Králky and Krnov in northwestern Moravia, and near Zlín in eastern Moravia. Small contents of Be in moss were found in southwestern, northeastern and eastern Bohemia.

On about 60% of the CZ territory the Be content in mosses did not exceed $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Figure 5 shows the differences in average Be content in moss in the individual administrative districts.

c) Identification of potential pollution sources

The cause of increased accumulation of Be in moss in CZ should be sought in the operation of coal power plants, metallurgical and engineering works, and local geochemical anomalies.

The areas of bio-indicated increased Be deposition can be explained by the following factors:

1. The operation of brown coal power plants concentrated in the Most region in western Bohemia.
2. The large hot spot in southern Moravia is associated with wind erosion of soil covers on Carpathian flysch sedimentary rock. However, the correct position of outcrops of probable clay sediments with a higher Be content is not properly known.
3. Several potential sources of Be operate in this area: a coal power plant near Mělník, the remaining metallurgical and engineering plants in the former industrial centres in Kladno and Slaný, lime and cement works operating in the Beroun district, and erosion of the dust and slag deposits at the sites mentioned above.
4. The border area near Frýdlant is affected by the operation of the nearby Turów brown coal power plant in Bogytynia, Poland.

The remaining spots of increased accumulation of Be in moss may be explained by the effects of lithogenic Be released from potassium-rich granites, syenites and sediments of Carpathian flysch (near Zlín). The latter site may also be influenced by the operation of local industries in Zlín.

d) Comparison with other countries

The Be content in *Pleurozium schreberi* from the Barents region was determined to be below $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), while in distinct Canadian moss species Be was accumulated in surprisingly high amounts of $0.33\text{--}0.35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). Berg and Steinnes (1997a) published mean and median Be contents in *Hylocomium splendens* in Norway of $0.023 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.019 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The mean amount of Be in moss in CZ is about 1.5 times higher than in moss from the cleanest parts of Europe in northern Scandinavia.

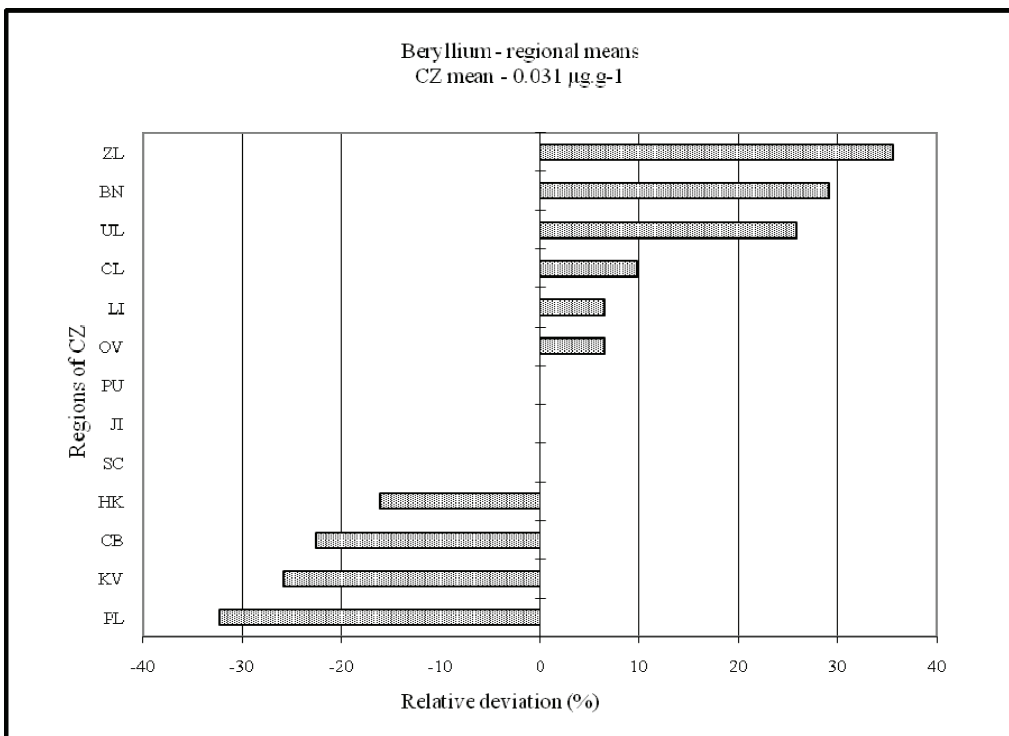
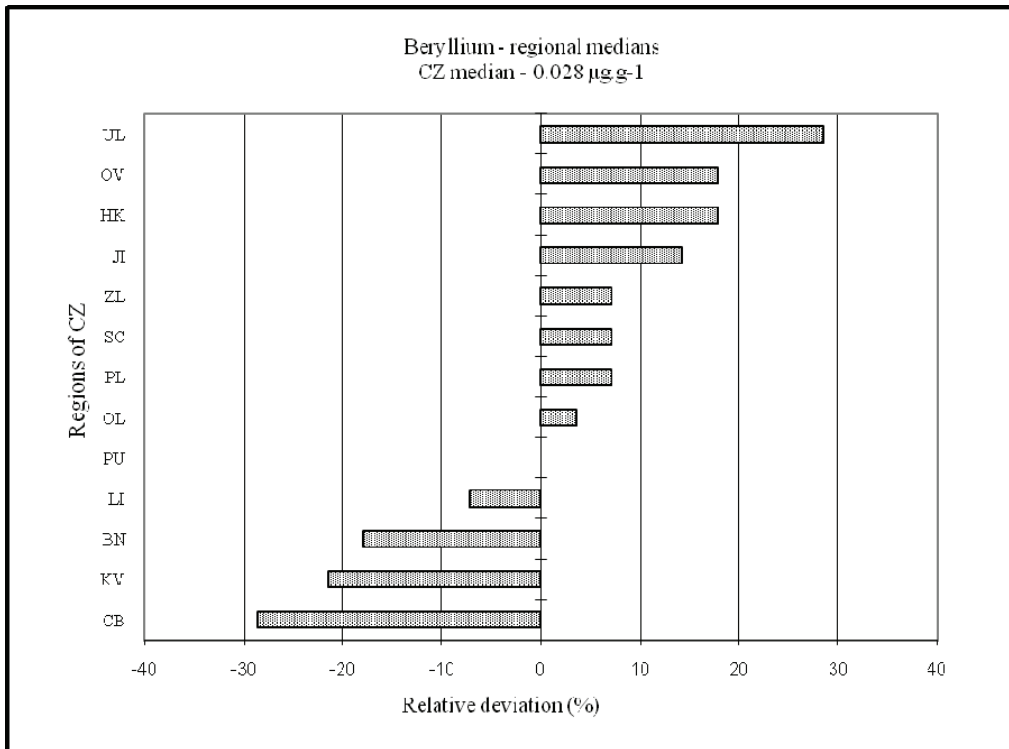


Figure 5 Relative deviations (%) of regional mean and median Be contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.4 BISMUTH

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Bi	83	15 (VB)	III; V	208.980	1.67
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	9.780	271.3	1 564	0.008–0.010	No data

a) Properties, occurrence and use – general

Bismuth (Bi) is a rather rare element in the Earth's crust; it is a typical trace element. Although Bi is chalcophile element, it tends to behave like a lithophile element. ²⁰⁹Bi is the only naturally occurring isotope, while thirty-five other radioisotopes of Bi have been recognised. Bismuthine [Bi₂(CO₃)O₂], bismite (Bi₂O₃), bismuthinite (Bi₂S₃) and wittichenite (Cu₃BiS₃) are the most important Bi minerals. Bi is present in many other minerals as an isomorphic admixture. Substantial deposits of Bi have been found in polymetallic ores in CZ, e.g., in Jáchymov and Příbram. Microorganisms can methylate Bi and create trimethyl Bi. This appears, for example, at landfills or in sewage gases (Feldmann et al. 1999).

Bi is present in various rock types within the range 0.01–2.0 µg.g⁻¹, and a higher content of Bi may appear in some slates and conglomerates. On an average, the Bi content in igneous rock is about 0.17 µg.g⁻¹. CZ igneous rocks contain Bi in amounts of about 0.07–0.01 µg.g⁻¹ (Beneš 1994). The average content of Bi in CZ coals is only 0.1 g.t⁻¹ and in coal ash 1.0 g.t⁻¹ (Třebichavský et al. 1998). The natural background of Bi contents for light and clay soils in CZ are stated as < 0.30 and 0.6–1.0 mg.kg⁻¹, respectively (Beneš and Pabianová 1987). Soil organic matter tends to adsorb and accumulate Bi. The content of Bi in drinking water in CZ is not known, and a very low Bi content is assumed.

Bi has not been found to be an essential element for any group of organisms. The natural Bi content in vascular plants is about 60 µg.kg⁻¹, despite the high toxicity of dissolved Bi in a soil solution (the Bi toxic limit is approximately 27 mg.l⁻¹). In a beech forest in the clear area in Sweden the respective Bi concentrations in beech leaves, litter, forest floor and mushrooms were found to be 0.004–0.007, 0.031, 0.092 and 0.0003–0.0009 µg.g⁻¹ (Tyler 2005). In comparison with other elements, the toxicity of Bi for animals is relatively low. For example, the toxic intake limit for rats is 160 mg.day⁻¹. Bi uptake is very slow, and hence Bi intoxications are very rare. However, high Bi input can cause kidney and brain disorders.

Bi and its compounds are used in the metallurgical industry for producing special alloys with low melting points (e.g., Bi–Cd, Bi–Cu, Bi–In, Bi–Pb, Bi–Sn), ductile cast-iron and magnetic alloys (Mn–Bi), for producing catalysts, thermocouples and carriers of nuclear fuel in nuclear reactors, for vulcanising rubber, and for producing glass and ceramics. Bi is also frequently used in dental medicine, in the production of medications, cosmetics, pigments, etc.

Intoxications caused by Bi are rare. Nevertheless, Bi is a toxic element and can induce acute or chronic signs of intoxication (encephalopathy, nausea, vomiting, abdominal pain, memory deterioration, renal failure, etc.) Bi is concentrated in the kidneys, lungs, spleen, liver and brain. It is suspected to be toxic for the immune system. The most toxic forms of Bi are chelates. Powder of Bi or Bi₂O₃ may cause irritation of the eyes, the respiratory system and the skin. The LD₅₀ dose is 5g.kg⁻¹ for rats. The bacterium *Helicobacter pylorus* is known to be highly sensitive to Bi.

b) Distribution of Bi content in moss in 2000

The Bi content in the CZ moss samples ranged between 0.009 and 0.252 µg.g⁻¹. The mean and median values were 0.029 and 0.025 µg.g⁻¹, respectively. Basic statistics for the Bi content in moss in CZ and in the individual administrative regions is available in Tables 5–18.

The inserted colour classed post map and isoline map depict the distribution of Bi in moss all over CZ. The positions of the following hot spots of increased Bi accumulation are shown in these maps:

1. The surroundings of Příbram, in the southwestern part of central Bohemia.
2. The surroundings of Děčín in northwestern Bohemia.
3. Near Frýdek Místek in northeastern Moravia.

High atmospheric deposition of Bi affected mainly the CZ part of the Black Triangle I and Black Triangle II areas, and the surroundings of Příbram. The introduction of sophisticated technology in the secondary smelter in

Příbram in 1998/1999 has substantially decreased the emissions of Bi and other elements (Ag, Cd, In, Pb, Sn, Zn, etc.) Several local sites of increased Bi content in moss were found, e.g., in the brown coal basin and the adjacent part of the Krušné Mts in western Bohemia, in all mountains along the northern CZ/German and CZ/Poland border areas (Lužické Mts, Jizerské Mts, Krkonoše Mts, Orlické Mts, Jeseníky Mts., the northern part of the Moravskoslezské Beskydy Mts), in the eastern part of the northeast Bohemian industrial region, and in southern Moravia.

The remaining parts of the CZ territory show low Bi accumulation in moss, mainly in southern and southwestern Bohemia, in the southeastern part of the Czech-Moravian highlands and, surprisingly, in the northern part of central Bohemia. On about 80% of the CZ territory, the Bi content in mosses did not exceed a value of $0.035 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The differences in average Bi content in moss in the individual administrative regions from the average Bi content in moss in CZ are depicted in Figure 6.

c) Identification of potential pollution sources

The cardinal sources of Bi are combustion of oils and coal, and production and processing of Bi-based alloys. The positions of the main hot spots listed above can be explained by the operation of the following pollution sources:

1. The operation of a secondary lead smelter in Příbram, where Bi is released when Bi is removed from lead, and Bi is used as an additive in the production of special alloys with low a melting point.
2. Processing of metallic Bi and Bi-based scrap by the Aluminium company in Děčín.
3. The operation of metallurgical and engineering plants processing non-ferrous metals.

Increased accumulation of Bi in moss in the Most district and in the Krušné Mts is associated with the operation of local brown coal power plants. The Lužické Mts, Jizerské Mts and Krkonoše Mts are influenced by increased Bi deposition from the nearby Turów brown coal power plant at Bogatynia, Poland and by Bi leakage from the local glassworks. All mountain areas may be under the influence of heightened wet deposition of Bi due to increased precipitation. The Krkonoše Mts, Orlické Mts, Jeseníky Mts and Moravskoslezské Beskydy Mts may be affected by increased concentrations of airborne Bi from copper and non-ferrous smelters operating in southern Poland. However, no further investigative measurements were performed. The northern part of the Moravskoslezské Beskydy Mts is affected by metallurgical industries in the nearby Ostrava region. The bio-indicated increased Bi deposition in southern Moravia can be explained by increased deposition loads of soil particles eroded from local arable soils.

d) Comparison with other countries

In southern Sweden the mean Bi content in *Pleurozium schreberi* in 1975 was $0.113 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while in 2000 the Bi content had diminished sevenfold to $0.016 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Rühling and Tyler 2004). The median of the Bi content in *Pleurozium schreberi* from the Barents region is stated to be $0.014 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, nearly half of the CZ median (Halleraker et al. 1998). For Norway, the mean and median published Bi contents in *Hylocomium splendens* were $0.033 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.019 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997a).

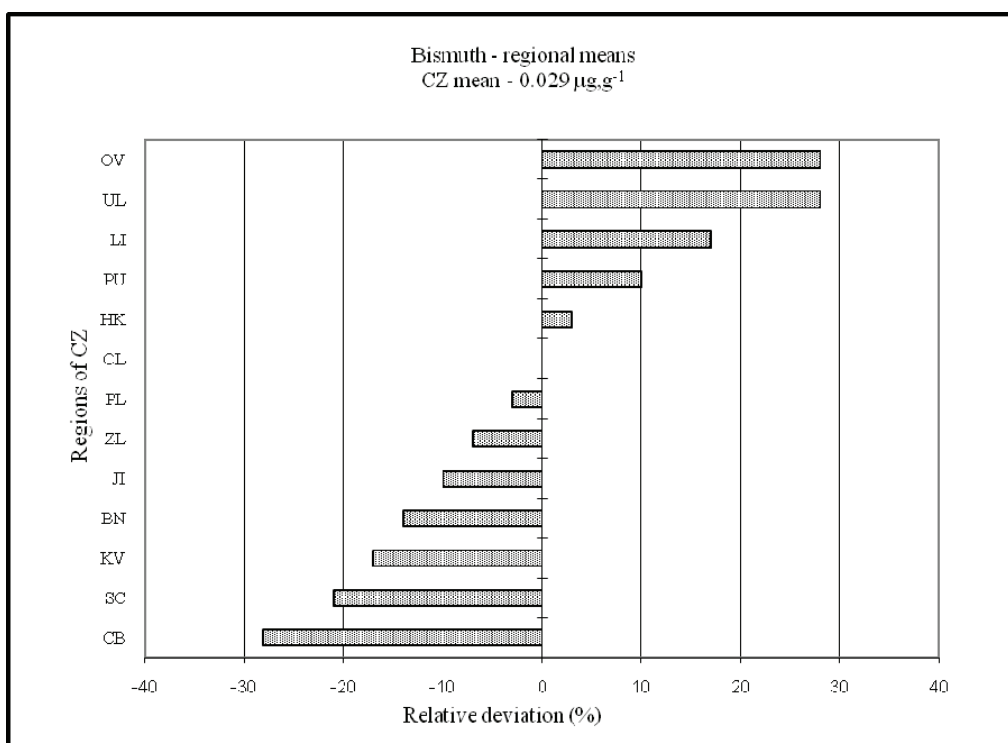
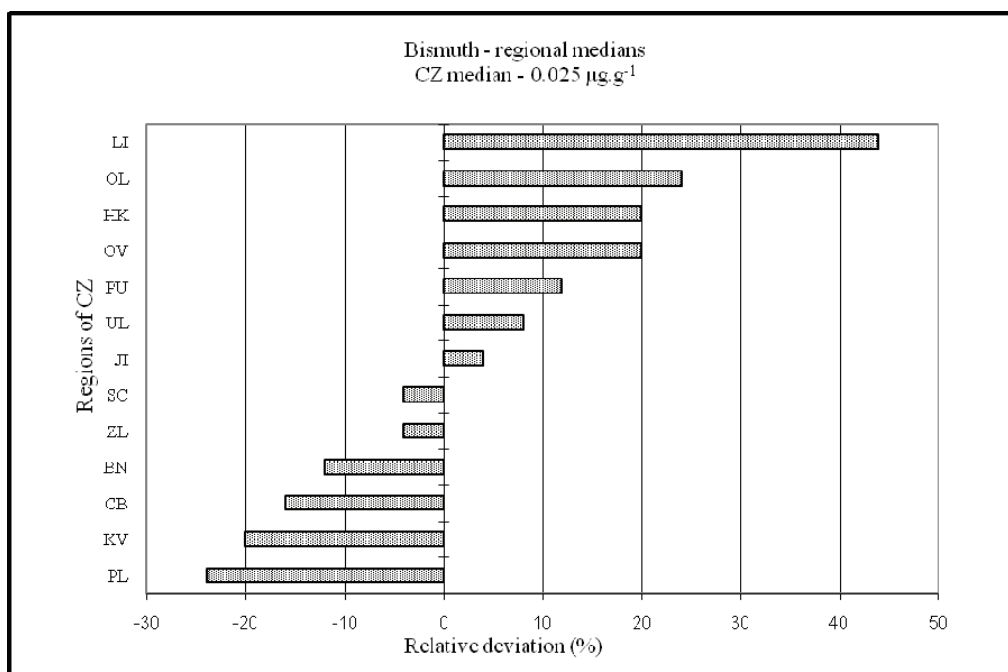


Figure 6 Relative deviations (%) of regional mean and median Bi contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.5 CERIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Ce	58	Lanthanide	III, IV	140.116	1.08
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	6.689	795	3 360	60–65	No data

a) Properties, occurrence and use – general

Cerium (Ce) is a moderately abundant element on Earth. Four naturally occurring isotopes ¹³⁶Ce (0.2%), ¹³⁸Ce (0.2%), ¹⁴⁰Ce (88.5%), ¹⁴²Ce (11.1%) and about twenty-five radioisotopes of Ce are known. It is the most abundant element of the lanthanides, to which Ce is assigned. Ce can be found in greater amounts in the minerals allanite (orthite) [(Ca,CeLa,Y)₂(Al,Fe)₃(SiO₄)₃(OH)], bastnesite [(La,Ce)FCO₃], monazite [(Ce,La,Y,Th)PO₄], and parisite [Ca(Ce,La,Nd)₂(CO₃)₃F₂]. A lower content or traces of Ce are found in other minerals. Ce is accompanied by other lanthanides, such as La, Th, and Y, because they can substitute each other in the crystalline structures of minerals and compounds.

A low content of Ce has been found in ultrabasic igneous rock (0.1 mg.kg⁻¹). An increased content of Ce has been observed in some types of granitic rock (95–160 mg.kg⁻¹) and sea sand sediments. In contrast, carbonates show a low Ce content, only about 12 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). The typical Ce content in soil covers is about 50 mg.kg⁻¹, while in sea and stream waters Ce is present in small amounts of about 6×10⁻⁵ and 12×10⁻⁷ mg.l⁻¹, respectively.

Ce is not considered an essential element for any group of organisms on Earth. However, there is little knowledge about the biological functions of this element. Ce is known to be able to initiate floral and reproductive growth in some plants (He and Loh 2000). The common content of Ce in plants is within the range 0.25–0.55 mg.kg⁻¹. The content increases with the age of the leave tissue. However, some plant species, e.g., trees of the genus *Carya* can accumulate higher amounts of Ce in their bodies. In an unpolluted beech forest in Sweden the Ce concentrations in beech leaves, litter, forest floor and mushrooms were determined to be 0.066–0.235, 0.700, 1.74 and 0.0028–0.020 µg.g⁻¹, respectively (Tyler 2005).

Ce is used in the production of magnetic alloys (Ce-Co), pyroformous alloys (Ce-Fe, Ce-La-Nd-Fe, Ce-Al, Ce-W) for lighters, absorbents of hydrogen (Ce-Ni), for brightening and polishing glass and mirrors, in the production of catalysts, luminescence pigments, and also for the nuclear and pharmaceutical industries, and others.

Ce is sometimes classed as a mildly toxic element that promotes metabolic processes, while sometimes it is considered as a toxic element. Contact with Ce can cause itching, skin lesions and sensitivity to heat. Salts of Ce may contain traces of radioactive thorium. In any event, intoxication by Ce is very rare.

b) Distribution of Ce content in moss in 2000

The current Ce content in moss was found in a large range 0.22–4.65 µg.g⁻¹, and the average content was about 0.903 µg.g⁻¹. Basic statistics for analytical results of moss samples from the individual administrative regions is available in Tables 6–18. The distribution of Ce content in moss in CZ is shown in the inserted classed post map and in the isopleth map.

The inserted maps show the following hot spots of increased Ce accumulation in moss in CZ:

1. Southern Moravia between Kroměříž and Mikulov.
2. The brown coal basin in western Bohemia and the adjacent part of the Krušné Mts.
3. Very locally near Krnov in northeastern Moravia.

A moderately increased content of Ce in moss was revealed between Roudnice nad Labem and Beroun in the western part of central Bohemia, in the border area near Frýdlant in northern Bohemia, in northeastern Bohemia between Pardubice and Lanškroun, around Nový Jičín in northeastern Moravia, and in southeastern Moravia in the Zlín region.

In contrast, the lowest content of Ce in moss was found in southern and southwestern Bohemia and in northern Bohemia and Moravia, mainly in the mountain areas (the Krkonoše Mts, Orlické Mts, Jeseníky Mts, and the Moravskoslezské Beskydy Mts). Figure 7 shows the difference in the average Ce content in moss in the individual administrative regions from the average Ce content in moss in CZ.

In order to find the distribution of elements in moss in southern Moravia (hot spot number 1) in greater detail, special monitoring campaigns were carried out in 2002–2003 using *Hypnum cupressiforme* as a moss biomonitor (Sucharová et al. 2003). The inserted colour picture specimen shows the area distribution of the measured Ce content ($n = 63$ sites) and the interpolated Ce content (content isopleths) in the moss in southeastern Moravia in 2003. This distribution of Ce content in the moss reflects mainly the current deposition rates of eroded soil particles from the local soil covers.

c) Identification of potential pollution sources

It is striking that the positions of the Ce hot spots correspond with sites with high dustiness. As Ce is a typical Earth element, its sources may be identified easily according to soil dustiness.

1. Wind erosion and transport of particles from soil covers of sandy sediments of Carpathian flysch.
2. Dustiness associated with extraction of brown coal and the operation of brown coal power plants in the brown coal basin and the adjacent area.
3. The effect of sedimenting soil and urban dust particles in the suburb around the sampling plot, which is poorly covered by trees. The urban dust may be influenced by emissions from local plants producing electro-technical compounds and screens.

The bio-indicated increased deposition of Ce in the western part of central Bohemia is associated with coal extraction and with the operation of a coal power plant, a metallurgical plant and the extraction of calcareous sediments, as well as lime and cement production. The Frýdlant district is affected by extraction of brown coal and the operation of the nearby brown coal power plant in Bogatynia, Poland. The industrial part of northeastern Bohemia can be influenced by the operation of a brown coal power plant and the operation of chemical and engineering plants. Metallurgical plants are in operation in the Nový Jičín district, and engineering plants in the Zlín region.

d) Comparison with other countries

The mean Ce content in moss *Pleurozium schreberi* from southern Sweden decreased threefold from 1.00 to 0.36 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the period 1975–2000 (Rühling and Tyler 2004). The range of Ce content in *Pleurozium schreberi* in areas affected by high and low traffic density in Finland was stated to be 1.69–27.4 and 2.54–7.23 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Niemelä et al. 2007). A wide range of Ce content 0.43–15.15 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ was also published for Canadian moss species, while for *Hylocomium splendens* in the Central Barrelands the Ce content was found to be as low as 0.43 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). From Norway, the respective mean and median Ce values in *Hylocomium splendens* were stated to be 1.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.81 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The respective median Ce content values in *Pleurozium schreberi* from the Silesia–Kraków and Legnica–Głogów industrial regions were 5.6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 1.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while in a control region in Poland the values were only 1.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). The Slovak Republic has stated mean and median Ce contents in moss of 3.91 and 2.54 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Mosses in CZ accumulated on an average five times less Ce than mosses in Slovakia. In five sets of moss samples of *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* from Romania the content of Ce was found to be 0.68–43 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). For additional details, see Chapter 2.3.5.

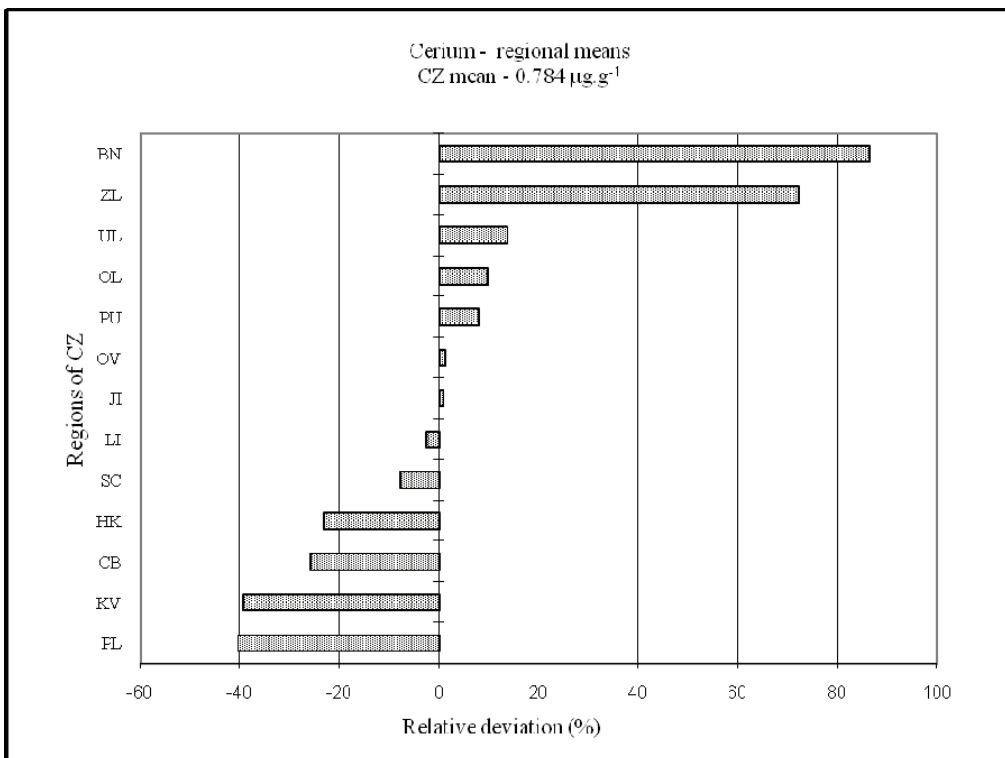
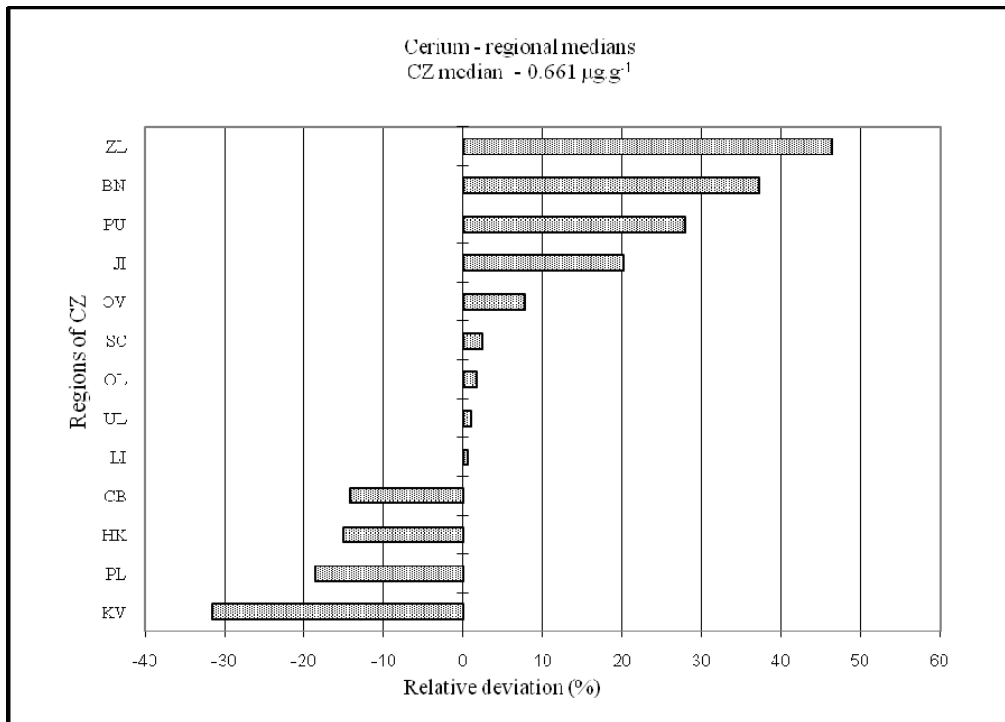


Figure 7 Relative deviations (%) of regional mean and median Ce contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.6 CAESIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative Atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Cs	55	1 (IA)	I	132.905	0.86
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	1.879	28.44	671	1.90	0.020

a) Properties, occurrence and use – general

Selected physical and chemical properties of caesium (Cs) are presented in the introductory table. The alkaline metal Cs appears naturally only in the form of one stable isotope ¹³³Cs. About forty radioisotopes of Cs are known, mainly ¹³⁷Cs, which is a product of thermonuclear explosions. It is frequently tracked in the environment, mainly after the Chernobyl accident in 1986. Cs has chemical properties similar to those of potassium. Due to its high reactivity, Cs does not occur in the pure form in nature. Cs can be found in higher amounts in the minerals pollucite [(Cs,Na₂)(Al₂Si₄O₁₂).2H₂O] and lepidolite [KLi₂Al(Al,Si)₃O₁₀(F,OH)₂]. However, Cs is typically a dispersed element rather scattered in rock matter. For example, near Přeborn in central Bohemia the Cs content in the local rock types is 1–7 mg.kg⁻¹ (Komínek 1995a, 1995b). Beneš (1994) stated a Cs content in ultrabasic igneous rock and carbonates of about 0.1 µg.g⁻¹, in acid granites of about 4.0 mg.kg⁻¹, and in pelites of 5.0 µg.g⁻¹. Cs has a strong tendency to bind with soil clay minerals. In topsoils and subsoils, Cs contents correlate closely with Rb, Th, Tl, U, Be. The usual content of Cs in soil covers is 1–25 µg.g⁻¹. Surface fresh water contains about 0.05 µg of Cs per litre. Cs⁺ is a weak Lewis acid that exhibits a low tendency to form complexes with ligands, and it exists in solutions as monovalent Cs⁺. The behaviour of Cs in the environment is very similar to that of Rb.

Hitherto Cs has not been known as essential element for any group of organisms on Earth. However, K⁺ competes for influx and utilisation of Cs⁺ in bacteria and plants, because the uptake is mediated by the same molecular mechanisms (White and Broadley 2000). Some soil bacteria can easily take up high amounts of Cs from the soil, and they are resistant to accumulation of Cs in their bodies. Cs adsorbed on pectins of moss species can be very effectively desorbed by a 5% solution of ammonium oxalate and phosphoric acid (Nedoć and Dragović 2006). The typical content of Cs in plants is 0.2–1.0 µg.g⁻¹, and it usually decreases in plant leaves in the course of a season. Accumulation of Cs in plants decreases in the order leaves > stems > roots. Tyler (2005) determined the respective concentrations of Cs in beech leaves, litter, forest floor and mushrooms as 0.184–0.305, 0.498, 0.405 and 0.1–22.5 mg.kg⁻¹ in an unpolluted beech forest.

Cs has not been much used industrially. It is helpful in optoelectronics (optical computers) and as a catalyst in hydrogenation reactions in the chemical industry. In medicine, it can be used for treating malignant tumours. Cs is also utilised for very exact time measurement, as its electrons make transitions between spin states very regularly. ¹³⁷Cs measurements are used for quantification of erosion and for redistribution rates of soil covers.

An adult human (80 kg) contains only 1.6 mg of Cs. Excessive Cs may be toxic for plants and humans. Increased accumulation of natural isotopes of Cs in mustard (*Brassica juncea*) affected the spectral reflectance of the leaves, due to changes in the pigment concentrations and internal structure of the leaves (Su et al. 2007). Irritation of skin and eyes are known. Serious intoxication is known only from experimental exposure of animals. The lethal dose of Cs LD₅₀ (rats) is relatively high at 1 780 mg.kg⁻¹. It is recognised as a moderately toxic element. Expelling potassium, Cs toxicity causes irritation and cramps. Inhalation of ¹³⁷Cs produces lung cancer. The toxicity of Cs to plants is explained either by extracellular Cs⁺ preventing K⁺ uptake and thereby inducing potassium starvation, or by intracellular Cs⁺ interacting with vital K⁺-binding sites in proteins, either competitively or non-competitively, and impairing their activities. The radioisotopes of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs are of environmental concern due to their emissions of harmful β and γ radiation, their relatively long half-lives and their rapid incorporation into biological systems and food chains. The biological residence time of ¹³⁷Cs in lichen and moss species in Turkey was 59 months and 11 months, respectively (Topcuoğlu et al. 1995).

b) Distribution of Cs content in moss in 2000

The CZ moss samples contained Cs in the range of 0.075–4.73 µg/g. The mean and median values were 0.476 µg.g⁻¹ and 0.272 µg.g⁻¹, respectively. Tables 6–18 provide data on the basic statistics for moss samples from the individual administrative regions.

The distribution of total Cs content in moss in CZ is depicted in the inserted classed post map and in the isopleth map of the interpolated Cs content in moss in the CZ territory. The following areas of highly accumulated Cs content are shown in the inserted maps:

1. The Jáchymov - Sokolov district in western Bohemia.
2. The Šumava Mts, mainly near Železná Ruda in southwestern Bohemia.
3. The Jizerské Mts and the western Krkonoše Mts in northern Bohemia.
4. The Krušné Mts, mainly near Vejprty in western Bohemia.

A very locally increased accumulation of Cs in moss was revealed near Stráž pod Ralskem in northern Bohemia, in Jevany in central Bohemia, and in Nová Bystřice in southeastern Bohemia.

A very low Cs content in moss was found in western and southeasterm Moravia, in southwestern, northeastern and parts of southern Bohemia. In general, Cs accumulation in moss is lower in Moravia than in Bohemia. In about 80% of the CZ territory, the Cs content in moss did not exceed $0.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Differences in the average Ce content in moss in the individual administrative regions and a comparison with the average Ce content in moss in CZ are depicted in Figure 8.

c) Identification of potential pollution sources

A combination of several factors that amplify the effect of the bedrock are probably operating in the bio-indicated Cs hot spots.

1. Eroded soils on Cs-rich granitoids, former extraction of polymetallic ores and uranium ore, extraction and combustion of local brown coal, operation of thermal springs (Karlovy Vary).
2. Wind erosion of soil covers on granitoids that are rich in Cs.
3. Erosion of Cs-rich bedrock types and soil particles, the operation of a local glassworks and the effect of dustiness associated with the operation of the nearby power plant in Bogatynia, Poland.
4. Weathering of Cs-rich bedrock, increased wet deposition, accumulated Cs in the litter of forest trees.

Increased accumulation of Cs in moss is evidently associated with bedrock types containing high amounts of Cs at all listed sites. On the plot near Stráž pod Ralskem, leaching and extraction of uranium on mining plots may have increased the release of associated Cs from the local rocks. The mechanism by which mosses become contaminated by Cs from bedrocks is not clear. We assume that the natural circulation of matter in the forest ecosystem plays a crucial role. Trees take up Cs through their roots, and litter distributes Cs in the forest floor. Wind erosion transports litter and humus debris containing high amounts of Cs on to the moss carpets. The same mechanism may control the content of other large-ion lithophile elements (LIL) in moss. The small effect of industrial emission sources on atmospheric deposition loads of Cs supports the findings of long-term biomonitoring in Scandinavia. For example, in the period when there was a general decrease in industrial pollution and long-range transport of pollutants in Europe, between 1975 and 2000, the Cs content in moss *Pleurozium schreberi* in southern Sweden did not decrease significantly, in contrast to most of the other elements. The average Cs contents in 1975 and 2000 were $0.69 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.51 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, (Rühling and Tyler 2004).

d) Comparison with other countries

In the period 1975–2000 the Cs content in moss *Pleurozium schreberi* in southern Sweden did not decrease significantly, in contrast to the levels of most other elements. The respective Cs mean contents in 1975 and 2000 were $0.69 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.51 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Rühling and Tyler 2004). *Hylocomium splendens* in the Central Barrenlands accumulated Cs in amounts of about $0.17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while distinct Canadian moss species contained $0.04\text{--}0.79 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). Berg and Steinnes (1997a) published mean and median Cs values for *Hylocomium splendens* of $0.26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. Median Cs contents in *Pleurozium schreberi* were reported from the Silesia–Kraków ($0.79 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) and Legnica–Głogów ($0.41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) industrial regions and from the control region ($0.20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in Poland (Grodzińska et al. 2003). The published figures for the range and mean Cs content in moss *Pleurozium schreberi* from Ile-de-France were $0.1\text{--}0.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Galsomiès et al. 2003). Near Paris the range and mean for Cs content in mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) were $0.05\text{--}1.73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Amblard-Gross et al. 2004). *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* from five regions in Romania contained Cs in the range of $0.019\text{--}3.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). The activity of radioisotope ^{137}Cs in moss and lichen samples from the Antarctic region covered a wide range from 4.1 ± 0.4 to $74\pm 3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Mietelski et al. 2000). See also Chapter 2.3.5.

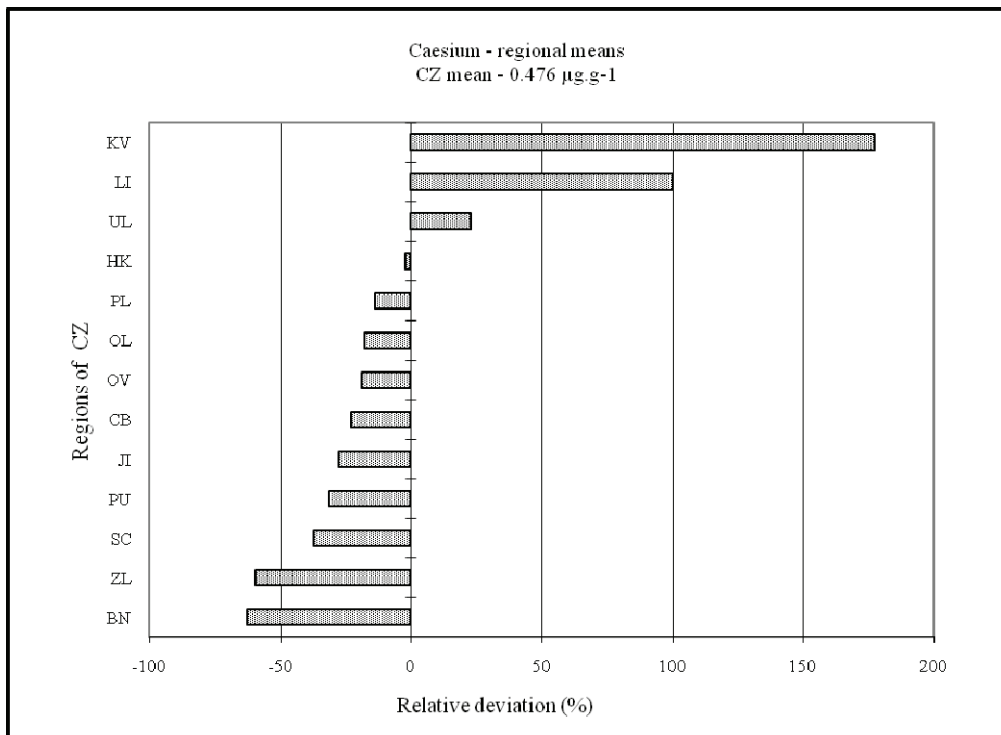
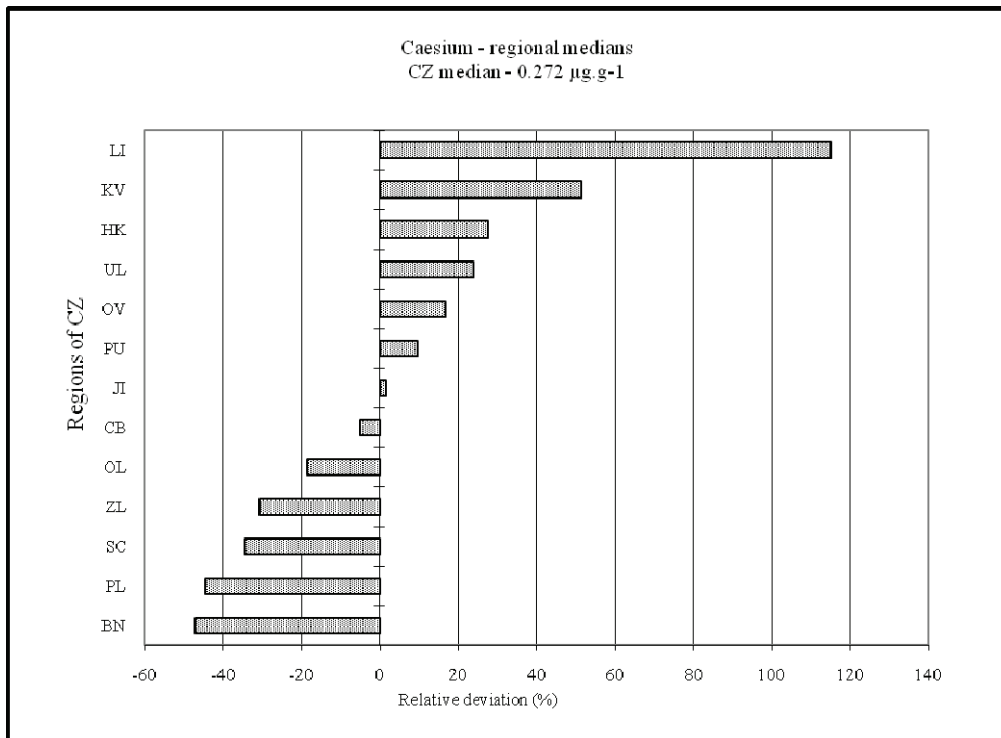


Figure 8 Relative deviations (%) of regional mean and median Cs contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.7 GALLIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Ga	31	13 (IIIB)	III	69.720	1.82
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	5.904	29.76	2 204	19.000	No data

a) Properties, occurrence and use – generally

Basic information about selected physical and chemical properties of Ga is given in the introductory table. Natural Ga comprises two stable isotopes ⁶⁹Ga and ⁷¹Ga (60.1% and 39.9%). About twenty Ga radioisotopes are recognized. In the Earth's crust Ga is a moderately abundant element. However, Ga does not occur in the pure form or as a major element in minerals. Admixed Ga can be found frequently in gallite, and it regularly occurs in small quantities in sphalerite, pyrite, bauxite, germanite and some other minerals. Ga is obtained as a by-product of processing these minerals. Pure Ga cannot be dissolved in nitric acid because Ga₂O₃ provides a protective cover.

The Ga content in igneous types of rock is 1.5–30 mg.kg⁻¹ and increases from ultrabasic to acid granitoids (syenites), psamites, while carbonates contain Ga only in amounts of about 0.12 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Ga is an element that is not accumulated in forest floor humus. For example, the Ga content (median) in soil horizons O, B, C and rock types in southern Norway was 4.25, 5.9, 4.64 and 5.5 mg.kg⁻¹, respectively (Reimann et al. 2007a). Soil covers show a Ga content in amounts of 0.1–10 mg.kg⁻¹. Ga in fresh surface waters is stated to be in concentrations of about 0.15 µg.l⁻¹. (De Vos and Tarvainen 2006).

Ga has not been found to be a special element for any group of organisms on Earth. However, stimulation effects of Ga traces on some organisms have been revealed. For this reason, Ga may be included among the biogenous elements. The natural content of Ga in vessel plants is 0.01–0.23 mg.kg⁻¹, and the Ga concentrations in plant leaves, like Si concentrations, tend to increase with the age of the leaves. Tyler (2005) determined Ga concentrations of 0.032–0.130, 0.211, 0.408 and 0.016–0.060 mg.kg⁻¹, respectively, in beech leaves, litter, forest floor humus and mushrooms in an unpolluted beech forest in Sweden.

Ga and its alloys (Ga–As, Ga–P, Ga–Sb) are frequently used in optoelectronics (shine diodes and semiconductor lasers) and in electrotechnology (electroluminescence, semiconductors). Glassworks use Ga compounds for producing very bright mirrors. Huge quantities of Ga in underground basins serve as a medium for recording the passing of neutrinos. More frequent utilisation of Ga may be anticipated in medicines for treating some types of cancer, and in the nuclear energy sector as a sorbent of heat energy.

The toxic dose of Ga for rats is stated to be as high as 10 mg.day⁻¹. The radioisotope ⁷²Ga is accumulated in large amounts in cancer cells of the bone tissue. Toxicity of Ga for plants and animals has not been reported. However, gallium arsenide (GaAs), frequently used semiconductor material, can be highly toxic.

b) Distribution of Ga content in moss in 2000

The current Ga content in the CZ moss samples fluctuated in the range of 0.07–0.682 µg.g⁻¹. The mean and median values were 0.221 µg.g⁻¹ and 0.198 µg.g⁻¹, respectively. Basic statistics for Ga content in moss in the individual administrative regions of CZ are available in Tables 6–18.

The inserted classed post map and isopleth map depict the distribution of Ga content in moss in CZ. The following two main areas of high accumulation of Ga in moss were found in CZ in 2000:

1. Southern Moravia between Uherské Hradiště and Mikulov.
2. The brown coal basin in the Most district and in adjacent parts of the Krušné Mts in the coal basin in western Bohemia.

Sampling plots with increased Ga content in moss were revealed in the border area near Frýdlant in northern Bohemia, near Mělník and Kladno in central Bohemia and in the proximity of Krnov, near Vítkov and near Frýdek Místek in northern Moravia.

A low content of Ga in moss was found in southern and southwestern Bohemia, in some parts of northern and northeastern Bohemia and in western Moravia. Figure 9 shows the differences in the average Ga content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Ga content in moss in CZ.

c) Identification of potential pollution sources

Bio-indicated increased atmospheric deposition of Ga is mainly due to the operation of geogenic pollution sources (soil dustiness), in combination with combustion of brown coal (coal ash). The following reasons can explain the positions of the Ga hot spots in CZ:

1. Wind erosion and spreading of solid particles of Carpathian flysch soil covers.
2. Extraction of brown coal, and the operation of power plants concentrated in the brown coal basin.

The increased content of Ga in moss near Frýdlant is linked with the extraction of brown coal and the operation of the nearby power plant in Bogatynia, Poland. The increased accumulation of Ga in moss near Mělník is associated with the operation of a brown coal power plant, while the Kladno district is affected by increased solid particle deposition from the extraction of stone coal, by the operation of industrial furnaces and erosion of local ash, and also by slag deposits. The sampling plot in the Krnov suburb is dusty and weakly covered by trees. In addition, plants producing electrocompounds operate in Krnov. However, these industrial sources (dustiness) probably contribute only a small portion to the increased Ga accumulation in moss in the southeastern suburb of Krnov. The area near Frýdek Místek is affected by the deposition of particles from the industrial furnaces of the local metallurgical and engineering industries, while the bio-indicated increased deposition of Ga near Vítkov is probably due to the erosion of local soil covers and bare bedrock.

d) Comparison with other countries

The Ga content in *Pleurozium schreberi* in southern Sweden decreased significantly from 0.30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ to 0.09 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ between 1975 and 2000 (Rühling and Tyler 2004). The published Ga content in Canadian moss species from the Central Barrenlands was 0.14–4.18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and in *Hylocomium splendens* 0.14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). Berg and Steinnes (1997a) published mean and median Ga contents in *Hylocomium splendens* in Norway 1.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.82 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Mean, median and maximum Ga content values in mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) from an area to the south of Paris were 1.29 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 1.14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 4.35 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Amblard-Gross et al. 2004).

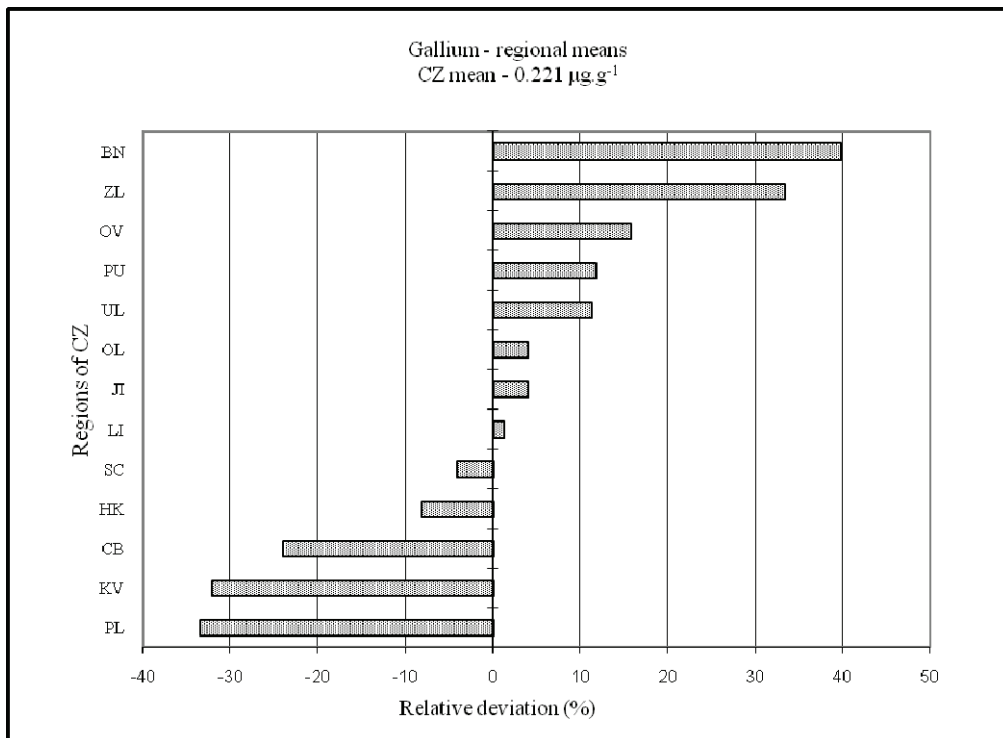
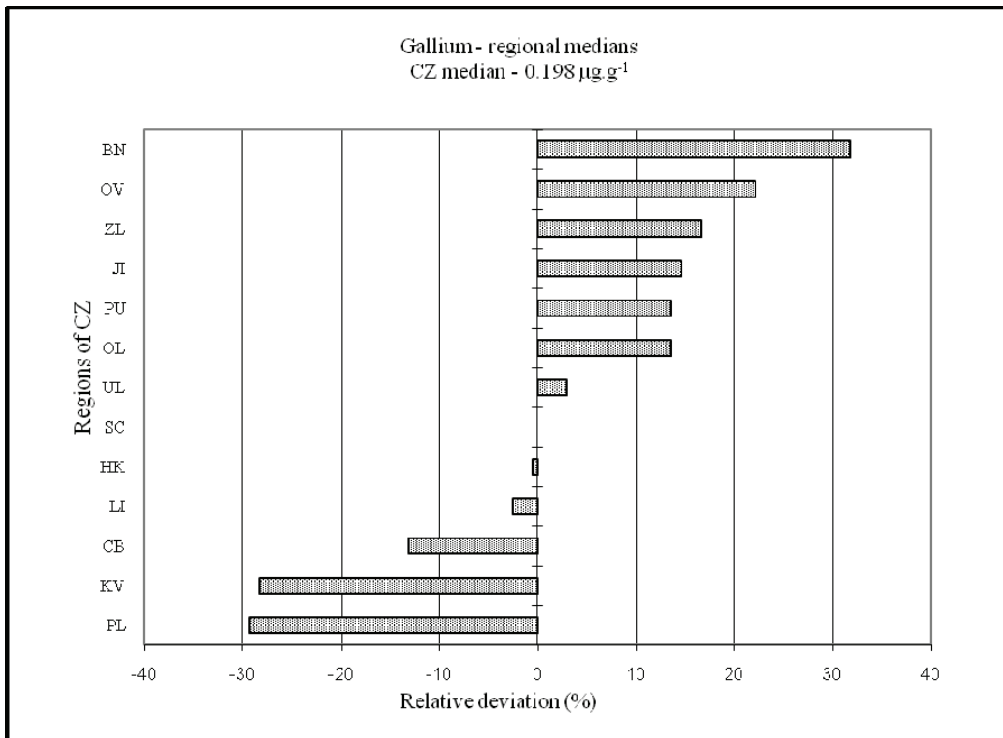


Figure 9 Relative deviations (%) of regional mean and median Ga contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.8 INDIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
In	49	13 (IIIB)	III	114.818	1.49
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	7.310	156.6	2 072	0.160-0.210	No data

a) Properties, occurrence and use – general

The introductory table provides basic data about the physical and chemical characteristics of In, a typical chalcophile element. Natural In is a mixture of stable isotopes ¹¹⁵In and ¹¹³In (95.7% and 4.3%). About 35 radioisotopes of In are known. The abundance of In in the Earth's crust is roughly the same as that of silver. Minerals with pure In or a preponderance of In are not known. However, In frequently occurs as a minor element in many minerals, usually minerals of Zn and Pb. The igneous and sedimentary types of rock in CZ contain 0.01–0.24 and 0.01–0.1 mg of In per kilogram, respectively (Beneš 1994). The soil content of In is frequently stated to be 0.02–0.07 mg.kg⁻¹, and correlates tightly with the soil content of Ga. The medians for In content in topsoils and in subsoils in Europe are the same, 0.05 mg.kg⁻¹. A high content of In was found in the subsoils of the Krušné Mts in CZ (De Vos and Tarvainen 2006). The concentration of In in stream water and seawater is very low, at about 0.001 and 0.0001 µg.l⁻¹.

In has never been reported to be an essential element for any group of organisms. Plants can accumulate In within the range 0.0005–0.002 mg.kg⁻¹. For example, in an unpolluted beech forest in Sweden the In concentrations reached 0.0022–0.0005, 0.0023, 0.007 and ≤ 0.0001 mg.kg⁻¹ in beech leaves, leaf litter, forest floor humus and mushrooms, respectively (Tyler 2005).

In is used in metallurgical plants for producing bearing alloys, and in the electrotechnical industry for producing semiconductors, rectifiers and photoconductors. In is useful in the glass industry in the production of mirrors. Radioisotope ¹¹¹In is accumulated in carcinomas, and it is used for locating and treating them (e.g. prostate carcinomas).

We have little knowledge about the biological effects of In. However, In is, in general, considered to be very toxic for vertebrates, though exposure to the effects of higher concentrations of In is very rare. The toxicity of indium arsenide (InAs) and indium phosphide (InP), common semiconductor compounds, have been experimentally proved. In has a toxic effect on the heart muscle, liver and kidneys, and is teratogenic. The toxic dose of In for rats is about 200 mg.day⁻¹.

b) Distribution of In content in moss in 2000

The current content of In in the CZ moss samples was 0.001–0.005 µg.g⁻¹. The same content of In in moss 0.002 µg.g⁻¹ was found for mean and median values in the CZ moss samples set. Tables 6-18 provide basic statistics for analytical results of moss samples from the individual regions of CZ.

The inserted classed post map shows the distribution of In content in moss at each sampling site in CZ. The inserted isopleth map depicts the linearly interpolated In content in moss in the CZ territory. The inserted maps show the following hot spots of increased In accumulation in moss in CZ:

1. The Frýdek Místek district in northeastern Moravia.
2. The surroundings of Rokycany and Příbram in the southwestern part of central Bohemia.
3. Areas between Uherské Hradiště and Mikulov in southern Moravia.
4. A very locally increased accumulation of In in moss was found in the Most district and in the adjacent part of the Krušné Mts in western Bohemia, along the state border in northern Bohemia mainly near Frýdlant, and near Litomyšl in northeastern Bohemia.

Besides the individual hot spots around smelters, larger hot spots for In were found in the CZ part of the Black Triangle I and II areas, and also in southern Moravia. In contrast, larger areas of low In content in moss (<0.0015 µg.g⁻¹) were found in southern and southwestern Bohemia, in parts of northern and northeastern Bohemia and in the

eastern part of the central Czech-Moravian highlands. Differences in the average indium content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average In content in moss in CZ are depicted in Figure 10.

c) Identification of potential pollution sources

Increased atmospheric deposition of In is associated with the operation of non-ferrous metallurgical plants, combustion of brown coal and geogenic effects. The following emission sources can be associated with the hot spots listed above:

1. The operation of metallurgical and engineering plants processing non-ferrous alloys, producing lead batteries, galvanizing, etc.
2. The operation of steelworks and a secondary lead smelter, production of non-ferrous alloys.
3. Wind erosion and spreading of soil particles from local soil covers in the agricultural region. However, nothing is known about rhythmic sediments of Carpathian flysch in the area that may bear In.
4. The very locally increased accumulation of In in moss can be associated with the extraction of brown coal and the operation of local power plants and metallurgical and chemical works in the Most region. The cross-border area near Frýdlant in northern Bohemia is affected by brown coal extraction and combustion of brown coal in the Bogatynia coal power plant in Poland. The industrial area in northeastern Bohemia has been under the influence of emission sources from local engineering plants and from a coal power plant.

d) Comparison with other countries

Due to the low accumulation of In in moss, there is a shortage of reliable figures in the literature on the In content in moss species. However, the In content in moss *Pleurozium schreberi* in southern Sweden decreased eightfold between 1975 and 2000. Mean In contents of 0.0110 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.0013 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, were published for 1975 and 2000 (Rühling and Tyler 2004). For Slovakia the respective mean and median contents of In in moss were reported to be as high as 0.16 and 0.11 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007), which is roughly 80 times more than the levels in CZ.

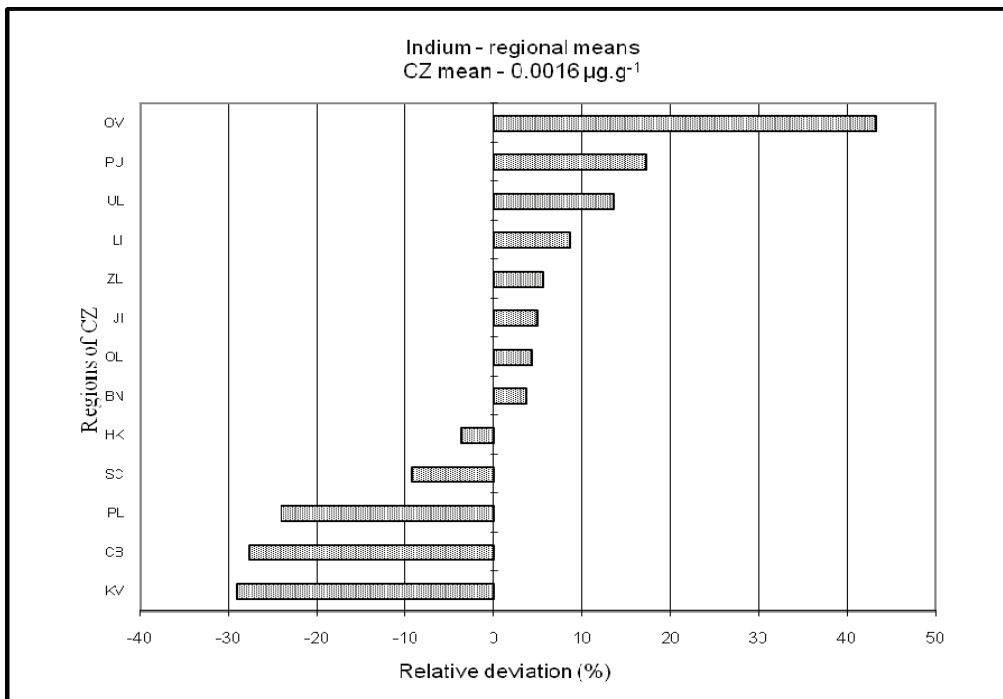
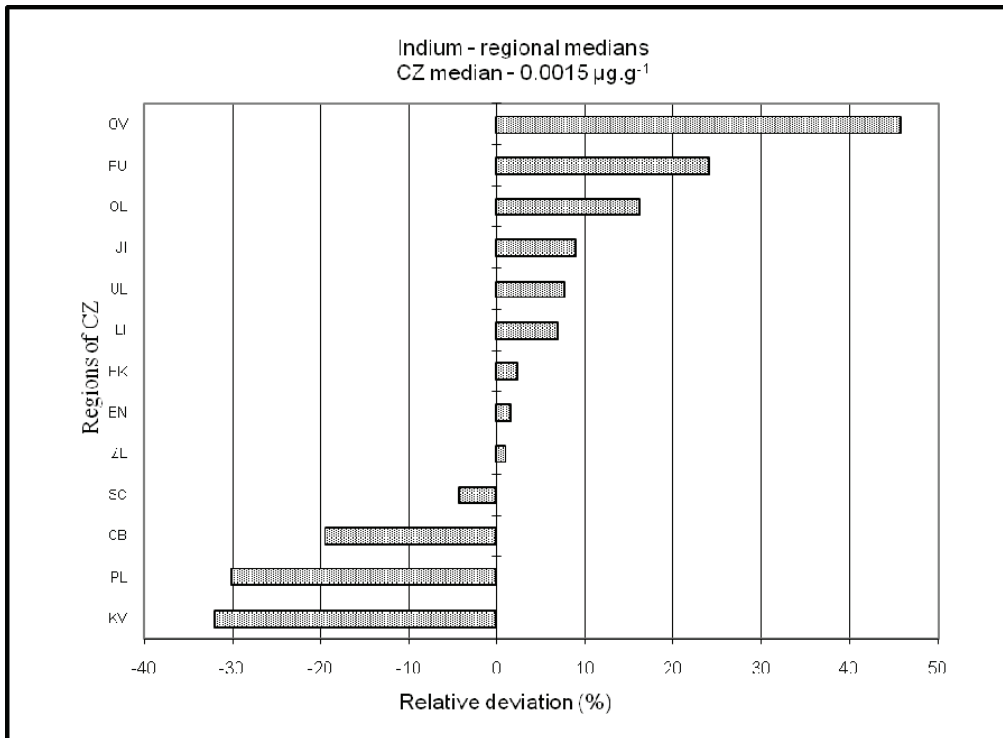


Figure 10 Relative deviations (%) of regional mean and median In contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.9 LANTHANUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative Atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
La	57	Lanthanide	III	138.906	1.08
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	6.146	920	3 470	34.000	No data

a) Properties, occurrence and use – general

The basic physical and chemical properties of lanthanum (La) are presented in the introductory table. Together with several other elements with similar properties and common occurrence in nature, La is classed in the group of 14 elements called lanthanides. In nature, La consists of stable isotope ¹³⁹La and radioisotope ¹³⁸La (99.9% and 0.1%) with a very long half-life (105×10⁹ years). Nine other radioisotopes of La are known. For example, ¹⁴⁰La is a by-product of nuclear explosions. La is a rather rare element on Earth. It usually occurs together with other rare Earth elements (e.g., Ce, Nd, Pd, Th, Y), primarily in the minerals monazite [(Ce, La)PO₄] and bastnaesite [(La,Ce)(F)CO₃]. The content of La decreases in igneous rock, particularly in syenites and granites by 55–70 mg.kg⁻¹ and in basic and ultrabasic rock by 0.1–15 µg.g⁻¹, in sedimentary rocks, namely pelites by 90 µg.g⁻¹ and carbonates by 0.1 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Soil covers typically contain about 15–40 mg of La per kilogram (Yoshida et al. 1998). The content of La in forest floor humus in Europe is relatively low (median 1.70 mg.kg⁻¹), apart from in for Central Europe including CZ (> 3.20 mg.kg⁻¹). Medians of La content in European topsoils and subsoils are 23.5 and 25.6 mg.kg⁻¹, respectively (De Vos and Tarvainen 2006). The concentration of La in fresh surface waters is approximately 0.2 µg.l⁻¹.

La has not been found to be an essential element for any group of organisms. The typical content of La in plants is 0.15–0.25 mg.kg⁻¹. For example, washed leaves of Lombardy black poplar (*Populus nigra* 'Italica') in Bulgaria contained on an average 0.22 mg of La per kilogramme (Djingova et al. 2001). However, Reimann et al. (2007b) found La contents (medians) in Mountain birch (*Betula pubescens*) leaves, bark and wood in southern Norway of only 0.05, 0.03 and 0.01 mg.kg⁻¹, respectively. In general, plants take up La intensively through their roots, and no apparent selectivity in uptake has been observed among the lanthanides, which all have a tendency to accumulate in leaves as the leaves grow older. In an unpolluted beech forest in Sweden, La contents in beech leaves, leaf litter, forest floor humus and mushrooms were found to be 0.044–0.130, 0.370, 0.950 and 0.0016–0.0108 mg.kg⁻¹, respectively (Tyler 2005). However, some vessel plants, e.g., species of the genera *Carya* and some ferns can accumulate La in high amounts.

The main use of La is in the production of glass with special properties and glass for optical instruments. La is also utilised for the production of graphite electrodes for arc welding, for the production of alloys of Fe and metals of rare Earth elements, for the production of lighting stones for lighters and products for optoelectronics.

For vertebrates and for man, La is a slightly to moderately toxic element (Das et al. 1988). The toxic dose for rats is stated to be 720 mg of La per day. Increased concentration of La in a soil solution can inhibit, for example, plant root elongation and production (Hu et al. 2002). However, all lanthanides are considered to be only slightly or moderately toxic.

b) Distribution of La content in moss in 2000

Tables 5–18 provide basic statistics for the content of La in moss in CZ and in the individual administrative regions.

The current La content in the CZ moss samples was determined to be 0.11–2.34 µg.g⁻¹. The mean and median values for La content in moss in CZ were 0.398 µg.g⁻¹ and 0.338 µg.g⁻¹, respectively.

The inserted maps depict very high or high La contents in moss that were revealed in one large hot spot area (approximately 20 × 80 km) in CZ:

1. The area between Kroměříž and Mikulov in southern Moravia.

An increased accumulation of La in moss was found along the eastern foothills of the Krušné Mts between Teplice and Kadaň in western Bohemia, in the vicinity of Krnov in northern Moravia, between Mělník and Litoměřice in northwestern Bohemia, and in the cross-border area near Frýdlant in northern Bohemia. A larger area

of low content of La in moss was found in southern and southwestern Bohemia, and locally in northeastern Bohemia as well as in the Jeseníky Mts in northwestern Moravia. Figure 11 depicts the differences in the average La content in moss in the individual administrative regions in CZ.

c) Identification of potential pollution sources

Increased La deposition in CZ may be associated rather with wind erosion and spreading of soil particles from soil covers on La-rich bedrock, or on the sites of geochemical anomalies.

1. Wind erosion and spreading of soil particles from soil covers on Carpathian flysch sediments.

The increased La accumulation in moss in western Bohemia is caused by dustiness associated with the extraction of brown coal and the operation of local power plants. The bio-indicated increased La deposition near Krnov may be related to the soil dustiness in the suburb, and to a small extent with dustiness due to the operation of plants producing electrocompounds for computers and TV sets. The area between Mělník and Litoměřice has been under the effect of a brown coal power plant and the deposition of eroded soil particles. The cross-border area near Frýdlant in northern Bohemia is affected by high dust deposition loads caused by the exploitation of brown coal and the operation of the power plant in Bogatynia, Poland.

d) Comparison with other countries

The respective mean La contents in moss *Pleurozium schreberi* from southern Sweden were $0.51 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975 and 2000. The decrease in La content was significant (Rühling and Tyler 2004). The content of La in *Pleurozium schreberi* collected in areas with low traffic density and with high traffic density in Finland was $1.30\text{--}3.81$ and $0.84\text{--}13.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Niemelä et al. 2007). *Hylocomium splendens* in the Central Barrentlands contained La in an average amount of about $0.23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while other Canadian moss species accumulated La up to as high as $4.44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). A substantially lower La content below $0.07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ is published for *Pleurozium schreberi* from the Barents region (Halleraker et al. 1998). In Norway, the mean and median La content in *Hylocomium splendens* were stated to be $0.57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997a). In Slovakia, the respective average and median La content was 2.48 and $1.54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Median La contents in *Pleurozium schreberi* $2.1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $0.50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ were reported from the Silesia–Kraków region, the Legnica–Głogów region and the control region in Poland (Grodzińska et al. 2003). In mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) collected to the south of Paris, the respective range and median of La contents were $0.39\text{--}11.83 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $1.10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Amblard-Gross et al. 2004). In investigations in Romania, the range of the La content in substitute mosses *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* from five sampling campaigns was $0.095\text{--}21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004).

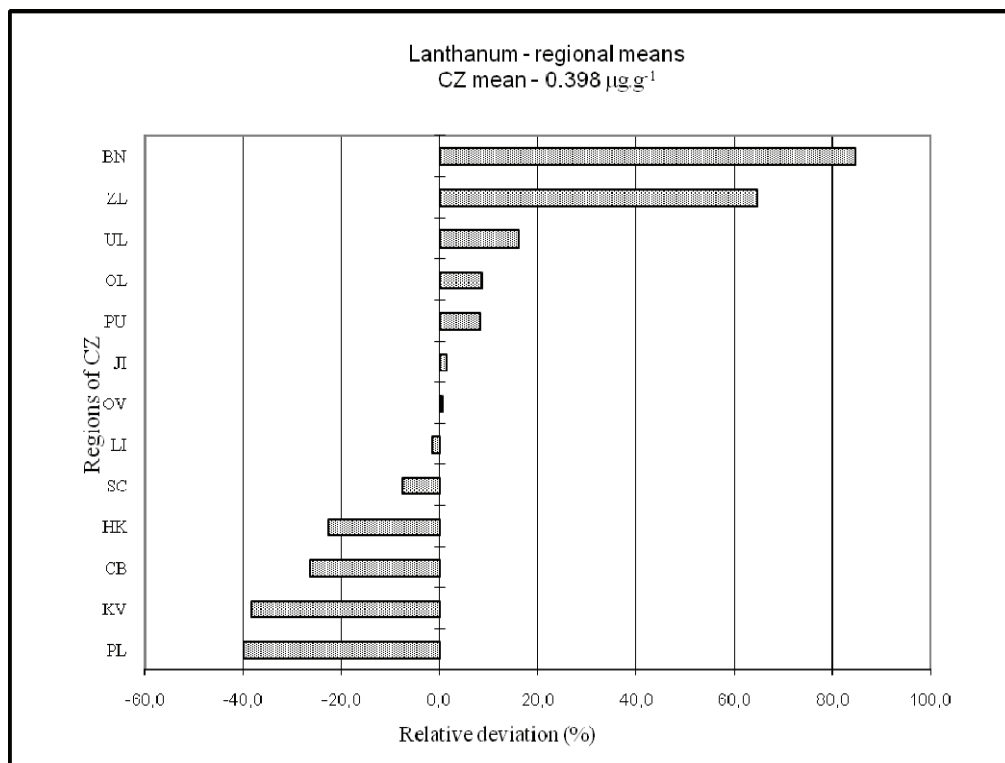
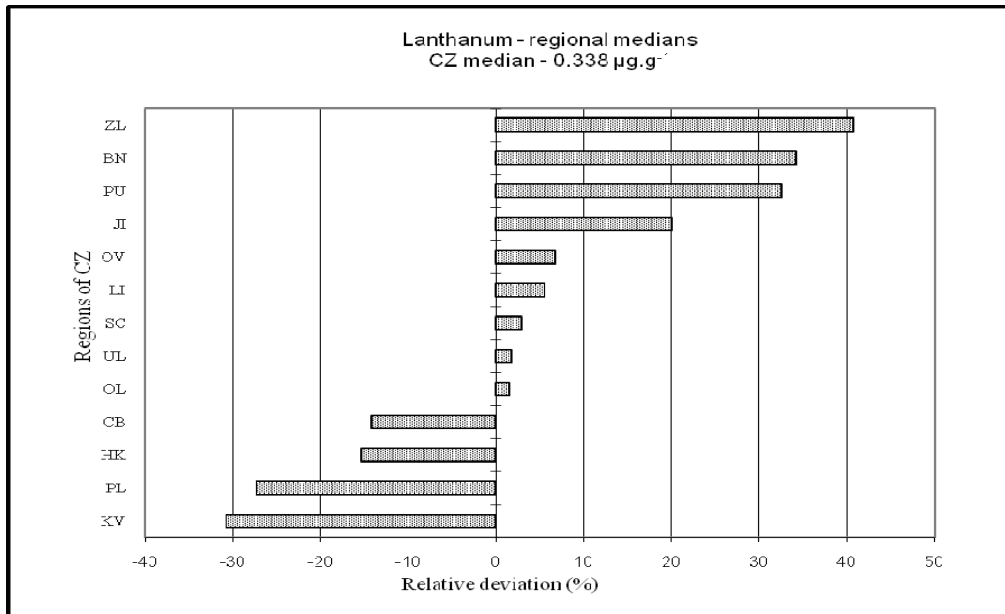


Figure 11 Relative deviations (%) of regional mean and median La contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.10 LITHIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Li	3	1 (IA)	I	6.941	0.97
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	0.535	180.54	1 342	17.000–18.000	0.030

a) Properties, occurrence and use – general

The basic physical and chemical properties of Lithium (Li), the lightest metal on Earth, are given in the introductory table. Li occurring in nature consists of two stable isotopes, ⁷Li and ⁶Li (1: 0.082). About five unstable radioisotopes of Li are known. Li is a rather abundant element on Earth, frequently present in pegmatite, for example, in the form of amblygonite [(Li,Na)AlPO₄(F,OH)], lepidolite [K,Li₂Al(Al,Si)₃O₁₀(F,OH)], lithiophyllite [Li(Mn,Fe)PO₄], and spodumene (LiAlSi₂O₆). Li can be found in traces in other minerals. The Li content in igneous rock types is 17–40 mg.kg⁻¹, except for ultrabasic rocks (0.1 mg.kg⁻¹). The CZ sedimentary rocks contain Li within the range 15–66 mg.kg⁻¹, and carbonate only 5 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Granite pegmatites and igneous granites have an increased Li content in CZ, e.g., in the Krušné Mts (western Bohemia). Major deposits of lepidolite in CZ are located in Rožná (Bohemian-Moravian Highlands). In soils, the content of Li can be found within the range 1–100 mg.kg⁻¹. Bowen (1979) stated that the typical Li content for soil is 25mg.kg⁻¹. Seawater contains only about 0.18 mg of Li per litre, while the Li content in surface stream waters is about 3 mg.l⁻¹. However, mineral waters contain several times higher concentrations of Li. A Li content in stream waters in CZ above 25 mg.l⁻¹ appears especially in western Bohemia along the foothills of the Krušné Mts, in southern Moravia, in the western part of central Bohemia, and in the lowlands along the river Labe (Majer and Veselý 1996). The FOREGS geochemical survey places the Krušné Mts among areas with high Li levels in floodplain sediments exceeding 37 mg.kg⁻¹ (De Vos and Tarvainen (2006).

It is not known whether Li is an essential element for any group of organisms. However, Li may have some important functions for vertebrates. Plants contain Li in amounts of 0.01–3.1 mg.kg⁻¹, and the concentrations in plant leaves increase with the age of the leaves. For example, Tyler (2005) determined the respective Li concentrations in beech leaves, leaf litter, forest floor humus and mushrooms to be 0.042–0.076, 0.266, 0.519 and 0.0017–0.0114 mg.kg⁻¹ in an unpolluted beech forest in southern Sweden. In Slovak forests, the leaves of tree species contained the following average amounts of Li: beech (*Fagus sylvatica*) 0.16±0.14, oak (*Quercus robur*) 0.20± 0.18, spruce (*Picea abies*) 0.18±0.18, pine (*Pinus sylvestris*) 0.19±0.25 and fir (*Abies alba*) 0.17±0.25. Exogenous lithium was not detected in the stomata of the analysed foliage of the tree species (Maňkovská 1996).

Some plants, mainly from the group of halophytes on salt soils and species of the family *Solanaceae* can accumulate Li in higher amounts in arid areas. In moss *Scleropodium purum* collected 200 km to the south of Paris, a higher accumulation of Li was observed in the basal parts of the moss in contrast to the apical parts, with an average ratio 0.24 : 0.10 µg.g⁻¹ (Leblond et al. 2004). Markert (1992) estimated the total Li content in world plant biomass to be 3.682. 10⁵t.

Li is frequently used in metallurgy for producing special alloys (Li–Al, Li–Cu, Li–Mn, Li–Cd, Li–Pb, metallic Li baths), in glass-making (firm glass and ceramics), in the production of special batteries (pacemakers) and accumulators for adsorption of CO₂ as a cooling medium, in organic chemistry, pyrotechnics (red light), nuclear research, production of antidepressive medicines, etc.

Li is classified as a slightly toxic element. The toxic concentrations for plants are stated to be 30 mg.l⁻¹ in a soil solution. A daily intake of Li of about 200 mg.day⁻¹ is toxic. High Li intake may damage the central nervous system.

b) Distribution of Li content in moss in 2000

The distribution of Li content in moss in the CZ sampling plots is depicted in the inserted classed post map and isopleth map. The content of Li in the CZ moss samples collected in 2000 fluctuated within the range 0.111–1.89 µg.g⁻¹. The mean and median Li contents were 0.348 µg.g⁻¹ and 0.301 µg.g⁻¹, respectively (Table 5).

The maps show the following hot spots of increased Li accumulation in mosses in the CZ territory:

1. Agricultural land between Uherské Hradiště and Mikulov in southern Moravia.
2. The Most district, in the brown coal basin in western Bohemia.

Increased Li deposition was bio-indicated in southern Moravia (geogenic effects) and locally (Chomutov) in the CZ part of the Black Triangle I area (industrial effects). Slightly increased accumulations of Li in moss were revealed between Mělník and Beroun in the western part of central Bohemia, and near Krnov in northwestern Moravia. Very low accumulations of Li in moss were found in southwestern Bohemia and in parts of northern and northeastern Bohemia, as well as in the Jeseníky Mts in northwestern Moravia. Mosses have not accumulated a higher Li content than $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in about 90% of the CZ territory. The differences in the average Li content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Li content in moss in CZ are depicted in Figure 12.

c) Identification of potential pollution sources

1. Wind erosion and spreading of soil particles from soil covers on sediments of Carpathian flysch.
2. Deposition of soil and industrial dust particles released by wind and anthropogenic activities associated with the exploitation of brown coal, the operation of local power plants and the operation of local engineering and chemical plants.

The increased Li content in moss in the western part of Bohemia may be due to the operation of a power plant near Mělník, wind erosion of soil covers in agricultural parts of the area, erosion of ash and slag heaps in the Kladno district, and the extraction of limestone as well as the production of lime and cement near Beroun. The bio-indicated increased deposition of Li near Krnov is caused by the high soil dustiness in the suburb, which is poor in trees at the sampling plot. Industrial dust from plants producing electrocompounds may contribute to the higher Li deposition.

d) Comparison with other countries

Rühling and Tyler (2004) reported a significant decrease in most elements in moss *Pleurozium schreberi* in southern Sweden during the last 25 years. Li contents of $0.34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ were stated for 1975 and 2000. The current Li content in Canadian moss species in the Central Barrenlands was $0.31\text{--}7.09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, and in *Hylocomium splendens* it was $0.31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). Berg and Steinnes (1997a) published figures for mean ($0.22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) and median ($0.18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) Li content in *Hylocomium splendens* in Norway. The French survey presents the respective range and median values for Li content in mosses (5 species, most frequently *Scleropodium purum*) $< 0.005\text{--}17.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.79 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). For further details, see also Chapter 2.3.5.

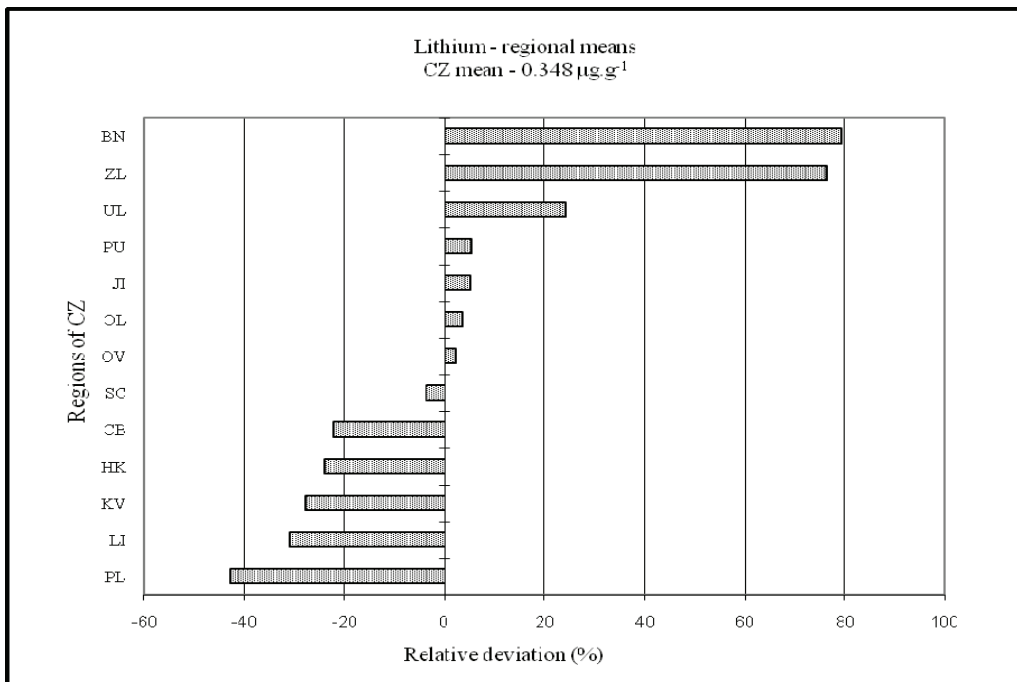
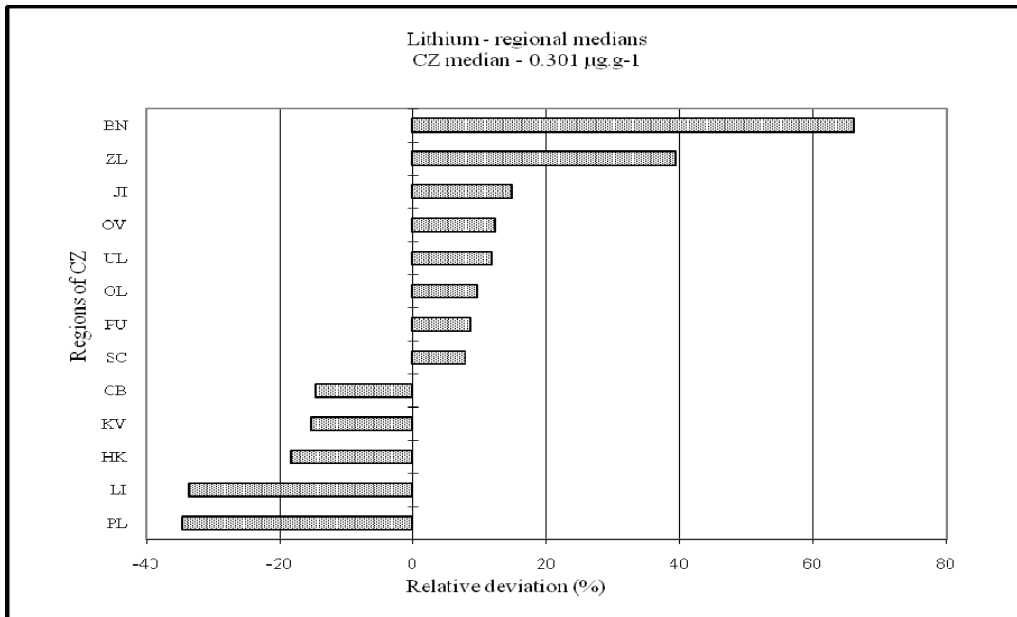


Figure 12 Relative deviations (%) of regional mean and median Li contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.11 MANGANESE

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Mn	25	7 (VIIA)	II; III; IV; VII	54.938	1.60
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	7.470	1 246	2 061	770–1 100	0.200–0.650

a) Properties, occurrence and use – general

Basic information about the physical and chemical properties of manganese (Mn) can be found in the introductory table. Mn is an abundant element on Earth, naturally occurring in the form of one stable isotope ⁵⁵Mn. About six artificially created radioisotopes of Mn have been reported. Mn is included as a major element in several minerals, e.g., pyrolusite (MnO₂), franklinite [(Zn,Mn,Fe)²⁺(Fe,Mn)₂³⁺O₄], braunite [Ca(MnFe)₁₄SiO₂₄] manganite [MnO(OH)], psilomelane [(BaH₂O)₂Mn₅O₁₀], and as a minor element in many other minerals. Mn can substitute iron in the crystal lattice of minerals. Mainly igneous ultrabasic rock types contain scattered Mn in concentrations of 1–2 mg.kg⁻¹, while sediments contain about 650 mg.kg⁻¹, psamites about 100 mg.kg⁻¹, and carbonates 1 100 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). The largest abandoned Mn pits in CZ are situated in Chvaletice (Pardubice region) in northeastern Bohemia. The mean Mn content in CZ brown coal and coal ash is 83 mg.kg⁻¹ and 2 280 mg.kg⁻¹ (Třebichavský et al. 1997). The content of Mn in the CZ soil covers are stated to be 80–2 220 µg.g⁻¹, with a mean of about 710 µg.g⁻¹. The FOREGS survey stated the mean for MnO content in European soils to be about 0.06% (De Vos and Tarvainen 2006). Surface fresh water contains only about 5 µg of Mn per litre. Mn leached from the tree canopy or from litter may be effectively retained in the forest floor humus layer (Michopoulos and Cresser 2002).

Mn is an essential element for all groups of organisms on Earth. Mn is needed for the operation of some enzymes, for the formation of the laminar structure of thylakoids, and for the metabolism of mucopolysaccharides. It prevents osteoporosis, reduces blood cholesterol levels, aids the proper development of fetuses, etc. It accumulates in mussel kidneys. Mn occurs naturally in porphyrine, Mn-proteins and enzymes. In plants, Mn supports the synthesis of nucleus acids, water photolysis during photosynthesis, stabilizes the chloroplast structure and the mucopolysaccharide metabolism (Graham et al. 1988). The content of Mn in vessel plants is within the interval 1–700 µg.g⁻¹, and the typical mean content is about 30 µg.g⁻¹. The Mn concentration in plant leaves tends to decrease with the age of the leaves. For example, in an unpolluted beech forest in Sweden the Mn concentrations reached 880–920, 1 850–2 040, 170 and 8–56 mg.kg⁻¹ in beech leaves, leaf litter, forest floor humus and mushrooms, respectively (Tyler 2005). Mn can be easily leached from damaged leaves (necrosis) by rain. Mitschick and Fiedler (1987) put the Mn deficiency threshold for spruce needles at 20 µg.g⁻¹, the optimum content at above 50, and the optimum content in beech leaves at more than 100 µg.g⁻¹. Samecka-Cymerman and Kempers (2000) found a tight correlation between the Mn concentration in water and in the tissue of littoral plants and aquatic moss *Hygrohypnum ochraceum*. Some species of algae or vessel plants (e.g., species of tribes *Ericaceae*, *Myrtaceae*, *Phytolaccaceae*, *Theaceae*) and marine worm *Annelida hermione*, and some ascidians (*Ascidiae*, *Didemnum*, *Halocynthia*) can accumulate Mn in amounts exceeding 19.0 g.kg⁻¹ (Korcak 1988, Bidwell et al. 2002, Xue et al. 2004, Fernando et al. 2007). Moss *Pleurozium schreberi* contained substantially higher amounts of Mn in the living upper parts of the moss plants than in the older and decomposing lower parts, which is in contrast with the distribution of most other elements in moss bodies. As an example, for two sites in Finland the Mn contents in the upper vs. lower parts of the moss were 705.3 and 583.1 µg.g⁻¹ and 342.1 and 237.5 µg.g⁻¹ (Salemaa et al. 2004). Similar determinations of Mn accumulations in the apical and basal parts of *Scleropodium purum* collected to the south of Paris (901 µg.g⁻¹ and 616 µg.g⁻¹) have been published (Leblond et al. 2004). The total manganese content in world plant biomass has been estimated at 3.682×10⁸ t (Markert 1992).

Mn is frequently used for the production of special iron alloys Mn-Fe, stainless steels, ferromagnets, non-ferrous alloys (Mn–Al, Mn–Sb, Mn–Cu, Mn–Cu–Ni, Mn–Cu–Sn–Zn, etc.), for Mn baths and other purposes. Mn and its compounds are used for hydrometallurgical processing of uranium ore, for production of MnO–Zn batteries, as catalysts, as a melting agent for welding, as oxidants, in glass dyeing, in the production of pigments, disinfection agents, etc.

The mean yearly background wet deposition (bulk) of Mn in the southeastern part of CZ was 32.35 mg.m⁻².year⁻¹ in 2000¹, but in some areas affected by industrial pollution the deposition was often lower (http://www.chmi.cz/uoco/isko/tab_roc/2000_enh/CZE/kap_22/k_22_3_1_3_html.html).

Excess of Mn is moderately to medium-level toxic, teratogenic and carcinogenic. Lassitude, anorexia, shaking, injury to the heart muscle and to the kidneys, etc., are the most common expressions of Mn toxicity. Mn^{3+} is three times more toxic than Mn^{2+} and six times more toxic than Mn^{4+} . Chronic exposure to Mn leads to selective dopaminergic dysfunction, neuronal loss, and Alzheimer type II astrocytosis. The toxic dose of Mn for rats is $5 \text{ mg}\cdot\text{day}^{-1}$. Toxic expressions on plants appear when the concentration of Mn in the soil solution is about $0.5\text{--}2.0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Some epiphytic lichens (e.g., *Hypogymnia physodes* and *Lecanora conizaeoides*) have been found to decrease in abundance with increasing Mn supply from bark or stemflow (Hauck and Paul 2005).

Mn may be unavailable for plants where the pH level is high. Symptoms of Mn deficiency include yellowing of leaves with the smallest leaf veins remaining green, producing a 'chequered' effect.

b) Distribution of Mn content in moss in 2000

Tables 5–18 provide basic statistics for the analytical results of moss samples in CZ and in the individual administrative regions. The current Mn content in the CZ moss samples was very variable, and ranged from $34.9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ to $1\,850 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The mean Mn content in moss was $520 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and the median was $470 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

The inserted classed post map and isopleth map show the following two areas of high Mn content in moss in CZ:

1. Locally near Bohdaneč in northeastern Bohemia.
2. Between Chomutov and Teplice in western Bohemia.

An increased Mn content in moss was found in the Rakovník district and near Stříbro in western Bohemia, near Rožumberk nad Vltavou in southern Bohemia, and near Boskovice in central Moravia.

Low contents of Mn were found in parts of northern, northeastern and southwestern Bohemia, in northern, southwestern and southeastern Moravia. Surprisingly, the highest concentrations of Mn in drinking water in CZ ($1.7\text{--}4.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) have been reported from the two latter areas. In about 80% of the CZ territory the Mn content in moss did not exceed $550 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Figure 13 depicts the differences in the average Mn content in moss in the individual administrative regions, in comparison with the average Mn content in moss in CZ.

c) Identification of potential pollution sources

1. The reason for the high accumulation of Mn near Bohdaneč is not clear. The occurrence of Mn due to a geological anomaly or local springs on the plot can be put forward as a suggestion. Exposure of the moss clumps to throughfall containing Mn leached from leaves is unlikely. In the area, Mn deposits are known from nearby Chvaletice, in the Pardubice region, approx. 15 km southeast of the sampling plot.
2. The operation of metallurgical and engineering plants and the operation of power plants in the brown coal basin.

The increased accumulation of Mn in moss in the western part of central Bohemia may be associated with the production of ceramics in Rakovník, steels in Kladno, and lime and cement near Beroun. The locally increased accumulation of Mn in moss near Stříbro and Boskovice may be caused by the erosion of soil particles and debris of forest floor humus on spots of Mn-rich bedrock. However, the geogenic origin of Mn in atmospheric deposition in the Mn hot spots should be recognised as dominant in CZ.

d) Comparison with other countries

In contrast to most other elements, the Mn content in moss *Pleurozium schreberi* remained invariable in southern Sweden between 1975 and 2000. Mn contents of $290 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $289 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ were published for the moss and area in 1975 and 2000, respectively (Rühling and Tyler 2004). *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* from the Barents region are reported to accumulate Mn in mean amounts of $380 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $309 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Halleraker et al. 1998). Mean and median Mn contents in *Hylocomium splendens* from Norway were $310 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $250 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997a). The Slovak moss campaign revealed average and mean Mn contents in moss of 444 and $365 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). The respective range and median for Mn content in mosses (5 species, most frequently *Scleropodium purum*) in France were $16.5\text{--}2850.3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $353.5 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). Figueira et al. (2002) found no significant differences in Mn concentrations in *Scleropodium purum* and *Hypnum cupressiforme* species in Portugal. The Mn variability was similar to the Fe variability, and the concentration range and mean of the Mn concentrations was $4\text{--}949 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The concentration range of Mn in five sets of the same moss species collected in Romania was found to be $27\text{--}1600 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). Moss *Sanionia uncinata* in King George Island, Antarctica, contained Mn in the amount of $256\pm 95 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Osyczka et al. 2007).

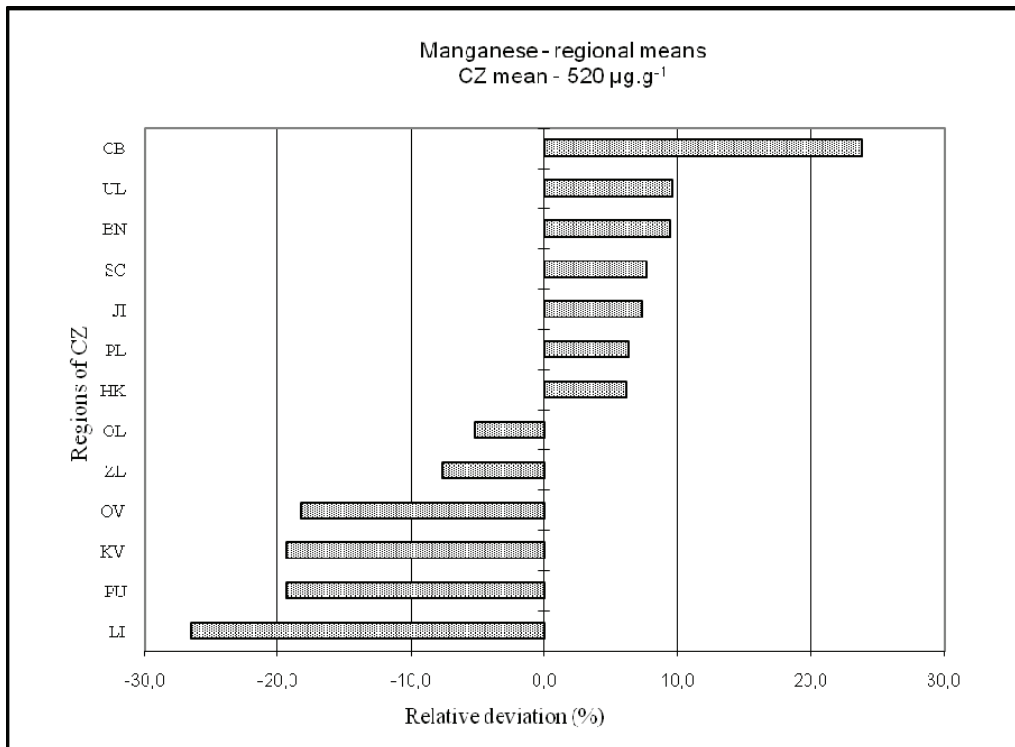
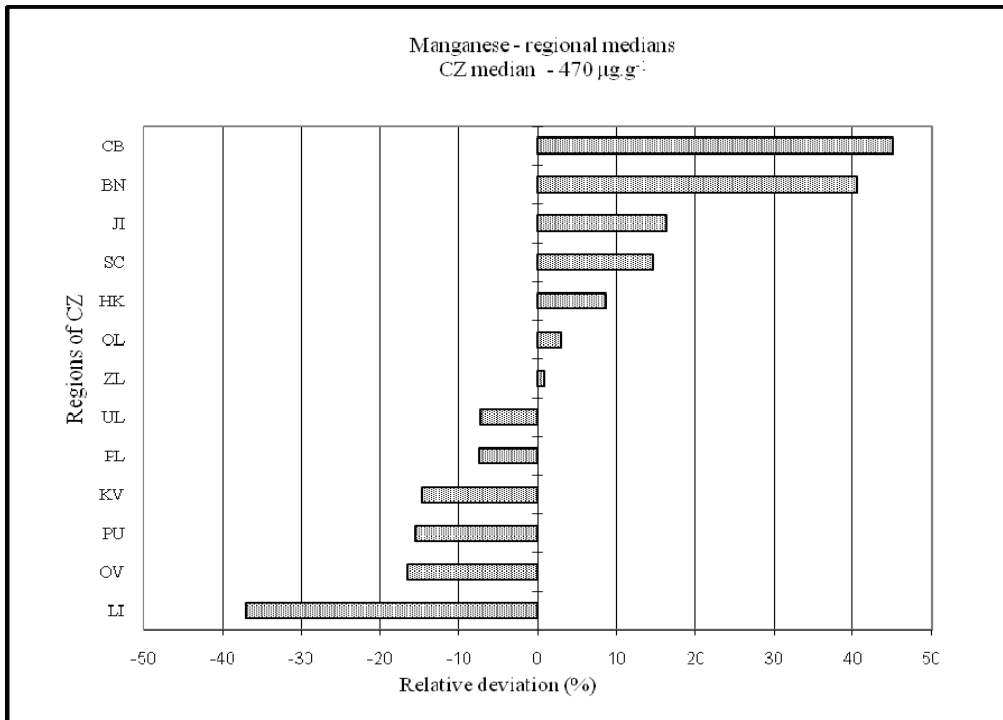


Figure 13 Relative deviations (%) of regional mean and median Mn contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.12 NITROGEN

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
N	7	15 (VB)	±I; ±II; ±III, IV, V	14.0067	3.07
	Density of solid (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	No data	-209.9	-195.8	20	26,000

a) Properties, occurrence and use – general

Selected basic properties of nitrogen (N) can be found in the introductory table. N has two naturally occurring isotopes, ¹⁴N (99.6%) and ¹⁵N (0.4 %), and eleven radioisotopes of N are known. Elementary nitrogen constitutes 80 vol. % of the current atmospheric air. At high temperature it can react with nitrogen-to-nitrogen oxides (NO_x). The atmosphere also contains reduced N in the form of ammonia (NH₃), and traces of organic N compounds also appear in the atmosphere. Inorganic N compounds, except for sodium nitrate (NaNO₃), rarely occur in larger deposits, because they are usually dissolved by water. Minerals consisting dominantly of nitrates and ammonium are soluble, and appear mainly in a dry, arid climate. Igneous rocks contain small amounts of N (< 20 mg.kg⁻¹), mainly in the form NH₄⁺ in crystal lattices, but granitic rocks may contain NH₄⁺ in amounts exceeding 100 mg.kg⁻¹. Sedimentary rocks contain ammonium and organic nitrogen in concentrations of 200–400 mg.kg⁻¹. The typical content of N in oils, coals and natural gas is < 0.1, 0.1–2 and < 5 %, respectively. Most soil N is concentrated in humus, which contains about 5 % of N (e.g., Leeters and de Vries 2001). Organic N compounds are contained in all living organisms. N compounds enter the N cycle. The total N content in sea and stream waters is about 0.5 and 60 mg.l⁻¹, depending on the content of organic matter and soil microbial activities. The main rivers in CZ contain 1–6 mg NO₃-N per litre.

N is an essential element for bacteria, algae, fungi, higher plants and animals. It forms a part of aminoacids, nucleic acids, enzymes, hormones, alkaloids, etc. Proteins contain about 16 % of N. Some special bacteria (e.g. *Rhizobium trifolium*) and cyanobacteria (e.g. *Nostoc*) can fix atmospheric nitrogen. Plants can utilize only reactive N forms NO₃-N and NH₄-N. Biological processes result in ¹⁵N enrichment of the substrate and depletion of production. Leaves of wild plants and crops contain 1–5 (7) % of N. Bowen (1979) and Markert (1992) stated that soils contain 2 000 µg.g⁻¹ and plants 12 000–38 000 µg.g⁻¹. The arithmetic mean of total N content in the foliage of all forest tree species in Slovakia (Maňková 1996) amounts to 18 165±6 432 (median 15 900) µg.g⁻¹. The total nitrogen content in world plant biomass has been estimated to be 4.602×10¹⁰ t (Markert 1992).

N is used to create an oxygen-free atmosphere in light bulbs and for protecting steel or graphite electrodes against oxidation. Liquid N serves as a cooling medium. N compounds are widely utilised, e.g., as fertilizers, narcotics or explosives. Burning of fossil fuels in furnaces and car engines produces nitrogen oxides. NO_x emissions create nitric acid in the atmosphere, and this is deposited together with other N compounds. The natural atmospheric N deposition loads should be below 4 kg.ha⁻¹.year⁻¹ (the limit of critical loads for the most sensitive ecosystems). Due to anthropogenic N sources, the current N deposition loads in central Europe are about 15–45 kg.ha⁻¹.year⁻¹ and in Western Europe as high as 60–110 kg.ha⁻¹.year⁻¹. Increasing atmospheric N deposition loads are the main reason for eutrophication, decreasing biodiversity and decreasing stability of natural ecosystems.

Elemental N is only slightly reactive. Divers breathing compressed air can suffer from nitrogen narcosis, a result of the direct toxic effect of high nitrogen pressure on nerve conduction. This is an alcohol-like effect. Some N compounds can be highly poisonous (cyanides) or carcinogenic (nitrites, some organic N compounds). Elevated nitrate levels in food and water are matters for concern, because plasma nitrate can interfere with blood-oxygen levels, leading to methemoglobinemia and gastric cancer. As an example, the maximum permitted content of N-NO₃ in food and drinking water should be checked. Increasing availability of N initially results in greater foliar N concentration and plant productivity. However, after the nitrogen saturation stages are reached, the productivity decreases due to nutrient imbalances (Aber et al. 1998). Experiments with increased natural N atmospheric deposition and N fertilization have shown a similar reaction of mosses. Extremely sensitive species (*Racomitrium lanuginosum*, *Scorpidium revolvens*) are not able to survive and hold out increased abundance of vascular plant under permanently high ammonium N deposition loads (e.g., Kooijman 1992, Pitcairn et al. 2006, Verhoeven et al. 1996, Solga and Frahm 2006). The nitrogen content in moss *Pleurozium schreberi* ranges between 0.7–2.2 %, and depends on the atmospheric deposition level of N. For this reason, the total N content in moss can indicate atmospheric deposition loads of N up to some critical loads that do not, however, affect the metabolism of the given moss

indicators. Strong seasonal dependence of tissue N content in moss *Scleropodium purum* on the course of atmospheric bulk deposition of N has been observed (Solga 2007).

Mosses are able to take up N emitted from motor vehicles. For example, Bignal et al (2004) found elevated N content in moss samples of *Polytrichum commune* collected from close to a motorway up to a distance 50 m.

Solga et al. (2006) published regressions for an increase in tissue N in herbarium specimens of *Pleurozium schreberi* and *Scleropodium purum* repeatedly collected in the western part of Germany in 1860–2000. Acropetal transport of accepted N and recycling of N among ramets of moss *Hylocomium splendens* has been observed (Eckstein 2000).

Nitrogen deficiency causes dwarfism in plants, spindle-like growth of plants, pale leaves and weak stems, premature falling of leaves, scleromorphosis and yellowing of older leaves.

b) Distribution of N content in moss in 2000

The basic statistics for all analysed samples and moss collected in the individual administrative regions are given in Tables 5–18.

A very wide range of N content in the moss samples (4 860–26 870 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) was found in 2000. The mean and median content of total nitrogen for the whole moss data set was 12 404 and 11 881 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. The median, mean and standard deviation of total nitrogen content exclusively in *Pleurozium schreberi* samples was 11 775, 12 087 and 3 041 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while the same statistical parameters for the analysed samples of *Scleropodium purum* were 14 653, 14 825 and 3 666 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. However, *Scleropodium* was collected mainly in warm and dry lowlands with an unfavourable climate for *Pleurozium*. Hence the higher N content in *Scleropodium* is rather caused by increased N deposition loads than by more efficient uptake of N by *Scleropodium* than *Pleurozium*.

The distribution of total N in moss in CZ is depicted in the inserted classed post map and in the isopleth map. The following larger areas of high N accumulation in moss are shown in these maps:

1. The lowlands in southern Moravia between Vyškov, Mikulov and Hodonín.
2. The greater surroundings of the town of Pardubice.
3. The lowlands between Nymburk and Hradec Králové in north eastern Bohemia.
4. Northwestern Bohemia between Chomutov and Kladno.
5. In the Králický Sněžník Mts and the western part of the Jeseníky Mts.

There are a few small local hot spots elsewhere, mainly in northern parts of CZ and near Horšovský Týn in southwestern Bohemia. In contrast, larger areas where moss contained total N in amounts below 10 000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (1 %) were situated in southern and southwestern Bohemia. Figure 14 shows the difference in the average N content in moss in the individual administrative districts, in comparison with the average N content in moss in CZ as a whole.

c) Identification of potential pollution sources

The main sources of reactive N are farming and combustion of fossil fuels.

1. The hot spot in southern Moravia is located in an area of intensive agriculture. High amounts of ammonia emitted from manured fields can be assumed. The area suffers from intensive wind erosion, and high deposition levels of N-rich soil particles in the area can be anticipated.
2. The high N deposition levels around Pardubice can be caused by intensive farming and by the operation of industrial sources in the industrial region (chemical industry, concentration of industrial furnaces and traffic).
3. The increased N accumulation in moss along the Labe lowlands can be explained by increased N deposition in the area due to intensive agriculture.
4. Higher accumulation of N in moss in western Bohemia is caused by the operation of coal power plants accumulated in the coal basin, farming activities along the river Ohře, and the remaining industrial activities in the Kladno district.
5. The reason for the increased accumulation of N in moss in the mountains in northwestern Moravia is not known. We can guess that the area is affected by air from the lowlands rich in N from the Pardubice district, or by the nearby Klodzko district in Poland, and N is washed out through increased precipitation in the mountains.

The small local hot spots are difficult to explain. They are either under the influence of small local sources of N, or the moss samples may have been affected by organic N from eroded and sedimented humus or litter particles.

d) Comparison with other countries

Solga et al. (2005) determined the N tissue content in *Pleurozium schreberi* and *Scleropodium purum* from North Rhine-Westphalia, western Germany in 2001–2002 to be in range of 0.84–2.31 and 0.71–1.94 %, respectively. The respective increase of tissue N content (y; %) on total N bulk deposition (x; kg.ha⁻¹.year⁻¹) in *Pleurozium schreberi* and *Scleropodium purum* was well described by the regression lines $y = 0.583 + 0.066x$ and $y = 0.551 + 0.061x$.

In *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* in eastern Finland in 1997–1998, Eskelinen (2002) determined total N concentrations of 0.70 ± 0.12 % and 0.71 ± 0.08 %, respectively.

The respective mean and median N content in moss in Slovakia was 2.36 and 2.26% in 2000 (Maňková et al. 2003). This is approximately twice as much as in the neighbouring Czech Republic.

In *Rhytidiadelphus squarrosus* in the United Kingdom, Stevens et al. (2006) found a total N content between 0.8–1.9 % along an atmospheric N deposition gradient 5–35 kg N ha⁻¹.year⁻¹.

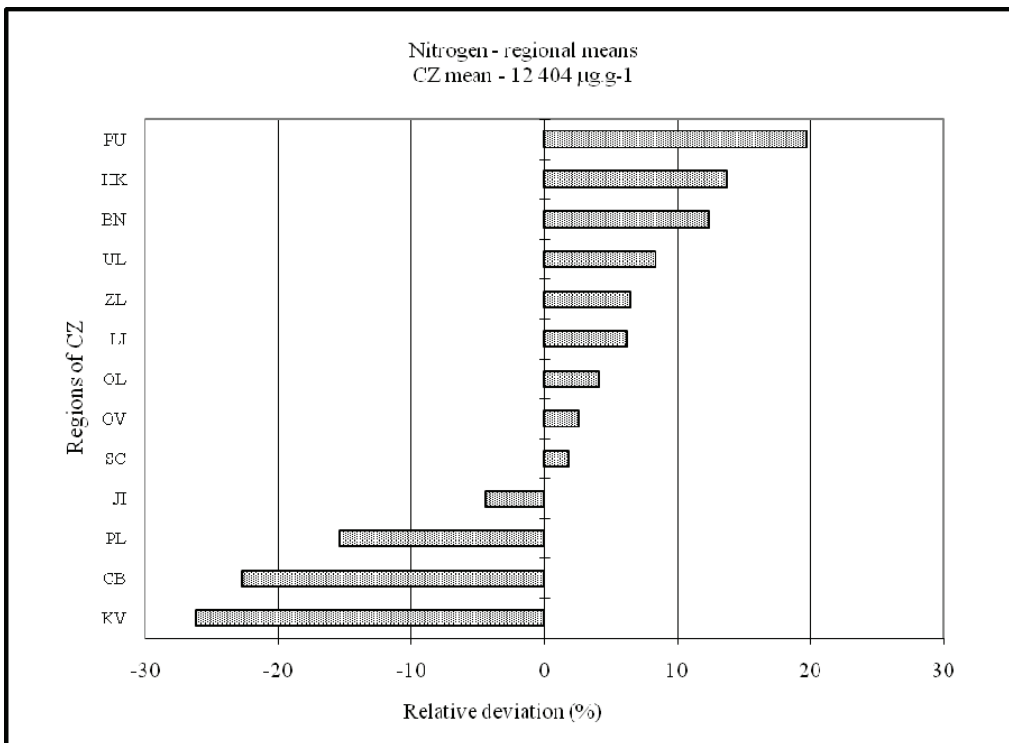
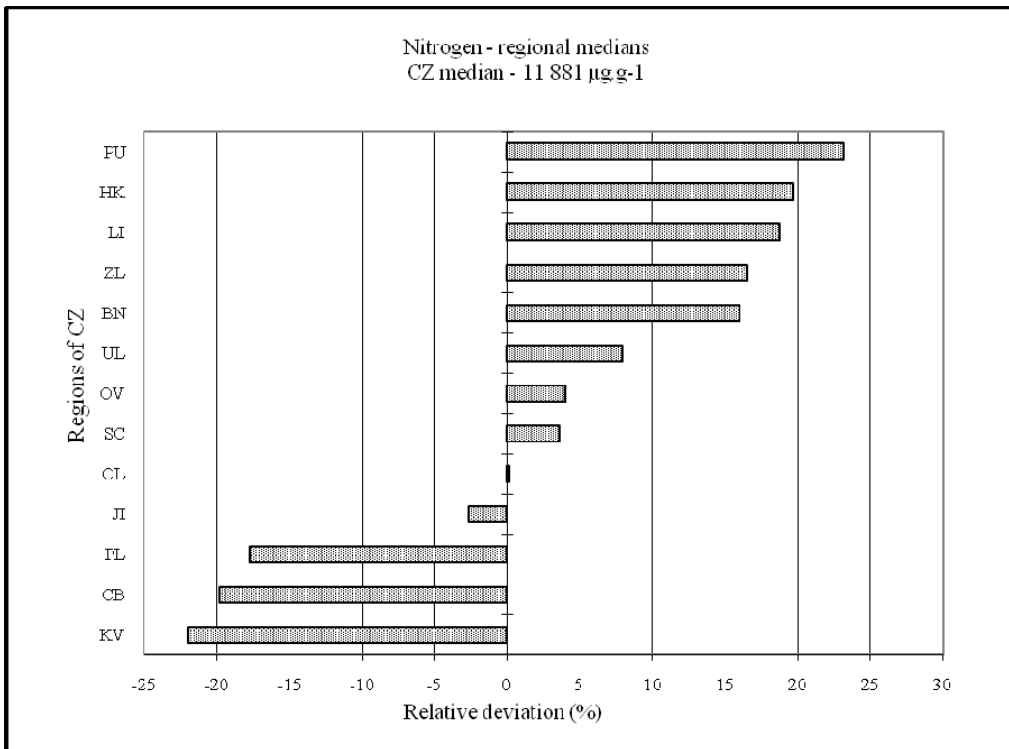


Figure 14 Relative deviations (%) of regional mean and median total N contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.13 PRASEODYMIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Pr	59	Lanthanoid	III, IV	140.908	1.07
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	6.640	935	3 290	8.700–9.100	No data

a) Properties, occurrence and use – general

The introductory table presents the basic physical and chemical properties of praseodymium (Pr). Naturally occurring Pr consists exclusively of a stable isotope, ¹⁴¹Pr. About forty radioactive isotopes have been produced artificially. In terms of the abundance of Pr mass in the Earth's crust, it is a rather rare element, occupying 37th position in the order. Pr occurs only in small quantities. Accompanied by other rare earth elements, e.g., Ce, La, Nd, Pr occurs in minerals such as bastnesite, cerite, monazite, xenotime and others, in which lanthanides comprise about 5%. Pr is also a product of radioactive fission. The content of Pr in CZ igneous rock is 0.1–15 mg.kg⁻¹ and the Pr content increases from ultrabasic to acid granite and syenite rock (Beneš 1994). Sedimentary rocks contain 5–9 mg and carbonates about 1.1 mg of Pr per gram. Soil covers contain Pr in the typical range of 1.5–12 µg.g⁻¹. The FOREGS survey enumerates medians of total Pr content in European topsoils and subsoils of 5.60 and 6.04 mg.kg⁻¹ (De Vos and Tarvainen (2006). For fresh surface water, the Pr content is stated to be about 0.03µg.l⁻¹, while seawater contains only about 0.0006 µg.l⁻¹.

Pr is not known to be an essential element for any group of organisms. However, there is little knowledge about the biological functions of Pr for living organisms. Vessel plants commonly contain Pr in the range of 0.03–0.06 µg.g⁻¹, but some species, e.g. from the genus *Carya* can accumulate Pr in much higher quantities. Concentrations of Pr and other lanthanides usually increase in plant leaves in the course of the year. In an unpolluted beech forest in Sweden, Tyler (2005) determined Pr concentrations in beech leaves, litter, forest floor humus and mushrooms of 0.008–0.026, 0.079, 0.202 and 0.0005–0.0024 µg.g⁻¹, respectively. A small amount of Pr and other rare earth elements (REEs) may stimulate crop growth. For this reason, REEs are added to fertilisers used in China (Tyler 2004).

Pr and its compounds are used for special alloys (lighter stones), refractory substances, oxygen absorbents, core material for carbon arcs, light effects for amplification of telecommunication systems, for dyeing of glass and enamels (yellow didymium glass), production of Nd (Pr) FeB permanent magnets, etc.

Contradictory information is available on Pr toxicology. Pr is sometimes ranked among the slightly toxic elements, sometimes among the highly toxic elements. However, eye, skin and respiratory tract irritations caused by Pr have been described. Damage to cell walls, decreased reproduction and brain damage to water animals have been ascribed to the effects of a high concentration of Pr. It has a certain genotoxicity. The dose LD₅₀ for rats was found to be 5 g.kg⁻¹.

b) Distribution of Pr content in moss in 2000

Tables 5–18 provide basic statistics for analytical results of the whole moss sample set and moss samples from the individual administrative regions of CZ.

The current Pr content in the CZ moss samples was determined to be between 0.027 µg.g⁻¹ and 0.541 µg.g⁻¹. The mean Pr content in moss was 0.090 µg.g⁻¹, while the median value was lower at 0.076 µg.g⁻¹.

The inserted classed post map and isopleth map depict the content of Pr in moss at the individual sampling plots in CZ. The inserted maps show the following hot spots of Pr accumulation in moss in CZ.

1. A large area between Přerov and Mikulov in southern Moravia.
2. The brown coal basin in western Bohemia between Teplice and Kadaň.
3. Near Krnov in northwestern Moravia.

A moderately raised content of Pr in moss was found between Mělník and Litoměřice in the northwestern part of central Bohemia and near Třebíč in southeastern Moravia. Slightly increased Pr accumulation in moss is shown in the maps in the western part of central Bohemia (in the Kladno district), in a part of northeastern Bohemia (in the Česká Třebová district) and in northern Moravia (in the Studénka district). The lowest accumulation of Pr in moss was found in southwestern Bohemia, locally along the state border in southern Bohemia, and in the northern cross-

boder mountains (Krkonoše Mts, Orlické Mts, Jeseníky Mts), and in the Moravskoslezské Beskydy Mts in northeastern Moravia. However, in 85 % of the CZ territory the Pr content in moss did not exceed $0.12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Differences in the average Pr content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Pr content in moss in CZ are depicted in Figure 15.

c) Identification of potential pollution sources

The origin of Pr in atmospheric deposition in CZ is in the first instance geogenic. Pr is predominantly released into the atmosphere as a direct or indirect result of anthropogenic ground activities. Industrial combustion of coal containing some amounts of Pr may contribute to higher Pr deposition rates.

1. Wind erosion and spreading soil particles from soil covers on Carpathian flysch in southern Moravia.
2. Dustiness associated with the extraction of brown coal and the operation of power plants in the coal basin.
3. Increased deposition of urban and soil dust in the Krnov suburb, in an area with little forest cover. It is not clear whether urban dust may contain increased amounts of Pr originating from local plants that produce electrocompounds.

Wind erosion of soil covers and spreading of soil particles in the agrarian lowlands, and the operation of a local power plant near Mělník can explain the increased accumulation of Pr in moss, and also wind erosion of soil covers on syenites (Třebíč). The slight increase in Pr content in moss in central Bohemia may be caused by an increased deposition of soil and dust particles released by wind erosion from fields, and by extraction and processing of limestone. Increased dustiness is also associated with the operation of the industrial and traffic centre in Česká Třebová and with the operation of metallurgical and engineering plants in northern Moravia.

d) Comparison with other countries

A significant decrease in Pr content in *Pleurozium schreberi* from southern Sweden was found between 1975 and 2000. Pr contents in moss of $0.112 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.041 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ were determined in 1975 and 2000, respectively (Rühling and Tyler 2004). The Pr content in Canadian moss species from the Central Barrenlands reached a value as high as $1.007 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while in contrast *Hylocomium splendens* contained only $0.051 \mu\text{g}$ of Pr per gramme (Chiarenzelli et al. 2001). In Norway, the mean and median Pr content in *Hylocomium splendens* were found to be $0.13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.098 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg and Steinnes 1997a).

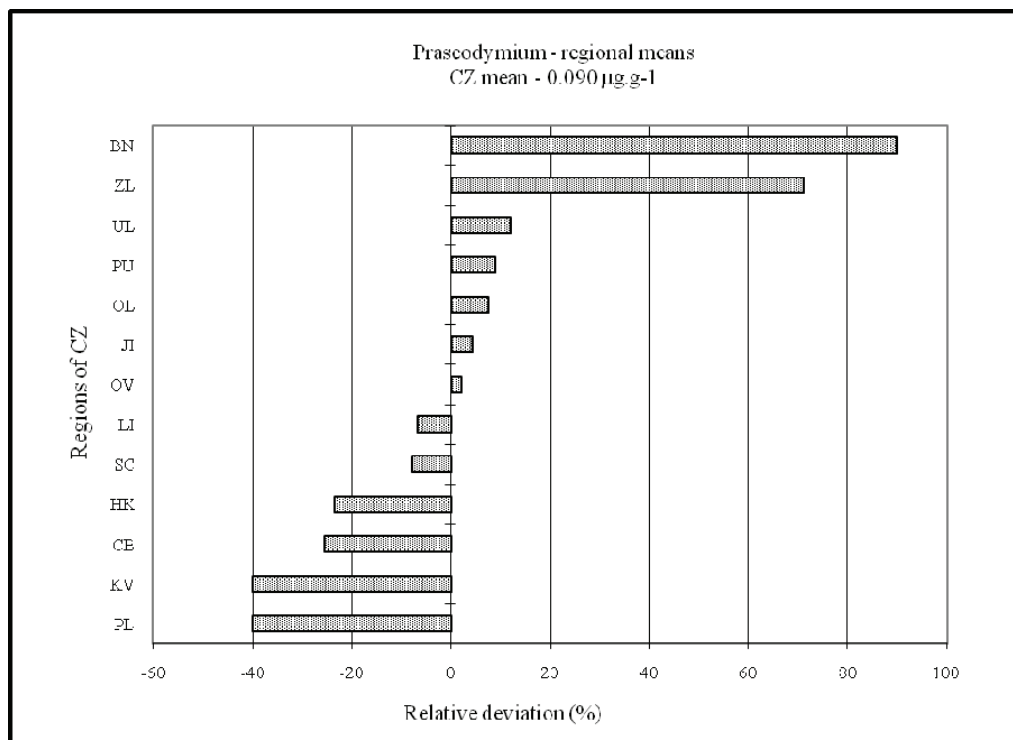
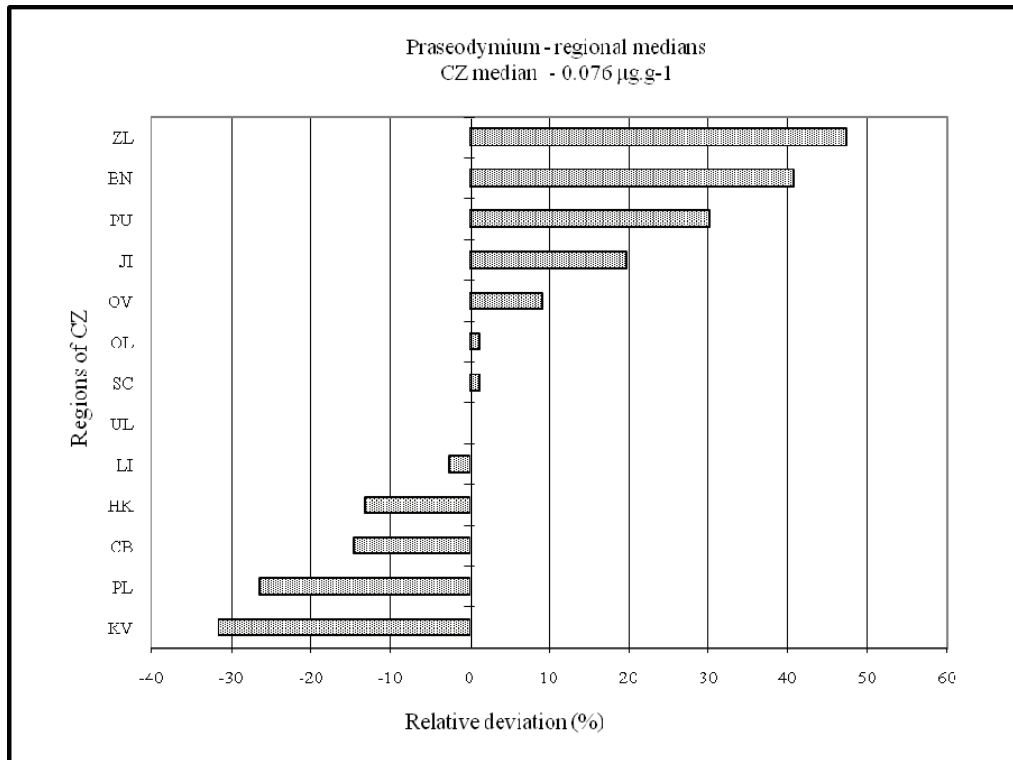


Figure 15 Relative deviations (%) of regional mean and median Pr contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.14 RUBIDIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Rb	37	1 (IA)	I	85.468	0.89
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	1.532	39.31	688	60.00–310.00	7.00–9.00

a) Properties, occurrence and use – general

The basic physical and chemical properties of rubidium (Rb), which is very similar to caesium and potassium, are presented in the introductory table. Rb mass represents about 0.01 % of the weight of the Earth's crust. In nature, Rb consists of the stable isotope ⁸⁵Rb and a radioactive isotope ⁸⁷Rb (72 % and 28 %). Decay of ⁸⁷Rb (half-life 4.88×10¹⁰ years) results in a stable isotope, ⁸⁷Sr. The ratio of isotopes ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr: ⁸⁷Rb/⁸⁶Sr is used in the dating of rock types. About thirty other radioisotopes of Rb have been produced artificially. Due to its very high reactivity, pure Rb does not occur in nature. It can replace alkaline metals in some minerals, for example in lepidolite [KLi₂Al(Al, Si)₃O₁₀(F,OH)₂], pollucite [(CsNa)₂(Al₂Si₄O₁₂).2H₂O], carnalite (KMgCl₃.6H₂O), and in feldspar and mica of pegmatites. Igneous rock types contain about 90 mg.kg⁻¹. Sedimentary rocks contain Rb in an amount of 60–120 mg.kg⁻¹, carbonates 3 mg.kg⁻¹, and pelites 140 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). In CZ, Rb is a significant admixture of pegmatites and igneous granites and their minerals, e.g., lepidolite in the Krušné Mts and moldanubicum (Novák and Černý 1998). Soil covers contain Rb in an amount of about 10–100 mg.kg⁻¹. The FOREGS survey gives median Rb contents in forest floor humus, topsoils and subsoils in Europe of 4.5, 80 and 82.5 mg.kg⁻¹ (De Vos and Tarvainen (2006). CZ has been included in the list of countries with a high Rb content in forest floor humus. The content of Rb in fresh surface water and seawater is about 1 µg.l⁻¹ and 120 µg.l⁻¹, respectively.

Rb is not officially recognised as an essential element for any group of organisms, though some findings show that it may be an essential ultra-trace element for animals and also for humans. Insufficient data is available about the biological role of Rb. Uptake of Rb by plants in acid soils (pH 3.6–5.0) is not controlled by soil acidity but by concentrations of potassium K⁺ (Drobner and Tyler 1998, Nyholm and Tyler 2000). Low concentrations of Rb usually stimulate growth, while higher concentrations decrease production and initiate some disorders due to competition of Rb with K. The typical content of Rb in vessel plants is from 1–50 µg.g⁻¹, but flour and flour products are poor in Rb (Anke and Angelow 1995). In washed needles of Norway spruce (*Picea abies*), the Rb content (1–190 µg.g⁻¹) is a function of the age of the leaves (Tobler et al. 1994), but it is hardly a function of the Rb soil content (Wyttenbach et al. 1995). Rb concentrations together with, for example, Cs and Mn, unlike most other elements, diminish in plant leaves during the growth season. This may be due to leaching of these elements by rainwater. Studying the distribution of elements in a beech forest ecosystem in an unpolluted area of southern Sweden, Tyler (2005) found the respective concentrations of Rb to be 8–33, 9.3, 5.3 and 39–320 µg.g⁻¹ in beech leaves, leaf litter, forest floor humus and mushrooms. The average Rb content in the foliage of individual tree species in Slovak forests were determined as follows (in µg.g⁻¹): beech (*Fagus sylvatica*) 14.3 ± 15.3, oak (*Quercus robur*) 10.5 ± 7.5, spruce (*Picea abies*) 10.2 ± 10.0, pine (*Pinus sylvestris*) 6.0 ± 5.0 and (*Abies alba*) 6.1 ± 7.3 (Maňková 1996). Markert (1992) assessed the Rb content in world plant biomass to be 9.2×10⁷ t.

Rb and its compounds are used in the production of compounds in photo-electronics, for adsorption of gases in vacuum tubes, for dyeing glass and ceramics, for producing drugs for cancer treatment, etc.

Rubidium and lithium ions are known to have opposite effects on a wide range of biochemical and behavioural parameters in experimental animals. Rb has an antidepressive effect and shortens the circadian period in animals, whereas Li, another alkaline metal, lengthens it. High intake of Rb is slightly toxic for vertebrates. Neuromuscular hyperirritability, cetaceous burns, reproduction dysfunctions, tranquillising effects, etc., are expressions of intoxication by Rb. The toxic dose for rats is about 10 mg.day⁻¹.

Rb deficiency has not been reliably detected. Insufficient intake of Rb apparently depresses growth and life expectancy in goats.

b) Distribution of Rb content in moss in 2000

Basic statistical information about the Czech national and regional analytical results of moss analyses is available in Tables 5–18. The content of Rb in moss samples was found to be in the range of 3.03–110 µg.g⁻¹, and the average content was about 25.9 µg.g⁻¹.

The inserted classed post map and isopleth map show the distribution of Rb content in moss in CZ. The following areas of high accumulation of Rb are shown in these maps:

1. The Krušné Mts in the Jáchymov district in western Bohemia.
2. The Krušné Mts near Teplice in northwestern Bohemia.
3. Near Sázava in central Bohemia.
4. Near Nová Bystřice in southeastern Bohemia.

An increased content of Rb in moss is apparent in the Šumava Mts in southern Bohemia, near Nové Město na Moravě in eastern Moravia, and in the Jizerské Mts, the Krkonoše Mts, the Orlické Mts and the Jeseníky Mts in northeastern Bohemia and northwestern Moravia. The higher accumulation of Rb in Bohemia than in Moravia is caused by the different geology of these areas.

A low Rb content in moss was revealed in Moravia, except in a few granitic areas along the western margin, in western Bohemia except for the mountains on the border, and in parts of northeastern Bohemia. In about 70% of the CZ territory the Rb content in moss did not exceed $30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Differences in the average Rb content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Rb content in moss in CZ are depicted in Figure 16.

c) Identification of potential pollution sources

It is striking that Rb is accumulated in mosses mainly in mountain areas formed by igneous granitic and metamorphous rocks. In these rocks, Rb may be associated with Rb-Cs dominant micas in some granite types of the Bohemian Massif.

1. Wind erosion of rocks, and stony dumps of former hydrothermal polymetallic ore mines.
2. Wind and water erosion of rocks in the mountains.
3. Erosion and abrasion of outcrops of granites rich in Rb micas, cycling of Rb in the forest ecosystem.
4. Erosion and abrasion of local granitic rocks, cycling of Rb in the forest ecosystem.

The geochemical effect of increased Rb content in bedrock types of the Bohemian Massif is the reason for the increased accumulation of Rb in moss at such places. It is not clear how the moss plants came into with Rb. Rb may be released from the granites through weathering of outburst rock, and particles may be spread by wind; or Rb may be taken up by tree roots and accumulated in litter and forest floor material, which can be spread by wind, bio-turbation, forest-use activities, etc.

d) Comparison with other countries

Rühling and Tyler (2004) reported that Rb belonged to the small number of elements whose content in moss had not decreased significantly in southern Sweden between 1975 and 2000. They found the respective Rb contents in *Pleurozium schreberi* to be $36.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $30.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975 and 2000. In central Barrenlands, the Rb content in moss species fluctuated between $1.47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $35.7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, and *Hylocomium splendens* contained Rb in an amount of $6.42 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). In the Barents region the medians for Rb content in the moss species *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* were found to be $6.14 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $8.02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Halleraker et al. 1998). Berg and Steinnes (1997a) presented figures for the mean ($13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) and median ($11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) content of Rb in *Hylocomium splendens* in Norway. The Slovak bio-monitoring campaign in 2000 revealed a mean and median Rb content in moss (*Pleurozium*, *Hypnum*, *Dicranum*) of 19.9 and $13.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). In France, the Rb content in mosses (5 species, most frequently *Scleropodium purum*) was found to be 2.3 – $124.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while the median was $12.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). The range and mean of the Rb content in *Pleurozium schreberi* from the Ile-de-France area were found to be 7 – $22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Galsomiès et al. 2003). The respective range and median for Rb content in mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) growing in an area 90×90 km situated to the south of Paris were 1.32 – $36.52 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $13.37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Amblard-Gross et al. 2004). The accumulation of Rb in mosses *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* collected in five Romanian sampling campaigns was found to be 1.2 – $135 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). The Rb content in moss *Sanionia uncinata* in King George Island, Antarctica, was found to be $14 \pm 11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Osyczka et al. 2007).

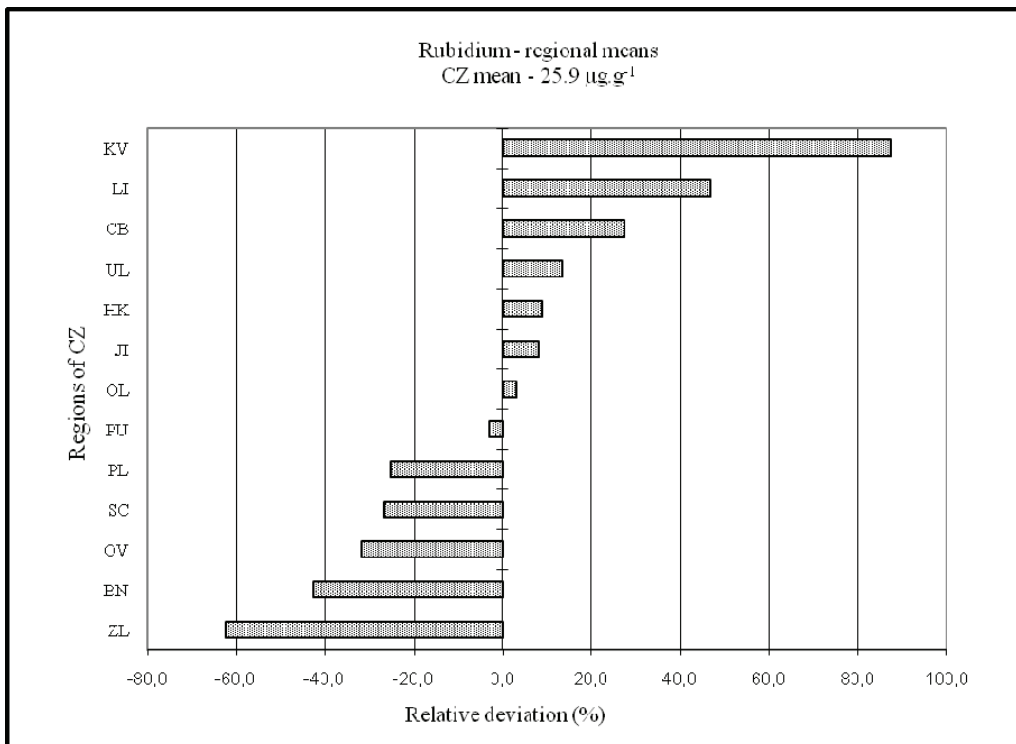
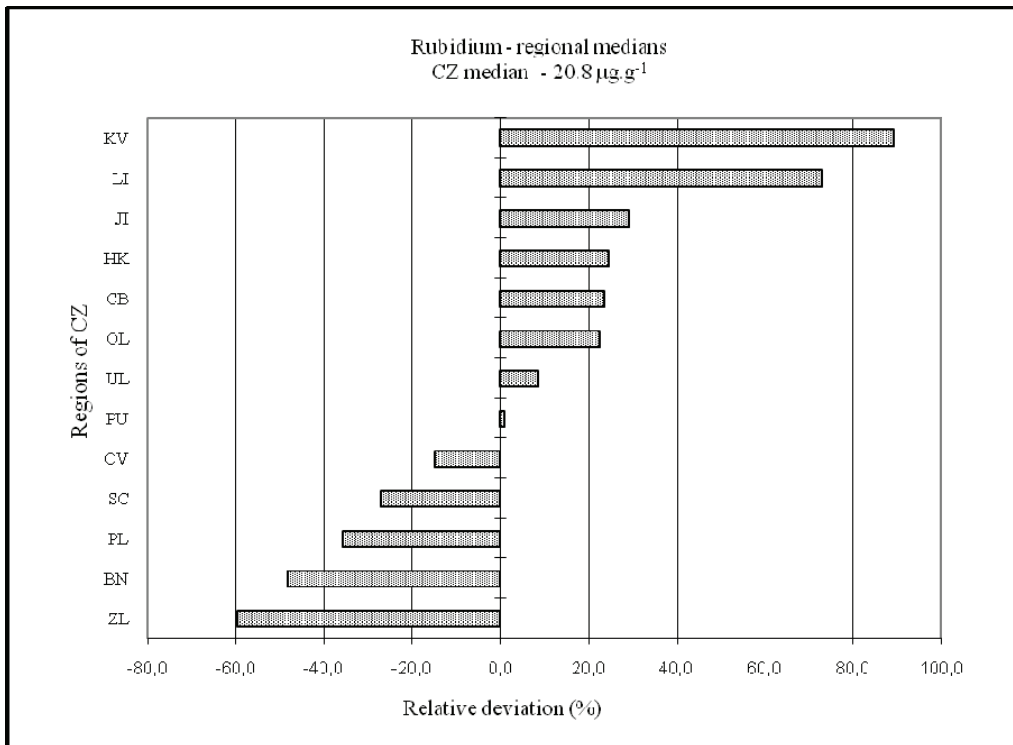


Figure 16 Relative deviations (%) of regional mean and median Rb contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.15 ANTIMONY

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Sb	51	15 (VB)	III, -III; V	121.760	1.82
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	6.697	630.63	1 587	0.200	No data

a) Properties, occurrence and use – general

The introductory table shows the basic physical and chemical properties of Sb, a chalcophile element. Sb is a less abundant element: there is approximately 1 g of Sb in one ton of the continental crust. ¹²¹Sb and ¹²³Sb (1: 0.74) are naturally occurring isotopes, and about 10 other radioisotopes of Sb are known. Sb can be found in nature in a pure form or in minerals, such as andorite (PbAgSb₃S₆), antimonite or stibnite (Sb₂S₃), cervanite (Sb₂O₄), gudmundite, (FeSbS), jamesonite (Pb₅FeSb₆S₁₄), livingstonite (HgSb₄S₈), valentinite (Sb₂O₃), and others. Insignificant CZ Sb deposits are found in Krásná Hora near Příbram, Příčov in central Bohemia, and Hynčice pod Sušinou in northwestern Moravia. An increased content of Sb in CZ stream sediments has been found mainly in the surroundings of Prague, Příbram, Karlovy Vary, Brno, Olomouc and Ostrava (Abraham et al. 2002). Under the reduction setting of soils Sb can be methylated by microorganisms (Gates et al. 1997).

The typical content of Sb in igneous rock types is 0.2 µg.g⁻¹, while in metamorphic rock and sediments it is about 0.01–1.5 µg.g⁻¹ (Beneš 1994). The average Sb content in CZ coals is 0.64 µg.g⁻¹, and in power plant ash 3.75 µg.g⁻¹ (Třebichavský et al. 1998). Soil covers and surface fresh water contain about 0.01–2.0 µg.g⁻¹ and 0.5–5 µg.l⁻¹, respectively. The FOREGS survey stated medians for Sb contents in topsoils and subsoil in Europe of 0.60 and 0.47 mg.kg⁻¹, respectively (De Vos and Tarvainen 2006). The input of Sb from contaminated soils (500 µg.g⁻¹) into crops is reported to be low (Hammel et al. 2000). Abrasion of car brake linings seems to be an important source of air contamination by particles containing Sb along roads and in towns (Weckwerth 2001).

Sb has not been shown to be an essential element for any group of organisms. Plants accumulate amounts of Sb within the range of 0.1–200 µg.g⁻¹, and older leaves of plants tend to contain higher Sb concentrations than younger leaves. Tyler (2005) determined respective Sb concentrations of 0.016–0.035, 0.130, 0.331 and 0.0014–0.0073 µg.g⁻¹ in beech leaves, litter, forest floor humus and mushrooms in an unpolluted beech forest in Sweden. Sb is an antagonist of arsenic and selenium in biological systems. Sb can be bound to sulphhydryl (–SH) groups of many enzymes.

The use of Sb and its compounds is important in the production of special alloys (hard lead Sb–Sn–Pb, type metals, pellets), rubber vulcanisation agents, semiconductors, batteries, crystal glass and screens, dyeing of glass and ceramics, flame proofing compounds (Sb₂O₃), catalysts, pigments, human and veterinary drugs. Sb₂S₃ is used as a lubricant in automobile brake linings.

Sb and its compounds are considered highly poisonous substances. Sb is a known carcinogen. The lethal dose LD₅₀ for adult people and pure Sb is about 53 g. Sb⁺³ is much more toxic than Sb⁺⁵. In general, toxic Sb doses for men and rats are stated at 100 mg.day⁻¹ and 10–75 mg.day⁻¹. The toxicity of Sb appears in skin irritation, inflammation of oral cavity mucosa, glycogen production disorders in the liver, diarrhoea, edginess, vomiting, heart dysfunctions, etc., which may lead to death within a few days. Sb poisoning is very similar to arsenic poisoning. In small doses, antimony causes headaches, dizziness and depression.

There is shortage of reliable data in the literature about Sb deficiency effects, if any.

b) Distribution of Sb content in moss in 2000

Basic statistics for analytical data of the total and regional moss sampling sets are given in Tables 5–18. The current content of Sb in moss in CZ was 0.018–0.903 µg.g⁻¹, and the average content was about 0.117 µg.g⁻¹. The distribution of Sb in moss is depicted in the inserted point and isopleth maps. The following areas of very high Sb content in moss were found:

1. The surroundings of Příbram in the southwestern part of central Bohemia.
2. Near Nový Bor in northwestern Bohemia.

The crucial source of Sb in CZ is the operation of the secondary lead smelter in Příbram. A slightly increased accumulation of Sb in moss was revealed between Prague and Suchov in central Bohemia, in the western part of the

Krkonoše Mts, near Vysoké Mýto in northeastern Bohemia, and near Frýdek Místek in northeastern Moravia. The lowest content of Sb was in the moss samples collected in southeastern Bohemia and in the southern half of Moravia. In about 95% of the CZ territory, the Sb content in moss did not exceed $0.20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Figure 17 shows differences in the average Sb content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Sb content in moss in CZ.

c) Identification of potential pollution sources

High accumulations of Sb in moss can be explained by the operation of the following pollution sources:

1. The operation of the secondary lead smelter in Příbram, production of lead products and alloys.
2. The operation of a glassworks near Kamenický Šenov.

Increased accumulation of Sb in moss can be associated with the operation of metallurgical and engineering plants in Rakovník and Kladno in central Bohemia, glassworks near Desná in northern Bohemia, in the production of electrocompounds near Rožnov pod Radhoštěm, and local metallurgical and engineering plants in northeastern Moravia. Traffic is an important source of Sb, mainly in urban agglomerations.

d) Comparison with other countries

Sb is one of the elements whose content in moss has decreased significantly in southern Sweden. In *Pleurozium schreberi* the mean Sb content in 1975 was found to be $0.41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while in 2000 it was nearly four times lower at $0.11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in the area (Rühling and Tyler 2004). The content of Sb in moss species from the Central Barrenlands was reported to be $0.009\text{--}0.068 \mu\text{g}/\text{g}$ and in *Hylocomium splendens* $0.030 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). In the Barents region, medians for Sb content in *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* were the same at $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998). In Norway, the mean and median Sb contents in *Hylocomium splendens* were found to be $0.15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.092 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997a). Medians of $0.39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $0.25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ were published for Sb content in *Pleurozium schreberi* from the Silesia–Kraków and Legnica–Głogów industrial areas in Poland and from a control area in northeastern Poland, respectively (Grodzińska et al. 2003). Slovak biomonitoring reports state mean and median Sb content in moss (*Pleurozium*, *Dicranum*, *Hypnum*) of 1.49 and $0.87 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). In the area of the Ile-de-France, the range and mean of the Sb content in *Pleurozium schreberi* were reported to be $0.3\text{--}0.6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Galsomiès et al. 2003). Mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) contained Sb in the range $0.08\text{--}0.73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while the mean and medium values were $0.28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Amblard-Gross et al. 2004).

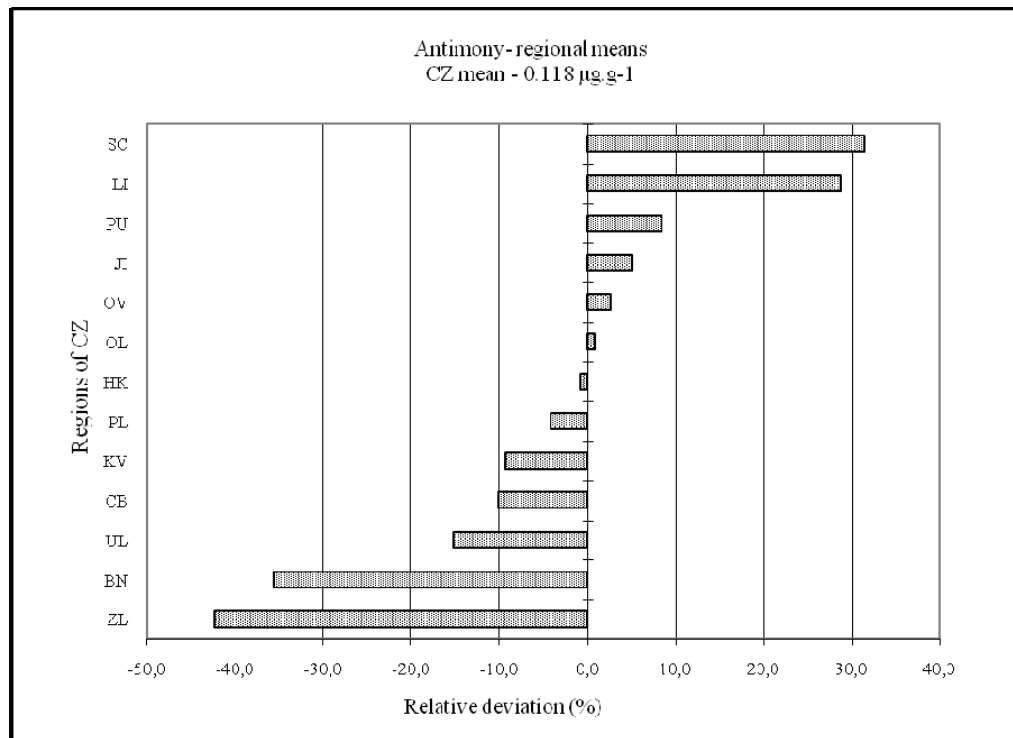
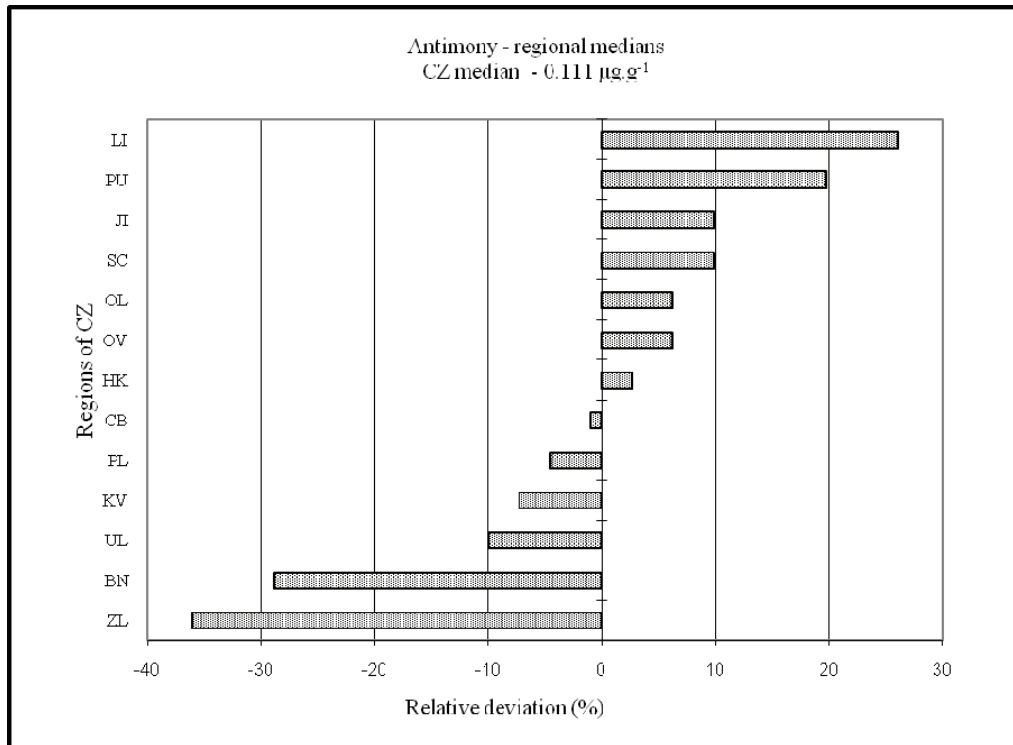


Figure 17 Relative deviations (%) of regional mean and median Sb contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.16 SELENIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Se	34	16 (VIB)	-II, IV, VI	78.960	2.48
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	4.819	221.0	685.0	0.050	0.05

a) Properties, occurrence and use – general

Basic information about the physical and chemical properties of selenium (Se), a chalcophile-organophile element, is gathered in the introductory table. Se is typically a dispersed rock element, seldom occurring in a pure form, but it regularly accompanies sulphides. Se consists of six naturally occurring isotopes ⁷⁴Se, ⁷⁶Se, ⁷⁷Se, ⁷⁸Se, ⁸⁰Se, ⁸²Se (0.01: 0.20: 0.15: 0.48: 1: 0.18), five of which are stable. In addition, 23 radioisotopes are known. Se forms a part of the minerals berzelianite (Cu₂Se), clausthalite (PbSe), crookesite [Cu₇(Tl,Ag)Se₄], eucairite (CuAgSe), neumannite [(Ag₂Pb)Se], and others. In traces, Se is regularly found in other minerals, e.g., pyrite, chalcopyrite, sphalerite, and in U–Se, Cu–Mo, Sb–Hg ores. Ore deposits in CZ contain admixtures of Se at Staré Ransko, Rožany, Sklené, Rožná, Zlaté Hory, Kraslice and Tisová. In magmatic rock types the content of Se reaches 0.05–0.2 mg.kg⁻¹, and the Se content decreases from acid to basic rock. The Se content in sedimentary rock is found to be in the range 0.05–0.6 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Siberian oil contains 0.8–8 g of Se per ton. The average Se content in CZ coal is 2.64 mg.kg⁻¹, in brown coal 0.88 mg.kg⁻¹, and in power plant ash 2.52 mg.kg⁻¹ (Trebichavský et al. 1998). Coal fly ash can be an important source of Se in Se deficient soil covers (Gutenmann and Lisk 1996). The Se content in soil covers is 0.1–2 mg.kg⁻¹. The Se content in stream water is below 0.001 mg.l⁻¹, and in river water 0.002–0.003 mg.l⁻¹. Se concentration above 0.01 mg.l⁻¹ imparts a smell of garlic to the water.

Se is an essential element for several species of vessel plants and for most animals. For example, Se forms part of the enzyme glutathion peroxidase, interferes with S and N metabolism, and forms a part of Se-amino acids. Animals need Se for proper metabolism of lipids, blood formation, heart function, teeth protection, etc. (Bock et al. 1991, Lauchli 1993, Terry et al. 2000). Se is a protective agent against cardiovascular diseases, heavy metal intoxication, harmful radiation effects, and chemoinduction of cancers. Vessel plants contain 0.01–2 mg of Se per kilogram of dry weight, and Se concentration increases with the age of the leaves. In an unpolluted beech forest in Sweden, beech litter, forest floor and mushrooms contained 0.261, 0.650 and 0.022–1.26 mg.kg⁻¹ in, respectively (Tyler 2005). Average Se contents in the foliage of individual tree species in SK forests were determined as follows (in µg.g⁻¹): beech (*Fagus sylvatica*) 0.06±0.04, oak (*Quercus robur*) 0.05±0.05, spruce (*Picea abies*) 0.05±0.20, pine (*Pinus sylvestris*) 0.07±0.05 and fir (*Abies alba*) 0.07±0.07. Exogenous Se was not detected in the stomata of the analysed foliage of forest tree species (Maňkovská 1996). However, some organisms accumulate Se in amounts dangerous for animals, e.g., mushrooms in fruiting bodies (*Boletus edulis*), vessel plants *Astragalus bisulcatus*, *Stanleya pinnata*, and some species of other families, e.g., *Asteraceae*, *Brassicaceae* and *Rubiaceae*. The total Se content in world plant biomass has been estimated at 3.682×10⁴ t (Markert 1995).

Anode metal from electrolytic copper refineries and from recycling are the main current sources of Se. Se and its compounds are used for producing Pb products (accumulators), for manufacturing glass and ceramics, Se-Bi alloys, electrotechnical compounds (semiconductors, rectifiers, photoresistants, electric converters), solar batteries, xerographic cylinders, pigments, additives to vulcanised rubber to improve abrasion resistance, additives in stainless steels, in the preparation of pharmaceuticals, in antidandruff shampoos, etc. The main anthropogenic source of Se is from coal combustion. Sulphur and Se have the same sources but a different atmospheric cycle (Wen and Carignan 2007).

When taken in excessive amounts, Se and its compounds are toxic for organisms, e.g., for plants (Se⁺⁴ in soil solution 1–2 mg.l⁻¹), for man (5 mg.day⁻¹), and for rats (1–2 mg.day⁻¹). Se blocks the incorporation of S into amino acids, causes lassitude, diarrhoea, respiration disorders, cramps and death. Acute inhalation exposure to elemental selenium dust results in irritation of the mucous membranes in the nose and throat, producing coughing, bronchial spasms and bronchitis. Some Se compounds have been shown to initiate cancer formation. Selenites (SeO₃²⁻) are more toxic than selenates (SeO₄²⁻). Selenium has a very narrow margin of safety. For example, goats require Se in an amount of 0.2 mg.kg⁻¹ and the toxic level is about 3 mg.kg⁻¹. Blind staggers is a disease that can affect livestock that consume plants high in selenium.

Selenium is an essential element in human nutrition, with a recommended daily allowance of 0.070 mg for men, 0.055 mg for women, and 8.7×10^{-4} mg.kg⁻¹.day⁻¹ for infants. Selenium deficiency can lead to Keshan's disease (a disease of the heart muscle), which is potentially fatal. Selenium deficiency also contributes (along with iodine deficiency) to Kaschin-Beck's disease (a disorder of the bones and joints). Low levels of Se may increase oxidative stress on the immune system. Several studies have also suggested a link between cancer and selenium deficiency. The median of Se concentrations in the blood of healthy donors was 81.9 µg.l⁻¹ and the Se concentrations were below the recommended 60 µg.l⁻¹ in only 10% of cases in CZ in 2000 (Batárióvá et al. 2005).

b) Distribution of Se content in moss in 2000

The basic statistics for analytical results of the total and regional CZ sets of moss data are given in Tables 5–18. The current range of Se in moss was 0.104–1.04 µg.g⁻¹, and the average value was 0.269 µg.g⁻¹.

The inserted classed post map and isopleth map show the distribution of Se in moss in CZ. In the inserted maps, the following sites of increased Se accumulation in moss are depicted:

1. Krušné Mts near Teplice (Krupka) and the brown coal basin area in western Bohemia between Teplice and Kadaň.

An increased Se content in moss was revealed near Nový Bor, in the border area near Frýdlant and near Tanvald in northern Bohemia, and locally between Mělník and Beroun in the western part of central Bohemia, in the Orlické Mts, in Svitavy in northeastern Bohemia, and in the Ostrava and Frýdek Místek district in northeastern Moravia.

The lowest accumulation of Se in moss was found in the whole southern half of CZ. Current industrial activities in the CZ part of the Black Triangle II area are found to have a very small effect on Se accumulation in moss. In about 80% of the CZ territory, the Se content in moss did not exceed 0.3 µg.g⁻¹. Differences in the average Se content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Se content in moss in CZ are depicted in Figure 18.

c) Identification of potential pollution sources

1. Combustion of brown coal in local power plants and the operation of chemical plants may be the most important sources of Se in the area. However, the Se source near Teplice was not correctly identified, several metallurgical and glass-ceramic works operate in the area.

The increased accumulation of Se in moss in northern Bohemia can be associated with the operation of local glassworks (Nový Bor, Desná), and with the operation of the nearby brown coal power plant in Bogatynia, Poland. The operation of a local power plant, cement kilns and the industrial furnaces of metallurgical plants in Buštěhrad affect the area between Mělník and Beroun, and cement kilns, engineering plants and non-ferrous metallurgical plants and chemical works (Bohumín) affect the area in northeastern Moravia.

d) Comparison with other countries

Rühling and Tyler (2004) stated a twofold decrease in the Se content in moss from southern Sweden in the course of 25 years. The respective mean Se contents in *Pleurozium schreberi* from the area were found to be 0.48 µg.g⁻¹ and 0.17 µg.g⁻¹ in 1975 and 2000. The Se content in *Hylocomium splendens* from the central Barrenlands was stated to be 0.07 µg.g⁻¹, and in other moss species about 0.10 µg.g⁻¹ (Chiarenzelli et al. 2001). The medians of the Se content in *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* from the Barents region were less than 0.08 µg.g⁻¹ (Halleraker et al. 1998). The mean and median Se content in *Hylocomium splendens* from Norway were stated to be 0.39 µg.g⁻¹ and 0.22 µg.g⁻¹ (Berg and Steinnes 1997a). The medians of the Se content in *Pleurozium schreberi* from the Silesia–Kraków and Legnica–Głogów industrial regions in southern Poland were 0.18 µg.g⁻¹ and 0.13 µg.g⁻¹, while for a control region in northeastern Poland the median was 0.10 µg.g⁻¹ (Grodzińska et al. 2003). The range and mean of the Se content values in *Pleurozium schreberi* from the Ile-de-France area were 0.1–0.2 µg.g⁻¹ and 0.2 µg.g⁻¹, respectively, (Galsomiès et al. 2003). In Spain (Galicia) the medians of the Se content in *Scleropodium purum* in 1995 and 1997 were 0.562 µg.g⁻¹ and 0.664 µg.g⁻¹, while in 2000 and 2002 the medians were 0.106 µg.g⁻¹ and 0.132 µg.g⁻¹. The time increasing trend of the Se content in the moss is allegedly due to differences in the design of the moss sampling (Fernández et al. 2005). An Se content of 0.029–5.0 µg.g⁻¹ was found in the substitute moss bio-indicators *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* in Romania in five sampling campaigns (Lucaciu et al. 2004).

Huang and Galson (2002) determined distribution of Se concentrations in mosses around a Zn–Pb smelter in Australia.

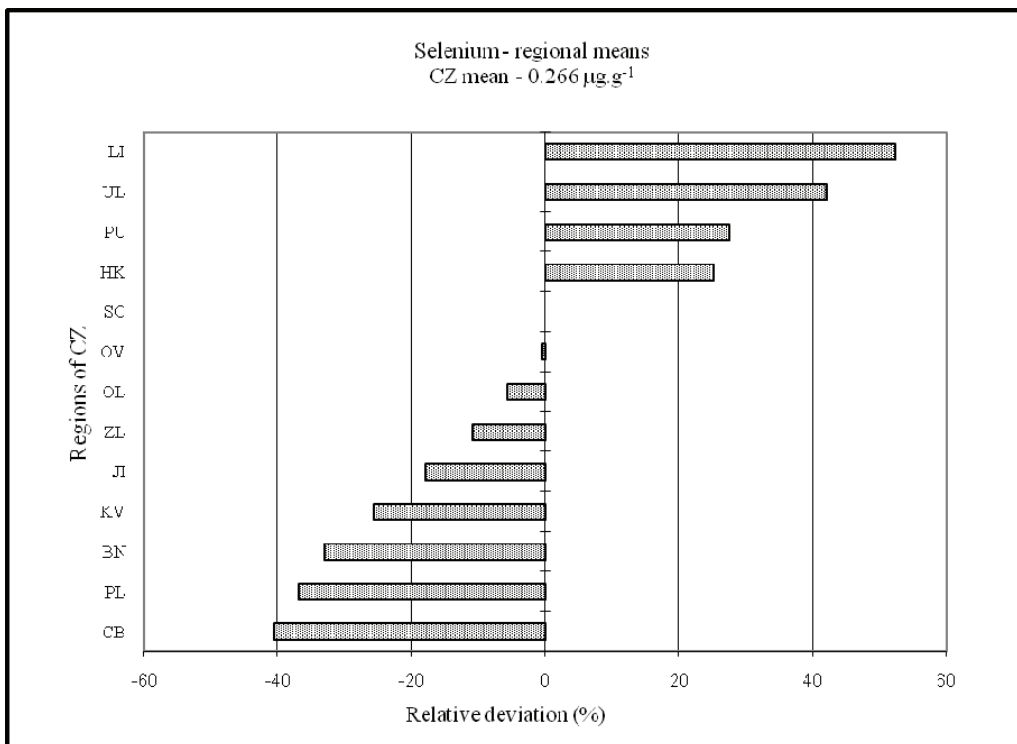
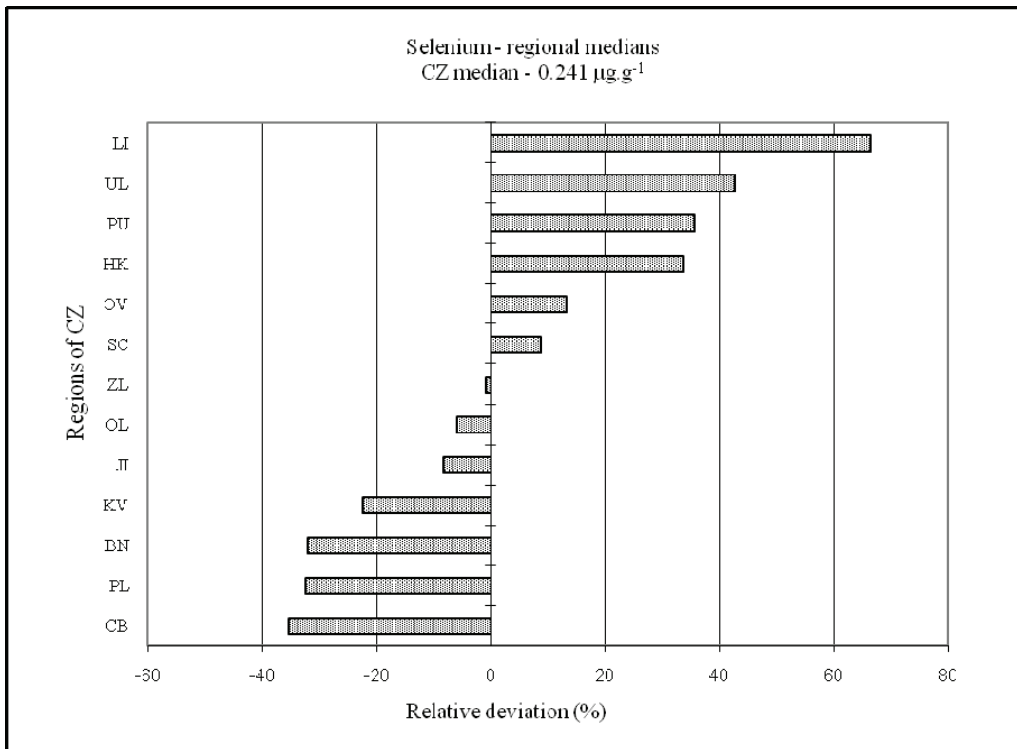


Figure 18 Relative deviations (%) of regional mean and median Se contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.17 TIN

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Sn	50	14 (IVB)	II; IV	118.71	1.72
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	7.310	231.9	2 270	2.200	0.2

a) Properties, occurrence and use – general

The basic physical and chemical properties of tin (Sn) are presented in the introductory table. Sn is a chalcophile-lithophile and rather scarce element. In terms of its mass share in the Earth's crust, Sn occupies 50th place among the elements. In nature, Sn has ten stable isotopes (the largest number among all the elements), of which ¹¹⁶Sn (15%), ¹¹⁸Sn (24%) and ¹²⁰Sn (33%) are the most abundant. About 28 radioisotopes are known. Sn rarely occurs in a pure form, but commonly appears in traces scattered in rock mass. A higher content of Sn can be found in minerals such as romarchite (SnO), cassiterite (SnO₂), herzenbergite (SnS), berndtite (SnS₂), ottemannite (Sn₂S₃), stannite (Cu₂FeSnS₄), and others. Sn emerges as an isomorphic admixture in Nb, Ta, Ti minerals. Small deposits of Sn ores were extracted in CZ, e.g., in the Krušné Mts, and near Nové Město pod Smrkem, Zlatý Kopec, Čistá, Rožná and other sites. The atlas of mineral prospecting (Abraham et al. 2002) provides full information on the distribution of cassiterite (SnO₂) in stream sediments in CZ. Typical contents of Sn in magmatic rock are 0.3–3.6 mg.kg⁻¹, with increasing concentrations from ultrabasic to acidic rock types. Sedimentary rocks contain little Sn, about 0.1 mg.kg⁻¹, but pelites can contain 6 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). The greisens from Cínovec (Krušné Mts) contain 1 g of Sn per kilogram. Sedimentary and metamorphic rocks in CZ contain Sn in an amount of 1–3 mg.kg⁻¹, with maximum values in chalk mudstones of about 11 mg.kg⁻¹ (Trebichavský et al. 1998). Coal and coal ash contain Sn in amounts of about 2 and 3–12 mg.kg⁻¹. The typical Se content in soil covers is 2–15 mg.kg⁻¹, in Europe 2–3 mg.kg⁻¹. Sn²⁺ appears abundantly in acidic and reduction soil conditions, and it is strongly bound to organic soil compounds. The FOREGS survey published the same value for the medians of Sn content in European topsoils and subsoils of 3 mg.kg⁻¹ (De Vos and Tarvainen 2006). The content of Sn in fresh surface waters is only about 0.01–0.04 µg.l⁻¹.

Although Sn is not rated as an essential element for plants, and the indispensability of Sn for animals is under discussion, Sn and its compounds do have biological effects. Vessel plants contain Sn in amounts of 0.02–0.04 mg.kg⁻¹, but some species, such as *Silene vulgaris*, may accumulate a substantially higher quantity of Sn. The respective concentrations of Sn in beech leaves, litter and forest floor in an unpolluted beech forest in Sweden were 0.012–0.062, 0.193, 0.650 mg.kg⁻¹ (Tyler 2005). Vegetables usually contain less than 1 mg of Sn per kilogramme.

Sn and its compounds are used in the production of pewterware, special alloys and solders (Pb–Sn, Pb–Sn–Sb, Sn–Sb–Cu, Cu–Pb–Sn), superconductors (Sn–Nb), plates for casting window glass, plating, textile printing (calico), reduction agents, ceramic pigment extenders, toothpaste, pesticides, stabilizers of plastics, flammable admixtures, oil additives, etc. Organotin (trialkyl organotin family) is mainly used as an active ingredient in biocides to control a broad spectrum of organisms, in fungicides, insecticides, bactericides (antifouling of sea boats, fungicides in water systems). Diorganotins have no antifungal activity. They are used in polymer manufacturing, as PVC heat stabilizers.

The toxicity of metallic Sn is very low, in contrast to SnH₄. Oral uptake of Sn causes nausea, abdominal cramps and vomiting. Sn toxicity leads to skin and mucosa irritation, anorexia, diarrhoea and cramps that may lead to death. Sn is accumulated in all internal organs except for the thyroid (iodine antagonist). The toxicity of organotins increases with the number of substituents (Ciucani et al. 2004, Dopp et al. 2004, Gadd 2000). Tri-*n*-alkyltins are phytotoxic, and therefore cannot be used in agriculture. Alkylated Sn compounds may be extremely toxic for mollusc, mainly mussels (leading to imposex), and embryonic and early life stages of fish. Rats and rabbits accumulate both inorganic and organic tin in their skin and keratinised appendages. Reported oral LD₅₀ values for tributyltin oxide range from 55 to 87 mg.kg⁻¹ in mice and rats. The half-life of inorganic tin in the femur (rats) is estimated to be 34–40 days. Half-lives of 85 and 50 days have been reported for tin in the liver and in the spleen, respectively. Human exposure to tributyltin (TBT) occurs, primarily, through consumption of contaminated food. The tolerable daily intake of TBT is 0.25 µg.kg⁻¹ body.

There are no known problems due to tin deficiency in humans. However, a tin-deficiency state has been reported in rats. Tin-deficient diets resulted in poor growth, reduced feeding efficiency, hearing loss, and bilateral (male pattern) hair loss in rats.

b) Distribution of Sn content in moss in 2000

The basic statistics for analytical results of the moss samples for CZ as a whole and for the individual administrative regions are given in Tables 5–18. The current Sn content in moss was 0.080–1.03 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The mean and median values are 0.207 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.188 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

The distribution of Sn content in moss at the sampling plots is depicted in the inserted classed post map and isopleth map. High accumulations of Sn in moss in CZ were found at the following sites:

1. Near Příbram and Rokycany in southwestern Bohemia.
2. Near Lovosice in northwestern Bohemia.
3. Near Nový Jičín and Frýdek Místek in northeastern Moravia.

An increased content of Sn in moss was found between Chrudim and Česká Třebová in northeastern Bohemia and, very locally, e.g., near Teplice, Česká Kamenice, Frýdlant, Kladno, and Krnov. The lowest Sn content in moss in the country was observed in southern and western Bohemia, in southern Moravia and in parts of northern and western Bohemia. In about 90% of the CZ territory the Sn content in moss did not exceed 0.30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Figure 19 shows the differences in the average Sn content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Sn content in moss in CZ as a whole.

c) Identification of potential pollution sources

Although there are frequent Sn deposits in bedrock types in CZ, the source of Sn in current atmospheric fallout in CZ is mainly industrial, including industrial coal combustion, rather than lithogenic. The three hot spots listed above can be explained by the operation of the following pollution sources of Sn:

1. The operation of the secondary lead smelter in Příbram, and the processing of Sn-rich wastes at an ironworks near Rokycany (Hrádek). (This ironworks has been out of operation since 2001).
2. Recycling of Sn from scrap, electrocompounds, etc.
3. Processing of wastes containing Sn, the operation of metallurgical and engineering plants in the industrialised district.

Locally increased accumulation of Sn in moss may have been caused by the operation of engineering plants and municipal waste incinerators in towns in northeastern Bohemia, by the operation of ironworks processing scrap (Kladno), the operation of glassworks (northern Bohemia), the operation of a brown coal power plant in Bogatynia, Poland, and by the production of electrotechnical compounds (Krnov), etc.

d) Comparison with other countries

Published data for the Sn content in moss bioindicators in other countries are rare. However, Rühling and Tyler (2004) published a fivefold decrease in Sn content in moss in southern Sweden over a period of 25 years. The mean Sn contents in *Pleurozium schreberi* from the area in 1975 and 2000 were 0.49 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.09 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. Berg and Steinnes (1997a) presented the mean and median Sn content in *Hylocomium splendens* in Norway of 0.25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.17 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. The published results of the moss survey in 2000 in Slovakia stated an average and mean Sn content in mosses (*Pleurozium*, *Hypnum*, *Dicranum*) of 0.352 and 0.236 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). The average accumulation of Sn in mosses in the Slovak Republic is about 1.5 times higher than in CZ.

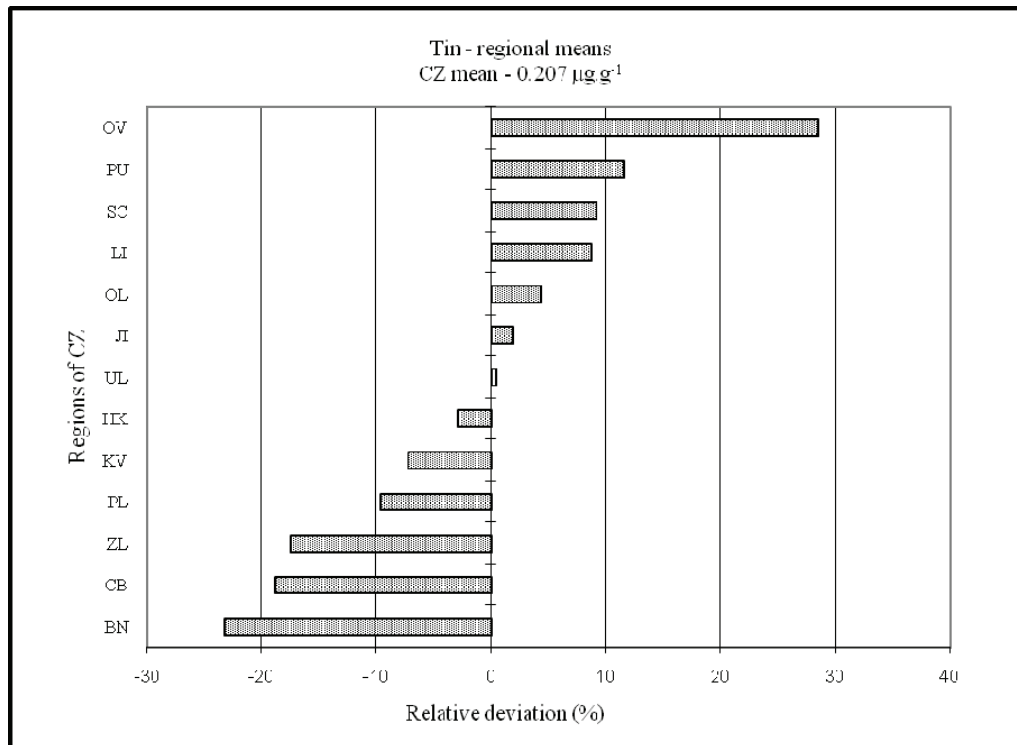
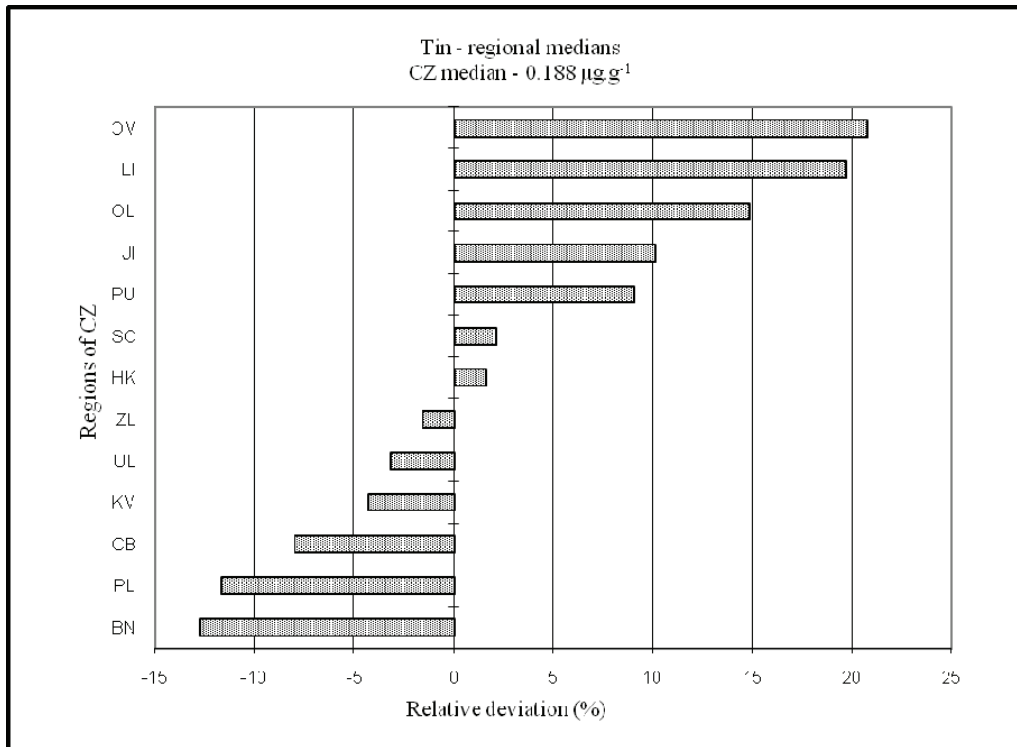


Figure 19 Relative deviations (%) of regional mean and median Sn contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.18 STRONTIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Sr	38	2 (IIA)	II	87.620	0.99
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	2.630	777	1 382	360-450	4.6-25

a) Properties, occurrence and use – general

The introductory table provides elementary information on the physical and chemical properties of strontium (Sr), a representative of the group of alkaline earth elements. Sr has similar properties to those of calcium and barium, and frequently accompanies calcite rock types. Sr is classed among the more abundant elements, occupying 15th place by mass in the Earth's crust. Natural Sr consists of four isotopes ⁸⁴Sr, ⁸⁶Sr, ⁸⁷Sr, ⁸⁸Sr (0.007: 0.11: 0.08: 1). Since the first detonation of nuclear weapons and following the Chernobyl nuclear accident in 1986, radioisotope ⁹⁰Sr (with a half-life of 28 years) has become a compound of atmospheric deposition. About sixteen other radioactive isotopes have been produced artificially. Due to its high reactivity, Sr is not known in a pure form in nature. Sr is a lithophile element occurring dispersed in rock types. Sr²⁺ frequently disperses Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ and Ba²⁺ in calcites and dolomites and in feldspars, gypsum, plagioclase and Ba compounds. Sr can be found abundantly in Sr-rich apatite and in the minerals acuminite [SrAlF₄(OH).H₂O], ancyllite [(SrCe(CO₃)₂(OH).H₂O)], celestite (SrSO₄), goyazite [SrAl₃(PO₄)₂(OH)₅.H₂O], manganonordite [Na₃SrCeMnSi₆O₁₇], stroncianite (SrCO₃), witherite (SrCO₃), and others. Sr ores do not occur in CZ. The highest content of Sr is stated from ultramaphic (1,000–1,500 mg.kg⁻¹), medium and basic magmatic rock types (150–600 mg.kg⁻¹), in limestone and dolomites 450–600 mg.kg⁻¹, and in psamites only 20 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). The average content of Sr in coal is 240 mg.kg⁻¹, in coal ash 420–850 mg.kg⁻¹, while CZ power plant ash contains on an average 490 mg.kg⁻¹ (Trebičavský et al. 1998). The typical Sr content in CZ soil covers is 20–400 mg.kg⁻¹. Sr in soil is bound to organic compounds and it is adsorbed on clay minerals. The FOREGS survey stated medians of Sr content in forest floor humus, topsoils and subsoils of 17.4, 89 and 95 mg.kg⁻¹ (De Vos and Tarvainen 2006). CZ fresh surface water and well waters contain Sr in amounts of 0.08–0.11 mg.l⁻¹ and 0.06–0.44 mg.l⁻¹, respectively. Mineral waters may contain much more Sr (2–20 mg.l⁻¹). Water in oceans contains about 8 mg of Sr per litre.

Sr is not known to be an essential element for any group of organisms. However, some biota accumulate Sr in high amounts (some protozoan, brown algae, and vessel plants) and the functions of Sr in organisms are being re-evaluated. Higher plants contain Sr in a large concentration range 3–400 µg.g⁻¹, and the Sr concentration in leaves tends to increase with the age of the leaves. Grains of cereals accumulate small amounts of Sr (0.5–3.5 mg.kg⁻¹), while leaves and straw contain 6–40 mg.kg⁻¹. In an unpolluted beech forest in Sweden, Sr concentrations in beech leaves, litter, forest floor and mushrooms were 26–31, 34, 22 and 0.090–0.600 µg.g⁻¹, respectively (Tyler 2005). The average Sr content in the foliage of individual tree species (in µg.g⁻¹) in forests in Slovakia was found to have the following values (Maňková 1996): (*Fagus sylvatica*) 29.3±20.3, oak (*Quercus robur*) 21.3±12.7, spruce (*Picea abies*) 22.7±23.9, pine (*Pinus sylvestris*) 9.9±7.6 and fir (*Abies alba*) 19.9±35.4. The total Sr content in world plant biomass was estimated at 9.2×10⁷ t (Markert 1992).

Sr and its compounds are used in the production of permanent magnets, special alloys (e.g., Sr–Al–Si, Sr–Mg), electrolysis Zn, glass and TV screens, fireproof ceramics and ceramic glazes, catalysts, pyrotechnics, lubricants, pigments, medicines, depilatories, etc. Some Sr radioisotopes are used in carcinoma therapy.

Pure Sr is extremely reactive with air and water. Natural (stable) Sr compounds are considered to have low toxicity. The human body accepts and treats Sr as if it were calcium. However, disorders in the Sr/Ca ratio in food may cause bone disease and tooth decay. Contact with some Sr salts can corrode skin and mucosa. Sr intoxications are mild, and are similar to intoxications by Ca. In contrast, the health effects of radioactive ⁹⁰Sr are considered very risky for bone disorders and cancer.

b) Distribution of Sr content in moss in 2000

Basic statistics for the moss analytical results of all CZ moss samples and samples from the individual administrative regions are given in Tables 5–18. The current content of Sr in moss in CZ was found to be in the range of 3.95–52.5 µg.g⁻¹, and the average value was 9.69 µg.g⁻¹.

The distribution of Sr in moss in CZ is documented in the inserted classed post map and isopleth map. The following areas of high accumulation of Sr in moss were found:

1. Near Karlovy Vary (Ostrov) in western Bohemia.
2. In the brown coal basin between Lovosice and Chomutov in western Bohemia.
3. Near Kyjov in southern Moravia.

A locally increased accumulation of Sr in moss was revealed, e.g., near Znojmo and Brno in southern Moravia and at several isolated sites, e.g., near Pardubice, Šumperk and Krnov.

The remaining CZ territory showed a low or very low content of Sr in moss. Differences in the average Sr content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Sr content in moss in CZ are depicted in Figure 20.

c) Identification of potential pollution sources

The origin of Sr in the atmospheric deposition hot spots should be considered as predominantly lithogenic in CZ. The positions of the hot spots can be explained by the operation the following pollution sources:

1. Wind erosion of outbursts of Sr-rich rocks and polymetallic ores in the area, spreading of salts from the local thermal mineral water springs, dustiness due to building works.
2. Dustiness associated with extraction of brown coal and the operation of industrial furnaces, the operation of metallurgical, engineering and chemical plants.
3. Wind erosion of outbursts of lime flysch sediments rich in Sr.

The increased accumulation of Sr in moss near Znojmo and Brno could be related to strong wind erosion of Sr rich lime sediments of Carpathian flysch in the area. The very locally increased accumulation of Sr in moss near Pardubice may be associated with the operation of a local coal power plant, and near Šumperk and Krnov the increased accumulation may be due to local soil and urban/industrial dustiness. In any event, only northwestern Bohemia and southern Moravia are major areas of increased accumulation of Sr in moss.

d) Comparison with other countries

Rühling and Tyler (2004) documented that the Sr content in moss had not decreased significantly in southern Sweden in the course of 25 years. The respective mean Sr contents in moss *Pleurozium schreberi* were 9.8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 9.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975 and 2000, respectively. *Hylocomium splendens* from the Central Barrenlands contained Sr in an amount of 4.49 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while other moss species accumulated Sr up to 62.23 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarienzelli et al. 2001). The medians of the Sr content in *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* from the Barents region were reported to be 9.95 and 10.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Halleraker et al. 1998). In Norway, the mean and median Sr content in *Hylocomium splendens* were 15 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 13 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg and Steinnes 1997a). The medians of the Sr content in *Pleurozium schreberi* from the Silesia–Kraków and Legnica–Głogów industrial areas in southern Poland were 9.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 7.3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively, while the median for a control area in northeastern Poland was 7.0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). The respective mean and median contents of Sr in moss in Slovakia were 86.5 and 61.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). The average Sr content in moss in Slovakia is one order of magnitude higher than in CZ. The content of Sr in mosses (5 species, most frequently *Scleropodium purum*) in France was within the range 4.5–131.9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and the median was 13.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). The accumulation of Sr in moss species *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* in five sets of samples from Romania was within the range 1.8–289 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). The Sr content in moss *Sanionia uncinata* in King George Island, Antarctica, was found to be 69±25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Osyczka et al. 2007).

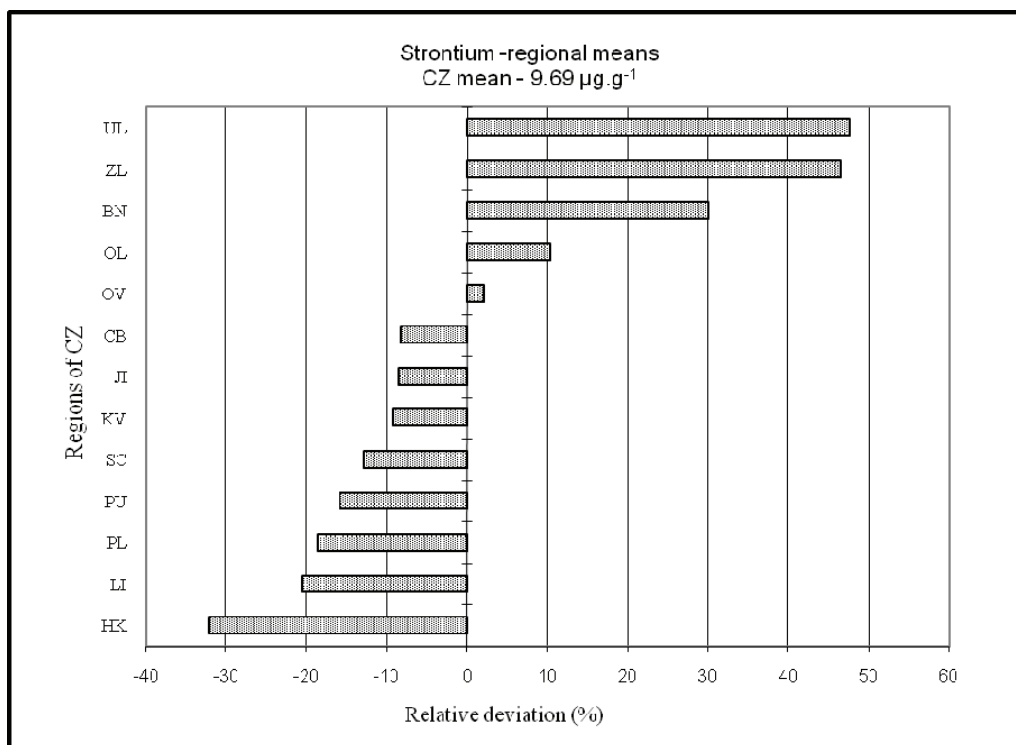
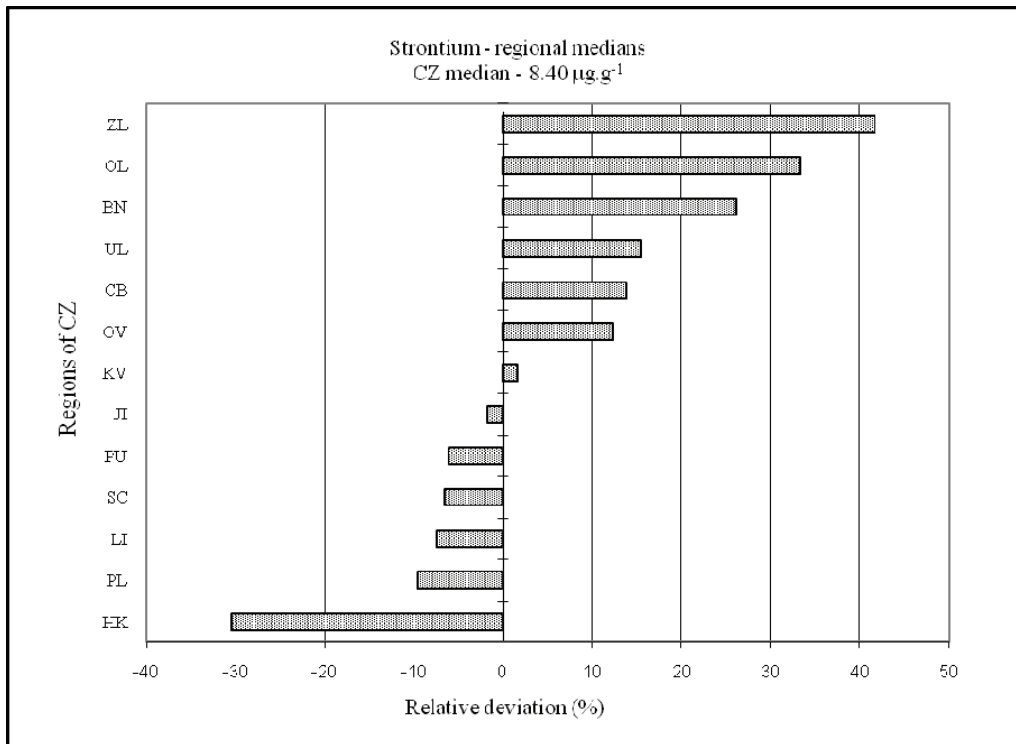


Figure 20 Relative deviations (%) of regional mean and median Sr contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.19 THORIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Th	90	Actinoid	IV	232.038	1.30
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	11.724	1 842	4 820	6.000	No data

a) Properties, occurrence and use – general

The introductory table above provides basic data on the physical and chemical properties of thorium (Th), an element from the group of actinides. Th is a rather abundant element in the Earth's crust. It frequently accompanies the occurrence of U and rare earth elements, such as Ce, La, Y and others. Natural Th, a member of the actinide series, consists a weakly radioactive isotope, ²³²Th, with a half-life of 1.41×10^{10} years. Twenty six other Th radioisotopes are known in the uranium, thorium and actinium families, or they have been produced artificially. Th is frequently present in higher amounts in a silicate or phosphate form in the minerals monazite [(Ce,La,Th,Nd,Y)PO₄], thorite (ThSiO₄) and thorianite (ThO₂), and most frequently as an accessory element in minerals of other elements, for example uranium and zirconium. Th is always a component of sea and hydrothermal uranium ores. The content of Th in igneous rock is 1–20 mg.kg⁻¹, except in the case of ultrabasic rock (0.004 mg.kg⁻¹). Granites most frequently contain 10–40 mg of Th per kilogramme. Sedimentary rocks contain Th in concentrations of 1–2 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). A map of Th radiometric anomalies in CZ (Goliáš 2002) shows the concentrated anomalies mainly in southern Bohemia and in the southwestern part of the Czech-Moravian Highlands. Soil covers contain about 5–9 mg.kg⁻¹, and subsoils contain approximately 1 mg.kg⁻¹ more than topsoils. The FOREGS survey stated Th median contents in European topsoils and subsoils of 7.24 and 7.63 mg.kg⁻¹ (De Vos and Tarvainen 2006). Stream sediments of the Bohemian Massif contain relatively high amounts of Th (> 13 mg.kg⁻¹). The content of Th in waters is low, because it is only slightly soluble. Stream waters contain about 0.001 µg.l⁻¹, while seawater contains only 0.00004 µg.l⁻¹. Th bound to colloidal particles may substantially increase the total Th content in water.

No group of organisms is known to need Th as an essential element. Plants are able to take up Th from soils, waters and dusts (e.g., Shtangeeva and Ayrault 2004, Xu et al. 2003). However, the Th content in plants is some orders of magnitude lower than the Th content in soil. Vessel plants contain Th in the range of 0.03–1.3 µg.g⁻¹ (Miekeley et al. 1994), and Th concentrations in leaves tend to increase with the age of the leaves, because Th is bound to the cell walls and it cannot have much mobility in plants. Blueberry leaves have been found to accumulate Th preferentially in forests (Morton et al. 2002). The determined respective Th concentrations in beech leaves, litter, forest floor and mushrooms in an unpolluted beech forest in Sweden were 0.004–0.021, 0.075, 0.183 and 0.0003–0.0022 mg.kg⁻¹ (Tyler 2005). However, the radioactivity of Th in plants is a matter of greater concern than the determination of Th concentrations.

Th and its compounds are used in the production of special fireproof alloys (Th–Al, Th–Be, Th–Mg, Th–Ni, Th–Pb, etc.), arc light electrodes, bulb filaments, mantles for gas lamps, fire resistant ceramics, etc. Thorium has colouring properties that have made it useful in ceramic glazes. The determination of ²³⁰Th, ²³¹Th and ²⁰⁸Pb contents is utilized for dating geological objects. However, combustion of coal is a major source of radioactive Th (<http://www.ornl.gov/info/ornlreview/rev26-34/text/colmain.html>).

Th is assigned among the chemically slightly toxic elements. However, critical loads for man are not well known, because exposure to Th rarely occurs. However, the radioactive effect is great (especially highly active, short-lived members of the thorium series). Radioisotopes of Th have strong carcinogenic effects. Animal studies have shown that breathing in thorium may result in lung damage. Other studies in animals suggest that drinking massive amounts of thorium can cause death from metal poisoning.

b) Distribution of Th content in moss in 2000

Tables 5–18 provide basic statistics for analytical results of moss analyses for CZ as a whole and for the individual administrative regions. The current Th content in moss was found to be within the range of 0.027–0.808 µg.g⁻¹, while the mean and median Th contents were 0.108 µg.g⁻¹ and 0.090 µg.g⁻¹, respectively.

The distribution of Th in moss in CZ in 2000 is presented in the inserted classed post map and isopleth map. The following areas of high Th content in moss were revealed:

1. Southern Moravia between Přerov and Mikulov.

2. Near Třebíč in southwestern Moravia.
3. The brown coal basin in western Bohemia.

Increased accumulation of Th was found locally near Frýdlant in northern Bohemia, near Krnov in northwestern Moravia, and in northeastern Bohemia.

The lowest content of Th in moss can be seen in southern and southwestern Bohemia, in mountain areas in northern Bohemia, and in the Beskydy Mts in northeastern Moravia. Figure 21 depicts the differences of the average Th content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Th content in moss in CZ.

c) Identification of potential pollution sources

Geogenic Th is the predominant source in the hot spots in CZ.

1. Wind erosion of soil covers on sediments of Carpathian flysch.
2. Wind erosion of a syenite outburst and local soil covers.
3. Dustiness associated with extraction of brown coal and industrial combustion of coal in local power plants and furnaces.

The local contamination near Frýdlant is caused by increased dust deposition due to extraction and combustion of brown coal at the Turów power plant in Bogatynia, Poland. Moss in the suburb of Krnov was soiled by urban and soil dust on a plot sparsely covered by vegetation, and the industrial part of northeastern Bohemia is dusty due to the operation of a coal power plant, the main traffic corridor that passes through it, and soil erosion of local fields. Very locally increased Th accumulation in moss was determined near Příbram-Háje near a pile of waste rocks from a former uranium pit, where stony material was ground up for gravel. The inserted map depicts the distribution of Th in moss *Pleurozium schreberi* near Příbram as determined in a special bio-monitoring campaign in 1999 (Sucharová and Suchara 2004b). However, the crucial Th hot spot in CZ is located in southern Moravia. The increased accumulation of total Th in moss in the Black Triangle I area is of much less concern.

d) Comparison with other countries

The mean Th content in moss *Pleurozium schreberi* in southern Sweden was found to be $0.110 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.039 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975 and 2000, respectively. The decrease in Th content was significant (Rühling and Tyler 2004). The content of Th in moss species in the Central Barrenlands was determined to be between $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $1.60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarienzelli et al. 2001). The medians of the Th content in *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* from the Barents region were $0.022 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.024 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Halleraker et al. 1998). For Norway, the mean and median Th contents in *Hylocomium splendens* were published as $0.07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997). The medians of the Th content in *Pleurozium schreberi* from the Silesia–Kraków and Legnica–Głogów industrial areas and from the control area in northeastern Poland were $0.17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $0.13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Grodzińska et al. 2003). In five sets of moss samples of *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* from Romania, the range of Th content was $0.064\text{--}5.3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004).

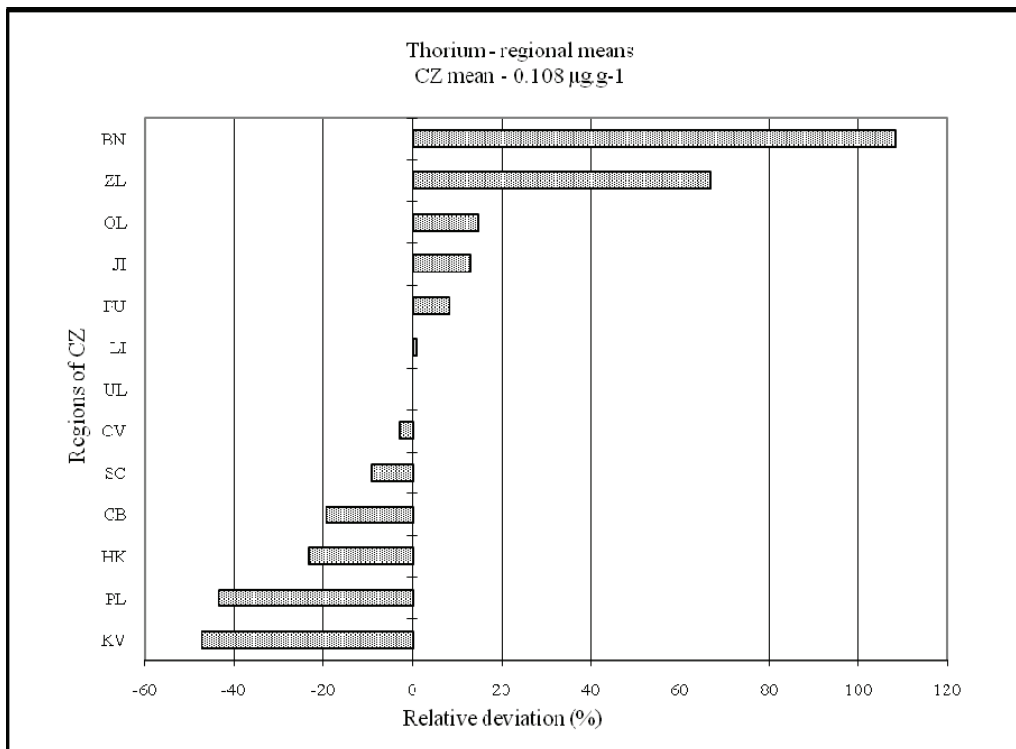
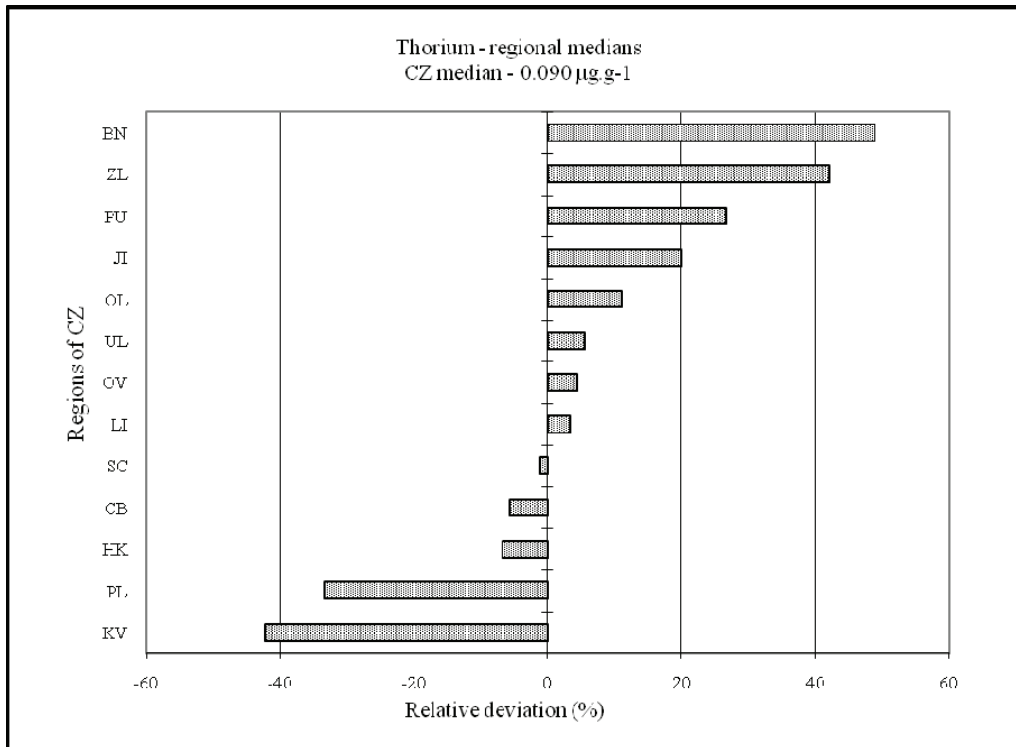


Figure 21 Relative deviations (%) of regional mean and median Th contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.20 THALLIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Tl	81	13 (IIIB)	I; III	204.383	1.44
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	11.850	304	1 473	0.530–0.750	No data

a) Properties, occurrence and use – general

Selected physical and chemical properties of thallium (Tl) are presented in the introductory table. Tl has both chalcophile and lithophile properties. In nature, Tl does not appear in a pure form due to easy oxidation. Natural Tl has two stable isotopes, ²⁰³Tl and ²⁰⁵Tl (29.5% and 70.5%). About 25 radioisotopes are produced in the course of the decay of unstable elements in the families of uranium (²⁰⁶Tl and ²¹⁰Tl), thorium (²⁰⁸Tl) and actinium (²⁰⁷Tl), or have been created artificially. Minerals of Tl are rare. Tl is scattered mainly in pegmatites and granitoids, and there are several minerals in which it appears only rarely. Tl can be found abundantly in zinc, lead and iron sulphides (200–5000 mg.kg⁻¹) and in about 30 other minerals, e.g., in vrbaitite (Hg₃Tl₄As₈Sb₂S₂₀), lorandite (TlAs₂S₂), picotpaulite (TlFe₂S₃), thalfenisite [Tl₆(Fe,Ni,Cu)₂₅S₂₆Cl], rebulite (Tl₅Sb₅As₈S₂₂), crookesite (TlCu₇Se₄), and others. In several minerals (plagioclase, mica, feldspar, soil clay minerals), Tl can isomorphically substitute K and Rb. The content of Tl in magmatic rock is 0.05–2.0 mg.kg⁻¹, while in sedimentary and metamorphic rocks it is 0.01–3.0 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Soil covers contain Tl within the range 0.01–1.0 mg.kg⁻¹. The content of Tl in coal and coal ash is most frequently about 0.85 and 25 mg.kg⁻¹ (Trebichavský et al. 1998). Ash particles released in combustion of brown coal are the main sources of atmospheric Tl (Kazantzis 2000). European soils contain on an average 0.66 mg.kg⁻¹. No particular difference has been found between the Tl content in topsoils and in subsoils (De Vos and Tarvainen 2006). In soils on floodplain sediments, the content of water soluble Tl was found to be low (Jakubowska et al. 2007). Concentrations of Tl in sea and stream waters are 0.00001 µg.l⁻¹ and 0.00003 µg.l⁻¹, respectively.

Tl is not known to be an essential element for any group of organisms. Natural levels of Tl in plants are reported to be between 0.01 and 3 800 mg.kg⁻¹. The typical content of Tl in plants is 0.03–0.3 µg.g⁻¹, and Tl concentration rises with the age of the plant leaves. Species of the *Brassicaceae* family, including many food crops, are ranked as „thallophile“ plants, with a typical Tl content of about 1.5 mg.kg⁻¹.

However, *Plantago lanceolata* species was able to accumulate as much as 321 µg.g⁻¹ in its roots, and the Tl hyperaccumulator *Iberis intermedia* can accumulate considerably more Tl (Schoer and Nagel 1980, Tremel and Mench 1997, Anderson et al. 1999, LaCoste et al. 2001, Al-Najar et al. 2003, Wierzbicka et al. 2004). In a beech forest in an unpolluted part of Sweden, the Tl concentrations in beech leaves, litter, forest floor humus and mushrooms were 0.002–0.004, 0.016, 0.030 and 0.0005–1.4 mg.kg⁻¹ (Tyler 2005).

Tl is used in the production of special steels, ceramics, glass, photocells, electrotechnical compounds (rectifiers, discharge lamps, semiconductors), green fluorescent tubes for reprographic copiers, optics for night vision, for dyeing jewelry, pharmacological products, etc. Tl₂SO₄ was formerly used in the production of insecticides and rhodenticides. Trace amounts of thallium are used as a contrast agent in the visualization of cardiac function and tumors. The main anthropogenic sources of Tl are from the operation of industrial furnaces, steel slugs, cement production, metal refining, etc.

Tl and its salts are highly toxic or extremely toxic for animals and plants (about 1 mg.l⁻¹). The toxicity of Tl is comparable with the toxicity of lead or cadmium. Tl replaces K in biological structures. Tl poisoning may occur via oral ingestion, inhalation of contaminated dust, or dermal absorption. Contact with the skin, mainly with highly soluble Tl⁺¹ compounds, is very dangerous. Tl is suspected to be a human carcinogen. The lethal dose of Tl is 15–20 mg.kg⁻¹, but even smaller doses can be fatal. Tl is first spread to the well-perfused organs such as the kidneys, liver, and muscles. Over the next few hours, Tl is distributed into the CNS. Intoxication of man (600 mg.day⁻¹) produces similar symptoms as for As and Pb, causing vision disorders, vomiting, diarrhoea, cramps, hair loss, injury to the nervous system, total blindness, liver failure, kidney failure and death (Nriagu 1998, Kazantzis 2000, Xiao et al. 2004). Only small differences have been observed in the toxic effects of Tl⁺¹ and Tl⁺³. The antidote to Tl is potassium ferrihexacyanoferrate (Prussian blue or Berlin blue), or detoxication via dialysis. In plants, toxic concentrations of Tl cause chlorophyll degradation (chlorosis), decreasing efficiency of photosynthesis, marginal leaf necroses, decrease of growth (Kaplan et al. 1990b).

b) Distribution of Tl content in moss in 2000

The content of Tl in moss samples in CZ in 2000 was 0.009–0.479 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, and the mean and median values were 0.049 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.037 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Table 5). The basic statistics for analytical results of the samples collected in the individual administrative regions are shown in Tables 6–18.

The distribution of Tl content in moss in CZ is depicted in the inserted classed post map and isopleth map. The following area of high Tl accumulation in moss is shown in the inserted maps:

1. A cross-border area to the north of Děčín (Mikulášovice) in northwestern Bohemia.

A slightly increased content of Tl in moss was found at small isolated sites near Jablonec nad Nisou in northern Bohemia, near Tachov in southwestern Bohemia, at Horní Planá and Suchdol nad Lužnicí in southern Bohemia, near Krnov in northwestern Moravia, and near Frýdek Místek in northeastern Moravia. In contrast, the lowest content of Tl in moss was observed in southwestern and western Bohemia, and in southwestern and southeastern Moravia. In about 90% of the CZ territory, the Tl content in moss did not exceed 0.08 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and in 50% of the CZ territory the value was lower than 0.04 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The differences in the average Tl content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Tl content in moss in CZ are shown in Figure 22.

c) Identification of potential pollution sources

1. The reason for the high accumulation of Tl in moss near Děčín (the abandoned Elbe Sandstone Mountains area) is uncertain. It cannot be due to any local industrial pollution source in CZ. There is no information as to whether the nearby German town of Sebnitz operates some industrial source of Tl. The increased Tl content in moss may be associated with a local geochemical anomaly, for example, an outburst of a layer of Tl-rich sediments. Wind erosion of the sedimentary rock may be the vector spreading Tl in the surroundings. Accidental contamination of the moss samples can be excluded, because sites in the same position with an increased accumulation of Tl in moss were determined in the bio-monitoring campaign in 2005.

The increased accumulation of Tl in moss near Krnov in northwestern Moravia may have been caused by the combined effect of increased soil and urban/industrial dustiness in the southeastern suburb of Krnov.

d) Comparison with other countries

The mean Tl content in moss *Pleurozium schreberi* from southern Sweden decreased significantly twofold, from 0.152 to 0.066 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, in the period 1975–2000 (Rühling and Tyler 2004). The content of Tl in moss species in the central Barrenlands was between 0.005 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.191 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and in *Hylocomium splendens* 0.037 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarienzelli et al. 2001). The medians for Tl content in *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* from the Barents region were 0.017 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.013 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Halleraker et al. 1998). Mean (0.12 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) and median (0.06 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) values for Tl content in *Hylocomium splendens* from Norway were published (Berg and Steinnes 1997a). The Tl content in *Pleurozium schreberi* and *Polytrichum formosum* in lightly contaminated areas of the Neisse (Nissa) Euroregion was 0.04–0.13 and 0.01–0.05 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Heim et al. 2002).

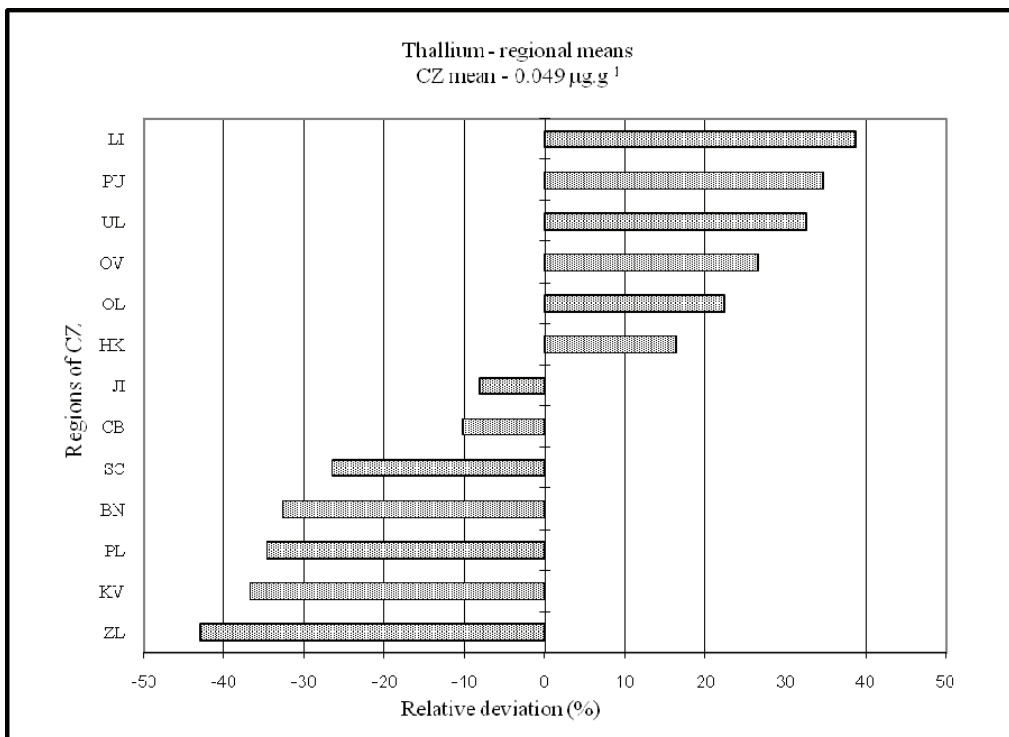
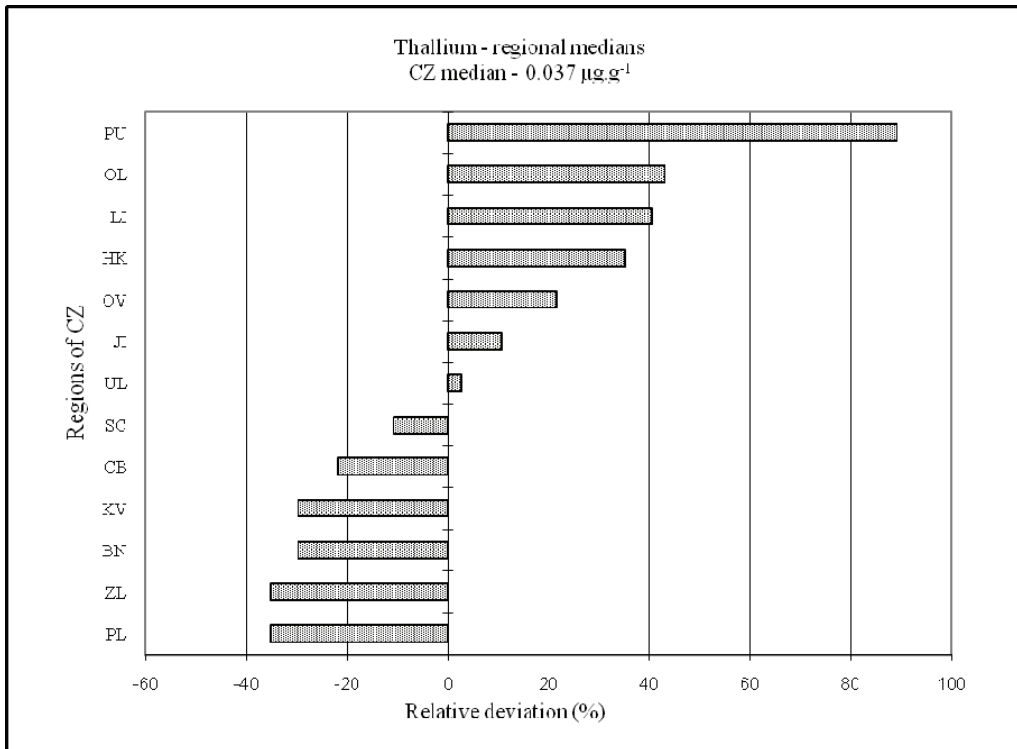


Figure 22 Relative deviations (%) of regional mean and median Tl contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.21 URANIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
U	92	Actinoid	III; IV; V; VI	238.029	1.32
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	19.050	1 132.2	3 927	1.80	0.001

a) Properties, occurrence and use – general

The introductory table above provides basic information about the physical and chemical properties of uranium (U), an element from the rank of actinides. U is not a rare element; it is more abundant in the Earth's crust than beryllium or tungsten. Natural U has three radioisotopes, ²³⁴U (natural abundance 0.01%; half-life 2.5×10⁵ years), ²³⁵U (0.7%; 7.13×10⁸) and ²³⁸U (99.2%; 4.5×10⁹ years). About 25 other radioactive isotopes of U have been detected. Apart from dispersed forms of U in rock matrix, it can be found in some U ores, such as autunite [Ca(UO₂)₂(PO₄)₂.xH₂O], bröggerite (uraninite with ThO₂), carnotite [K₂(UO₂)₂V₂O₈.3H₂O], lanthinite [(UO₂)(UO₃)₅.10H₂O], pitchblende or uraninite (UO₂), uranotile [Ca(UO₂)₂Si₂O₇.6H₂O] and others, and in U micas [M(UO₂)₂(XO₄)₂. xH₂O]. A new mineral, cejkaite [Na₄(UO₂)(CO₃)₃], has, recently been revealed in Jáchymov, Czech Republic (Ondrus et al. 2002). U was extracted at several sites in CZ (e.g., Stráž pod Ralskem, Dolní Rožná, Příbram, Jáchymov, Broumov, etc.) In igneous rocks, the U content ranges from ca 0.001 mg.kg⁻¹ for ultrabasic rock to 3 mg.kg⁻¹ for acid granites and syenites. Sedimentary rocks contain U in an amount of 0.47–3.7 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). U is a lithophile element, and soil contains U in amounts of 0.001–1 mg.kg⁻¹. However, the typical content of U in the whole profile of European soils is 2 mg.kg⁻¹. U is accumulated in stable and mobile (fulvic acids) humus in soils. Some soil microorganisms can reduce U⁺⁶ under anaerobic conditions to U⁺⁴, which is very slightly insoluble and mobile in the environment. The content of U in stream water is on an average about 0.04 µg.l⁻¹. However, in streams and sediments in the Krušné Mts, the Bohemian Massif and on Moravian durbachites, the U content exceeds 1 µg.l⁻¹ and 2 mg.kg⁻¹.

No group of organisms is known to require U as an essential element. The typical content of U in vessel plants ranges between 0.005 and 0.06 µg.g⁻¹, depending on the soil properties (Pulhani et al. 2005). U concentration in leaves increases with the age of the leaves. Uranyl phosphate was found to be the principal U species in plants (Chen et al. 2005, Gunther et al. 2003). Some organisms, e.g., corals and several plants (*Coprosma arborea*, *Uncinia leptostachya*, *Astragalus* spp.), can accumulate U in larger amounts. Plants that can accumulate U are used for phytoremediation of U-contaminated areas (Shahandeh and Hossner 2002a, 2002b, Mkandawire et al. 2004). The respective U concentrations in beech leaves, leaf litter, forest floor and mushrooms from an unpolluted beech forest were determined to be 0.002–0.006, 0.021, 0.071 and 0.0003–0.0017 µg.g⁻¹, respectively (Tyler 2005). The total uranium content in pine trees (*Pinus sylvestris*) growing on different soils in Belarus was found to range greatly from 0.00013–0.375 µg.g⁻¹, and the concentrations decreased in the order: wood > bark > roots > branches > needles (Anisova and Yakushev 2006).

The arms industry uses U in the production of fission bombs, and ²³⁸U in the production of plutonium. Depleted U alloys are suitable for the production of high-powered ammunition and containers for radioactive materials. ²³⁵U is used as a fuel in nuclear power plants and submarine reactors. U salts are utilised as glass and wood dyes, as photographic toners, as contrasting agents in electron microscopy, and as integrators of light, etc. Determinating the concentrations of U isotopes is used as a way of dating geological objects.

U presents both chemical and radiological hazards. Exposure to U radiation in mines is associated with exposure to radon, an element that initiates lung cancer (Tomasek et al. 1994). Tolerable inhalation and ingestion doses correspond to U concentration in air of 0.07 µg.m⁻³, and the daily U intake is 0.6 µg.kg⁻¹ per body weight. The lethal U dose for rats LD₅₀ is 114 µg.g⁻¹. Soluble U can be absorbed through the skin. The chemical effects of inhaled or ingested U appear as pulmonary oedemas, inflammation or emphysema, renal and kidney dysfunctions, decreased fertility, etc. Radioactivity of ²³⁸U causes reduced fertility, and causes miscarriages and foetus malformations in mammals, and damage to the brain. Intake of any U isotopes increases internal radioactivity, resulting in increased occurrence of cancer of the lungs, kidneys, bones, the gastrointestinal system and other organs. Sheppard et al. (2005) published predicted no-effect concentrations of U in natural matrices for non-human biota.

b) Distribution of U content in moss in 2000

Tables 5–18 provide basic statistics of moss analyses for the whole set for CZ and moss samples from the individual administrative regions. The current content of U in moss was found to be in the range of 0.089–0.162 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, and the mean and median U content in moss was 0.036 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.031 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

The distribution of U content in moss at the individual sampling plots and the interpolated U content in moss in CZ are depicted in the inserted classed post map and isopleth map, respectively. The inserted maps show the following hot spots of increased accumulation of U in mosses:

1. In southern Moravia between Přerov and Mikulov.
2. In the border area near Frýdlant in northern Bohemia.
3. Near Stráž pod Ralskem in northern Bohemia.
4. In the brown coal basin near Most in western Bohemia.

There was a very locally increased U content in moss near Zadní Chodov in western Bohemia, near Třebíč in southwestern Moravia, near Polička in eastern Bohemia, near Mělník and Kladno in the northwestern part of central Bohemia, and near Krnov in northwestern Moravia. In contrast, the lowest content of U in moss was found in southwestern Bohemia, northeastern Bohemia, northwestern Moravia and in eastern Moravia. In about 70 % of the CZ territory, the U content in moss did not exceed 0.04 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The differences of the average U content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average U content in moss in CZ are depicted in Figure 23.

The distribution of elements in moss in southern Moravia (hot spot number 1) was investigated in greater detail, in special monitoring campaigns carried out 2002–2003 using *Hypnum cupressiforme* as a moss biomonitor (Sucharová et al. 2003). The inserted colour picture specimen shows the area distribution of measured U content ($n = 63$ sites) and interpolated U content (content isopleths) in the moss in southeastern Moravia in 2003. This distribution of U content in the moss reflects mainly the current deposition rates of eroded soil particles from the local soil covers. The picture documents the highly probable cross-border transfer of eroded soil particles carrying U and other typical soil elements.

c) Identification of potential pollution sources

The high accumulation in moss of U, a typical lithophile element, can be explained by the operation of the following factors:

1. Wind erosion and spreading of solid particles from soil covers on sediments of Carpathian flysch.
2. Soil/industrial dustiness associated with extraction and burning of brown coal and the operation of the nearby Turów power plant in Bogatynia, Poland.
3. Wind erosion of stony dumps, and spreading of soil and humus particles from the nearby abandoned uranium pit area, where extraction of U ceased in the mid 1990s.
4. Extraction of brown coal and coal burning in local power plants and industrial furnaces.

Increased accumulation of U in moss may have been caused by the former operation of uranium pits near Zadní Chodov (erosion of soil particles and material from slag heaps), local geochemical anomalies in syenite and granite rock (Třebíč, Polička), wind erosion of flooded sediments, arable soil and warps, and the operation of a brown coal power plant near Mělník, industrial burning of coal and wind erosion of solid particles from dumps in the former industrial district of Kladno, wind spreading of urban dust and soil particles in the suburb of Krnov, where there is sparse vegetation protection.

d) Comparison with other countries

A significant decreasing trend of U content in moss from southern Sweden has been reported. The respective mean U contents in *Pleurozium schreberi* from this area were found to be 0.057 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.015 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975 and 2000, respectively (Rühling and Tyler 2000). The U content in moss species in the Central Barrenlands was 0.17–0.29 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). The medians for U content in *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* from the Barents region were 0.011 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.009 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Halleraker et al. 1998). For U content in moss *Hylocomium splendens* from Norway, Berg and Steinnes (1997) presented a mean value of 0.05 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and a median value of 0.038 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The published medians of U content in the Silesian–Kraków industrial area, the Legnica–Głogów industrial area and a control area in northeastern Poland were 0.10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, 0.08 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.05

$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Grodzińska et al. 2003). In Slovakia, the mean and median U content in moss was found to be 0.14 and 0.09 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). In mosses (*Scleropodium purum*, *Pleurozium schreberi* and *Eurhynchium praelongum*) the U content was as high as 1.18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while the mean and median values were 0.11 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and 0.07 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Abblard-Gross et al. 2004). The accumulation of U in substitutional moss bioindicators *Hylocomium splendens* and *Hypnum cupressiforme* from five sampling campaigns in Romania was determined to be within the range 0.010–1.4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). The active ranges of radioisotopes ^{238}U , ^{234}U , ^{235}U in moss and lichen samples from the Antarctic region were <0.5–7, <0.5–7 and 0.020–3 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively (Mietelski et al. 2000).

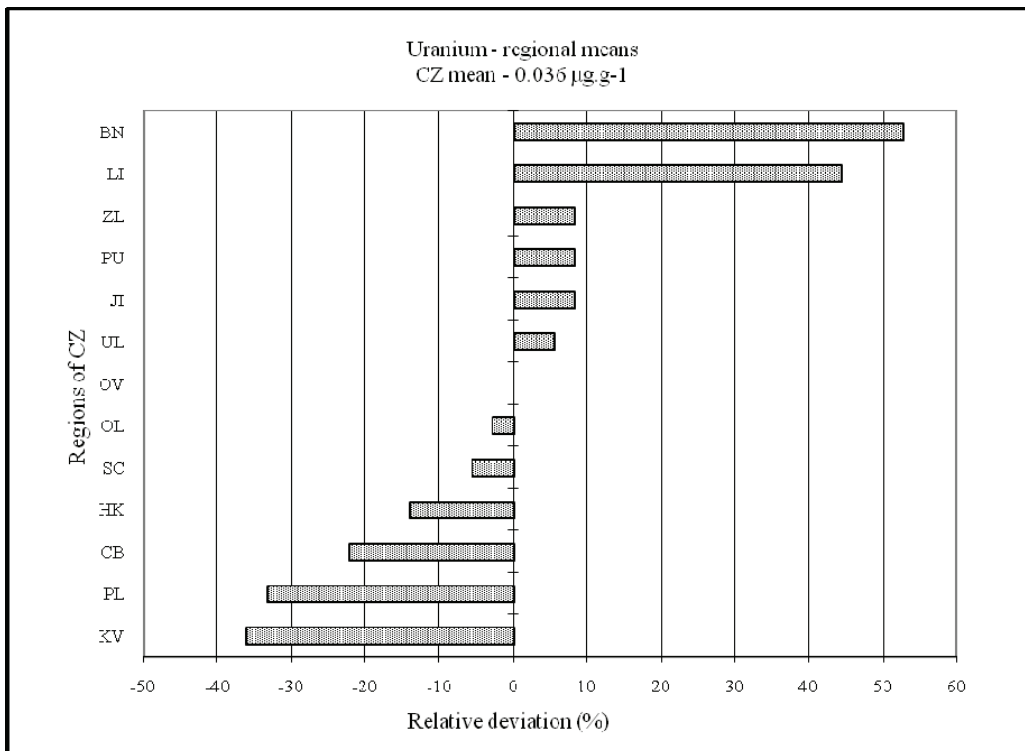
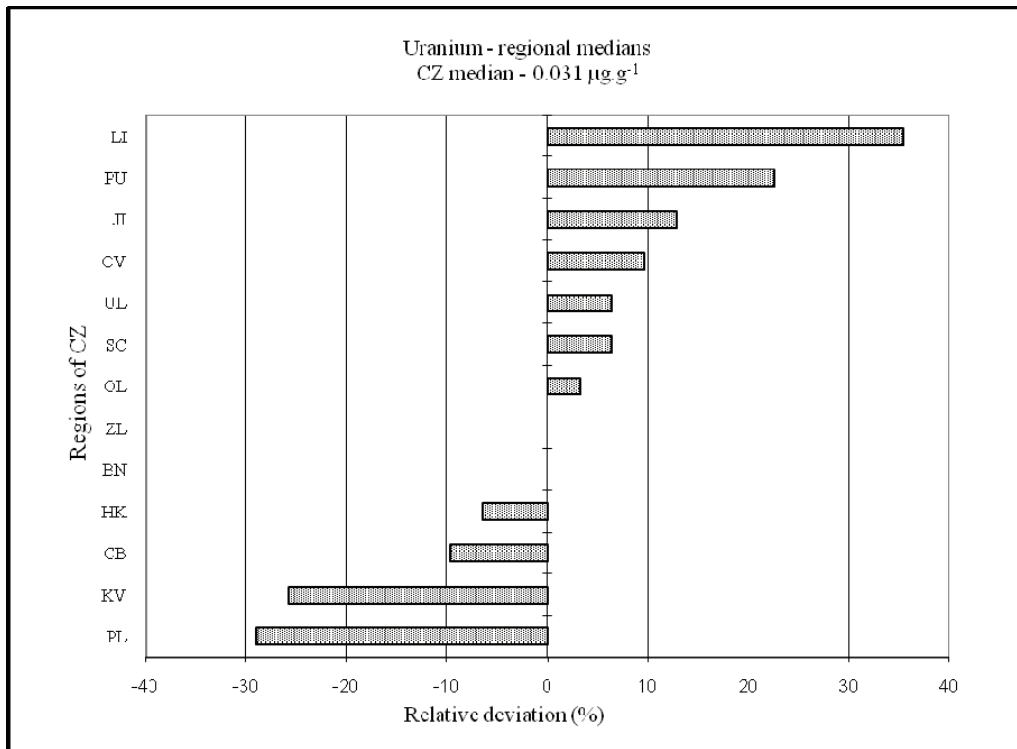


Figure 23 Relative deviations (%) of regional mean and median U contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.1.22 YTTRIUM

Symbol	Proton number	Group IUPAC (European)	Oxidative states	Relative atomic weight	Electronegativity (Allred-Rochow)
Y	39	3 (IIIA)	III	88.906	1.11
	Density (g.cm ⁻³)	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Earth crust (mg.kg ⁻¹)	Human body (mg.kg ⁻¹)
	4.472	1 526	3 336	29.000	No data

a) Properties, occurrence and use – general

The basic physical and chemical properties of yttrium (Y), a lithophile element ranked among the rare earth elements, are given in the introductory table. Surprisingly, Y is not a very rare element; it is more abundant in the Earth's mass than lead, for example. Natural Y has one stable ⁸⁹Y isotope and it is a product of nuclear fission. About thirty radioisotopes have been discovered, most of them with a short lifetime. Y is accompanied by elements from the group of rare earth elements in some minerals, such as fergusonite (YNbO₄), gadolinite (Y₂FeBe₂Si₂O₁₀), euxenite [(Y,Ca,Ce)(Nb,Ta,Ti)₂O₆], xenotime (YPO₄), yttrilite [(Y,Th)₂Si₂O₇] and it is scattered in traces in rock masses (in feldspar, biotite, pyroxene, apatite). Magmatic rocks contain 0.1–40 mg of Y per kilogram, ultrabasic rocks are the poorest in Y. It is slightly accumulated in granitic rocks (average 40 mg.kg⁻¹) and in basalts (32 mg.kg⁻¹). The Y content in sedimentary rock is stated to be in the range of 15–40 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Y is adsorbed to clay minerals; loess contains about 25 mg.kg⁻¹. Soil covers contain Y in an amount of about 10–50 mg.kg⁻¹. The FOREGS survey stated that the median content of Y in European topsoils and subsoils is 21 and 23 mg.kg⁻¹, respectively (De Vos and Tarvainen 2006). Typical Y contents in stream sediments are 20–30mg.kg⁻¹, however contents above 40 mg.kg⁻¹ appear in the area of Variscan granites in CZ and in adjacent parts of Germany and Austria. Y concentrations correlate strongly with concentrations of the other rare earth elements, and with Cd and U. Stream waters contain on an average about 0.055–0.065 µg of Y per litre. For seawater, the stated Y content is 0,013 µg.l⁻¹. Generally, Y is one of the small mobile elements in the environment.

No group of organisms is known to require Y as an essential element. Concentrations of Y in vessel plants are stated to be in the range of 0.15–0.77 µg.g⁻¹. Y concentrations increase with the age of the leaves, similarly as in the case of lanthanides. Some species, e.g. of genus *Porifera* or *Cary*, have been found to accumulate Y in higher concentrations. In beech leaves, litter, forest floor and mushrooms from an unpolluted beech forest in Sweden, Tyler (2005) determined Y concentrations 0.021–0.065, 0.195, 0.516 and 0.0013–0.0076 mg.kg⁻¹, respectively.

Y and its compounds are used in the production of red phosphorus for television tubes (Y₂O₃), producing red light in TV and in monitors, Y-Al or Mg alloys and supraalloys, microwave filters, wear-resistant coatings for cutting tools, X-ray identification screens, spark plugs, gas mantles for propane lanterns, high temperature superconductors, special ceramics, catalysts in electronics, transmitters and receivers in radar and radio equipment, etc. Some radioisotopes of Y are used for treating tumours.

b) Distribution of Y content in moss in 2000

The basic statistics for analytical results for all samples and data sets from the individual administrative regions are given in Tables 5–18. The content of Y in the CZ moss samples ranged between 0.067–1.16 µg.g⁻¹, and the average and mean values were 0.210 µg.g⁻¹ and 0.177 µg.g⁻¹, respectively.

The distribution of Y in moss in CZ is depicted in the inserted classed post map and isopleth map. The inserted maps show the following sites of high accumulation of Y in moss samples:

1. Southern Moravia between Přerov and Mikulov.

Increased Y accumulation in moss was found mainly in the brown coal basin in the Most district in western Bohemia, near Krnov in northwestern Moravia, and near Mělník in central Bohemia. The lowest content of Y was found in the moss samples originating from southwestern Bohemia, and in some parts of northern Bohemia and northeastern Moravia. Figure 24 shows the differences in the average Y content in moss in the individual administrative regions in comparison with the average Y_m content in moss in CZ as a whole.

c) Identification of potential pollution sources

The hot spot with a bio-indicated high Y deposition rate is predominantly due to the effect of lithogenic Y.

1. High accumulation of Y in moss can be caused by high atmospheric deposition of soil particles due to wind erosion of soil covers on sediments of Carpathian flysch. Y and the other rare earth elements are adsorbed to clay minerals of the sea sediments.

The increased content of Y in moss may be associated with increased deposition loads of soil and ash particles released during extraction of brown coal and the operation of power plants in the coal basin in western Bohemia. At the monitoring plot near Krnov, which is sparsely protected by vegetation cover, there is wind erosion mainly of soil and to a less extent of urban/industrial dust (production of compounds for TVs and PCs). Similarly, the increased Y deposition in northern Bohemia and in northeastern Moravia is caused by the dustiness of the bare soil covers and by industrial dusts.

d) Comparison with other countries

The mean Y content diminished nearly threefold in moss in southern Sweden over a period of 25 years. For this region, the mean Y content in *Pleurozium schreberi* was determined to be $0.27 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in 1975 and 2000, respectively (Rühling and Tyler 2004). The content of Y in *Pleurozium schreberi* was found to be $0.54\text{--}2.70$ and $0.70\text{--}8.43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in areas of low and high traffic density, respectively, in Finland (Niemelä et al. 2007). *Hylocomium splendens* in the Central Barrenlands contained Y in an amount of $0.13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, while other moss species accumulated Y up to $3.38 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001). In the Barents region *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* contained Y in amounts of $< 0.1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998). For Norway and *Hylocomium splendens* the mean and median Y content was found to be $0.31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively (Berg and Steinnes 1997a).

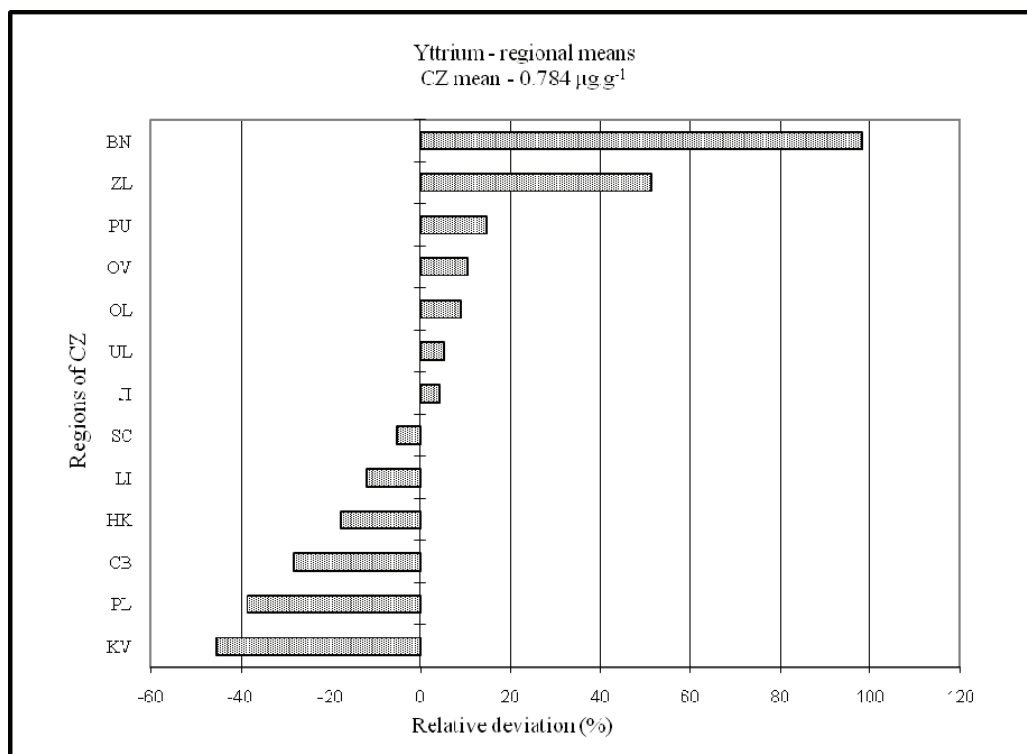
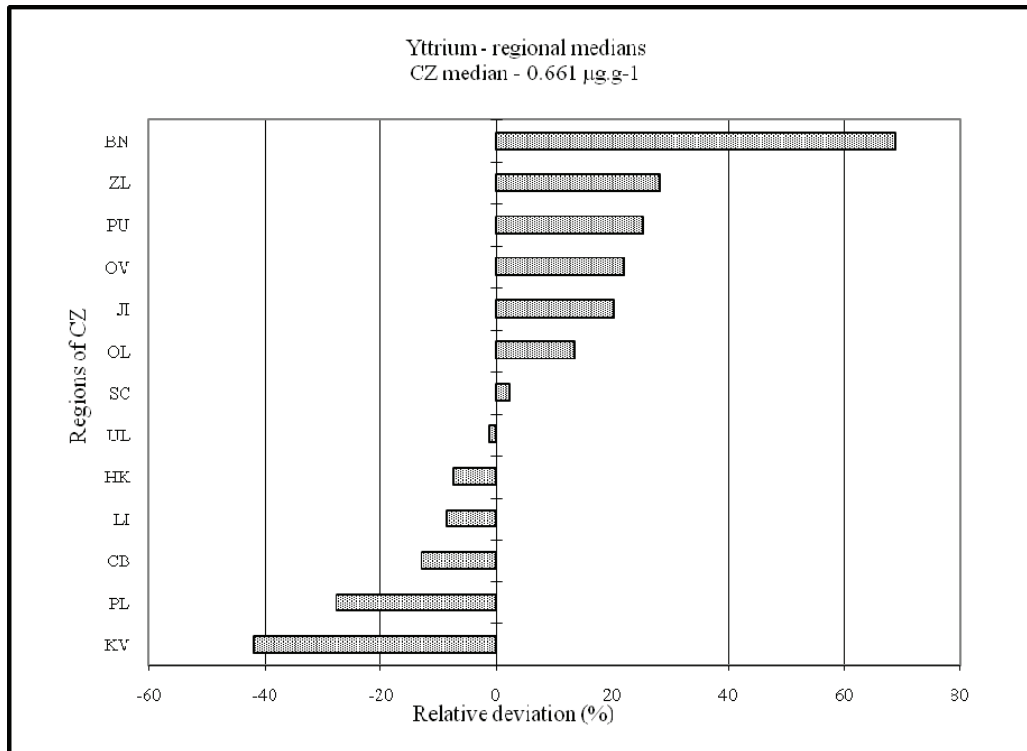


Figure 24 Relative deviations (%) of regional mean and median Y contents in moss from the respective average values for CZ as a whole

2.3.2 CURRENT DEPOSITION AMBIANCE

2.3.2.1 DISTRIBUTION OF LOADS

The current content of elements in moss reflects the relative mean annual atmospheric deposition rates (bulks) of the elements at the individual sampling plots. In order to evaluate the distribution of the element deposition rates in CZ, the load classes had to be defined for the individual elements. The element contents in moss *Pleurozium schreberi* from the least affected parts in sparsely populated remote sites in Arctic Europe (e.g., Reimann et al. 1997; 2001, Steinnes et al. 2001) were taken as reference values. These reference values may, with reservations, be accepted as values close to the background element content in moss in pre-industrial Europe. The maximum content of elements in the most affected parts of CZ and Europe were accepted from the previous moss monitoring surveys (e.g., Rühling and Tyler 2004, Siewers and Herpin 1998). The expected range of element content in moss was divided into four categories (content classes 1–4), as defined in Table 19. These content classes bio-indicate lowly, medium, highly and very highly loaded zones of atmospheric deposition for individual elements.

The first concentration category, distinguishing lowly loaded areas in CZ, was defined as approximately twice higher accumulation of elements in moss than the reference “European background”. The next content level is defined as about two times higher element content in moss than the first content level. The highest content levels were delimited more rigorously, because of the anticipated but not correctly known element contents bio-indicating deposition loads with some harmful single or multiple effects. Element contents in moss defining the relative deposition rates of the individual elements in CZ have also been presented (Suchara and Sucharová 2004a). For total nitrogen, these four content levels were defined subjectively using the CZ range of N content in moss and an assessment of the eutrophication levels of the sampling plots through the frequency of occurrence of nitrophile plants and chlorococcal algae covers on the twigs and trunks of trees.

Each sampling plot was evaluated by element contents at the respective content levels. These content levels for the individual elements and sampling plots are given in Appendix–Table 2. The range of mean content levels for the 22 elements in moss at 250 CZ sampling plots was 1.00–2.68.

Seven sampling plots (20, 68, 139, 145, 161-01, 162 and 170-01) indicated low atmospheric deposition levels of the 22 investigated elements, including the deposition of reactive nitrogen. In 24 other localities, only one element showed at most a medium deposition load. These cleanest sites were situated mainly in southwestern and southern Bohemia. Individual localities with generally very low bio-indicated deposition rates were also found in northeastern Bohemia, in the Brdy Mts., and in Moravia in the Jeseník Mts., the Czech-Moravian Highlands, in the Hostýnsko-Vizovická Highlands, and in exceptional cases elsewhere. Taking into account the previous evaluation of the bio-indicated deposition rates of 14 elements (Sucharová and Suchara 2004a), localities 20, 145, 162, 161-01, 139 and 170-01 appear to be absolutely least affected by deposition loads of the 36 elements.

In contrast, the highest content of the 22 elements in moss, exceeding an average medium level of 2.5, was found at localities 175-01, 23, 176 and 177-01. The highest indicated average deposition rates were found in southern Moravia and only at one locality (Most) situated in the former so-called Black Triangle I area. The highest atmospheric deposition loads of the 14 other elements (Sucharová and Suchara 2004a) were also revealed at the same sites.

Element content µg.g ⁻¹	Atctic Europe	Czech Republic 2000			
	“Unaffected” (Reference level)	Low loaded (Level 1)	Medium loaded (Levels 2)	Highly loaded (Level 3)	Very highly loaded (Level 4)
Ag	< 0.025	< 0.03	0.03-0.07	0.071-0.09	> 0.09
Ba	< 20	< 25	25-40	40.1-50	> 50
Be	< 0.02	< 0.04	0.04-0.07	0.071-0.09	> 0.09
Bi	< 0.015	< 0.03	0.03-0.06	0.061-0.08	> 0.08
Ce	?	< 0.9	0.9-1.8	1.81-2.4	> 2.4
Cs	?	< 0.6	0.6-1.5	1.51-2.1	> 2.1
Ga	?	< 0.25	0.25-0.40	0.41-0.50	> 0.50
In	?	< 0.0018	0.0018-0.0030	0.0031-0.0038	> 0.0038
La	< 0.45	< 0.5	0.5-1.1	1.11-1.5	> 1.5
Li	?	< 0.4	0.4-0.85	0.86-1.15	> 1.15
Mn	< 350	< 700	700-1150	1151-1450	> 1450
N	?	< 9 700	9 700-12 000	12 001-16 000	> 16 000
Pr	?	< 0.10	0.10-0.22	0.221-0.30	> 0.30
Rb	< 9	< 30	30-60	60.1-80	> 80
Sb	< 0.04	< 0.125	0.125-0.200	0.200.1-0.250	> 0.250
Se	< 0.20	< 0.28	0.28-0.52	0.521-0.68	> 0.68
Sn	?	< 0.25	0.25-0.40	0.401-0.50	> 0.50
Sr	< 9	< 12	12-21	21.1-27	> 27
Th	< 0.10	< 0.15	0.15-0.30	0.301-0.40	> 0.40
Tl	< 0.015	< 0.06	0.06-0.15	0.151-0.21	> 0.21
U	< 0.015	< 0.04	0.04-0.07	0.071-0.09	> 0.09
Y	< 0.12	< 0.24	0.24-0.48	0.48.1-0.64	> 0.064

Table 19 Element contents in moss defining the relative levels of deposition loads in CZ and an estimate of element contents in moss for “unpolluted” areas of Europe. (? – coefficient is not available)

The mean element content level (level of mean accumulation of elements) indicates the general load of the sampling plot by the deposition rates of all 22 elements investigated here. Due to the shortage of knowledge of how to quantify the differences in environmental effects and epidemiological toxicity for the individual elements, and for the diverse amounts deposited, the synergistic multieffects of elements in various deposition mixtures, etc., equal content levels are used for each element. However, this does not seem to be a satisfactory solution. Co-operation with experts from the ICP-Effects programme is needed in this field.

The limits of the mean element content levels (mean accumulation of all 22 investigated elements), bio-indicating generally low, moderate, high and very high deposition zones, were subjectively specified as follows in Table 20:

Mean element content level 22 elements	Corresponding deposition zone	General deposition loads of	Mean element content level 14 elements
1.00-1.30	I	low	1.00-1.35
1.31-1.60	II	moderate	1.36-1.70
1.61-1.90	III	high	1.71-2.05
1.91-2.68	IV	very high	2.06-2.93

Table 20 Intervals defining the deposition zones of the general deposition loads for the 22 elements investigated here and for the 14 elements determined earlier (Sucharová and Suchara 2004a)

Unlike the definition of the general deposition zones for the 14 obligatory elements (Sucharová and Suchara 2004a), for the 22 elements investigated here the deposition zones must be defined slightly more rigorously. For example, when the content of only one element is increased, the mean deposition level will be 1.02 times lower for the data set of the 22 elements than for the 14 elements.

The inserted map showing the distribution of the deposition zones (I–IV) for the 22 elements depicts the following three crucial areas in CZ with bio-indicated increased general deposition rates:

1. Northwestern Bohemia, mainly in a coal basin. The area was highly industrialised in the past and formed the Czech part of the so-called Black Triangle I area (an industrialised brown coal basin spanning the Czech, German and Polish cross-border area). Coal is still being extracted and some coal power plants and industrial plants are still in operation in this region. However, the atmospheric deposition rates are now much lower than they were bio-indicated in earlier bio-monitoring campaigns. The area suffers from high deposition rates of elements bound to dustiness associated with extraction and industrial combustion of brown coal.

2. Northeastern Moravia (mainly the CZ part of Silesia) around the black coal basin. Coal processing, metallurgical and engineering industries were concentrated in the Czech and Polish parts of this coal basin, sometimes referred to as the Black Triangle II area (Markert et al. 1996). Industrial production has been strongly cut back, and there are now smaller amounts of industrially combusted coal around this coal basin. On the Slovak side of the border, there are some industrial plants in operation near Martin and further south along the river Váh (Suchara et al. 2007). Generally, however, the bio-indicated deposition rates of the elements have been going down in each bio-monitoring campaign, at least on the CZ side of the border. The centre with the highest deposition loads of combined industrial and soil dust has been bio-indicated around Frýdek Místek (mining and processing of coal, operation of metallurgical and engineering industries, incinerators and heat plants, dumps, brickworks, concentration of traffic, etc.).

3. Southeastern Moravia. In this classic agricultural region, there has been little industrial activity, except in the vicinity of some small local lignite mines. The bio-indicated increased deposition loads of many lithophile elements point to relatively high atmospheric deposition of soil particles from large fields in the locality. The area is known for high levels of wind erosion of soil covers developed on tertiary sea sediments (Carpathian flysh). Some elements, e.g., uranium and rare earth elements, have been deposited at higher levels than in most industrial areas in CZ. This dustfall has led to the highest deposition rates of many elements in CZ, and surely also affects nearby areas in Austria and Slovakia. By analogy to the Black Triangles, this area affected by high dust deposition can be referred to as a Dusty Triangle operating in Central Europe. The operation of this non-industrial pollution source has been induced by anthropogenic deforestation and by large-scale ploughing. In contrast to the former Black Triangles, the effects of which are diminishing, the Dusty Triangle will have an increasing impact as global climatic changes lead to higher levels of wind erosion. This is the largest area severely affected by a very high deposition level of soil dust in CZ. The extent of the affected area is controlled by the current intensity of wind erosion.

The remaining small and local areas suffering from very high deposition loads of 22 elements (zone IV) are situated near Frýdlant (effects of the operation of the Turów power plant located in the Polish part of the Black Triangle area), Kladno (dustiness from local slag heaps in the abandoned former industrial centre).

A larger area of generally high deposition rates of the 22 investigated elements (zone III) was bio-indicated in the triangular area between Pardubice, Česká Třebová and Hlinsko. This area is affected by increased deposition of soil and industrial dust due to the operation of local industrial firms (e.g., engineering industry, production of glass fibers) and concentrated overground traffic. The remaining individual localities are affected by local urban, industrial and soil dust (plots 8-01; 77-01), industrial and soil dust (24-01; 29; 33) or they may have been accidentally contaminated by soil dust (54, 83-02, 156).

2.3.2.2 LONG-RANGE TRANSPORT OF AIR POLLUTANTS

The current moss monitoring results could not reveal the effects of long-range transported elements in the CZ territory due to internal and neighbouring pollution sources, which nevertheless have a marked impact. However, the crucial influence of the home pollution sources is marked in the isoline maps, and extends only to a distance of several tens of kilometres.

However, transport of atmospheric pollutants across the CZ borders is highly probable. Mutual cross-border transport of atmospheric pollution takes place in the former Black Triangle areas (see Chapter 2.3.2.1). The cross-border transport of 14 elements was discussed in the first part of this CZ moss survey (Sucharová and Suchara 2004a). Transport of the 22 predominantly lithophile elements is associated with wind erosion and the spread of relatively coarse soil, dust or coal ash particles. This transport is characterized by high sedimentation speed and short flying range. For example, short range transport of Be, Ce, Ga, La, Li, Pr, Rb, Se, Sr and Y can be assumed from the northwestern Bohemian coal basin to the adjacent area in Saxony (Germany). In contrast, Ba, Ga, La, Th, Y and other lithophile elements are transported from the Polish part of the brown coal basin to the adjacent CZ territory

(Frýdlant region, the Jizerské Mts and the western part of the Krkonoše Mts). In the former Black Triangle II area, chalcophile and lithophile elements (e.g., Ag, Be, Bi, In, Sn) bound on industrial dust and soil particles are mutually transported between the CZ and Polish parts of the Black Triangle II area. The exchange of these elements will be much lower across the Czech and Slovak border, due to the barrier provided by the Beskydy Mts). From the hot spot in southern Moravia, eroded soil particles containing, e.g., Ba, Be, Ce, Ga, La, Li, Sr, Th, U, Y, and other lithophile elements, can be easily transported to the adjacent Austrian area, due to the NE-SW orientation of the lowlands and the prevailing wind directions. Less effective transport of these particles through the southern foothills of the Bílé Karpaty Mts and easier transport of pollutants to the Slovak side of the borderline part of the river Morava can be predicted. Due to intensive agricultural activity on the Austrian and Slovak sides of the border, occasional transport of soil particles to CZ territory can be predicted. However, the chemistry of the local clay and sandy sediments differs markedly, and the element composition of the dominant soil covers and the deposition rates of the elements in the Austrian and Slovak parts of this potential hot spot triangle are not available.

Several hot spots of Cs and Rb have been revealed in the mountains along the CZ border (e.g., the Jizerské Mts, the Krušné Mts, the Šumava Mts, and the Nová Bystrice district). Assuming that Cs and Rb are taken up from the subsoil and accumulated in tree litter, the spread of Cs- and Rb-rich litter and forest floor debris across the border can be anticipated. However, there is no published data about the Cs and Rb content in moss samples collected on the far side of the CZ border.

Nitrogen species bound in solid particles have spread in a short range around the hot spots. However, gaseous nitrogen species can be transported for very long distances from industrial and agricultural sources in the hot spots.

Long-range transport of elements between CZ and remote pollution sources in other countries cannot be properly revealed by isopleth maps of the distribution of elements in moss that cover only CZ. Determining and mapping the distribution of suitable isotopic ratios in moss and in the emissions of pollution sources (isotopic signature) would help to reveal and evaluate the effect of long-range transported air pollutants.

2.3.2.3 CORRELATIONS IN ELEMENT COMPOSITION

The complete correlation matrix, including correlation coefficients and the given significance levels for all combination pairs of contents of obligatory and optionally determined elements in moss in 2000, are available in Suchara et al. (2007).

Many significant correlations were found for the contents of 36 totally determined elements in the moss samples. Most of the positive correlations indicate multielement atmospheric deposition loads. Al, Be, Ce, Fe, Ga, La, Li, Pr, Th, U, V and Y show mutually significant and positive correlations. The Pr, Th and Y contents correlate almost perfectly in the moss samples. These lithophile elements are closely associated with soil particles. It is evident that soil dust is the most important compound component of atmospheric deposition loads in CZ. The relatively close correlation between Fe and the rare earth element contents in the moss samples indicates that the most abundant mass of Fe taken up by moss at the CZ sampling plots originated in soil particles rather than in particles from industrial sources, for example steelworks. The almost perfect correlation of La, Pr, Th and Y contents in moss may indicate integrity (no selective leaching and redistribution of element content) of the soil particles deposited at the bio-monitors. These elements occur together in the soil and were proportionally captured or adsorbed by the moss plants. The close correlation between the Cr and Ni content in the moss may indicate soil and/or industrial pollution effects. On the other hand, significant correlations between Pb-Ag, Pb-Sn and Se-Sn may indicate pollutant deposition loads emitted by non-ferrous smelters or by the engineering industry.

Total nitrogen content in moss correlated closely and positively with As, Cu, Fe, Hg, In, S and Se, which are known lithophile and chalcophile elements. A very close correlation between N, S and Cu contents in moss has also been found in other bio-monitoring campaigns in CZ.

However, the contents of some elements, Cs, Rb, Mn and Sb, tend to have slight or negative correlations with other elements. This indicates that these elements are deposited in opposite ways, perhaps due to the operation of other emission sources or opposite content in soil and industrial particles. The content of Rb showed slight but significant and negative correlations mainly with typical lithophile elements (Al, Ce, Co, Cr, Ga, In, Li, Ni, Pr, S). The contents of Sr-Sb, Sr-Tl, Li-Sb and Mn-Tl in the mosses also showed significant and negative correlations. However, some of the correlations that have been found may be an accidental result of the combined effects of atmospheric deposition and different composition of elements in different parts of the country (heterogeneous deposition rates resulting in some mean proportions of the elements in the whole country).

Synoptic results on the correlations among the element concentrations in the moss samples can be provided by cluster analysis, which uses correlation coefficients as a distance measure of the similarity of the element distribution in the moss samples. We adopted cluster analysis of the raw analytical results for the optionally determined elements and for all the determined elements in the moss samples, and we used Ward's method of amalgamation.

The results of the cluster analysis for the content variability of the optionally determined elements (raw data) are shown in Fig. 25. The following four main clusters of elements are evident in the tree diagram: an aggregation of typical lithogenic elements (Ce, Pr, La, Y, Th, U, Li, Ga, Be), the cluster of Cs, Rb, Tl, the cluster of Ba, Sr, Mn and a grouping of other elements Sn, Sb, Ag, In, Bi, Se and N.

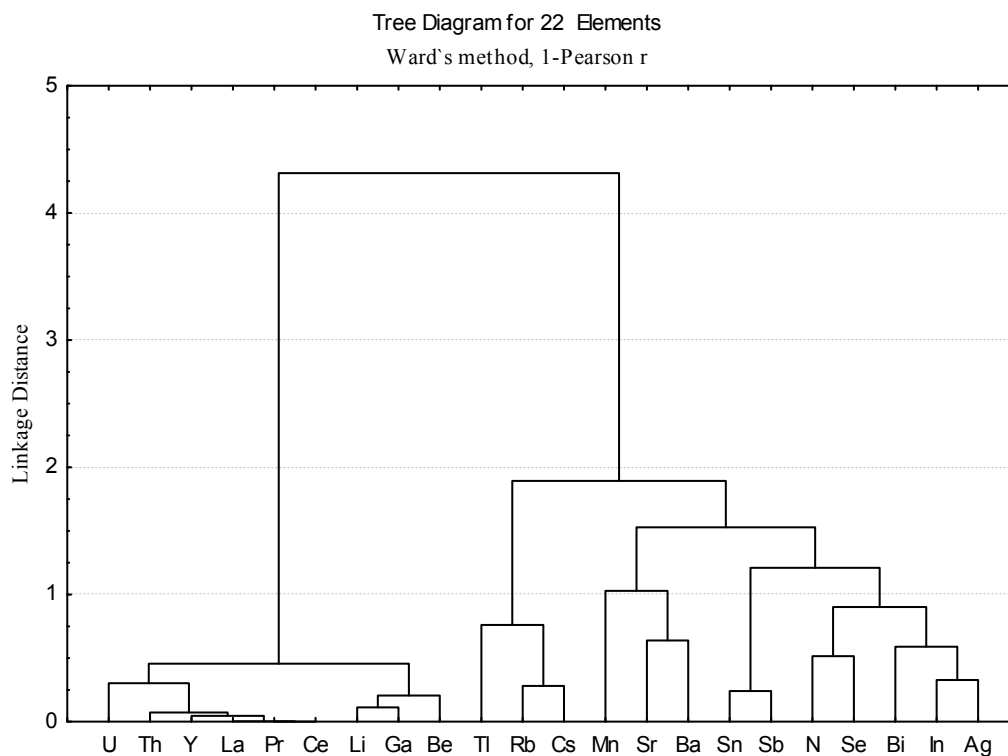


Figure 25 Results of cluster analyses for variability in contents of 22 optionally determined elements in all investigated moss samples ($n = 250$, for nitrogen $n = 249$)

Fig. 26 shows the tree diagram for the concentration of all 36 determined elements in the moss samples.

The following six aggregates of elements can be seen in the diagram: (Mn, Sr, Be), (N, S, Cu), Ni, Cr, Co, Hg, Be, As), (U, Th, Y, La, Pr, Ce, Fe, V, Li, Ga, Al), (Tl, Rb, Cs) and (Sn, Sb, Se, Zn, Mo, In, Bi, Cd, Pb, Ag).

Correlation and cluster analyses for the obligatorily determined elements in moss in CZ are given in Sucharová and Suchara (2004a). Only Slovakia among the neighbouring countries has provided correlation or cluster analyses of element contents in moss. The correlation matrix and the results of the cluster analyses for the Slovak moss survey in 2000 are discussed in greater detail in Suchara et al. (2007).

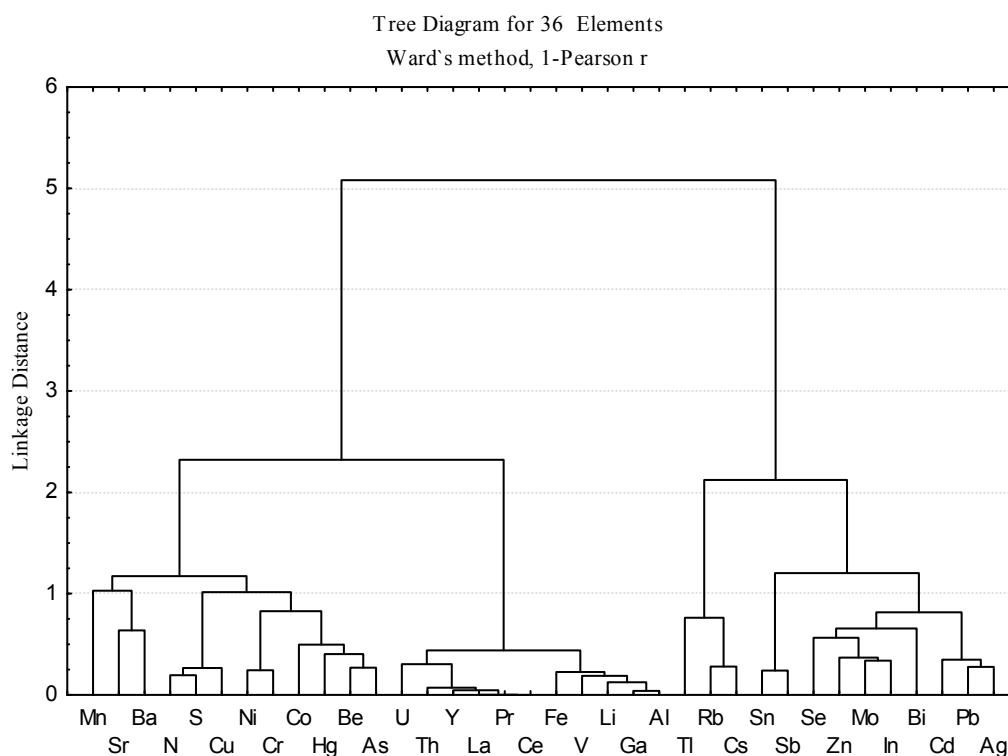


Figure 26 Results of cluster analyses for variability in the contents of all 36 determined elements in all investigated moss samples (n = 250, for nitrogen n = 249)

2.3.2.4 PRINCIPAL COMPONENT ANALYSES

The principal components method was used to extract factors that explain the variability of element concentrations in the raw moss analytical data. The correlation matrix was computed for the determined contents of the 22 optional elements and for all 36 elements in the moss samples. Varimax normalised was chosen as the rotation factor. Five factors were extracted for both analysed sets of element contents in moss. Factor loadings greater than the limit value of 0.700 for a given element content in moss are discussed further. The operation of these extracted factors may be associated not only with the relation of the efficiency of element uptake by moss in a given environment but also with the distribution of the pollution sources, speciation of the emitted elements, factors controlling spreading and deposition of these pollutants, etc.

Principal component analysis applied to the analytical results (raw data) of the 22 optionally determined element contents in moss showed that the content variability of some elements can be substantially explained by the operation of the following five factors:

- Factor I₂₂: Be, Ce, Ga, La, Li, Pr, Th, U, Y, (explained variability 9.1 %).
 Factor II₂₂: Sb, Sn, (explained variability 3.6 %).
 Factor III₂₂: Cs, Rb, (explained variability 2.4 %).
 Factor IV₂₂: Ba, (explained variability 2.2 %).
 Factor V₂₂: N, (explained variability 1.7 %).

Factor I explains the variability in the concentration of mainly typical lithophile elements in moss. In Fig. 26, these elements are gathered in the large cluster of elements on the left side. Factor I can be identified as an effect of deposition of soil particles on moss. This factor operates strongly in southern Moravia and in some parts of the lowlands along the river Labe, where there is a concentration of large areas of arable soil affected by wind erosion, in northwestern Bohemia in a coal basin affected by high dustiness associated with overburdens of the mining industry and fly ash from power plants, and in some parts of the border area in northern Bohemia affected by similar sources

of dustiness in the nearby Polish coal basin. The positions of the hot spots for concentrations of the elements controlled by Factor I are shown in the relevant maps.

Factor II controls the variability in the moss samples of elements used in non-ferrous metallurgical plants. A large hot spot of accumulation of Sb and Sn in moss can be seen around the smelter near the town of Pířbram. The load value for Ag was just below the limit of 0.700, and the Ag concentrations in moss may also be markedly affected by Factor II. Factor II can easily be considered as effects of the operation of this smelter.

Factor III explains the marked variability of Cs and Rb in the moss samples, and the only slightly lower variability of the concentration distribution of Tl. A high accumulation of these elements in moss is found in areas where there are outbursts of granitic and metamorphic rock (Sudeten mountain massifs along the Bohemian borders, on the central Bohemian and Moldanubian massifs in the Czech-Moravian highlands, and in the Jeseníky Mts. The exact operation of this factor is not quite clear. The input of these elements in moss may be caused by spreading of eroded rock particles or by litter and humus debris in which these elements had been accumulated by plants and throughfall. The cluster analysis gathered Cs and Rb in a cluster in the middle of the tree diagram in Fig. 26.

Factor IV controls the accumulation of Ba in moss. The operation of this factor is restricted mainly to the eastern half of Moravia and to the areas affected by extraction and burning of coal in northwestern Bohemia.

Factor V controls the distribution of nitrogen, a non-metal, which has as its main sources emissions of ammonia from agriculturally utilised areas and nitrogen oxides emitted from industrial furnaces and car exhausts. In spite of the different sources of reactive nitrogen, Factor V can be associated with the effects of intensive farming and concentrated industrial combustion of fossil fuels in furnaces and cars.

The results of the factor analyses for the elements obligatorily determined in the moss samples can be found in the first part of the CZ moss survey in 2000 (Sucharova and Suchara 2004a).

The results of the factor analysis applied to all elements determined in the moss samples show that the element content variability of some elements can be explained to a considerable extent by the operation of the following five factors:

Factor I ₃₆ :	Al, Be, Ce, Fe, Ga, La, Li, Pr, Th, U, V, Y, (explained variability 11.5 %).
Factor II ₃₆ :	Pb, Sb, Sn, (explained variability 2.9 %).
Factor III ₃₆ :	Cd, Zn (explained variability 5.0 %).
Factor IV ₃₆ :	Cs, Rb, (explained variability 2.5 %).
Factor V ₃₆ :	Cu, N, S (explained variability 4.7 %).

The results of factor analysis show that Factor FI₃₆, deposition of soil dust, also controls the variability of other lithogenous elements evaluated in the first part of the CZ moss survey.

Factor FII₃₆ = Factor FII₂₂, the operation of non-ferrous smelters, not only explains the variability of Sb and Sn, but also explains the Pb concentrations in the moss samples.

Factor FIII₃₆ controls the variability of Cd and Zn contents in moss. The emission, atmospheric deposition, and the uptake of these chalcophile elements by moss differ from the chalcophile elements, which are under the control of Factor II₃₆.

Factor IV₃₆ did not reveal elements other than Cs and Rb. However, the loads for Tl were just below the limit of 0.700. Factor IV₃₆ associates with Factor III₂₂ in the previous analysis.

Factor FV₃₆ substantially explains the variability of non-metals N and S and, surprisingly, Cu in the moss samples. Strong correlations among the concentrations of these three elements in the CZ moss samples is also expressed in Fig. 26, where they form an independent cluster on the left side of the tree diagram.

The ability of Factor IV₂₂ operating in the previous analysis to explain the variability of some element contents (e.g., Ba) in moss samples is weak, and the effect of this factor has not been extracted in the analysis of the contents of the 36 elements.

2.3.2.5 EFFECTS OF BEDROCK TYPES

The chemical composition of bedrock can influence the element content of the soil covers developed on them. A significant increase in contents of terrigenous elements (e.g., Al, Cr, Fe, Ti) in moss is reported not only from largely ploughed areas or dry areas with sparse vegetation cover, where wind erosion of rock and soil covers operates intensively, but also from the operation of volcanoes or from mining areas (Loppi and Bonini 2000, Bargagli et al. 2002).

The forest floor layer isolates moss plants from direct contact with the soil cover in forests. Due to bioturbation and water erosion on slopes, however, forest floor humus may contain a smaller or greater portion of mineral soil matrices and even debris or stones from the weathering bedrock. Some studies in Scandinavia have reported significant correlations between some element contents in moss and in forest humus or in till (Niskavaara and Lehmuspelto 1992, Äyräs et al. 1997, Tamminen et al. 2004). Elements such as Mn, Rb, Cs, Sr, Ni, Cr, Ca, Mg, Ba are taken up from below by plant roots and transported to the aboveground biomass. They also reach the ground surface through extraction of leaves by rain, or they are released from a litter fall. Although moss does not take up elements from the substrate by rhizoids, contacts with humus debris, splash water, throughfall and litter rinse water or accidental soiling can bias the elemental composition of a moss sample to a greater extent than would correspond to atmospheric deposition chemistry (e.g., Bargagli et al. 1998, Berg et al. 1996, Steinnes 1995). Knowledge is needed about the ability of CZ local bedrock types to influence the element composition of moss samples at the monitoring plots.

The CZ territory is geologically very diverse (<http://nts5.cgu.cz/website/geoinfo/viewer2.htm>). More than 96 types of bedrock were registered in the geological maps (ČGÚ 1988–1996) at the 250 CZ moss sampling plots. With help of the geologist Dr. Adamová, from the Czech Geological Survey, the bedrock types were gathered into the following six rock categories for the correlation analyses according to their supposed similar chemical properties:

<i>Geology I</i>	Poor silicic types of bedrock and sediments (53 cases).
<i>Geology II</i>	Calcareous types of rock and calcic sediments (32 cases).
<i>Geology III</i>	Coloured sedimented types of rock potentially rich in Fe and Mn (44 cases).
<i>Geology IV</i>	Poor igneous granitoid types of rock (80 cases).
<i>Geology V</i>	Medium rich igneous types of rock and metamorphic sediments (31 cases).
<i>Geology VI</i>	Rich basic and ultrabasic igneous types of bedrock (10 cases).

No significant correlation was found between the geological categories and altitude, the biennial sums of precipitation 1999–2000, the proportion of forest cover or urbanised area for the moss sampling plots and their surroundings. The single bivariate correlations between element contents in moss and the individual categories (*Geol I–VI*) were very similar to the partial correlations between the element content in moss and the given geological classes, when any effects of the other geological classes were eliminated. The results of this multiple regression analysis are stated in Table 21.

Generally, the current content of the investigated elements in moss for most of the elements discussed here did not correlate with the above-defined geological variables. This indicates that the collected set of moss samples was not systematically influenced by bedrock types and their soil covers through local soil erosion, rainwater splash, accidental soiling, etc. Nevertheless, some of the moss sampling plots may be influenced by deposition of local soil and rock dusts due to wind erosion or extraction of local mineral resources. The small number of significant positive correlations (Ag–Geol V, Bi–Geol VI, Se–Geol I and Tl–Geol I) and negative correlations (Sb–Geol VI) can be recognised rather as accidental relationships. It is difficult to attribute great importance to these correlations, because the correlation coefficients are relatively low, and the association of the relevant elements in a given rock is not generally known.

Element	Geology I		Geology II		Geology III		Geology IV		Geology V		Geology VI	
	r _p	p	r _p	p	r _p	p	r _p	p	r _p	p	r _p	p
Ag	-0.001	0.990	0.037	0.619	0.090	0.278	-0.043	0.606	0.136	0.049	-0.041	0.564
Ba	-0.143	0.114	0.075	0.317	-0.011	0.891	-0.062	0.513	-0.060	0.384	-0.085	0.228
Be	-0.053	0.557	0.058	0.440	0.054	0.513	0.073	0.441	0.015	0.834	-0.042	0.549
Bi	-0.026	0.771	-0.034	0.648	-0.011	0.895	-0.052	0.583	-0.046	0.506	0.156	0.028
Ce	-0.040	0.663	0.013	0.859	-0.001	0.988	0.015	0.878	-0.064	0.359	-0.025	0.724
Cs	0.151	0.099	-0.034	0.651	0.060	0.468	0.058	0.538	0.075	0.279	0.043	0.541
Ga	-0.044	0.632	0.029	0.700	0.025	0.768	0.009	0.926	-0.028	0.686	-0.049	0.495
In	-0.068	0.454	0.001	0.988	0.073	0.379	0.006	0.953	-0.06	0.927	-0.060	0.397
La	-0.035	0.706	0.012	0.874	0.003	0.969	0.025	0.790	-0.066	0.348	-0.009	0.879
Li	-0.131	0.150	0.010	0.889	0.010	0.907	-0.020	0.835	-0.090	0.190	-0.054	0.444
Mn	-0.079	0.381	0.046	0.543	-0.079	0.339	0.065	0.488	0.040	0.564	0.049	0.490
N	0.118	0.196	0.106	0.159	-0.008	0.927	-0.032	0.734	-0.022	0.754	-0.050	0.478
Pr	-0.044	0.633	0.014	0.453	0.008	0.927	0.022	0.820	-0.061	0.380	-0.022	0.759
Rb	0.108	0.236	0.022	0.770	0.016	0.849	0.182	0.054	0.087	0.208	0.054	0.445
Sb	-0.079	0.378	-0.098	0.186	-0.081	0.327	-0.162	0.084	0.098	0.156	-0.162	0.021
Se	0.191	0.036	0.013	0.866	0.056	0.499	0.075	0.428	-0.030	0.669	0.026	0.709
Sn	-0.128	0.158	-0.067	0.368	<0.001	0.993	-0.115	0.223	0.067	0.336	-0.052	0.466
Sr	-0.096	0.287	-0.014	0.849	-0.018	0.824	-0.048	0.608	-0.124	0.073	0.136	0.054
Th	-0.020	0.826	0.007	0.923	-0.018	0.832	0.025	0.795	-0.061	0.384	-0.026	0.715
Tl	0.193	0.034	0.048	0.521	0.047	0.569	0.061	0.514	0.126	0.069	-0.018	0.794
U	0.021	0.818	-0.009	0.905	0.010	0.906	0.054	0.569	-0.056	0.424	-0.051	0.476
Y	-0.040	0.660	0.010	0.891	0.037	0.658	0.035	0.714	-0.047	0.500	-0.036	0.611
ALTTT	-0.090	0.315	-0.01	0.880	0.023	0.778	0.181	0.0523	0.045	0.510	0.007	0.917
PRECIP	0.074	0.417	0.064	0.397	0.057	0.492	0.016	0.870	-0.001	0.946	-0.050	0.449
URBAN	-0.119	0.188	-0.103	0.171	-0.161	0.054	-0.181	0.053	-0.026	0.707	-0.079	0.068
FOREST	0.161	0.078	0.120	0.111	0.099	0.233	0.166	0.080	0.050	0.473	0.013	0.853

Table 21 Results of the correlation analysis for the elemental composition and for the altitude, biennial precipitation sums, proportion of urbanised and forest area and geological categories of rock types of sampling plots. r_p = partial correlation coefficient, p = significant level

2.3.2.6 EFFICIENCY FACTORS

The efficiency factor (EF) indicates the differences in the elemental composition of moss from the average chemical composition of the local top soil or rock. Since no chemical analyses of the soil and rock types from the moss sampling plots are available, the elemental composition of the moss samples was compared with the average chemical composition of the upper Earth's crust. Aluminium or the sum of the rare earth elements are frequently used as a reference. The efficiency factors for the CZ moss samples were calculated using the following formula:

$$EF = (C_{e,m}/C_{Al,m}) / (C_{e,ec}/C_{Al,ec}), \text{ where}$$

C_{e,m} content of a given element in moss (µg.g⁻¹).

C_{Al,m} aluminium content in moss (µg.g⁻¹).

C_{e,ec} average element content in the Earth's continental crust.

C_{Al,ec} average aluminium content in the Earth's continental crust (84 000 mg.kg⁻¹).

The average element concentration values in the Earth's continental crust are stated in large ranges. Recommended values (Wedepohl 1995) have been adopted for the purposes of this report (Table 22). EFs were calculated for all elements except nitrogen and all the CZ moss samples (Appendix–Table 3). The obtained ranges, mean and median values of EFs are given in Table 22.

Element	Crust content mg.kg ⁻¹	Efficiency factor				Element	Crust content mg.kg ⁻¹	Efficiency factor			
		Min.	Max	Mean	Median			Min.	Max.	Mean	Medisn
Ag	0.080	10.3	225.5	72.5	65.3	Pr	5	1.9	4.3	2.6	2.6
Ba	390	2.4	33.8	9.0	8.3	Rb	58	5.0	471.4	85.0	58.5
Be	1.5	2.0	8.4	3.2	3.0	Sb	0.2	6.2	1150.6	103.8	97.1
Bi	0.06	18.3	502.8	79.4	70.8	Se	0.05	117.8	2289.2	882.1	812.7
Ce	42	1.9	4.6	2.7	2.6	Sn	2.5	2.2	104.8	14.0	13.1
Cs	2.6	4.3	539.7	35.2	17.0	Sr	325	1.5	30.1	4.8	4.2
Ga	16	1.5	3.2	2.1	2.1	Th	5.6	1.5	6.7	2.8	2.7
In	1.6	2.2	16.9	5.2	4.7	Tl	0.36	3.0	251.8	23.3	17.2
La	18	2.3	5.3	3.2	3.2	U	1.42	2.0	17.6	3.9	3.7
Li	11	2.0	9.3	4.7	4.5	Y	20	1.1	2.7	1.5	1.5
Mn	800	3.15	351.6	110.3	101.2						

Table 22 Basic statistics for the calculated efficiency factors in moss samples from all CZ sampling plots in 2000

The values of the EFs show proportions of Ba, Be, Ce, Ga, In, La, Li, Pr, Sr, Th, U and Y contents that are small and similar to the Al content in moss and also in the continental crust ($EF < 10$). Substantial bio-accumulation of Ag, Bi, Cs, Rb, Sn and Tl in contrast to the above-listed elements was found in moss in CZ ($EF = 10-100$). Very strong accumulation of Mn, Sb and mainly Se ($EF > 100$) was revealed in CZ. The reason for the high accumulation of Mn and mainly Sb by mosses is not known. Leaching of Mn from tree leaves and Mn accumulation in throughfall has sometimes been stated (e.g., Heal 2001). However, moss samples unaffected by throughfall and exposed to leaching of Mn by rain should in that case have led to a low EF value for Mn.

For example, Chiarenzelli et al. (2001) stated EFs for mosses and rare elements and most of the other typical lithophile elements close to 1, while for Se, Cd, Au and Mo the EF values were 50-150. The content of Mn in moss was not determined in this Canadian survey.

The results of EFs for the obligatorily determined elements are given in the first part of the CZ moss survey (Sucharová and Suchara 2004a). The highest EFs from these elements were found for Cd, S and Hg showing two orders of magnitude higher content in moss than in the Earth's continental crust.

Generally, the lowest mean EFs for 21 elements were found in moss samples from the following sampling plots: 77-01, 149-01, 159-02, 48, 175-01, 99, 141-02, 23, 45, 24-01. The highest EFs in moss from these localities were found for Se, Sb and Bi. The localities listed here are characterized by a dusty environment, and they are situated in or near the hot spots. The EFs may be diminished due to a high proportion of dust in the moss samples. In any event, an accumulation of Se, Sb and Bi is obvious in these "soiled" samples. The lowest EFs for the elements discussed in the first part of this report (Sucharová and Suchara 2004a) were also frequently found for sampling plots situated in the general hot spots of increased atmospheric deposition (the former Black Triangle I area and southern Moravia).

The highest EFs were found in moss samples from sampling plots 47, 5-02, 56, 111, 1, 11-01, 8-01, 44, 169, 11. These localities are mainly situated in mountainous areas and in areas with high levels of precipitation. Intensive washing of moss surfaces and an increased relative portion of wet deposition of elements can be assumed at these sites. The EFs for Se, Rb and Sb contribute most to the high mean EFs.

Reimann and de Caritat (2005) found slight Pb enrichment in moss ($EF_{Pb/Al}$) in industrial and urbanized parts of the Kola peninsula, and high $EF_{Pb/Al}$ values for pristine parts of the peninsula. High median values of the enrichment factors ($EF_{X/Sc} = 50-100$) in the forest floor were reported for Se, Ag and Cd, medium values ($EF = \text{about } 10$) for Cu, Sb and As, and EFs of about 1.0 for Tl, V and Cr. Reimann and de Caritat (2000) found the lowest EFs in moss for Rb. They did not recommend using EFs as indicators of the anthropogenic pollution level, because many natural processes modify the content of the "reference element" in rock types of the continental crust and in derivate materials in the environment. The ratio (annual extraction of the element : total element crustal reserve) provides a more suitable indicator of anthropogenic loads of the environment.

2.3.2.7 EFFECTS OF ALTITUDE

The moss sampling plots were situated in a wide range of altitudes 160–930 m a.s.l. The mean, median and mode for the altitude of the sampling plots were 479, 460 and 450 m. Some effect of altitude on the accumulation of the investigated elements in the moss in CZ should be expected, because the deposition loads and contents of some elements in moss have been reported to correlate with altitude (e.g., Král et al. 1992, Šoltés 1998, Zechmeister 1995, Gerdol and Bragazza 2006).

A simple bivariate correlation of element content with altitude proved a seemingly significant and negative correlation of the contents of many of the elements in moss (Be, Ce, Cs, Ga, La, Li, Pr, Sr, Th and Y) and a positive correlation with Ag, N and Tl contents in moss. The bivariate correlation coefficients for the relationships between element content in the moss samples and altitude of the sampling plots is shown in Table 23, on the left. However, some other variables discussed later correlate significantly with the variable *Altitude* in CZ (*Precipitation* $r = 0.58$, *Urbanised* area $r = -0.19$ and area of *Wooded* $r = 0.55$). These covariables may together affect the content of the investigated elements in moss, and may influence the bivariate correlations. For this reason, the pure effects of these individual covariables on the element composition of the moss samples were investigated.

Table 23 gives partial correlation coefficients for the pure effect of altitude on element content in moss, when the effects of the other covariables (*Precipitation*, *Urbanisation* and *Wooded*) are eliminated (are constant). The correlation analyses show that the partial effect of the variable *Altitude* on the elemental composition of moss was significant and negative for Be, Ce, Ga, In, La, Li, N, Pr, Se, Th, U and Y and significant and positive for Cs and Rb. We can assume that the former group of elements, which are mainly lithophilous, are associated with larger soil particles that easily sediment and are scarcely transported to higher altitudes with the air. The latter group of elements may be bound to fine particles with slow sedimentation speed, or some geogenic sources of these elements (rock outbursts) may be located in the mountains. However, the distribution of the mother rocks of the sampling plots did not correlate with altitude (see Chapter 2.3.2.5).

2.3.2.8 EFFECTS OF PRECIPITATION

Precipitation, an important factor in the atmospheric deposition of elements, may be anticipated to be able to influence the accumulation of elements in moss. Since the analysed 2-2.5 year-old moss segments had been exposed to the action of the biennial precipitation sums, these amounts of rainfall were taken into account in the correlation analysis.

The distribution of the annual precipitation sums in CZ for 1999 and 2000 were obtained from the interpolated isoline maps from the respective hydrological yearbooks (ČHMÚ 2000-2001). On an average, the annual sum of precipitation in the CZ territory in 2000 was about 50-70 mm higher than in 1999. The modes of the interpolated annual rainfalls for the moss sampling plots were 550 mm and 650 mm in 1999 and 2000, respectively. The biennial (1999-2000) rainfall sums for the sampling plots were 900 – 1 900 mm. The mean, median and mode were 1 303; 1 300 and 1 300 mm, respectively.

The results of a simple bivariate correlation analysis showed (Table 23) that the element content in the moss correlated significantly ($p \leq 0.05$), except in the cases of Ga, N, Sb. A positive correlation was found for Ag, Ba, Bi, Cs, Mn, Rb, Se, Sr and Tl, while the other elements showed negative correlations. However, as mentioned above, the covariables *Altitude*, *Precipitation*, *Urbanization* and *Wooded* operate together.

After excluding the contributions of the other covariables, the pure effect of the biennial precipitation sum on the element content in the moss samples was obtained, as presented in Table 23. The content of most elements, except for the mainly lithophile elements Be, Ce, Ga, La, Pr, Sb, Sr, U and Y, correlated significantly and positively with the biennial precipitation sum. This can be explained by the increase in atmospheric deposition due to the increase in precipitation. Only the Mn concentrations in the moss correlated significantly negatively with precipitation. This may indicate increased leaching of this element from moss plants by the operation of rains.

The correlation of the contents of the obligatorily determined elements in the moss samples with the variable *Precipitation* was discussed in the first part of the moss survey (Sucharová and Suchara 2004a).

Element	Correlations									
	Bivariate					Partial				
	Altitude		Precipitation			R ²	Altitude		Precipitation	
	r _b	p	r _b	p	r _p		p	r _p	p	
Ag	0.23*	<0.001	0.57*	<0.001	0.380	-0.07	0.306	0.37*	<0.001	
Ba	0.10	0.116	0.33*	<0.001	0.159	-0.05	0.520	0.45*	<0.001	
Be	-0.28*	<0.001	-0.15*	0.018	0.088	-0.24*	0.003	0.03	0.733	
Bi	-0.01	0.865	0.21*	<0.001	0.127	-0.14	0.084	0.29*	<0.001	
Ce	-0.35*	<0.001	-0.22*	<0.001	0.131	-0.29*	<0.001	0.02	0.820	
Cs	0.33*	<0.001	0.35*	<0.001	0.149	0.20*	0.013	0.23*	0.004	
Ga	-0.31*	<0.001	-0.12	0.049	0.132	-0.29*	<0.001	0.15	0.063	
In	-0.08	0.210	0.22*	<0.001	0.158	-0.22*	0.005	0.46*	<0.001	
La	-0.34*	<0.001	-0.22*	<0.001	0.129	-0.28*	<0.001	0.01	0.913	
Li	-0.32	<0.001	-0.22*	<0.001	0.115	-0.24*	0.003	-0.01	0.938	
Mn	-0.07	0.273	-0.26*	<0.001	0.079	0.13	0.102	-0.31*	<0.001	
N	-0.33*	<0.001	0.02	0.810	0.127	-0.30*	<0.001	0.31*	<0.001	
Pr	-0.34*	<0.001	-0.22*	<0.001	0.129	-0.25*	<0.001	0.01	0.937	
Rb	0.51*	<0.001	0.42*	<0.001	0.296	0.26*	<0.001	0.15*	0.040	
Sb	0.07	0.305	0.06	0.361	0.015	0.08	0.317	0.03	0.760	
Se	-0.03	0.236	0.24*	<0.001	0.134	-0.29*	<0.001	0.44*	<0.001	
Sn	0.08	0.188	0.18*	0.004	0.047	0.02	0.799	0.22*	0.008	
Sr	-0.13*	0.045	-0.12	0.051	0.048	<-0.01	0.971	-0.02	0.789	
Th	-0.31*	<0.001	-0.20*	0.002	0.100	-0.28*	<0.001	0.34*	<0.001	
Tl	0.16*	0.013	0.34*	<0.001	0.119	-0.08	0.325	0.34*	<0.001	
U	-0.31	<0.001	-0.13*	0.047	0.127	-0.27*	<0.001	0.14	0.073	
Y	-0.37*	<0.001	-0.24*	<0.001	0.155	-0.30*	<0.001	0.02	0.782	

Table 23 Simple bivariate and partial correlation coefficients for element contents in moss with altitude and precipitation. In the partial correlations, the relevant effects of the covariables altitude, biennial precipitation, proportion of urbanised and forest area were eliminated. (n = 250, for nitrogen n = 249, * means significance level $p \leq 0.05$, R^2 = coefficient of multiple determination, r = correlation coefficients: r_b – bivariate, r_p – partial)

2.3.2.9 EFFECTS OF GEOMORPHOLOGY

The local micro- and mesomorphological characteristics of the sampling plots were tested for their effects on accumulation of the investigated elements in moss in CZ. A linear correlation was found between element content in moss and the position of the sampling plots in the local geomorphological context (height above average terrain level, orientation to the cardinal points and expected exposure to the local predominant wind direction). The tested explanatory variables were defined as follows:

a) Position to the average terrain level

The sampling plots (250 cases) were categorized into the following groups according to their position related to the local average terrain level in the surroundings:

- *Planes*, sampling plots located in a flat or slightly undulating landscape, with mesoscale relative height fluctuations up to 10 m, (91 cases).
- *Protuberances*, sampling plots situated on slopes of big hills or mountains at a height of at least 10 m above the average mesoscale landscape level, (88 cases).
- *Depressions*, sampling plots in basins, valleys, passes, etc. at a height of least 10 m below the level of the top parts of the mesoscale surrounding landscape, (46 cases).
- *Plateaus*, sampling plots situated above the mesoscale surrounding grounds, open on all sides on the flat tops of protuberances, such as peaks of hills, ridges or sandstone rocks, etc., (25 cases).

The effect of terrain morphology on the element composition of the moss samples, which reflect the atmospheric deposition load levels of the investigated elements, was surprisingly low. The contents of only a few elements in the moss samples correlated significantly ($p \leq 0.05$) with some terrain category. The respective Ag and Bi contents in the moss samples correlated negatively with *Planes* ($r = -0.17$ and -0.13) and positively with *Protuberances* ($r = 0.20$ and

0.15). Some elements were surprisingly less accumulated in the moss samples collected on bulges in the terrain bulges (Ce $r = -0.13$; La $r = -0.13$; Pr $r = -0.13$; Y $r = -0.13$). A reason for this may be that the given elements are associated with sedimenting soil particles, which are not easily transported uphill by erosion. However, the accumulation of Sb and Se in the moss correlated positively with the position of the sampling plots on bulges (Sb $r = 0.14$; Se $r = 0.15$), which may indicate better deposition conditions for these elements near the tops of hills. The remaining geomorphological categories did not correlate significantly positively with the elemental composition of the moss samples.

The correlation of the content of the obligatory determined elements in moss with the position of the sampling plots for the selected geomorphological elements was presented in the first part of the CZ moss survey (Sucharová and Suchara 2004a).

b) Cardinal points

The sampling plots (250 cases) were categorized according to their average local geomorphological orientation to the cardinal point (North = 0°, East = 90°, South = 180°, West = 270°). The slope of the sampling plot had to be manifest, i.e., at least about 5 degrees. The orientation and level of the larger surrounding terrain on a medium scale (slopes, depression and flatland) were ignored. The following microgeomorphological orientation categories of the sampling plots were established:

- *Northern*, azimuth quadrant 316-45°, (25 cases).
- *Eastern*, azimuth quadrant 46-135°, (34 cases).
- *Southern*, azimuth quadrant 136-225°, (29 cases).
- *Western*, azimuth quadrant 226-315°, (45 cases).
- *Horizontal*, the sampling plot surface is horizontal or very variable in exposure, (117 cases).

The correlation analyses showed weak dependence of the elemental composition of the moss on the local exposure of the sampling plots, or moss carpets on the cardinal points. Only the Ag content in the moss samples correlated significantly ($p \leq 0.05$) and positively with the proportion of the sampling plots on slopes (*Western* $r = 0.13$, *Southern* $r = 0.15$ and *Eastern* $r = 0.18$) and correlated negatively with the variable *Horizontal* ($r = -0.16$). The real reason for this is not known. We may speculate that Ag can be more easily released from rock outbursts, which emerge more frequently on slopes than on plains. The higher accumulation of Mn ($r = 0.15$), Rb ($r = 0.14$) and Se ($r = 0.16$) in moss was positively associated with the position of the sampling plots on southern slopes, while a higher content of In and Sb was found in the moss samples frequently collected on eastern ($r = 0.16$) and western ($r = 0.18$) slopes. The revealed correlations may be rather accidental, because the different deposition levels of the given elements on differently oriented slopes is difficult to explain. On the other hand, a different slope orientation can cause a different microclimate, and can affect element uptake by moss. For example, southern and western slopes are comparatively warm and dry, with a short period of dew duration. Elements from dry deposits are not easily released, and the growth of the moss biomass is slower than on northern and eastern slopes.

The correlations of the contents of the obligatory determined elements in moss with slope orientation are discussed in the first part of the moss survey (Sucharová and Suchara 2004a).

c) Exposure to wind

Although the interaction of wind with geomorphology may play an important role in the deposition of air pollutants, it is difficult to estimate the local wind effects at the moss sampling plots. With the assistance of the wind direction diagrams in the CZ climatic atlas (Vesecký et al. 1958) and the particular position of the sampling plots in the local mesoscale area, the following categories of expected exposure of the sampling plots (250) to wind were established as explanatory variables of the element composition of the moss samples:

- *Windward*, the sampling plots are assumed to face the prevailing wind direction, (38 cases).
- *Leeward*, the sampling plots are assumed to face away from the prevailing wind direction, (52 cases).
- *Indefinite*, the sampling plots tend not to face either towards or away from the local prevailing wind direction, (160 cases).

However, it is difficult to make a correct assessment of the long-term wind conditions operating at some of the sampling plots, due to the complicated mesomorphology of the relief.

A significant ($p \leq 0.05$) positive correlation between element content in moss and the position of the sampling plots at sites expected to be windward was found for Ag ($r = 0.23$), Sb ($r = 0.24$) and Sn ($r = 0.15$). Surprisingly, a negative correlation between element content in moss and the variable *Windward* was shown by La ($r = -0.13$), Li ($r = -0.14$) and Sr ($r = -0.12$). Only the Sb content in moss correlated significantly and negatively with the position of the moss sampling plots at sites expected to be leeward ($r = -0.13$).

The increased accumulation of the given elements in moss on leeward plots may have been caused by higher wet and dry deposition loads of atmospheric deposition and the frequent moistening effect of horizontal precipitation (mist) on depositions. The negative correlation may be brought about by greater leaching of the given elements from moss tissue and faster growth of moss (dilution of the element content in the moss biomass) in moister conditions.

The content of obligatory determined elements in moss did not correlate substantially with the potential exposure of the moss sampling plots to wind (Sucharová and Suchara 2004a).

2.3.2.10 EFFECTS OF DEFORESTATION

The effects of the level of forest cover on the element contents in moss were tested. Using detailed maps, the percentage of forest cover (0–100 %) in the area delimited by a radius of 5 km around the sampling plots was found with accuracy of 5 %. Four categories by 25 % intervals of forest abundance around the sampling plots were established, and these categories were coded as follows:

- *Wooded 1*, covered by forests 0–25 % of the area, category 1, (41 cases).
- *Wooded 2*, covered by forests 26–50 % of the area, category 2, (76 cases).
- *Wooded 3*, covered by forests 51–75 % of the area, category 3, (76 cases).
- *Wooded 4*, covered by forest 76–100 % of the area, category 4, (57 cases).

The higher the category, the greater the level of forest cover around the plot where the moss sample was collected. The element concentrations in the moss samples can be correlated either with the size categories of the forests where the moss samples were collected (*Wooded 1, 2, 3, 4*), or with the proportion of forest cover in a 5-km radius around the moss sampling points (*Wooded 1–4*). The proportion of forested area correlates with altitude in CZ, and covariables *Altitude*, *Precipitation* and *Urbanisation* can affect the elemental composition of the moss samples together with the forest area.

The dependence of the elemental content in moss on the proportion of forested area in a 5-km radius around the moss sampling plots (individual variables *Wooded 1, 2, 3* and *4*) was tested first. The element content in the moss samples proved to be strongly controlled by the extent of forest cover. Generally, the element accumulation in moss was highest if the moss sample was collected in a small forest, or if the proportion of forests in a 5-km radius around the sampling plot did not exceed 25 %. In contrast, the lowest content of elements in moss was determined when the moss sample was collected in a large forest complex and the surroundings of the sampling plot were more than 75 % covered with forests. The correlation analysis showed that a significantly ($p \leq 0.05$) higher content of Be, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Sr, Th, U and Y was determined in moss samples collected in smaller forests (*Wooded 1*, possibly *2*) than in larger forests (*Wooded 4*, rarely *3*). The positive and negative correlation coefficients for the relevant elements are relatively small (between ± 0.15 and ± 0.33). The described correlation for the listed element contents, which are mainly lithophilous, with the categories of the forest area can be easily explained by filtration of the atmospheric deposition (soil particles) by the edge parts of a given forest or forests for a distance of a few km around the sampling plots. However, inverse correlations were found for Ag, Cs, Rb and Tl content in moss and the *Wooded* categories. The decreasing content of these elements in moss with increasing forest area may be because trees extract the listed elements from the subsoils and spread them in the forest through litter, throughfall, etc. Mainly the alkaline elements Cs, Rb and Li showed several anomalies in the evaluation of the bio-monitoring results.

Table 24 shows the partial correlations for element content in moss and the proportion of forested area around the moss sampling plots (*Wooded 1–4*) when the effect of covariables *Altitude*, *Precipitation* and *Urbanisation* was kept constant. The content of Ba, Ga, In, N, Sr, U and Y in moss correlated significantly and negatively with increasing forest cover around the sampling plots. However, only Rb showed a significant positive correlation. A very weak and insignificant positive correlation was found for Cs ($r_p = 0.02$) and Tl ($r_p = 0.09$), and there was a weak negative correlation for Ag ($r_p = -0.11$).

The correlations for the elements obligatorily determined in the moss samples are presented and discussed in the first part of the moss survey (Sucharová and Suchara 2004a).

2.3.2.11 EFFECTS OF URBANISATION

In order to test the effect of urbanisation on element content in moss, the percentage of urbanised area in the vicinity of the sampling plots was found with accuracy of 10 %.

The area within a radius of 5 km around the sampling plots was delimited in the detailed maps. Two categories of sampling plots (n = 250) were introduced, as follows:

- *Urbanised*, at least 30 % of the area around the sampling plots is built up, most frequently town type of residential area, (23 cases).

- *Rural*, the built-up area is below 30 % of the surface area, (227 cases). Dispersed and village-type buildings formed the dominant part of the urbanised land around the moss sampling plots.

If we count simple correlations, the content of Ag, Ba, Be, Bi, Ga and In in the moss samples correlated significantly and positively ($r = 0.13-0.26$) with *Urbanisation* and, of course, in the same way but negatively with the *Rural* variable. However, the variable *Urbanisation* was found to correlate significantly with the variables *Altitude*, *Precipitation* and *Wooded*. Thus, a partial correlation of the variable *Urbanisation* was determined. The results of the correlation analysis are shown in Table 24. Surprisingly, only the Ag and Bi content in the moss samples correlated significantly and positively with the partial effect of the variable *Urbanisation*. The exact pollution sources in this town type of urbanisation leading to accumulation of Ag and Bi in moss are not known.

The content of the obligatorily determined content of Cd, Cr, Mo and Zn correlated significantly and positively ($r = 0.14-0.25$) with the variable *Urbanisation*. For more details about the obligatory elements, see the first part of the moss survey (Sucharová and Suchara 2004a).

Wooded (1-4)						Urbanisation					
Element	r_p	p	Element	r_p	p	Element	r_p	p	Element	r_p	p
Ag	-0.11	0.085	N	-0.21*	0.006	Ag	0.15*	0.004	N	0.03	0.662
Ba	-0.17*	0.024	Pr	-0.14	0.075	Ba	0.10	0.096	Pr	-0.02	0.778
Be	-0.07	0.373	Rb	0.14*	0.040	Be	0.08	0.215	Rb	0.06	0.309
Bi	0.01	0.851	Sb	-0.03	0.739	Bi	0.25*	<0.001	Sb	0.10	0.146
Ce	-0.13	0.082	Se	-0.06	0.437	Ce	-0.01	0.833	Se	0.05	0.470
Cs	0.02	0.750	Sn	-0.09	0.245	Cs	0.05	0.454	Sn	0.08	0.258
Ga	-0.20*	0.008	Sr	-0.19*	0.016	Ga	0.02	0.760	Sr	0.04	0.554
In	-0.20*	0.009	Th	-0.09	0.258	In	0.09	0.130	Th	-0.03	0.619
La	-0.13	0.082	Tl	0.09	0.272	La	<-0.01	0.962	Tl	0.03	0.638
Li	-0.14	0.063	U	-0.21*	0.007	Li	-0.01	0.843	U	0.01	0.857
Mn	-0.04	0.580	Y	-0.17*	0.027	Mn	-0.02	0.768	Y	-0.02	0.700

Table 24 Effect of percentage of forest and urbanised areas in a 5-km radius around the sampling plots on element content in moss in CZ in 2000 (r_p = partial correlation coefficient, * significant at level <0.05, p = level of significance)

2.3.3 ASCERTAINMENT OF CURRENT ABSOLUTE DEPOSITION LOADS

If we know the current content of the individual elements in the moss indicator ($\mu\text{g.g}^{-1}$), we can in theory determine the absolute atmospheric deposition levels of the respective element ($\mu\text{g.m}^{-2}\text{.year}^{-1}$). Comparisons of the determined element contents in moss and in atmospheric deposition (bulk) at the same sites showed that the element content in moss was a function of the efficiency of moss in taking up the given elements and the increase in moss biomass (dilution factor of the element content). In order to estimate average annual deposition rates of elements from the elemental contents in moss, it was necessary to know the annual production of moss and the element uptake efficiencies. However, some conversions of moss analytical data to absolute deposition loads were not in good accordance with the measured deposition loads at the stations (e.g., Berg et al. 2003), while other attempts gave higher depositions than those measured at the stations (e.g., Poikolainen 2004). Many effects that operate in a way that is not well understood have an influence on the proportionality of the element content in bio-monitors to the real deposition levels of the elements (Berg et al. 2003, Wolterbeek et al. 2003). Some findings related to calculating the absolute values of atmospheric deposition were discussed in the first part of the moss survey (Sucharová and Suchara 2004a).

In spite of this, the following formula is frequently used for converting the current element content in moss to the respective atmospheric deposition at a given site:

$$D = C \times B / E,$$

where

D is average absolute deposition level of given element ($\mu\text{g.m}^{-2}\text{.year}^{-1}$).

C is current content of the element in the moss ($\mu\text{g.g.d.w.}^{-1}$).

B is annual production (increase in moss biomass per year) of the moss ($\text{g}_{\text{d.w.}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$).

E is efficiency factor explaining the element portion adsorbed by the moss from the atmospheric deposition (% in decimal terms).

The mean annual production of moss *Pleurozium schreberi* was determined (Chapter 2.2.6) to be $129 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ in CZ in 2000. The basic statistics for determining moss production in CZ are presented in Sucharová and Suchara (2004a: 70). The representative value of $130 \text{ g}_{\text{d.w.}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$ for *Pleurozium schreberi* production on all sampling plots in CZ was used in subsequent calculations.

The element contents measured in parallel in bulk deposition (Bergerhoff collectors) and in moss *Pleurozium schreberi* were determined at three sites in CZ with different climatic conditions and greatly different elemental deposition rates in 1999-2002 (Suchara and Sucharová 2002–2003). The efficiency of *Pleurozium schreberi* in taking up elements from atmospheric deposition was comparable with the figures from similar investigations published in the literature (Ross 1990, Thöni et al. 1996, Berg and Steinnes 1997b), at least for most elements that they investigated. However, for some elements the values differed significantly, and for some elements no data was available in the literature that we could check against.

Our determinations of the efficiency of the moss in taking up the optionally determined elements differed slightly from year to year, and above all for the different measuring sites. A preliminary evaluation showed that moss bound Bi, Li, Sb, Se and Sn ($E = 0.16\text{--}0.50$) only weakly from atmospheric deposition. Moderate and high efficiency factor values were found for Be, Ce, Ga, In, La, Pr, Th, Tl and Y ($E = 0.50\text{--}0.80$) and for Ag, Ba, Sr and U ($E = 0.80\text{--}1.00$), respectively. Extremely high efficiency factors, exceeding a value of 1.00 (100 % uptake of elements from atmospheric deposition), were determined for Cs, Rb and mainly for Mn ($E = 1.20\text{--}7.60$). It is evident that some additional and powerful source of these elements must operate at the forest floor level of cleanings, and must increase the content of these elements in moss, since these elements are not trapped in collectors placed 2 m above ground. It has been shown, for example, that mosses can absorb elements, including Mn and Sr, from soil (Hébrard et al. 1972), litter and litter extract (Bates 1989).

The mean values of the moss production and efficiency factor are used for calculating the coefficient $K_{Ei} = B/E_i$, which enables us to estimate the absolute annual mean atmospheric deposition rates on the moss sampling sites in CZ from the current element content in moss ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$). The coefficients K_{Ei} are given in Table 25:

K_{EAg}	117	K_{EIn}	n.a.	K_{ESe}	n.a.
K_{EBa}	n.a.	K_{ELa}	263	K_{ESn}	n.a.
K_{EBe}	n.a.	K_{ELi}	307	K_{ESr}	n.a.
K_{EBi}	168	K_{EMn}	n.a.	K_{ETh}	300
K_{ECe}	280	K_{EPr}	n.a.	K_{ETl}	n.a.
K_{ECs}	n.a.	K_{ERb}	n.a.	K_{EU}	150
K_{EGa}	265	K_{ESb}	123	K_{EY}	269

Table 25 Coefficients K_{Ei} for individual elements. (n.a. – unreliable E_i values)

The K_E coefficient could not be reliably counted for some elements. The determination of the efficiency factors in our campaigns may be too uncertain, and no efficiency coefficients for most of the optionally investigated elements are available in the literature for other countries.

An estimation of the annual bulk deposition rate D_i for element i on a given sampling plot can be obtained by calculating the element content in moss C_i using the coefficient K_{Ei} : $D_i = C_i \times K_{Ei}$.

Related estimations of mean and median bulk deposition rates for the CZ territory and 2000 are presented in Table 26.

As has been discussed elsewhere (Sucharová and Suchara 2004a), the absolute deposition loads calculated by the formula given above suffer from some uncertainty (the same uptake efficiency of moss for a different ratio of deposited element species in different deposition zones, the same production of biomass in different climatic zones, etc.) For example, the total nitrogen content in moss samples collected in the vicinity of 21 bulk measuring stations in CZ in 2000 correlated significantly and positively with $\text{NH}_4\text{-N}$ and negatively with $\text{NO}_3\text{-N}$ annual average contents in bulks determined in 1989-2000 (Suchara and Sucharová 2005).

However, the distribution of absolute deposition loads in CZ obtained in this way may be the best available assessment.

Element	Min.	Max.	Mean	Median	Element	Min.	Max.	Mean	Median
Ag	1.6	15	4.0	3.5	N	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ba	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Pr	2.2	111	15	14
Be	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Rb	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Bi	1.5	43	4.2	4.2	Sb	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ce	61	1302	220	185	Se	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Cs	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Sn	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ga	20	167	59	52	Sr	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
In	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Th	8.0	243	32	27
La	28	616	105	89	Tl	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Li	34	581	107	92	U	1.3	25	5.4	4.7
Mn	18	313	34	48	Y	18	313	56	48

Table 26 Estimation of the bio-indicated absolute deposition rates (bulks) of investigated elements ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$) in CZ in 2000. (n.a. – no adequate basis)

2.3.4 TRENDS IN ATMOSPHERIC DEPOSITION LOADS

The optionally determined elements were determined for the first time in the CZ moss samples in 2000. No other analytical results dealing with these elements in moss samples from the CZ territory are available in the literature. The contents of obligatory elements determined in moss in CZ in 1990, 1995 and 2000 had been decreasing significantly due to the substantial reduction of the former heavy industry and the introduction of more sophisticated technologies (Sucharová and Suchara 2004a).

In southern Sweden, a decreased content of most of the investigated elements in moss was determined in the period 1975–2000 (Berg and Steinnes 1997b). Diminishing atmospheric deposition levels of the optional elements may also have been taking place in CZ since 1990. However, there is no available data to confirm this speculation.

2.3.5 CZECH RESULTS IN A EUROPEAN CONTEXT

The contents of the optional elements in moss are available only for a few countries included in the UN/ECE ICP-Vegetation bio-monitoring programme. In addition, many countries have determined the optional elements through neutron activation analysis, which determines the total element contents. The CZ moss samples were determined through ICP-MS techniques, which may determine slightly lower contents of elements included in only slightly dissolved compounds (e.g., primary silicates). However, some available results of multi-element determinations carried out in some countries have been adopted in Tables 27–28 for the purposes of comparison, even though different ways of determining the elements have been used.

Table 26 and Table 27 show a decreasing gradient of element content in moss from southern Europe (Balkans) through Central Europe to Scandinavia. Similarly, there are lower amounts of the investigated elements in moss samples in the western part of Central Europe than in the eastern part of Central Europe. While CZ lies in the middle of the gradual South-North element content gradient, a very strong transition in element contents in moss is evident between CZ and the neighbouring Slovak Republic. The distribution of element contents in moss in CZ and in Slovakia has been discussed in detail in Suchara et al. (2007). In the least affected parts of Europe (Arctic Europe), the typical contents of the obligatorily determined elements in moss were found to be 2–5 times lower than the mean element contents in moss from Germany, Austria and CZ, and 5-10 times lower than in Slovakia, Hungary and the Balkan countries. This may be due not only to the increased amounts of industrial emissions discharged in Central Europe but also to the decreasing ratio of forest and the increasing proportion of arable land and bare soil covers towards southern Europe.

Element	Barents region			Slovak Republic			Romania			France		
	Min	Max	Median	Min	Max	Median	Min	Max	Median	Min	Max	Median
Ag	0.012	0.064	0.025	0.04	0.650	0.120	0.021	0.350	0.120			
Ba	7.33	83	22	11.9	343	51.4	27	143	73	7.7	13.7	30.8
Be	<0.01	0.122	0.016	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Bi	0.007	0.03	0.016	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ce	n.a.	n.a.	n.a.	0.62	23.48	2.54	2.5	18	6.0	n.a.	n.a.	n.a.
Cs	n.a.	n.a.	n.a.	0.14	5.44	0.41	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ga	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
In	n.a.	n.a.	n.a.	0.01	1.62	0.11	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
La	n.a.	n.a.	n.a.	0.41	13.9	1.54	1.3	9.8	3.6	n.a.	n.a.	n.a.
Li	<0.03	1.09	0.192	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	<0.005	0.31	0.79
Mn	33	1080	371	66.2	1510	365	110	500	250	16.5	53.5	353.5
N	n.a.	n.a.	n.a.	16500	30100	22550	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Pr	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Rb	1.33	48	12.7	4.84	53.0	13.4	1.2	35	19	2.3	5.1	12.6
Sb	0.015	0.196	0.061	0.23	14.3	0.87	0.47	1.20	0.65	n.a.	n.a.	n.a.
Se	<0.5	<0.5	<0.5	0.14	1.13	0.33	0.029	0.52	0.20	n.a.	n.a.	n.a.
Sn	0.030	0.148	0.070	0.061	1.885	0.236	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sr	3.48	38	11.4	7.86	327.6	61.9	3.5	33	17	4.5	7.9	13.1
Th	<0.02	0.636	0.055	0.10	3.20	0.31	0.16	5.3	0.72	n.a.	n.a.	n.a.
Tl	0.007	0.214	0.046	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
U	0.006	0.16	0.029	0.03	0.64	0.09	0.029	0.57	0.19	n.a.	n.a.	n.a.
Y	0.036	1.82	0.174	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Table 27 Element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) determined in some European countries. Part 1: Barents region (Reimann et al. 2001), Slovak Republic (Maňková et al. 2003), Romania (Lucaciu et al. 2004) and France (Gombert et al. 2004)

Element	Norway			Macedonia			Serbia - North			Bulgaria - Westsouth		
	Min	Max	Median	Min	Max	Median	Min	Max	Meian	Min	Max	Median
Ag	<0.003	0.035	0.014	0.007	0.20	0.040	0.012	1.5	0.078	n.a.	n.a.	n.a.
Ba	5.6	50.5	17.1	14	256	54	13	170	39	17	517	68
Be	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Bi	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ce	0.095	4.61	0.342	0.83	42	5.60	1.84	28	9.2	n.a.	n.a.	n.a.
Cs	0.016	0.88	0.072	0.097	1.7	0.39	0.11	18.2	0.76	0.10	2.96	0.40
Ga	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
In	n.a.	n.a.	n.a.	0.0032	0.16	0.043	0.0036	0.34	0.025	n.a.	n.a.	n.a.
La	0.045	2.56	0.189	0.50	22	2.32	1.09	13	4.66	0.8	23.7	2.9
Li	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Mn	22	750	256	37	1475	186	30	2340	217	32	986	251
N	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Pr	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Rb	1.3	51.5	7.7	5	47	10.9	3	47	13	3	69	12
Sb	0.004	0.240	0.033	0.039	1.4	0.2	0.13	7	0.52	0.07	20.2	0.23
Se	0.05	1.30	0.33	0.013	0.61	0.18	0.046	10	0.39	0.01	1.18	0.24
Sn	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Sr	3.6	43.3	15.8	11.8	136	31	6.8	95	22	7	106	25
Th	0.004	0.240	0.033	0.12	7.6	0.67	0.18	2.4	0.82	0.11	4.53	0.56
Tl	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
U	0.001	0.138	0.015	0.03	1.45	0.21	0.08	1.03	0.32	0.03	1.87	0.20
Y	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Table 28 Element content in moss ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) determined in some European countries. Part 2: Norway (Steinnes et al. 2001), Macedonia (Barandovski et al. 2006), Serbia – North (Frontasyeva et al. 2004) and Bulgaria – Southwest (Stamenov et al. 2002)

3. SUMMARY AND CONCLUSIONS

- Twenty two optionally investigated elements (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U and Y) were included for the first time in the Czech bio-monitoring campaign in 2000. The investigated elements are mostly characterised as typical lithophile elements. The contents of these elements have been determined in moss samples collected at 250 sampling plots.
- Basic statistics have been presented for element content variability in moss for the whole country, and for the individual CZ administrative regions.
- The properties of the investigated elements have been briefly introduced. The distribution of the element content in moss in CZ has been presented in colour classed post maps and isopleth maps. The positions of sites with high and increased accumulation of individual elements in moss have been shown for each element, and potential causes of the bio-indicated increased atmospheric deposition rates have been discussed. The occurrence of hot spots and the sources of air pollution by the investigated elements in CZ are described here for the first time, except in the case of reactive nitrogen.
- Moss samples from southwestern and southern Bohemia had the lowest content of the investigated elements, while the highest mean content of the elements in moss was found at sampling plots in southeastern Moravia. Subjectively defined ranges of element content levels marked out the following zones with the highest bio-indicated atmospheric deposition rates of the investigated elements in CZ: the former so-called Black Triangle I and Black Triangle II industrial areas, and an agrarian area in southeastern Moravia, a sort of “Dusty Triangle”. Except in the case of Ag, (Bi), In, Sb, Se and Sn, the main source of the investigated elements is eroded soil dust released due to anthropogenic activities (extraction of raw materials, earth works, deforestation and ploughing, etc.) and industrial combustion of coal (large open deposits of ash and slag). The efficiency of these sources of dust emissions is affected by climatic (wind, precipitation) and anthropogenic (land-use) factors.
- Efficiency factors (EFs) normalised through aluminium content have been calculated for 21 elements in moss at 250 sampling plots. Ag, Bi, Cs, Rb, Sr and Tl showed an approximately ten times higher level of bio-accumulation in moss than in the continental crust. The highest bio-accumulation of Mn, Sb and mainly Se (two orders of magnitude higher than most of the other elements) was found in moss in CZ. The lowest EF values were found for moss samples collected in dry and dusty regions, while the highest EFs were for moss plants growing mainly in rainy and mountainous areas of CZ.
- Correlation and cluster analyses show that the contents of typical lithophile elements in moss correlated tightly. There was a very similar variability in content in moss for Cs, Rb and Tl, and for Be, Sr and Mn. For other elements (Sn, Sb, Ag, In, Bi, Se and N) there was a different variability in content in moss than in the case of the lithophile elements. There may be different sources and different movement in the environment for these four groups of elements.
- Despite frequent wind erosion of the soil covers, the element content in moss did not correlate with the six defined groups of bedrocks. Rather accidental and weak correlations were found, only for Ag, Bi, Sb, Se and Tl contents in moss and for some of the bedrock groups. The bedrock groups did not generally and significantly affect the element content in moss at the sampling plots. However, some isolated sampling plots are significantly affected by local soil dust derived from the local bedrock (e.g. serpentinites).
- The effects on the element content variability in moss of the altitude of the sampling plots, biennial precipitation, geomorphology, the area of forest cover and the urbanised area around the sampling plots were tested. The variability in element contents was surprisingly little affected by geomorphology and exposure to wind. In contrast, the content of most of the elements in moss correlated significantly and negatively with the altitude of the sampling plots. Only the content of Cs and Rb, and to an insignificant extent Mn, correlated positively. The content of many of the elements in moss correlated significantly and positively with biennial total precipitation, except in the case of Mn, which correlated negatively. Decreasing forest area around the sampling plots significantly increased the content of most of the elements investigated here, with the exception of Rb, probably due to the diminished filtering effects of forest stands. Increasing urbanised area around the sampling plots significantly increased the content of Ag and Bi. A mainly rural built-up area around the sampling plots, combined with a limit on the distance from the closest domestic furnace, had a relatively small effect on the accumulation of the investigated elements in the sampled moss.

- No previous measurements of atmospheric bulk deposition rates of the elements investigated here, with the exception of nitrogen species, are available for CZ. The average absolute deposition rates for the 22 elements have been estimated using the element content in moss, moss productivity and the published coefficients of efficiency of element uptake by given moss species. The results cannot be verified through references to published data obtained through independent measurements of the bulk depositions, except in the case of nitrogen. However, no satisfactory agreement between the assessed and measured bulk deposition of nitrogen has been obtained in the vicinity of several bulk measuring stations in CZ.
- The element contents determined in moss in CZ have been compared with available published data from other European countries. The results of national moss surveys have shown an increasing content of elements in moss from arctic Europe to the Mediterranean, and in Central Europe from the west to the east. The element content in moss in CZ is comparable with, or only slightly higher than in northern Europe for Ag, Ba, Be, La, Mn, Se, Sr, Th and Y. Two or three times higher current contents of Bi, Sb, Tl and U have been determined in moss in CZ. However, the content of most elements in moss in CZ was two to three times lower than in southern Europe, and several times lower than in neighbouring Slovakia. This may be due to increasing deforestation from northern Europe to the south. Although standardised moss monitoring techniques are applied, some national differences in the bio-monitoring procedures for collecting and processing samples (e.g., an insufficient number of subsamples, failure to process and powder the whole amount of the collected moss sample, washing of samples) and different methods for determining the elements (e.g., subtotal ICP-MS and total NAA techniques) can have a substantial effect on the determined content of the elements, and false conclusions may be drawn.
- The environmental and public health implications of the three main bio-indicated atmospheric deposition hot spots in CZ should be taken into account. Eutrophication has had a negative effect on stability and biodiversity in sensitive natural ecosystems in CZ. Contamination levels due to deposition of toxic or hazardous elements in the hot spots may not have an apparent effect on biota and on human health. However, there is little knowledge about the synergistic action of these elements. Some precautions, at least washing of raw vegetables, could be recommended in these hot spots of increased soil and industrial dustiness.
- In order to push forward the frontiers of our knowledge in the bio-indication of pollution sources of the investigated elements and their transport and effects in Central Europe, it is highly desirable to integrate these elements into the European and national moss monitoring campaigns.

4. ACKNOWLEDGEMENTS

We are indebted to all the technical staff of the Department of Biomonitoring, namely to Bc. Dagmar Benáčanová, Ing. Ilona Semorádová, Libuše Kučerová and Helena Buňatová for their technical analytical assistance and for processing the moss samples in 2000–2002.

We thank the Czech Ministry for the Environment for the support provided by grant VaV/640/01/00 for the moss monitoring campaign in 2000–2002 and for supporting the publication in 2007 of the second part of the Czech moss monitoring survey 2000.

We are grateful to Robin Healey for correcting and improving our English.

5. REFERENCES

- Aber J.D., McDowell W., Nadelhoffer K.J., Magill A., Berntson G., Kamekeka M., McNulty S.G., Currie W., Rustad L., Fernandez L. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems.- *BioScience* 48: 921–934.
- Abraham M., Veleba B., Švestka J., Luna J., Hůlka L., Žáček M. (2002): Regional heavy mineral prospecting in the territory of the Czech Republic.- *GEOMIN, Jihlava*, 42 pp.
- Aceto M., Abollino O., Conca R., Malandrino M., Mentasti E., Sarzanini C. (2003): The use of mosses as environmental metal pollution indicators.- *Chemosphere* 50: 333–342.
- Adamo P., Giordano S., Vingiani S., Cabiocchi R.C., Violante P. (2003): Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy).- *Environ. Pollut.* 122: 91–103.

- Al-Najar H., Schulz R., Romheld V. (2003): Plant availability of thallium in the rhizosphere of hyperaccumulator plants: a key factor for assessment of phytoextraction.- *Plant and Soil* 249: 97–105.
- Amblard-Gross G., Maul A., Féraud J.-F., Carrot F., Ayrault S. (2004): Spatial variability of sampling: Grid size impact on atmospheric metals and trace elements deposition mapping with mosses.- *J. Atm. Chem.* 49: 39–52.
- Anderson C.W.N., Brooks R.R., Chiarucci A., LaCoste C.J., Leblane M., Robinson B.H., Simcock R., Stewart R.B. (1999): Phytomining for nickel, thallium and gold.- *J. Geochem. Explor.* 67: 407–415.
- Anke M., Angelow L. (1995): Rubidium in the food-chain.- *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 236–239.
- Asami T., Kubota M. (1995): Background levels of soil beryllium in several countries.- *Environ. Geochem. Health* 17: 32–38.
- Äyräs M., Pavlov V., Reimann C. (1997): Comparison of sulphur and heavy metal contents and their regional distribution in humus and moss samples from the vicinity of Nikel and Zapoljarnij, Kola peninsula, Russia.- *Water, Air, Soil Pollut.*, 98: 361–380.
- Barandovski L., Cekova L., Frontasyeva M.V., Pavlov S.S., Stafilov T., Steinnes E., Urumov V. (2006): Air pollution studies in Macedonia using the moss biomonitoring technique, NAA, AAS and GIS technology.- Preprint of the Joint Institute for Nuclear Research (JINR), Dubna, E18-2006-160, 19 pp.
- Bargagli R., Sanchez-Hernandez J.C., Martella L., Monaci F. (1998): Mercury, cadmium and lead accumulation in Antarctic mosses growing along nutrient and moisture gradients.- *Polar Biol.* 19: 316–322.
- Batáriová A., Černá M., Spěváčková V., Čejchanová M., Beneš B., Šmíd J. (2005): Whole blood selenium content in healthy adults in the Czech Republic.- *Sci. Total Environ.* 338: 183–188.
- Bates J.W. (1989): Retention of added K, Ca and P by *Pseudoscleropodium purum* growing under an oak canopy.- *J. Bryol.* 15: 589–605.
- Bencko V., Cikrt M., Lener J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. (Toxic metals in the environment and working surroundings. In Czech).- 2nd ed., Avicenum, Grada Publ., Praha, 288 pp.
- Beneš S. (1993): Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. I. část. (Contents and balance elements in the environmental spheres. Part I. In Czech).- CZ Ministry for the Agriculture, Praha 88 pp.
- Beneš S., Pabianová J. (1987): Přírodní obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách. (Natural contents, distribution and classification of elements in soils. In Czech).- Ms., Czech Agric. Univ. (VŠZ), Praha, 205 pp.
- Berg T., Steinnes E. (1997a): Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey.- *Sci Total Environ.* 208: 197–206.
- Berg T., Steinnes E. (1997b): Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values.- *Environ. Pollut.* 98: 61–71.
- Berg T., Pedersen U., Steinnes E. (1996): Environmental indicators for long-range atmosphere transported heavy metals based on national moss surveys.- *Environ. Monit. Assess.*, 43: 11–17.
- Berg T., Hjellbrekke A., Rühling Å., Steinnes E., Kubin E., Larsen M.M., Piispanen J. (2003): Absolute deposition maps of heavy metals for the Nordic countries based on moss surveys.- *TemaNord* 2003, 505: 1–36.
- Bidwell S.D., Woodrow I.E., Batianoff G.N., Sommer-Knudsen J. (2002): Hyperaccumulation of manganese in the rainforest tree *Austromyrtus bidwillii* (*Myrtaceae*) from Queensland, Australia.- *Functional Plant Biol.* 29: 899–905.
- Bigal K.L., Ashmore M.R., Power S. (2004): The ecological effects of diffuse air pollution from road transport.- English Nature Res. Report no. 580, Peterborough, 96 pp. (<http://www.english-nature.org.uk/pubs/publication/PDF/580.pdf>).
- Bock A., Forchhammer K., Heider J., Leinfelder W., Sawers G., Veprek B., Zinoni F. (1991): Selenocysteine – the 21st amino-acid.- *Molecular Microbiol.* 5: 515–520.
- Bowen H.J.M. (1979): environmental chemistry of the elements.- Acad. Press, London, New York San Francisco, 333 pp.
- Boyle R.W. (1968): The geochemistry of silver and its deposits with notes on geochemical prospecting for the element.- *Geol. Survey Canada, Bull.* 160: 1–264.
- Buse A., Norris D., Harmens H., Büker P., Ashenden T., Mills G. (2003): Heavy metals in European mosses: 2000/2001 survey.- Centre for Ecol. and Hydrol., Bangor, 45 pp.
- Byrne A.R., Dermal J.M., Vaksel J. T. (1979): Silver accumulation by fungi.- *Chemosphere* 8: 815–821.
- Čadková Z., Mrázek P. (1987): Trendy distribuce stopových prvků ve vybraných litografických jednotkách Českého masivu. (Trends of distribution of trace elements in the chosen lithographic units of the Bohemian Massif. In Czech).- *Čas. Mineral. Geol.* 32: 371–392.
- Caritad P. de, Reimann C., Bogatyrev I., Chekushin V., Finne T.E., Halleraker J.H., Kashulina G., Niskavaara H., Pavlov V., Äyräs M. (2001): Regional distribution of Al, B, Ba, Ca, K, La, Mg, Mn, Na, P, Rb, Si, Sr, Th, U

- and Y in terrestrial moss within a 188,000 km² area of the central Barents region: influence of geology, seaspray and human activity.- *Appl. Geochem.* 16: 137–159.
- ČGÚ (1988–1996): Geologická mapa odkrytá 1 : 50 000. Jednotlivé listy. (Geological map of the Czech Republic 1 : 50 000. Individual sheets.)- Czech Geological Survey, Prague.
- ČHMÚ (2000–2001): Hydrologická ročenka České republiky 1999 a 2000. (Hydrological yearbooks of the Czech Republic 1999 and 2000. In Czech.)- Czech Hydrometeorological Institute, Prague.
- Chaudhry F.M., Wallace A., Mueller R.T. (1977): Barium toxicity in plants.- *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 8: 795–797.
- Chen B.D., Roos P., Borggaard O.K., Zhu Y.G., Jakobsen I. (2005): Mycorrhiza and root hairs in barley enhance acquisition of phosphorus and uranium from phosphorus rock but mycorrhiza decreases root to shoot uranium transfer.- *New Phytol.* 165: 591–598.
- Chiarenzelli J., Aspeler L., Dunn C., Cousens B., Ozarko D., Powis K. (2001): Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central Barrenlands, Nunavut, Canada.- *Appl. Geochem.* 16: 245–270.
- Ciucani G., Mosbaek H., Trapp S. (2004): Uptake of tributyltin into willow trees.- *Environ. Sci. Pollut. Res.* 11: 267–272.
- Das T., Sharma A., Talukder G. (1988): Effects of lanthanum in cellular-systems – a review.- *Biol. Trace Element Res.* 18: 201–228.
- De Vos W., Tarvainen T. (eds.) (2006): FOREGS. Geochemical atlas of Europe. Part 2. Interpretation of geochemical maps, additional tables, figures, maps and related publications.- Geol. Survey of Finland, GTK. (<http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>).
- Djingova R., Ivanova Ju., Wagner G., Korhammer S., Markert B. (2001): Distribution of lanthanoids, Be, Bi, Ga, Te, Tl, Th and U on the territory of Bulgaria using *Populus nigra* 'Italica' as an indicator.- *Sci. Total Environ.* 280: 85–91.
- Dopp E., Hartmann L.M., Florea A.M., Rettenmeier A.W., Hirner A.V. (2005): Environmental distribution, analysis, and toxicity of organometal(loid) compounds.- *Critical Rev. Toxicol.* 34: 301–333.
- Drobner U., Tyler G. (1998): Conditions controlling relative uptake of potassium and rubidium by plants from soils.- *Plant Soil* 201: 285–293.
- Eckstein R.L. (2000): Nitrogen retention by *Hylocomium splendens* in a subarctic birch woodland.- *J. Ecol.* 88: 506–515.
- Eskelinen O. (2002): Diet of the wood lemming *Myopus schisticolor*.- *Ann. Zool. Fennici* 39: 49–57.
- Farago M.E. (ed.) (1994): Plants and the chemical elements. Biochemistry, uptake, tolerance and toxicity.- Wiley-VCH, Weinheim, 293 pp.
- Feldmann J., Krupp E.M., Glindemann D., Hirner A.V., Cukken W.R. (1999): Methylated bismuth in the environment.- *Appl. Organomet. Chem.* 13: 739–748.
- Fergusson J.E. (1991): The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects.- Pergamon Press, Oxford – Tokyo, Reprint 1991, 615 pp.
- Fernández J.A., Real C., Couto J.A., Aboal J.R., Carballeira A. (2005): The effect of sampling design on extensive bryomonitoring surveys of air pollution.- *Sci. Total Environ.* 337: 11–21.
- Fernando D.R., Woodrow I.E., Bakkaus E.J., Collins R.N., Baker A.J.M., Natianoff G.N. (2007): Variability of Mn hyperaccumulation in the Australian rainforest tree *Gossia bidwillii* (Myrtaceae).- *Plant Soil* 293: 145–152.
- Fiedler H.J., Rösler H.J. (1993): Spurenelemente in der Umwelt.- 2nd ed., Gustav Fischer Verl., Jena – Stuttgart, 385 p.
- Figueira R., Sérgio C., Sousa A.J. (2002): Distribution of trace metals in moss biomonitors and assessment of contamination sources in Portugal.- *Environ. Pollut.* 118: 153–163.
- Florek M., Maňkovská B., Oszlányi J., Frontasyeva M., Ermakova E.E., Pavlov S.S. (2007): The Slovak heavy metals survey by means the bryophyte technique.- *Ekológia, Bratislava* 26: 99–114.
- Frontasyeva M.V., Steinnes E., Lyapunov M., Cherchintsev V.D., Smirnov L.I. (2000): Biomonitoring of heavy metals deposition in the South Ural region: Some preliminary research obtained by nuclear and related techniques.- *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 245: 415–420.
- Frontasyeva M.V., Galinskaya T.Ye., Krmar M., Matavulj M., Pavlov S.S., Radnovi D., Steinnes E. (2004): Atmospheric deposition of heavy metals in Northern Serbia and Bosnia-Herzegovina studied by moss biomonitoring, neutron activation analysis and GIS technology.- *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 259: 141–147.
- Gadd G.M. (2000): Microbial interactions with tributyltin compounds: detoxification, accumulation, end environmental fate.- *Sci. Total Environ.* 258: 119–127.

- Galsomiès L., Ayrault S., Carrot F., Deschamps C., Letrouit-Galinou M.A. (2003): Interspecies calibration in mosses at regional scale – heavy metal and trace elements from Ile-de-France.- *Atm. Environ.* 37: 241–251.
- Gates P.N., Harrop H.A., Pridham J.B., Smethurst B. (1997): Can microorganism convert antimony trioxide or potassium antimonyl tetratrate to methylated stibines?- *Sci. Total Environ.* 205: 215–228.
- Gerdol R., Bragazza L. (2006): Effects of altitude on element accumulation in alpine moss.- *Chemosphere* 64: 810–816.
- Goliáš V. (2002): Thorium occurrence in the Czech Republic and their mineralogy.- In: Kribek B and Zeman J. (eds.), Uranium deposits. Czech Geological Survey, Prague, p. 53–56.
- Gombert S., Trautenberg C.R. de, Losno R., Leblond S., Colin J.L., Cossa D. (2004): Biomonitoring of element deposition using mosses in the 2000 French survey: Identifying sources and spatial trends.- *J. Atm. Chem.* 49: 479–502.
- Graham R.D., Hannam R.J., Uren N.C. (eds.) (1988): Manganese in soils and plants.- Kluwer Acad. Publ., Springer, 368 pp.
- Grodzińska K., Frontsyeva M., Szarek-Lukaszewska C., Klich M., Kucharska-Fabiś A., Gundorina S.F., Ostrovnyaya T.M. (2003): Trace element contamination in industrial regions of Poland studied by moss monitoring.- *Environ. Monit. Assess.* 87: 255–270.
- Gunther A., Bernhard G., Geipel G., Reich T., Rossberg A., Nitsche H. (2003): Uranium speciation in plants.- *Radiochim. Acta* 91: 319–328.
- Gutenmann W.H., Lisk D.J. (1996): Increasing selenium in field-grown onions by planting in peat moss pots containing coal fly ash.- *Chemosphere* 32: 1851–1853.
- Halleraker J.H., Reimann C., Caritat P. de, Finne T.E., Kashulina G., Niskaavaara H., Bogatyrev I. (1998): Reliability of moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as a bioindicator of atmospheric chemistry in the Barents region: Interspecies and field duplicate variability.- *Sci. Total Environ.* 218: 123–139.
- Hammel W., Debus R., Steubing L. (2000): Mobility of antimony in soil and its availability to plants.- *Chemosphere* 41: 1791–1798.
- Hauck M., Paul A. (2005): Manganese as a site factor for epiphytic lichens.- *Lichenologist* 37: 409–423.
- He Y.-W., Loh C.-S. (2000): Cerium and lanthanum promote floral initiation and reproductive growth of *Arabidopsis thaliana*.- *Plant Sci.* 159: 117–124.
- Heal K.V. (2001): Manganese and land-use in upland catchments in Scotland.- *Sci. Total Environ.* 265: 169–179.
- Hébrard J.P., Foulquier L., Grauby A. (1972): L'utilisation d'une mousse terrestre (*Grimmia orbicularis* Bruch) comme indicateur de la présence de manganèse 54, de caesium 137 et de strontium 90.- *Radioprotection* 7: 159–177.
- Heim M., Wappelhorst O., Markert B. (2002): Thallium in terrestrial environments – occurrence and effects.- *Ecotoxicology* 11: 369–377.
- Hirsch M.P. (1998): Availability of sludge-borne silver to agricultural crops.- *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 610–616.
- Hu, X., Ding Z., Chen Y., Wang X. Dai L. (2002): Bioaccumulation of lanthanum and cerium and their effects on the growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings.- *Chemosphere* 48: 621–629.
- Huang Y.J., Gulson B.L. (2002): Selenium in soils, spermatophytes and bryophytes around a Zn–Pb smelter, New South Wales, Australia.- *Sci. Total Environ.* 293: 129–141.
- Jakubowska M; Pasioczna A; Zembrzusi W; Swit Z; Lukaszewski Z. (2007): Thallium in fractions of soil formed on floodplain terraces.- *Chemosphere* 66: 611–618.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R. (eds.) (1996): Data analysis in community and landscape ecology.- new ed. Reprint, Cambridge Univ. Press, Cambridge, New York, Melbourne, 299 pp.
- Kaplan D. I., Sajwan K. S., Adriano D.C., Gettier S. (1990a): Phytoavailability and toxicity of beryllium and vanadium.- *Water, Air, Soil Pollut.* 53:203–212.
- Kaplan D.I., Adriano D.C., Sajwan K.S. (1990b): Thallium toxicity in bean.- *J. Environ. Qual.* 19:359–365.
- Kazantzis G. (2000): Thallium in the environment and health effects.- *Environ. Geochem. Health* 22: 275–280.
- Keckler D. (1997): Surfer for windows. Version 6, User's guide.- Golden Software, Inc., Golden, CO.
- Komínek J. (1995a): Závěrečná zpráva Ložisko Příbram – část II.. Díl 1. Geologie širšího okolí a vlastního ložiska. (Final report Deposit Příbram – part II. Vol. 1 Geology of the deposit and its surroundings. In Czech).- DIAMO s.p.o.z., Správa uranových ložisek, Příbram, 144 pp
- Komínek J. (1995b): Závěrečná zpráva Ložisko Příbram – část II. Přílohy, Svazek 1 Chemické složení hornin. (Final report – Deposit Příbram – part II. Appendices Chemical composition of rock types. in Czech).- DIAMO s.p.o.z., Správa uranových ložisek, Příbram 144 pp.
- Kooijman A.M. (1992): The decrease of rich fen bryophytes in the Neetherlands.- *Biol. Conserv.* 61: 139–143.
- Korcak R.F. (1988): Response of blueberry species to excessive manganese.- *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 113: 189–193.

- Král R., Mejstřík V., Velička J. (1992): Concentrations of cadmium, lead and copper in atmospheric precipitation in Czechoslovakia.- *Sci. Total Environ.* 111: 125–133.
- Krám P., Hruška J., Driscoll C.T. (1998): Beryllium chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic.- *Water, Air, and Soil Pollut.* 105: 409–415.
- LaCoste C., Robinson B., Brooks R. (2001): Uptake of thallium by vegetables: Its significance for human health, phytoremediation, and phytomining.- *J. Plant Nutr.* 24: 1205–1215.
- Lauchli A. (1993): Selenium in plants – uptake, functions, and environmental toxicity.- *Botanica Acta* 106: 455–468.
- Leblond S., Gombert S., Colin J.L., Losno R., Rausch de Traubenberg C. (2004): Biological and temporal variations of trace element concentrations in the moss species *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr.- *J. Atm. Chem.* 49: 95–110.
- Leeters E.E.J.M., de Vries W. (2001): Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995.- *Alterra Rep.* 424.2, Alterra, Wageningen, 106 pp.
- Llugany M., Poschenrieder C., Barcelo J. (2000): Assessment of barium toxicity in bush beans.- *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 440–444.
- Loppi S., Bonini I. (2000): Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in area with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy).- *Chemosphere* 41: 1333–1336.
- Lucaciu A., Timofte L., Culicov O., Frontasyeva M.V., Oprea C., Cucu-Man S., Monacu R., Steinnes E. (2004): Atmospheric deposition of trace elements in Romania studied by the moss biomonitoring technique.- *J. Atm. Chem.* 49: 533–548.
- Majer V., Veselý J. (1996): Čistota vodních toků. Regionální mapování povrchových vod v ČR. (Cleanness of streams. Regional mapping of surface waters in the Czech Republic. In Czech).- *Vesmír* 75: 497.
- Maňková B. (1996): Geochemický atlas Slovenska. Časť II. Lesná biomasa. (Geochemical atlas of Slovakia. Part II. Forest biomass. In Slovak).- *Geol. Survey GS, Bratislava*, 87 pp.
- Maňková B., Florek M., Frontasyeva M. V. Ermakova E., Oprea K., Pavlov S.S. (2003): Atmospheric deposition of heavy metals in Slovakia studied by the moss biomonitoring technique, neutron activation analysis and flame atomic absorption spectrometry.- *Ekológia (Bratislava)* 22, Suppl. 1: 157–162.
- Markert B. (1992): Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems.- *Vegetatio* 103: 1–30.
- Markert B., Herpin U., Berlekamp J., Oehlmann J., Grodzinska K., Mankovska B., Suchara I., Siewers U., Weckert V., Lieth H. (1996): A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle'.- *Sci. Total Environ.* 193: 85–100.
- Michopoulos P., Cresser M.S. (2002): Effects of simulated acid precipitation on the cycling of manganese under Sitka spruce (*Picea sitchensis*).- *Biogeochemistry* 61: 323–335.
- Miekeley N., Casartelli E.A., Dotto R.M. (1994): Concentration levels of rare-earth elements and thorium in plants from the Morr-do-Ferro environment as indicator for the biological availability of transuranium elements.- *J. Radioanal. Nucl. Chem. Articl.* 182: 75–89.
- Mietelski J.W., Gaca P., Olech M.A. (2000): Radioactive contamination of lichens and mosses collected in South Shetlands and Antarctic Peninsula.- *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 245: 527–537.
- Mitchell B.J., Sutton M.A., Truscott A.-M., Leith I.D., Cape J.N., Pitcairn C.E.R., van Dijk N. (2004): Growth and tissue nitrogen of epiphytic Atlantic bryophytes: effects of increased and decreased atmospheric N deposition.- *Funct. Ecol.* 18: 322–329.
- Mitschick G., Fiedler H. J. (1987): Zur Notwendigkeit von Reinigungsschritten bei der Blattanalyse. Mengen- und Spurenelemente Teil 1. Arbeitstagung, Univ. Leipzig, p. 44–51.
- Mkandawire M., Tauert B., Dudel E.G. (2004): Capacity of *Lemna gibba* L. (Duckweed) for uranium and arsenic phytoremediation in mine tailing waters.- *Int. J. Phytoremediation* 6: 347–362.
- Mohr K. (1999): Passives Monitoring von Stickstoffträgern in Kiefernforsten mit dem Rostengelmoos (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.).- *Umweltwissenschtn. u. Schadstoff-Forsch. – Z. Umweltchem. Ökotox.* 11:267–274.
- Montgomery D.C. (1985): Introduction to statistical quality control.- *John Wiley & Sons, New York, Singapore*, 520 pp.
- Morton L.S., Evans C.V., Estes G.O. (2002): Natural uranium and thorium distributions in podzolized soils and native blueberry.- *J. Environ. Qual.* 31: 155–162.
- Nedić O., Dragović S. (2006): Extraction of caesium from mosses and incorporation into an oxalate crystalline lattice.- *Phytochem. Anal.* 17: 204–207.

- Niemelä M., Poospanen J., Poikolainen J., Perämäki P. (2007): Preliminary study of the use of terrestrial moss (*Pleurozium schreberi*) for biomonitoring traffic-related Pt and Rh deposition.- Arch. Environ. Contam. Toxicol. 52: 347–354.
- Niskavaara H., Lehmuspelto P. (1992): The use of mosses in geochemical and environmental studies in Finnish Lapland – comparison of results from 1982 and 1990.- In: Tikkanen E., Varmola M., Katermaa T. (eds.) Symposium on the State of the Environ. and Environ.Monit. in Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula. Arctic Centre Publ. 4, p. 73–77.
- Novák M., Černý P. (1998): Abundances and fractionation trends of Rb and Cs in micas from lepidolite- and elbaite-subtype pegmatites in the Moldanubicum, Czech Republic.- Acta Univ. Carol. Geol. 42: 86–90.
- Nriagu J.O. (ed.) (1998): Thallium in the environment.- Wiley-Intersci., 284 pp.
- Nyholm N.E.I., Tyler G. (2000): Rubidium content of plants, fungi and animals closely reflects potassium and acidity conditions of forest soils.- For. Ecol. Manag. 134: 89–96.
- Ondrus P., Skala R., Veselovský F., Sejkora J., Vitti C. (2003): Cejkaite, the triclinic polymorph of $\text{Na}_4(\text{UO}_2)(\text{CO}_3)_3$ – a new mineral from Jáchymov, Czech Republic.- Amer. Miner. 88: 686–693.
- Osyczka P., Dutkiewicz E.M., Olech M. (2007): Trace elements concentrations in selected moss and lichen species collected within Antarctic research station.- Pol. J. Ecol. 55: 39–48.
- Pitcairn C., Fowler D., Leith I., Sheppard L., Tang S., Sutton M., Famulari D. (2006): Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition.- Environ. Pollut. 144: 941–950.
- Pitchel J., Kuroiwa K., Sawyerr H.T. (2000): Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites.- Environ. Pollut. 110: 171–178.
- Pluta I. (2001): Barium and radium discharged from coal mines in the Upper Silesia, Poland.- Environ. Geol. 40: 345–348.
- Poikolainen J. (2004): Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – specifically for heavy metals in regional surveys.- Doctoral Thesis, Muhos Res. Sta., Finnish For. Res. Inst. and Dept. of Biol., Univ. Oulu, Finland, 52 pp.
- Pulhani V.A., Dafauti S., Hegde A.G., Sharma R.M., Mishra U.C. (2005): Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil.- J. Environ. Radioactivity 79: 331–346.
- Ratte H.T. (1999): Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: A review.- Environ. Toxicity Chem. 18: 89–108.
- Reimann C., de Caritat P. (2000): Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry.- Environ. Sci. Technol. 34: 5084–5091.
- Reimann C., de Caritat P. (2005): Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors.- Sci. Total Environ. 337: 91–107.
- Reimann C., de Caritat P., Halleraker J.H., Finne T.E., Kashulina G., Bogatyrev I., Chekushin V., Pavlov V., Äyräs M., Niskavaara H. (1997): Regional atmospheric deposition patterns of Ag, As, Bi, Cd, Hg, Mo, Sb and Tl in a 188,000 km² area in the European Arctic as displayed by terrestrial moss samples – long range atmospheric transport versus local impact.- Atm. Environ. 31: 3887–3901.
- Reimann C., Niskavaara H., Kashulina G., Filzmoser P., Boyd R., Volden T., Tomilina O., Bogatyrev I. (2001): Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution.- Environ. Pollut., 113: 41–57.
- Reimann C., Arnoldussen A., Englmaier P., Filzmoser P., Finne T. E., Garrett R.G., Koller F., Nordgulen Ø. (2007a): Element concentrations and variations along a 120-km transect in southern Norway – Anthropogenic vs. geogenic vs. biogenic element sources and cycles.- Appl. Geochem. 22: 851–871.
- Reimann C., Arnoldussen A., Finne T.E., Koller F., Nordgulen Ø, Englmaier P. (2007b): Element contents in mountain birch leaves, bark and wood under different anthropogenic and geogenic conditions.- Appl. Geochem. 22: 1549–1566.
- Ross H.B. (1990): On the use mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition.- Water, Air, Soil. Pollut. 50: 63–76.
- Rühling Å. (1994): Monitoring of atmospheric heavy-metal deposition in Europe using bryophytes and humus samples as indicators. Proposal for an international programme 1995.- Environ. Monit. Data Group of Nordic Countries, Univ. of Lund, 1994, p. 1–15.
- Rühling Å., Tyler G. (2004): Changes in the atmospheric deposition of minor and rare elements between 1975 and 2000 in south Sweden, as measured by moss analysis.- Environ. Pollut. 131: 417–423.
- Salemaa M., Derome J., Helmisaari H.-S., Nieminen T., Vahna-Majamaa I. (2004): Element accumulation in boreal bryophytes, lichens and vascular plants exposed to heavy metal and sulfur deposition in Finland.- Sci. Total Environ. 324: 141–160.

- Salemaa M., Mäkipää R., Oksanen J. (2008): Differences in the growth response of three bryophyte species to nitrogen.- *Environ. Pollut.* (Articles in press, accepted 11 May 2007).
- Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. (1994): Aquatic bryophytes as bioindicators of arsenic mineralization in Polish and Czech Sudety Mountains.- *J. Geochem. Explor.* 51: 291–297.
- Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. (2000): Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: The case of a stream polluted with power plant sewages in Poland.- *J. Toxicol. Environ. Health-Part A* 62: 57–62.
- Samecka-Cymerman A., Kolon K., Kempers A.J. (2005): Bioaccumulation of heavy metals in aquatic bryophytes from stress in the Sudeten Mountains (Poland, Czech Republic) and the source area of the Ebro (Spain).- *Ecohydrol. and Hydrobiol.* 5: 205–213.
- Schoer J., Nagel U. (1980): Thallium in plants and soils – investigations in the Southern Rhein–Neckar region.- *Naturwiss.* 67: 261–262.
- Shahadeh H., Hossner L.R. (2002a): Enhancement of uranium phytoaccumulation from contaminated soils.- *Soil Sci.* 167: 269–280.
- Shahadeh H., Hossner L.R. (2002b): Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium.- *Water, Air Soil Pollut.* 141: 165–180.
- Sheppard S.C., Sheppard M.I., Gallerand M.O., Sanipelli B. (2005): Deviation of ecotoxicity thresholds for uranium.- *J. Environ. Radioactivity* 79: 55–83.
- Shtangeeva I., Ayrault S. (2004): Phytoextraction of thorium from soil and water media.- *Water, Air, Soil Pollut.* 154: 19–35.
- Siewers U., Herpin U. (1998): Moss-Monitoring 1995/96. Zeitabhängige und flächenhafte Untersuchungen von Schwermetalleitern in Deutschland.- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 183 pp.
- Skřivan P., Artnr P., Kotková P. (1994): Secondary anthropogenic contamination of surface streams through lithogenic beryllium, mobilized by acid atmospheric deposition.- *Acta Univ. Carol., ser. Geologica* 37: 111–122.
- Solga A. (2007): Seasonal variation in the nitrogen concentration and N-15 natural abundance of a pleurocarpous moss species in dependence on nitrogen deposition dynamics.- *Cryptogam. Bryol.* 28: 93–102.
- Solga A., Frahm J.-P. (2006): Nitrogen accumulation by six pleurocarpous moss species and their suitability for monitoring deposition.- *J. Bryol.* 28: 46–52.
- Solga A., Burkhardt J., Zechmeister H.G., Frahm J.-P. (2005): Nitrogen content, ¹⁵N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition.- *Environ. Pollut.* 134: 465–473.
- Solga A., Eichert T., Frahm J.-P. (2006): Historical alteration in the nitrogen concentration and ¹⁵N natural abundance of mosses in Germany: Indication for regionally varying changes in atmospheric nitrogen deposition within the last 140 years.- *Atm. Environ.* 40: 8044–8055.
- Stamenov M., Lovchev M., Vachev B., Gueleva E., Yurukova L., Ganeva A., Mitrikov M., Antonov A., Strentz A., Vrbancov Z., Batov I., Damov K., Marinova E., Frontasyeva M.V., Pavlov S.S., Strelkova L.P. (2002): New results from air pollution studies in Bulgaria (Moss survey 2000-2001).- Reprint E14-2002-204, JINR (Joint Institute for Nuclear Research), Dubna.
- Stan O., Lucaciu A., Frontasyeva M.V., Steinnes E. (2001): New results from air pollution studies in Romania.- In: Frontasyeva M.V., Vater P., Perelygin V.P. (eds.), Proc. NATO ARW Man-made radionuclides and heavy metals in environment NATO Sci. Ser. IV, Kluwer Acad. Publ., p. 179–190.
- Steinnes E. (1995): A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals.- *Sci. Total Environ.* 160/161: 243–249.
- Steinnes E., Rambæk J.P., Hanssen J.E. (1992): Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor.- *Chemosphere* 25: 735–752.
- Steinnes E., Rühling Å., Lippo H., Mäkinen A. (1997): Reference materials for large-scale metal deposition surveys.- *Accred. Qual. Assur.* 2: 243–249.
- Steinnes E., Berg T., Sjobak T.E., Uggerud H. Vadset M. (2001): (Atmospheric deposition of heavy metals in Norway. Nation-wide survey 2000. In Norwegian).- Report 838/01, State Pollution Control Authority, Oslo, 28 pp.
- Stevens C.J., Dise N.B., Gowing J.G., Mountford J.O. (2006): Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls.- *Global Change Biology* 12: 1823–1833.
- Su Y., Sridhar B.B.M., Han F.X., Diehl S.V., Monts D.L. (2007): Effect of bioaccumulation of Cs and Sr natural isotopes on foliar structure and plant spectral reflectance of Indian mustard (*Brassica juncea*).- *Water, Air, Soil Pollut.* 180: 65–74.

- Suchara I., Sucharová J. (2002–2003): Mezinárodní program monitorování aktuální atmosférické depozice prvků. (International campaign. Monitoring the current atmospheric deposition rates of elements. Year reports - Project 0211VZ02 VÚKOZ. In Czech).- Výroční zprávy projektu 0211 VZ02 VÚKOZ, VÚKOZ Průhonice, 33 pp., 27pp.
- Suchara I., Sucharová J. (2004): Current atmospheric deposition loads and their trends in the Czech Republic determined by mapping the distribution of moss element contents.- *J. Atm. Chem.* 49: 503–519.
- Suchara I., Sucharová J. (2005): Total nitrogen content in bryophytes and bulk atmospheric deposition levels of nitrogen forms in the Czech Republic.- In: Hůnová I. (ed.), Acid rain 2005, 7th Int. Confer. on Acid Deposition, Conference Abstracts, Czech Hydrometeorological Institute, Prague, p. 131.
- Suchara I., Florek M., Godzik B., Maňková B., Rabnec Z., Sucharová J., Tuba Z., Kapusta P. (2007): Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad space. Part II: Fifty three elements.- Expert group on bio-monitoring the atmospheric deposition loads in the Visegrad countries, VÚKOZ, v.v.i. Research Institute Průhonice, 214 pp, CD ROM.
- Sucharová J., Suchara I. (1998): Biomonitoring of the atmospheric deposition of metals and sulphur compounds using moss analysis in the Czech Republic. Results of the international biomonitoring programme 1995. VÚKOZ Research Institute, Průhonice, 183 pp.
- Sucharová J., Suchara I. (2004a): Bio-monitoring the atmospheric deposition of elements and their compounds using moss analysis in the Czech Republic. Results of the international bio-monitoring programme UNECE ICP-Vegetation 2000. Part I Elements required for the bio-monitoring programme.- *Acta Pruhoniciana* 77: 1–135.
- Sucharová J., Suchara I. (2004b): Current multi-element distribution in forest epigeic moss in the Czech Republic – a survey of the Czech national biomonitoring programme 2000.- *Chemosphere* 57: 1389–1398.
- Sucharová J., Suchara I. (2004c): Distribution of 36 element deposition rates in a historic mining and smelting area as determined through fine-scale biomonitoring technique. Part I: Relative and absolute current atmospheric deposition levels detected through moss analyses.- *Water, Air Soil Pollut.*, 153: 205–228.
- Sucharová J., Suchara I., Benáčanová D., Buňatová H., Kučerová M. (2001): Určení obsahu 35 prvků v mechu jako podklad pro stanovení relativní míry atmosférické depozice těchto prvků na území ČR (Determination of content of 35 elements in moss as basis for estimation relative deposition rates of these elements in CZ).- Report of the Project MŽP VaV 640/1/00, VÚKOZ Průhonice, 84 pp. and tabular appendix.
- Sucharová J., Suchara I., Semerádová I., Buňatová H., Kučerová M. (2003): Stanovení obsahu prvků v půdě a mechu jako podklad pro upřesnění distribuce vysokých atmosférických úrovní spadu sledovaných prvků na jižní Moravě. (Determination of the elemental contents in soil and moss in order to specify the distribution of high atmospheric deposition rates in southern Moravia. Project report. In Czech.)- Zpráva projektu VaV/640/1/00, VÚKOZ Průhonice, 116 pp.
- Šoltés R. (1998): Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Tatra Mts. (Slovakia).- *Biológia, Bratislava*, 53: 85–90.
- Tamminen P., Starr M., Kubin E. (2004): Element concentrations in boreal coniferous forest humus layers in relation to moss chemistry and soil factors.- *Plant and Soil* 259: 51–58.
- Taylor T.P., Ding M., Ehler D.S., Foreman T.M., Kaszuba J.P., Sauer N.N. (2003): Beryllium in the environment. A review.- *J. Environ. Sci. Health Part A Toxic/Hazardous Subst. and Environ. Engineer.* 38: 439–469.
- Terry N., Zayed A.M., de Souza M.P., Tarun A.S. (2000): Selenium in higher plants.- *Annual Rev. Plant Physiol. Plant Molecular Biol.* 51: 401–432.
- Thöni L., Schnyder N., Krieg F. (1996): Comparison of metal concentrations in three species of mosses and metal concentrations in three species of mosses and metal freights in bulk precipitations.- *Fresenius J. Anal. Chem.*, 354: 703–708.
- Tobler L., Bucher J., Furrer V., Schleppl P., Wyttenbach A. (1994): Rubidium and caesium in spruce needles – concentrations and biodynamics.- *Biol. Trace Element Res.* 43–5: 195–205.
- Tomasek L., Darby S.C., Fearn T., Swerdlow A.J., Placek V. (1994): Patterns of lung-cancer mortality among uranium miners in west Bohemia with varying rates of exposure to radon and its progeny.- *Radiation Research* 137: 252–261.
- Topcuoğlu S., van Dawen A.M., Güngör N. (1995): The natural depuration rate of ¹³⁷Cs radionuclides in a lichen and moss species.- *J. Environ. Radioactivity* 29: 157–162.
- Trebichavský J., Havrdová D., Blohberger M. (1997): Toxické kovy. (Toxic metals. In Czech)- NSO, ing. Fr. Nekvasil, Kutná Hora-Sedlec, Repro Fetterle s. r. o., Praha, 483 pp.
- Tremel A., Mench M. (1997): Thallium in plants.- *Agronomie* 17: 261–269.
- Tyler G. (2004): Rare earth elements in soil and plant systems – A review.- *Plant Soil* 267: 191–206.

- Tyler G. (2005): Changes in the concentrations of major, minor and rare-earth elements during leaf senescence and decomposition in a *Fagus sylvatica* forest.- For. Ecol. Manag. 206: 167–177.
- Verhoeven J.T., Kluter A., van Logtestijn R., van Kerkhoven M.B., Wassen M. (1996): Control of local nutrient dynamics in mires by regional and climatic factors: a comparison of Dutch and Polish sites.- J. Ecol. 84: 647–656.
- Vesecký A., Petrovič Š., Biedroň V., Karský V. (eds). (1958): Atlas podnebí Československé republiky. (Climate atlas of the Czechoslovakia. In Czech).- ÚSGK, Praha.
- Weckwerth G. (2001): Verification of traffic emitted components in the ambient air of Cologne (Germany).- Atm. Environ. 35: 5525–5536.
- Wedepohl K.H. (1995): The composition of the continental crust.- Geochim. Cosmochim. Acta 59: 1217–1232.
- Wen H., Carignan J. (2007): Reviews on atmospheric selenium: emissions, speciation and fate.- Atm. Environ. 41: 7151–7165.
- White P.J., Broadley M.R. (2000): Mechanism of caesium uptake by plants.- New Phytol. 147: 241–256.
- Wierzbicka M., Szarek-Lukaszewska G., Grodzińska K. (2004): Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland).- Ecotoxicol. Environ. Safety 59: 84–88.
- Willey N.J., Martin M.H. (1997): A comparison of stable caesium uptake by six grass species of contrasting growth strategy.- Environ. Pollut. 95: 311–317.
- Wolterbeek H.Th., Garty J., Reis M.A., Freitas M.C. (2003): Biomonitors in use: lichens and metal air pollution.- In: Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (eds.). Bioindicators and biomonitors, Elsevier, p. 377–419.
- Wytenbach A., Furrer V., Tobler L. (1995): The concentration ratios plant to soil for the stable elements Cs, Rb and K.- Sci. Total Environ. 173/174: 361–367.
- Xiao T.F., Guha J., Boyle D., Liu C.Q., Zheng B.S., Wilson G.C., Rouleau A., Chen J. (2004): Naturally occurring thallium: a hidden geoenvironmental health hazard?- Environ. Intern. 30: 501–507.
- Xu X.K., Zhu W.Z., Wang Z.J., Witkamp G.J. (2003): Accumulation of rare earth elements in maize plants (*Zea mays* L.) after application of mixtures of rare earth elements and lanthanum.- Plant Soil 252: 267–277.
- Xue S.G., Chen Y.X., Reeves R.D., Baker A.J.M., Liu Q., Fernando D.R. (2004): Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb. (*Phytolaccaceae*).- Environ. Pollut. 131: 393–399.
- Yoshida S., Muranatsu Y., Tagami K., Uchida S. (1998): Concentration of lanthanide elements, Th and U in 77 Japanese surface soils.- Environ. Int. 24: 275–286.
- Zechmeister H.G. (1995): Correlation between altitude and heavy metal deposition in the Alps.- Environ. Pollut., 89: 73–80.
- Zechmeister H.G., Hohenwallner D., Riss A., Hanus-Illnar A. (2003): Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. according to sampling time, within site variability and increase in biomass.- Sci. Total Environ. 301:55–65.

6. CZECH SUMMARY – SOUHRN

ÚVOD

Pozemní bokoplodé mechy téměř nepřijímají živiny z půdních pokryvů, ale adsorbují prvky z atmosférické depozice. Proto jsou intenzivně využívány od 70. let minulého století jako pasivní bioindikátory (samplery) úrovní atmosférických spadů prvků v místech růstu mechu. Od roku 2000 bylo pravidelné celoevropské zjišťování obsahu 10–13 toxických prvků v mechu zařazeno jako podprogram “Těžké kovy v mechu” (účastní se ho 25–30 zemí) do integrovaného mezinárodního programu OSN EHK ICP-Vegetace. Aktivita programů ICP slouží ke kontrole dodržování Úmluvy o snižování znečištění ovzduší přecházejícím hranice států (CLRTAP, 1979). V roce 2000 mezinárodní závazky ČR v oblasti sledování obsahu těžkých kovů v mechu plnilo Oddělení biomonitoringu a Laboratoř stopových prvků Výzkumného ústavu pro krajinu a okrasné zahradnictví v Průhonicích. V rámci tohoto národního biomonitorovacího programu byla zjištěna distribuce 36 prvků v mechu na 250 “trvalých” monitorovacích plochách rozmístěných po celém území ČR. První část získaných výsledků byla prezentována v prvním díle české národní zprávy (Sucharová et Suchara 2004a), která se zabývala čtrnácti prvky, především mezinárodním programem povinně sledovanými (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, a Zn), ke kterým byly

přřazeny ještě Al, Mo a S, které byly zjiřřovány v mechu na území ČR již v předchozím biomonitorovacím programu v roce 1995.

V předkládané druhé části české národní zprávy o výsledku biomonitoringu z roku 2000 jsou uvedeny a diskutovány výsledky zjiřření distribuce 22 nepovinně sledovaných prvků (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U a Y) v mechu na 250 monitorovacích plochách v ČR. Protože průběh biomonitorovacího programu z roku 2000 byl podrobně popsán v prvním díle české národní zprávy (Sucharová et Suchara 2004a), v druhém dílu se uvádějí jen nejnntnější informace ke sběru, zpracování a chemické analýze vzorků. Přesto obsah zprávy poskytuje dostatečně komplexní informace o použitém způsobu biomonitorování úrovní atmosférického spadu prvků, aniž by čtenář potřeboval mít k dispozici první díl české národní zprávy.

Z důvodu pozdního získání finanční podpory na vydání druhého dílu zprávy v letech 2005 a 2006, podařilo se vydat tiskem aktuálně doplněný manuskript druhého dílu připraveného v roce 2004 až nyní.

Mezitím byly výsledky biomonitorovacího programu roku 2000 publikovány v kontextu Visegrádského prostoru (Polsko, Maďarsko, Slovenská republika a Česká republika) (Suchara et al. 2007) a několika článcích, např. Suchara et Sucharová (2004) a Sucharová et Suchara (2004b). Přesto výsledky biomonitoringu získané v ČR z roku 2000 dosud nebyly nikde publikovány v takových podrobnostech, jak jsou předkládány v této zprávě. Česká národní zpráva o bioindikované distribuci atmosférické depozice prvků v roce 2000 je určena především pro potřebu biomonitorovacích pracoviřřt v ostatních zemích zapojených do programu ICP-Vegetation a pro domácí a zahraniční odborníky zabývajícími se atmosférickou depozicí prvků a jejím dopadům na složky životního prostředí včetně člověka.

1 OBECNÁ ČÁST

1.1 ČESKÁ REPUBLIKA A ZDROJE ZNEČIřřTJÍCÍ OVDZDUřř SLEDOVANÝMI PRVKY

Pro potřebu zahraničních čtenářů se uvádí rozloha ČR (78 864 km²) a poloha historických zemí Čechy, Morava a česká část Horního Slezska. Tabulka 1 poskytuje názvy, příslušné zkratky a rozlohy stávajících krajských administrativních celků, které se uvádějí v této zprávě při hodnocení regionálních depozičních zátěží jednotlivými prvky např. ve sloupkových diagramech. Rozmístění správních krajů v ČR je zobrazeno na Obr. 1.

V 80. letech minulého století působilo na území dneřřní ČR velké množství průmyslových podniků, hlavně metalurgických, strojírenských, energetických, chemických, sklářských, textilních a dalších koncentrovaných především v uhelných pánvích podél Kruřřných hor a na Ostravsku, ale i v severovýchodních Čechách, v okolí Plzně, Liberce, Brna a jinde. Uvedená průmyslová centra patřila k nejznečiřřtějšími oblastem střední Evropy. Podkruřřnohorská hnědouhelná oblast byla označována jako česká část tzv. "Černého trojúhelníku (I)" a analogicky hornoslezská uhelná oblast včetně Ostravska s bioindikovanými podobně vysokými úrovněmi spadu prvků jako "Černý trojúhelník II" (Markert et al. 1996).

Národní registry emisních zdrojů znečiřřtujícími ovzduřř (REZZO 1–4) vedly a vedou evidenci především hlavních znečiřřtujícími látek, jako SO₂, NO_x, pevný aerosol, uhlovodíky, některé toxické kovy Cd, Hg, Pb, Zn atp.

V důsledku politicko-ekonomických změn po roce 1989 dořřlo k zániku větřřiny podniků těžkého průmyslu, omezení výroby elektrické energie a průmyslovému spalování uhlí, odsíření uhelných elektráren ČEZ (1994–1998), zavádění moderních technologií (např. Kovohutě a.s. Příbram, 1998), sniřřování a od roku 2000 zruřření distribuce olovnatých benzínů v ČR. Na druhé straně dořřlo v ČR k prudkému nárůstu provozovaných naftových, především nákladních automobilů. Bioindikované depoziční úrovně toxických kovů vykazují od roku 1991 dramatický pokles na Králověhradecku, Pardubicku, Plzeňsku, Brněnsku a Liberecku, podstatný pokles na Mostecku a Sokolovsku a zřřetelný, ale menřří pokles na Ostravsku.

V současné době politika a zákony na ochranu ovzduřř se v ČR řídí směrnícemi a doporučeními EU. Množství emisí z jednotlivých zdrojů je evidováno v registrech REZZO 1–4 spravovanými ČHMÚ, rozmístění emisních zdrojů a jejich výkony jsou k dispozici na internetových stránkách (<http://www.chmi.cz/uoco/data/emise/gnavemise.html>). V současné době koncentrace SO₂, NO₂, pevného aerosolu, částic PM₁₀ a O₃ v ovzduřř ČR sleduje 230 stanic pěti provozovatelů. Na zhruba 60 stanicích se sleduje koncentrace Al, As, Cd, Pb, Cr, Ni, Be, Hg, Mn, Fe, Cu, Zn, Sb, V a na 15–20 stanicích koncentrace těkavých a vytrvalých organických polutantů (VOCs a POPs). Na zhruba 95 místech pracují automatické měřřící stanice sledující v ovzduřř koncentrace např. PM_{2,5}, NH₃, Hg a vybrané meteorologické charakteristiky. Ve 27 městech jsou v ovzduřř sledovány koncentrace SO₂, NO_x, PM₁₀ a v prařřném spadu obsahy As, Cr, Cd, Mn, Ni, Pb na zhruba 75 stanicích provozovaných Zdravotními ústavými a ČHMÚ. Několik provozovatelů sleduje obsahy SO₄²⁻, NO₃⁻, H⁺, F⁻, Cl⁻, H⁺, NH₄⁺, K⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺, Cd²⁺, Ni²⁺, Fe³⁺, Al³⁺, As³⁺ v mokřřé depozici se suchým spadem (bulk) a v podkorunových srážkách na 20–25 místech v ČR. Observatoř

Košetice provozovaná ČHMÚ sleduje vstupy a dynamiku látek ze znečištěného ovzduší do ostatních složek životního prostředí (program integrovaného monitoringu).

Od roku 1992 jsou údaje o znečištění ovzduší k dispozici v Informačním systému o kvalitě ovzduší (ISKO), v ročenkách o kvalitě ovzduší a na internetových stránkách ČHMÚ, dostupné např. na stránkách:

www.chmi.cz/uoco/isko/schisko/schiskoe.html

<http://www.chmi.cz/uoco/isko/sitsta/sitstae.html>

http://www.chmi.cz/uoco/isko/tab_roc/tab_roc.html

Mapy distribuce sledovaných látek ve znečištěném ovzduší a v atmosférickém spadu jsou k dispozici na internetových stránkách ČHMÚ: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groc/gr05cz/sezobr.html>.

Limitní koncentrace znečištění ovzduší vztažené k ochraně zdraví obyvatel jsou k dispozici na internetových stránkách <http://www.chmi.cz/uoco/isko/projekt/creu-ang.html>.

Přes značně hustou síť stanic monitorujících kvalitu ovzduší jsou k dispozici pouze údaje pro koncentrace dominantních polutantů ovzduší a některé toxické kovy doporučené k monitorování EU. O aktuálních úrovních atmosférických spadů většiny prvků na území ČR není dostatek informací.

Sledování distribuce obsahu 22 prvků v mechu může poskytnout první souhrnné údaje o relativních depozičních zátěžích území ČR prvky, které dosud nebyly v atmosféře a atmosférických spadech soustavně sledovány. Bohužel v předcházejících biomonitorovacích programech (Sucharová et Suchara 1998, 2004a) tyto nepovinně sledované prvky nebyly v mechu zjišťovány, takže chybí odhady jejich depozičních trendů pro období restrukturalizace těžkého průmyslu v ČR, kdy u opakovaně sledovaných (1991, 1995, 2000) těžkých kovů byl bioindikován jejich prudký depoziční pokles.

1.2 BIOMONITOROVÁNÍ RELATIVNÍ ÚROVNĚ SPADU PRVKŮ

Pozemní druhy bokoplodých mechů, které přijímají živiny nadzemními částmi těla převážně z atmosférického spadu jsou vhodnými pasivními bioindikátory úrovně atmosférického spadu prvků, protože deponované prvky rozpuštěné v dešťové vodě nebo rose (kationty) jsou efektivně adsorbovány na záporně nabitě funkční skupiny pektinů (polykyseliny). Jako vhodné bioindikátory úrovně spadů se osvědčily následující boreální druhy mechů: *Hylocomium splendens* (rokytník skvělý), *Pleurozium schreberi* (travník Schreberův), *Scleropodium purum* (lazec čistý) nebo *Hypnum cupressiforme* (rokyt cypřišovitý) a některé další druhy.

Bioindikace spadu Pb a Cd a později i dalších kovů pomocí analýzy mechů na velkém území byla zavedena v 70. letech minulého století ve Švédsku a sousedních zemích. Ve Skandinávii proběhly čtyři biomonitorovací programy v letech 1971–1987 podle standardizovaných monitorovacích postupů. V roce 1990/1991 a 1995/1996 byl zorganizován první a druhý celoevropský program bioindikování depozičních úrovní cca 10 prvků (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, S, V, a Zn) v téměř 30 zemích koordinovaný skupinou skandinávských odborníků. Další celoevropský biomonitorovací program 2000/2001 byl zařazen mezi aktivity mezinárodního programu OSN EHK ICP – Vliv znečištění ovzduší na přirozenou vegetaci a plodiny (www.unece.org/env/wge/vegetation.htm) po ratifikaci smlouvy o těžkých kovech v rámci Úmluvy CLRTAP v roce 1998. Třetí celoevropský biomonitorovací program sledoval distribuci 10–13 povinně sledovaných prvků v mechu (Buse et al. 2003).

Podobně v naprosté většině národních biomonitorovacích programů využívajících analýzy mechů k určení relativní depoziční zátěže prvků byly sledovány pouze povinně sledované prvky. Údajů o obsahu ostatních prvků v mechu bylo publikováno relativně velmi málo. K dispozici jsou např. údaje z Norska (Steinnes et al. 1992, 2001, Berg et Steinnes 1997a,b), okolí Barentsova moře (Halleraker et al. 1998), arktické části Evropy (Reimann et al. 1997), poloostrova Kola (Frontasyeva et al. 2000), Slovenska (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007), Bulharska (Stamenov et al. 2002), Rumunska (Stan et al. 2001), Srbska (Frontasyeva et al. 2004). Obsahy 45 prvků v mechu jsou uváděny např. z Kanady, oblasti Otter Lake (Chiarenzelli et al. 2001). Maloplošně byly zjišťovány obsahy stopových prvků v mechu *Bryum argenteum* (prutník stříbrný) na gradientu město-horský venkov v Itálii (Aceto et al. 2003) nebo v mechu *Pleurozium schreberi* v čisté referenční části a průmyslových oblastech Polska (Grodzińska et al. 2003). Akumulace stopových prvků vodním mechem *Fontinalis antipyretica* (pramenička obecná) byla sledována ve vodotečích polské a české strany sudetských pohoří (např. Samecka-Cymerman et Kempers 1994, Samecka-Cymerman et al. 2005). Blíže viz kapitulu 2.3.5 této zprávy.

2 POKUSNÁ ČÁST

2.1 CÍLE BIOINDIKAČNÍHO PROGRAMU VYUŽÍVÁJÍCÍHO MECH

Hlavním cílem třetího českého národního biomonitorovacího programu v roce 2000/2001 bylo zjistit a odevzdat koordinačnímu centru projektu OSN EHK ICP-Vegetace výsledky stanovení distribuce obsahu povinně sledovaných prvků v mechu. Vedlejším cílem bylo současně stanovit distribuci obsahů dalších 22 (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U a Y) nepovinně sledovaných prvků v mechu poskytujících první odhady relativních spadů těchto prvků pro potřebu národního biomonitorovacího programu a pro pozdější využití v rámci programů ICP-Vegetation. Důvodem pro toto rozhodnutí byl všeobecný nedostatek informací o depoziční úrovni těchto prvků v ČR a poměrně značná zdravotní a environmentální rizika spojená se zvýšenou kontaminací prostřední některými z nich (např. Be, Se, Sn, Th, Tl, U). Hlavní cíle v oblasti biomonitorování depozic nepovinně sledovaných prvků v roce 2000 byly následující:

- zjistit základní informace o vlastnostech, výskytu, technickém využívání a účincích na biotu 22 prvků dodatečně zahrnutých do českého národního biomonitorovacího programu v roce 2000,
- určit obsahy těchto 22 prvků v mechu sebraného z 250 trvalých monitorovacích ploch,
- publikovat výsledky chemických analýz a základní statistiku naměřených dat,
- zpracovat analytické výsledky formou bodových a izoliniových map zobrazujících aktuální distribuci 22 prvků v mechu na území ČR,
- zjistit polohy případných hot spotů akumulace sledovaných 22 prvků v mechu na území ČR a určit odpovídající emisní zdroje nebo příčiny vzniku těchto hot spotů,
- zjistit vysvětlující proměnné působící v krajině, které významně kontrolují variabilitu obsahu sledovaných prvků v mechu,
- srovnat zjištěné aktuální obsahy sledovaných prvků v mechu s publikovanými zahraničními daty,
- publikovat výsledky národního biomonitorovacího programu formou samostatného dílu české národní zprávy o výsledku bioindikace aktuální distribuce relativních depozičních zátěží 22 sledovaných prvků v ČR.

2.2 MATERIÁL A METODY

Český národní biomonitorovací program zjišťování distribuce relativní atmosférické depozice prvků byl prováděn podle metodických pokynů, manuálu (Rühling 1994) platného již pro minulý biomonitorovací program 1995. Podrobnosti k doporučené standardizaci pracovních postupů uvádí první díl této zprávy (Sucharová et Suchara 2004a). Zásadní informace jsou uvedeny v následujících kapitolách.

2.2.1 SBĚR VZORKŮ

Vzorky mechu byly odebírány na podzim roku 2000 na 250 "trvalých" lesních biomonitorovacích plochách umístěných na území celé ČR v síti zhruba 15 × 15 km. Na každé monitorovací ploše velikosti nejčastěji 50 × 50 m bylo na volných prostranstvích odebráno 7 dílčích vzorků mechu spojených pro každou plochu do jednoho směsného vzorku objemu 7–8 litrů. Odebíraný mech nebyl v kontaktu s podkorunovými srážkami ani biomasou listů keříčků a trav. Vzorky mechu byly odebrány na 155 identických monitorovaných místech a z důvodů narušení monitorovacích ploch nebo změny vegetačních poměrů v blízkosti dalších 41 ploch využívaných pro biomonitoring v roce 1995. Proti roku 1995 bylo v roce 2000 založeno nových 54 monitorovacích ploch pro potřebu zahuštění odběrových míst zvláště podél předpokládaných strmých depozičních gradientů prvků. Odběrové plochy identické nebo téměř identické jako v roce 1995 byly kódovány celými číslicemi 1 až 192, odběry mechu dále než 1 000 m od trvalé plochy z roku 1995 nebo plochy nově založené byly kódovány číslem nejbližší monitorovací plochy z roku 1995 s připojeným indexem -01, popř. -02; -03 atd. Geografická poloha středu monitorovací plochy byla kontrolována nebo nově zaměřena osobním navigačním přístrojem (GPS, Garmin). Aktuální stanovištní a klimatické poměry byly zaznamenány do protokolu o odběru vzorku (Sucharová et Suchara 1998: 21), geologické poměry, výměra lesních a urbanizovaných ploch v okruhu 5 km kolem monitorovacích ploch, roční srážkové úhrny pro roky 1999–2000 atp. byly zjištěny dodatečně z příslušných map a ročenek. Dodatečný nebo opakovaný kontrolní odběr vzorků mechu na 4 plochách byl proveden v roce 2001. Seznam odběrových ploch udává Příloha – Tabulka 1, zastoupení počtu monitorovacích ploch v jednotlivých administrativních krajích ČR je uvedeno v Tabulce 2. Rozmístění ploch na území ČR je zobrazeno na Obr. 2.

2.2.2 ODEBRANÉ DRUHY MECHŮ

Přednostně (96 % případů) byly odebrány bokoplodé boreální druhy mechu *Pleurozium schreberi* (travník Schreberův) a *Scleropodium purum* (lazec čistý), které zachycují velmi podobně atmosférickou depozici prvků a poskytují srovnatelné výsledky. Ve výjimečných případech, kde nebyl dostatek vhodných lesů nebo nemohly být uvedené druhy mechu odebrány za předepsaných podmínek, byly odebrány jiné druhy mechu *Eurhynchium angustirete* (trněnka Zetterstedtova), *Brachythecium rutabulum* (baňatka obecná) popř. *Brachythecium salebrosum* (baňatka draslavá), které mají podobnou fyziogomii jako druhy předchozí a je pravděpodobné, že přijímají prvky z atmosférického spadu velmi podobně. Druhy mechů odebrané na jednotlivých monitorovacích plochách jsou uvedeny v Příloze – Tabulka 1. Podrobnější popis použitých bioindikátorů je k dispozici v předešlých národních zprávách (Sucharová et Suchara 1998, 2004a), kde jsou uvedeny i mezidruhové rozdíly v příjmu prvků ze spadu. Druh *Hypnum cupressiforme*, ač relativně všude hojný, nebyl pro biomonitorovací program v roce 2000 použit, protože ve stejném prostředí hromadí asi o třetinu vyšší obsahy prvků než výše uvedené druhy mechů. Zastoupení jednotlivých druhů mechů v analyzovaném souboru vzorků uvádí Tabulka 3.

2.2.3 ZPRACOVÁNÍ VZORŮ

Z odebraných směsných vzorků byly opatrně odstraněny nežádoucí příměsi a z mechových rostlinek pro další zpracování a analýzu byly odebrány 2–2,5 leté vrcholové části tak, aby nedošlo ke kontaminaci vzorku částicemi humusu. Destilovanou vodou nemyté vzorky byly na vzduchu usušeny mezi archy čistého filtračního papíru v bezprašné místnosti. Asi 1,5–2 litry usušeného vzorku mechu byly umlety v mlýnku s titanovým rotorem a sítkem o velikosti ok 0,2 mm. Do doby analýzy byly vzorky uchovávány v polyetylenových sáčcích.

2.2.4 CHEMICKÉ ANALÝZY

Asi 0,5 g vysušeného (40 °C) vzorku bylo ve třech navážkách souběžně mineralizováno v teflonových tlakových nádobkách s kyselinou dusičnou a peroxidem vodíku (Merck suprapure) v mikrovlnném zařízení pro tlakový rozklad vzorků (CEM, MARS 5). Mineralizát byl převeden do teflonových odměrek a doplněn deionizovanou vodou na objem 100 ml. Obsah Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U a Y byl stanoven metodou ICP-MS (PE Elan 6000). Koncentrace sledovaných prvků ve všech vzorcích byla nad detekčními limity metody (Tabulka 4). Pro stanovení celkového dusíku byly vzorky rozloženy kyselinou sírovou a peroxidem vodíku v mikrovlnném systému na rozklad vzorků CEM STAR System 2. Po převedení vzorků do destilačních nádobek a alkalizaci hydroxidem sodným byl uvolněný amoniak předestilován vodní parou do kyseliny borité na zařízení Büchi B-324 a titrován roztokem kyseliny sírové.

2.2.5 ZAJIŠTĚNÍ KVALITY VÝSLEDKŮ

Ve všech standardizovaných krocích od sběru až po analýzu vzorků byla dodržována pravidla pro zajištění kvality práce. Vzorky byly odebrány a zpracovány v polyetylenových návlecích rukou nebo jednorázových PE rukavicích. Do rozkládaných sérií vzorků byly umístěny slepé pokusy, referenční rostlinný materiál a standard mechu. Trendy v průběhu analýz byly sledovány na regulačních diagramech (Montgomery 1985). Ke kontrole výsledků analýz sledovaných prvků byly použity následující referenční rostlinné materiály:

- IAEA Lichen 336, referenční koncentrace následujících prvků: Ba, Cs, La, Mn, Rb, Sb, Se a Sr.
- IAEA Hay - V10, referenční koncentrace následujících prvků: Ba, Ce, Cs, La, Mn, Rb, Sb, Se, Sr a Th.
- Laboratorní referenční materiál mechu *Pleurozium schreberi* (MUHOS, Finsko) M1, M2 a M3 s doporučenými koncentracemi pro následující prvky: Ba, Cs, La, Mn, Rb, Sb, Se, Sr a Th a s infikačními hodnotami pro koncentrace následujících prvků: Ag, Be, Ce, Ga, In, Tl, U a Y (Steinnes et al. 1997).

Jako místní laboratorní standardy mechu *Pleurozium schreberi* byly použity archivované vzorky mechu z roku 1995 (M64/95 P.s. a M68/95 P.s.). Nepodařilo se získat vhodné rostlinné materiály s certifikovanými koncentracemi pro Li, Pr a Y. Získané výsledky dlouhodobých analýz nejčastěji používaných referenčních materiálů ke kontrole analýz vzorků mechu jsou uvedeny v Příloze – Tabulka 4.

Stanovení obsahu dusíku bylo kontrolováno analýzami referenčního rostlinného materiálu NIST Spinach Leaves 1570, laboratorního standardu mechu *Pleurozium schreberi* a vzorku trávy z mezilaboratorních srovnávacích testů

WEPAL 100 Grass (GR94). Výsledky stanovení dusíku ve vybraných referenčních materiálech uvádí Příloha – Tabulka 4. Laboratoř stopových prvků VÚKOZ se pravidelně účastnila mezinárodního programu kontroly analytických laboratoří WEPAL (Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories, Wageningen University).

2.2.6 MĚŘENÍ PRODUKCE MECHU

Pro potřebu odhadu absolutních hodnot atmosférického spadu bylo potřeba zjistit produkci mechu. V prosinci roku 2000 v několika různých klimatických oblastech ČR byl kvantitativně odebrán mech *Pleurozium schreberi* z ploch 20 × 20 cm. Jednoleté segmenty všech odebraných rostlinek byly usušeny (40 °C) do konstantní hmotnosti, zváženy a produkce mechu přepočtena na plochu 1 m². Výsledky jsou využity v kapitole 2.3.3.

2.2.8 ZPRACOVÁNÍ VÝSLEDKŮ

Datové soubory byly uchovávány, importovány a sloupcové diagramy vytvořeny v programech Microsoft Excel a Word, základní statistické zpracování, korelační, shluková a faktorová analýza byla prováděna v programu StatSoft Statistica a bodové a izoliniové mapy byly vytvořeny pomocí programu Golden Software Surfer. V izoliniových mapách byla použita lineární interpolace dat (Jongman et al., 1996; Keckler, 1997). Interpolace dat včetně okolí státní hranice byla provedena výhradně mezi body na území ČR, protože sledované prvky v mechu nebyly v sousedních zemích stanovovány s výjimkou Slovenska, kde však chybí data z území v sousedství jihovýchodní Moravy.

Vymezení depozičních zón, určení koeficientů nabohacení a výpočet absolutní atmosférické depozice je popsáno v kapitole 2.3.2.1, 2.3.2.6 a 2.3.3.

2.3 VÝSLEDKY A DISKUSE

2.3.1 OBSAH PRVKŮ V MECHU

Protokoly o průběhu analýz a primární analytická data jsou uloženy v Laboratoři stopových prvků VÚKOZ. Kompletní analytické výsledky byly publikovány ve zprávě (Sucharová et al. 2001). Zde se uvádějí pro každou monitorovací plochu v Příloze – Tabulka 2 zjištěné obsahy prvků formou koncentračních hladin (1–4), které jsou definovány v Tab. 19. Základní statistické parametry souboru měření obsahu prvků v mechu pro celé území ČR a jednotlivé kraje jsou k dispozici v Tabulkách 5–18.

V této části se uvádějí stručně základní informace o fyzikálně-chemických vlastnostech sledovaných prvků (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U a Y), jejich výskytu v přírodě, obsazích v horninách, půdních pokryvech, vodě a některých organismech, jejich využívání člověkem a biologických funkcích a toxicitě. Následuje komentář k distribuci obsahu příslušného prvku v mechu na území ČR (vložené barevné bodové a izoliniové mapy). Rozdíly mezi průměrným obsahem prvků v mechu na území jednotlivých krajů od celostátního průměru zobrazují příslušné sloupcové diagramy. V další části komentářů se uvádí seznam oblastí ČR, kde byl zjištěn vysoký nebo zvýšený obsah prvku v mechu indikující v daných místech vysoké nebo zvýšené depoziční úrovně prvku. Příčiny bioindikovaných zvýšených spadů prvků jsou vysvětlovány působením blízkých potenciálních emisních zdrojů. Pro srovnání se uvádějí publikované obsahy prvků v mechu z jiných zemí. Komentáře jsou uvedeny v abecedním pořadí chemických značek sledovaných prvků.

Souhrnné komentáře k obsahu všech prvků v mechu, zjištěné korelační matrice obsahu prvků, vliv vybraných proměnných působících v krajině na zjištěnou variabilitu obsahu prvků, odhady absolutních hodnot depozičních zátěží prvků a srovnání aktuálního obsahu prvků v mechu na území ČR s udávanými obsahy prvků v mechu z některých jiných států Evropy poskytují další kapitoly této zprávy.

2.3.1.1 STŘÍBRO

Stříbro (Ag) je typický chalkofilní prvek dříve těžený na mnoha místech ČR. Základní fyzikálně-chemické vlastnosti Ag udává úvodní tabulka. Obsahy Ag v horninách (karbonáty-vyvěřelé horniny) se pohybují mezi 0,01–0,1 mg.kg⁻¹, v rostlinách 0,06–0,3 mg.kg⁻¹. Ag není biogenním prvkem. Některé rostliny nebo plodnice kloboukatých hub mohou hromadit vyšší obsahy Ag. Používá se pro výrobu šperků, zrcadel, elektrosoučástek, baterií,

fotografických filmů, barvení skla, výrobu desinfekčních prostředků ap. Chronická toxicita se projevuje u člověka při příjmu Ag asi 60 mg.den⁻¹.

Zjištěné průměrné obsahy Ag v mechu na území ČR a jednotlivých krajů udávají Tabulky 5–18. Aktuální rozpětí obsahu Ag v mechu na území ČR bylo 0,014–0,128 µg.g⁻¹, celorepublikový průměr dosahoval 0,030 µg.g⁻¹. Relativně nejvyšší kladné odchylky mediánů obsahu Ag v mechu proti celostátnímu mediánu vykazovaly vzorky mechu z krajů OV a LI, největší záporné odchylky z krajů CB a BN (viz Obr. 3). Distribuci Ag v mechu na území ČR zobrazuje barevná vložená bodová a izoliniová mapa.

Zvýšený obsah Ag v mechu byl zjištěn v následujících oblastech ČR:

1. Ostravsko s přílehlou částí Moravskoslezských Beskyd.
2. Okolí města Příbram.
3. Příhraniční oblasti severních Čech v okolí Frýdlantu a Rumburku.
4. Sudetská pohraniční pohoří v severní části ČR.
5. Maloplošné místní zvýšení obsahu Ag v mechu v Krušných horách, na Sokolovsku a mezi Poličkou a Moravskou Třebovou.

V ostatních částech ČR, překvapivě i v průmyslových oblastech, nebylo Ag ve větším množství v mechu zjištěno. Příčiny zvýšeného hromadění Ag mechem ve výše uvedených oblastech ČR jsou následující:

1. Provoz závodů neželezné metalurgie.
2. Recyklace oloveného a neželezného odpadu s obsahem drahých kovů a výroba speciálních slitin v Kovohuti a.s., Příbram.
3. Spalování velkého množství hnědého uhlí v blízké elektrárně Tutów, Bogatynia (Polsko).
4. Intenzivnější vymývání pevného aerosolu s obsahem Ag ve srážkově bohatších horských regionech a snad i působení geomorfologie (Červenovodské sedlo) usměrňující proudění vzduchu znečištěného z vnitrozemských emisních zdrojů (Pardubicko).
5. Velmi lokální malé emisní zdroje v místech provozů hutního, strojírenského, chemického a elektrotechnického průmyslu.

Vložená barevná mapa ukazuje distribuci obsahu Ag v mechu v okruhu 14 km kolem závodu Kovohutě a.s., Příbram zjištěnou zvláštním biomonitorovacím programem prováděným v roce 1999 (Sucharová et Suchara 2004c) po zprovoznění nových technologií šetrnějších k životnímu prostředí v Kovohutích.

V jižním Švédsku byl zjištěn (Rühling et Tyler 2004) zhruba pětinasobný pokles průměrného obsahu Ag v mechu mezi roky 1995 a 2000 (pokles z 0,103 µg.g⁻¹ na 0,020 µg.g⁻¹). Obsahy Ag v mechu v oblasti Barentsova moře jsou udávány kolem 0,025 µg.g⁻¹ (Halleraker et al. 1998), průměrné obsahy z Norska kolem 0,035 µg.g⁻¹ (Berg et Steinnes 1997a) a z průmyslových oblastí Polska 0,08–0,09 µg.g⁻¹ (Grodzińska et al. 2003). Průměrný obsah Ag v mechu byl na Slovensku 0,120–0,140 µg.g⁻¹ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007) a udávané rozpětí obsahů Ag pro Rumunsko 0,013–4,5 µg.g⁻¹ (Lucaci et al. 2004). Další srovnání uvádí kapitola 2.3.5. Obsah Ag v mechu na území ČR je asi 1,4× vyšší než v severní Skandinávii, srovnatelný s Polskem a asi 5× nižší než na Slovensku.

2.3.1.2 BARYUM

Baryum (Ba) je typický litofilní prvek zastoupený nejvíce v některých granitech a sedimentech (400–2 000 µg.g⁻¹), průměrný obsah Ba v našem uhlí se udává 312 mg.kg⁻¹ a v elektrárenských popílcích kolem 890 mg.kg⁻¹ (Trebichavský et al. 1997). Ba není biogenním prvkem pro žádnou skupinu organismů na Zemi, některé rostliny, prvoci nebo plankton však mohou hromadit Ba ve větším množství. Ve vrcholových částech mechu *Scleropodium purum* byl ve Francii zjišťován (Leblond et al. 2004) zhruba poloviční obsah Ba (4 µg.g⁻¹) než v bazální části mechu (8 µg.g⁻¹).

Sloučeniny Ba se užívají jako absorbenty rentgenového záření, pro výrobu pigmentů, zábavné pyrotechniky, výrobu neželezných slitin, v hutnictví, sklářství a lékařství.

Rozpustné sloučeniny Ba jsou toxické pro živočichy i rostliny. Pro člověka je rizikový příjem Ba kolem 200 mg.den⁻¹.

Obsahy Ba v mechu na území ČR se pohybovaly v širokém rozmezí 6,0–69,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, celostátní průměr byl 22 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistiku analytických výsledků obsahu Ba v mechu pro celou ČR a jednotlivé kraje podávají Tabulky 5–18. Nejvyšší mediány obsahu Ba v mechu byly zjištěny pro kraje OV a ZL, nejnižší pro KV a SC (Obr. 4).

Vložená barevná bodová a izoliniová mapa ukazuje následující místa zvýšeného obsahu Ba v mechu:

1. Jižní Morava v oblasti Břeclav, Kyjov a Státnice.
2. Širší okolí Ostravy na severní Moravě.
3. Orlické hory v severovýchodních Čechách.
4. Příhraniční oblast kolem Jablonce nad Nisou v severních Čechách.
5. Místně na západním okraji Brna na jižní Moravě.

Poněkud zvýšené obsahy Ba v mechu byly zjištěny i lokálně v Krušných horách, u Mostu, na Šumavě a u Slavonic v jihovýchodních Čechách. Obecně na východní Moravě s výskytem sedimentů karpatského flyše byly v mechu vyšší obsahy Ba než v západní části Moravy a v Českém masivu.

Přestože emisní zdroje Ba nejsou přesně známy, důvody vzniku míst zvýšeného hromadění Ba v mechu lze vysvětlit následovně:

1. Větrná eroze půdních pokryvů na Ba obsahujících sedimentech karpatského flyše a roznos půdních částic po okolí.
2. Roznos půdních a prachových částic větrem erodovaných z průmyslových skládek v oblasti hutní a důlní činnosti, strusky z výroby ušlechtilých ocelí a speciálních slitin obsahujících Ba a průmyslové spalování uhlí.
3. Místní anomálie v distribuci a koloběhu Ba z proterozoických metamorfovaných hornin a eroze jejich půdních pokryvů a nadložního humusu.
4. Prašnost spojená s těžbou a spalováním uhlí v tepelné elektrárně v blízké polské Bogatynii.
5. Větrná eroze půdních pokryvů, městského prachu a příměstských skládek odpadů průmyslového města.

Lokálně zvýšené obsahy Ba v Severočeském hnědouhelném revíru a okolí (Krušné hory, Mostecko) souvisejí se zvýšenou prašností třetihorních sedimentů při dobývání uhlí a s průmyslovým spalováním velkého množství uhlí v regionu. Místní zvýšení obsahu Ba v mechu na Šumavě a u Slavonic souvisí s lokálními anomáliemi obsahu Ba v moldanubických žulových horninách a zvýšeným množstvím vstupu Ba do nadložního humusu opadem a roznášením částic lesního humusu větrnou erozí.

V jižním Švédsku průměrný obsah Ba v mechu klesl z 21,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v roce 1975 na 15,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v roce 2000 (Rühling et Tyler 2004). V oblasti Barentsova moře se udává průměrný obsah Ba v mechu *Pleurozium schreberi* 18,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998) a poněkud nižší obsahy 10–14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ z průmyslových oblastí Polska (Grodzińska et al. 2003). Vyšší průměrné obsahy Ba jsou udávány z Norska, 24–31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a) a části Francie 30,8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). Vysoký průměrný obsah Ba v mechu 51,4–61,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, je udáván ze Slovenska (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Mech *Hypnum cupressiforme* v Rumunsku obsahoval Ba v množství 12–658 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lucaciu et al. 2004). Další srovnání poskytuje kapitola 2.3.5.

2.3.1.3 BERYLIUM

Základní vlastnosti berylia (Be), zástupce skupiny kovů alkalických zemin, podává úvodní tabulka. Typické obsahy Be v našich vyvěřelých a karbonátových horninách jsou 0,5–5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 0,1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Domácí uhlí a elektrárenský popílek obsahují Be v množství 0,3–0,5 a 10–30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Obsah Be v půdách se pohybuje nejčastěji kolem 1,5–2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, kontaminované půdy v okolí tepelných elektráren mohou mít obsahy Be až 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Koncentrace Be ve sladkých povrchových vodách jsou u nás udávány kolem 1,5 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, ale v mnohých částech Českého masivu jsou vyšší (Majer et Veselý 1996).

Be není esenciálním prvkem pro žádnou skupinu organismů. Přirozený obsah Be v rostlinách je 0,001–0,4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Plodnice kloboukatých druhů hub obvykle neobsahují Be ve velkém množství.

Be se používá k výrobě slitin pro vojenské a kosmické účely, pláště tlakových lahví, součástky počítačů, výrobu punčošek pro propan-butanové svítilny, speciálních skel a keramiky.

Zvláště v roztoku je Be toxické pro živočichy i rostliny. Vdechování prachu obsahujícího Be vede k zánětům až rakovině plic (Taylor et al. 2003). Be patří v poslední době mezi často monitorované toxické prvky.

Rozpětí obsahu Be v mechu na území ČR dosahovalo hodnot 0,008–0,162 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, průměrný obsah byl kolem 0,031 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistické údaje o obsahu Be v mechu pro celou ČR a jednotlivé kraje podávají Tabulky 5–18. Proti celostátnímu mediánu obsahu Be v mechu téměř o 30 a 20 % vyšší hodnoty mediánů vykazoval mech v kraji UL a OV a naopak o 30 a 20 % nižší mediány byly zjištěny pro kraj CB a KV (Obr. 5).

Distribuci obsahu Be v mechu na území ČR zachycuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. V následujících oblastech ČR byl zjištěn zvýšený obsah Be v mechu:

1. Hnědouhelný revír v okolí Mostu a přilehlé části Krušných hor.
2. Jižní Morava mezi Uherským Hradištěm a Valticemi.
3. Západní část středních Čech vymezená Roudnicemi nad Labem, Rakovníkem, Berounem, Kralupy nad Vltavou s místním hot spotem v blízkosti Kladna.
4. Příhraniční oblast u Frýdlantu v severních Čechách.

Malé lokální hot spoty byly zjištěny u Bochova v západních Čechách, Třebíče na jižní Moravě, u Králík a Krnova na severozápadní Moravě a na východní Moravě u Zlína. Na zbylém území ČR (asi 60 % území) obsah Be v mechu nepřekročil hodnotu 0,03 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Výskyt výše uvedených oblastí zvýšeného obsahu Be v mechu lze vysvětlit následovně:

1. Spalování velkého množství uhlí v tepelných elektrárnách na Mostecku.
2. Větrná eroze půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše. Zvláště jíly a silně jílovité sedimenty obvykle obsahují nejvíce Be.
3. V oblasti působí několik potenciálních imisních zdrojů Be, např. tepelná elektrárna u Mělníka, zbylé průmyslové podniky v Kladně a ve Slaném, cementárenské pece u Berouna.
4. Vliv spalování uhlí v elektrárně Turów, Bogatynia v Polsku.

Zbylé lokální hot spoty lze vysvětlit uvolněním Be např. z žul bohatých na draslík (živce), syenitů a některých sedimentů karpatského flyše v kombinaci s průmyslovým spalováním uhlí (Zlín).

Mech *Pleurozium schreberi* u Barentsova moře obsahoval Be v malém množství kolem 0,03 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Hallaker et al. 1998) a ještě nižší průměrné hodnoty byly zjištěny pro mech v Norsku 0,019–0,023 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a 0,019 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a). Naopak v severní Kanadě byly zjištěny relativně vysoké průměrné hodnoty obsahu Be v mechu 0,33–0,35 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Chiarenzelli et al. 2001).

2.3.1.4 VIZMUT

Vizmut (Bi) je relativně vzácný stopový chalkofilní prvek, který se však v mnohém chová jako litofilní prvek. V ČR se nacházel ve větším množství na ložiscích polymetalických rud. Činností bakterií v půdních pokryvech může docházet k alkylaci (metylaci) Bi (Feldmann et al. 1999).

Vyřelé horniny u nás obsahují Bi v množství 0,07–0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Beneš 1994), některé usazené horniny však mají vyšší obsahy Bi. Průměrný obsah Bi v našem uhlí a elektrárenském popílku se udává kolem 0,1 a 1,0 $\text{g}\cdot\text{t}^{-1}$ (Trebichavský et al. 1998). V půdách je Bi přítomen v koncentracích 0,3–1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a je vázán hlavně na jílovitou a humusovou složku půdní matrice.

Bi není esenciálním prvkem pro žádnou skupinu organismů. V rostlinách je přítomen v množstvích 0,05–0,6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Plodnice kloboukatých hub nemají snahu Bi akumulovat ve větším množství.

Toxicita Bi je relativně malá, proto otravy Bi jsou vzácné. Podráždění až intoxikaci může vyvolat Bi při kontaktu s kůží, vdechování nebo perorální příjem, zvláště chelátových forem Bi.

Obsah Bi v mechu v ČR byl zjištěn v rozmezí 0,009–0,252 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, celostátní průměr kolem 0,025 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistické údaje k souborům měřených vzorků mechu z celé ČR a jednotlivých krajů poskytují Tabulky 5–18. Obr. 6 ukazuje, že medián obsahu Bi v kraji LI byl o 44 % vyšší a v kraji PL o 24 % nižší než hodnota mediánu pro celou ČR. Distribuci Bi v mechu na území ČR zobrazuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. V ČR byla zjištěna následující místa zvýšeného hromadění Bi v mechu:

1. Okolí Příbrami v jihozápadní části středních Čech.
2. Okolí Děčína v severozápadních Čechách.

3. V blízkosti Frýdku Místku na severovýchodní Moravě.

Několik izolovaných míst zvýšeného obsahu Bi v mechu bylo jistěno i v podkrušnohorské hnědouhelné pánvi a přilehlých částech Krušných hor, sudetských pohoří podél severní státní hranice, Jeseníkách a severní části Moravskoslezských Beskyd, v severovýchodních Čechách a na jižní Moravě. Přesto zhruba na 80 % území ČR obsah Bi v mechu nepřekročil hodnotu $0,035 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Příčiny vysoké nebo zvýšené akumulace Bi v mechu jsou následující:

1. Recyklace oloveného odpadu a neželezných kovů a výroba speciálních slitin v Kovohutích a.s. Příbram.
2. Zpracování Bi a jeho sloučenin v podniku „Aluminium“ v Děčíně.
3. Činnost metalurgických a strojírenských podniků.

Vyšší akumulace Bi v mechu na Mostecku a přilehlých částech Krušných hor souvisí s těžbou a průmyslovým spalováním hnědého uhlí a provozováním chemického průmyslu (kombinace vlivu vysoké půdní a průmyslové prašnosti). Oblasti Lužických hor, Jizerských hor a západních Krkonoš jsou pod vlivem depozičních zátěží pevných aerosolů emitovaných v důsledku těžby a spalování uhlí v blízké uhelné elektrárně Turów, Bogatynia v Polsku a emisí z průmyslových, zvláště sklářských a keramických provozů v oblasti Liberec-Desná. Slabé zvýšení obsahu Bi v mechu na Černovodském sedle může souviset s geomorfologií terénu usměrňující proudění vzduchu z Pardubicka. V Moravskoslezských Beskydech doznívá vliv emisních zdrojů z Frýdeckomístecka a Ostravska. Ve všech horských oblastech působí i vliv zvýšených úhrnů dešťových srážek, které zvyšují podíl mokrého spadu Bi (Kap. 2.3.2.8). Na jižní Moravě může být zdrojem vyššího spadu Bi zvýšená větrná eroze půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše.

Obsah Bi v mechu v jižním Švédsku v letech 1985–2000 vykazoval prudký pokles z hodnoty $0,113$ na $0,016 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Rühling et Tyler 2004). V okolí Barentsova moře byl zjištěn medián obsahu Bi v mechu *Pleurozium schreberi* $0,014 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998) a v Norsku $0,019 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a). Průměrný obsah Bi v mechu je tedy v ČR asi $1,5\times$ vyšší než v severní Evropě. Další srovnání uvádí Kapitola 2.3.5.

2.3.1.5 CER

Cer (Ce) je nejhojnější lantanoid, který se chová jako typický litogenní prvek. Hojněji se vyskytuje spolu s ostatními lantanoidy v některých typech granitů a usazeninách mořského písku. Běžné obsahy Ce v půdě a rostlinách se pohybují kolem $50 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a $0,25\text{--}0,55 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Ce není považován za esenciální prvek pro žádnou skupinu organismů na Zemi, i když údajně iniciuje kvetení a rozmnožování rostlin (He et Loh 2000). Kloboukaté houby nemají tendenci Ce a další lantanoidy hromadit ve větším množství v plodnicích.

Ce se využívá k tvorbě speciálních magnetických slitin, zážehových kamínků do zapalovačů, výrobě skla a zrcadel s vysokým leskem, luminiscenčních pigmentů atp.

Toxicita Ce je relativně malá a intoxikace se vyskytuje velmi vzácně. Sloučeniny Ce mohou v kontaktu dráždit pokožku. V solích Ce bývá přítomné radioaktivní thorium.

Aktuální obsah Ce v mechu kolísal v ČR v rozmezí $0,22\text{--}4,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a průměrný obsah byl $0,903 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistika chemických analýz pro vzorky mechu z celé ČR a z jednotlivých krajů je uvedena v Tabulkách 5–18. Odchylky průměrných hodnot obsahu Ce v jednotlivých krajích proti celostátnímu průměru dokumentuje Obr. 7. Mediány obsahu Ce v mechu z krajů BN a ZL převyšovaly celostátní hodnotu mediánu o 86 a 72 %, zatímco nejmenší hodnoty mediánů, o 40 % menší než celostátní medián, vykazoval mech z krajů PL a KV.

Distribuci Ce v mechu na území ČR zobrazuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Mapy ukazují následující místa s nejvyšším obsahem Ce v mechu.

1. Jižní Morava mezi Kroměříží a Mikulovem.
2. Severočeský hnědouhelný revír a přilehlá část Kušných hor.
3. Velmi lokálně na východním okraji Krnova na severní Moravě.

Mírné zvýšení obsahu Ce v mechu bylo zjištěno v území mezi Roudnicí nad Labem a Berounem, u Frýdlantu v severních Čechách, mezi Pardubicemi a Landškrounem, v okolí Nového Jičína a Zlína.

Naopak nejmenší obsahy Ce mech nahromadil v jihozápadních a jižních Čechách, v Krkonoších, Orlických horách, Jeseníkách a příhraničních částech Moravskoslezských Beskyd.

Podrobněji bylo zjišťováno rozložení obsahu sledovaných prvků v mechu *Hypnum curesiforme* na jižní Moravě, největším současném hot spotu obsahu litogenních prvků v mechu, v letech 2002–2003 (Sucharová et al. 2003). Na vložené barevné mapě je uvedena ukázka rozložení obsahu Ce v mechu v roce 2003 odrážející především vliv úrovní spadu půdních částic na jihovýchodní Moravě.

Vysoká nebo zvýšená akumulace Ce v mechu ve výše uvedených oblastech je způsobena následujícími vlivy:

1. Vysoká větrná eroze půdních povrchů na sedimentech karpatského flyše.
2. Půdní a průmyslová prašnost doprovázející těžbu hnědého uhlí a jeho spalování v lokálních průmyslových topeništích a elektrárnách.
3. Zvýšená půdní a městská prašnost v důsledku stavebních aktivit v okolí monitorovací plochy nechráněné lesem na východním okraji Krnova. Podíl průmyslové prašnosti z výroby elektrosoučástek není vyloučen.

Zvýšení obsahu Ce v mechu v západní části středních Čech souvisí se zvýšenou půdní a průmyslovou prašností v důsledku zemních prací, provozem elektrárny Mělník, těžbou a výrobou vápna a cementu. Na Frýdantsku doznívá vliv těžby a spalování hnědého uhlí v blízké polské elektrárně Turów, Bogatynia. Zemní práce, průmyslová prašnost a koncentrace pozemní dopravy zvyšuje spady Ce v okolí Nového Jičína a Zlína.

Zásadní pokles obsahu Ce v mechu *Pleurozium schreberi* z 1,00 na 0,36 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ během let 1975–2000 byl zaznamenán v jižním Švédsku (Rühling et Tyler 2004). Niemelä et al. (2007) zjistili ve Finsku větší rozpětí obsahu Ce v mechu v oblastech s větší hustotou dopravy. Medián obsahu Ce v mechu z Norska se pohybuje kolem 0,81 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. V průmyslových oblastech Polska je udáván průměrný obsah Ce v mechu 1,1–5,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). Pro Slovensko se udává medián obsahu Ce v mechu 2,54 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Průměrné obsahy Ce v mechu z ČR jsou zhruba jen o 10 % vyšší než v Norsku a 2,5× nižší než v sousední Slovenské republice. Další srovnání poskytuje Kapitola 2.3.5.

2.3.1.6 CESIUM

Základní fyzikálně-chemické charakteristiky cesia (Cs), typicky litofilního prvku, poskytuje úvodní tabulka. V přírodě se přirozeně vyskytuje ve formě stabilního izotopu ^{133}Cs , ale bylo popsáno kolem 30 radioizotopů, z nichž nejznámější je ^{137}Cs , které se stává součástí atmosférického spadu v důsledku jaderných pokusů nebo nehod jaderných zařízení (např. Černobylská havárie). Ve složkách životního prostředí se Cs chová podobně jako Rb.

Obsah Ce v našich horninách se pohybuje v rozmezí 0,1–5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, na Příbramsku 1–7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994, Komínek 1995a, 1995b). Půdní povrchy obsahují Ce nejčastěji v množství 1–25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, největší množství Ce je vázáno na jílovitou frakci půd.

Cs není esenciálním prvkem pro žádnou skupinu organismů na Zemi. Může však konkurovat draslíku v jeho příjmu rostlinami a bakteriemi, protože příjem a přenos K^+ i Cs^+ zprostředkovává stejný mechanismus. Rostliny s konkurenčním typem životní strategie (ve smyslu Grime 1979) však přijímají v úživném prostředí Cs, včetně ^{137}Cs , velmi efektivně (Willey et Martin 1997). Rostliny obsahují obyčejně Cs v rozmezí 0,1–1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Plodnice některých druhů kloboukatých hub hromadí Cs, včetně ^{137}Cs ve větším množství.

Technické využívání Cs je relativně vzácné, uplatňuje se např. v optoelektronice, jako katalyzátor nebo k přesnému měření času. Izotopy Cs slouží k ničení nádorů nebo jako marker ke sledování koloběhu látek v ekosystémech.

Přirozené Cs je relativně málo toxické, intoxikace jsou známé převážně jen z pokusných podmínek. U citlivých osob kontakt s Cs může vyvolat podráždění pokožky a sliznic. Radioaktivní ^{134}Cs a ^{137}Cs zvyšují riziko vzniku rakoviny. Biologická doba přebývání ^{137}Cs v mechu v Turecku byla stanovena na 11 měsíců (Topcuoğlu et al. 1995). Vysoké koncentrace Cs v půdě mohou vyvolávat u rostlin nedostatek draslíku a změny listových struktur (Si et al. 2007). Cs adsorbované na pektiny v mechových rostlinkách může být snadno desorbováno směsným roztokem šťavelanu amonného a kyseliny fosforečné (Nedoč et Dragović 2006).

V ČR byl zjištěn obsah celkového Cs v mechu v rozmezí 0,075–4,73 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián dosahoval 0,476 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistika analytických výsledků celkového souboru vzorků mechu z ČR a z území jednotlivých krajů je uvedena v Tabulkách 5–18. Mediány obsahu Cs v mechu byly vyšší v kraji LI a KV o 115 a 51 % než celostátní medián a o 47 a 44 % nižší v kraji BN a PL proti celostátní hodnotě mediánu (Obr. 8).

Distribuci Cs v mechu na území ČR ukazuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Jsou patrná následující místa v ČR s vysokým nebo zvýšeným obsahem Cs:

1. Jáchymovsko a západní Sokolovsko v západních Čechách.
2. Příhraniční část Šumavy zvláště u Železné Rudy.
3. Východní okraj Jizerských hor a západních Krkonoš.
4. Příhraniční oblast středních a severních částí Krušných hor, zvláště u Vejprt.

Lokální zvýšené hromadění Cs v mechu bylo zjištěno u Stráže pod Ralskem v severních Čechách, u Nové Bystřice v jihovýchodních Čechách a u Jevan ve středních Čechách. Slabě zvýšené obsahy Cs v mechu byly zjištěny ojedinele v Orlických horách, Jeseníkách a na Českomoravské vrchovině.

Nejmenší obsahy Cs vykazovaly vzorky mechu na jižní a střední Moravě, v jihozápadních Čechách, na území České křídové tabule a v Českém středohoří. Na zhruba 80 % území ČR obsah Cs v mechu nepřekročil 0,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Vzhledem k malému průmyslovému využívání Cs, původ Cs v mechu je litogenní. Protože mech nepřijímá významný podíl prvků přímo z půdních pokryvů, zvýšený obsah Cs v mechu v hot spotech je způsoben buď místní prašnou kontaminací mechu, v lesích pak kontaktem mechu s kousky opadu a humusu s vysokým obsahem Cs akumulovaným v opadu stromů rostoucích v místech geogenní anomálie distribuce Cs (výskyt hrubozrnných granitoidů).

1. Větre erodované půdy a humus v oblasti výskytu žul bohatých na Cs, v oblasti bývalé těžby polymetalických rud a uranu (Jáchymov), vývěřů termálních vod (Karlovy Vary) a spalování sokolovského uhlí (Sokolovsko).
2. Eroze půdních částic a humusu v místech výskytu na Cs bohatých granitů.
3. Především eroze půdních částic a humusu v místech výskytu na Cs bohatých granitů, prašnost spojená s těžbou a spalováním uhlí v elektrárně Turów, Bogatynia a půdní a průmyslová prašnost v okolí skláren Desná.
4. Zvětrávání a eroze Cs bohatých žul a roznos humusu obohaceného Cs z opadu stromů rostoucích na Cs bohatých půdách.

Zvýšené hromadění Cs u Stráže pod Ralskem souvisí se zvýšenou prašností v areálu bývalé těžby uranu, na ostatních převážně zalesněných plochách je zvýšený obsah Cs vysvětlitelný zvýšeným obsahem Cs v půdě na některých typech granitů, ze kterých je Cs přijímáno stromy a ukládáno v listech a s opadem a podkorunovými srážkami vstupuje do humusu, jehož částice jsou větrem roznášeny do okolí.

Žádná podstatná změna obsahu Cs v mechu v jižním Švédsku během let 1975–2000 (Rühling and Tyler 2004) ukazuje, že průmysl není zdrojem Cs, protože po snížení jeho produkce v uvedeném období obsahy toxických kovů a většiny dalších prvků v mechu jižního Švédska významně klesaly. Medián obsahu Cs v Norsku byl 0,18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), v polských průmyslových oblastech 0,41–0,79 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). V okolí Paříže průměrný obsah Cs v mechu byl 0,44 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Amblard-Gross et al. 2004). Další údaje poskytuje Kapitola 2.3.5.

2.3.1.7 GALIUM

Základní fyzikálně-chemické vlastnosti galia (Ga) udává úvodní tabulka. Ga je chalkofilní prvek středně hojný v zemské kůře. Vyvěřelé horniny obsahují Ga v množstvích 1,5–30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, karbonáty jen 0,12 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). V půdách je zastoupeno nejčastěji v rozmezí 0,1–10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Koncentrace Ga v evropských povrchových vodách dosahuje hodnot kolem 0,15 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006).

Pro žádnou skupinu organismů na Zemi není Ga esenciálním prvkem, ale růstové stimulační účinky Ga byly potvrzeny. Obsahy Ga v rostlinách jsou zjišťovány nejčastěji v rozmezí 0,01–0,23 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Kloboukaté houby nemají tendenci akumulovat Ga v plodnicích.

Ga se používá pro tvorbu speciálních slitin. Ga a jeho sloučeniny se využívají v optoelektronice, elektrotechnologiích, sklářství a v experimentální fyzice a k adsorpci neutronů. Izotopy Ga v lékařství slouží k ničení zhoubných nádorů.

Ga je velmi málo toxický pro rostliny i živočichy, přirozené intoxikace u lidí nebyly pozorovány.

Rozpětí aktuálního obsahu Ga v mechu na území ČR bylo 0,07–0,682 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián dosahoval hodnoty 0,198 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Bližší údaje o základních statistických parametrech analytických výsledků pro mech z celé ČR a z jednotlivých krajů poskytují Tabulky 5–18. Největší hodnoty mediánů byly zjištěny u vzorků z krajů BN a OV, nejmenší z PL a KV. Obr. 9 ukazuje relativní odchylky průměrných hodnot obsahu Ga z jednotlivých krajů od celostátního průměru. Distribuci Ga v mechu na území ČR zachycuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Patrná jsou následující místa s vysokou a zvýšenou akumulací Ga v mechu:

1. Zvýšené obsahy Ga na jižní Moravě mezi Uherským Hradištěm a Mikulovem.
2. Severočeský hnědouhelný revír na Mostecku a přilehlých částech Krušných hor.

Místní zvýšení obsahu Ga v mechu bylo zjištěno v příhraniční oblasti Frýdlantska v severních Čechách, u Mělníka a Kladna v západní části středních Čech, na východním okraji Krnova a v okolí Vítkova a Frýdku Místku na severní Moravě.

Malé obsahy Ga vykazoval mech v jihozápadních a jižních Čechách, severních Čechách, v Orlických horách a Jeseníkách a místy na Českomoravské vrchovině.

Bioindikované zvýšené spady Ga lze vysvětlit ve výše uvedených hot spotech následovně:

1. Větrná eroze a roznos částic půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše.
2. Dobývání a spalování hnědého uhlí na Mostecku.

Zvýšené obsahy Ga v mechu na Frýdlantsku způsobuje těžba a spalování uhlí v blízké elektrárně Turów, Bogatynia, Polsko. Na východním okraji Krnova je Ga v mechu hromaděno vlivem zvýšené půdní a městské prašnosti v blízkosti nezalesněné monitorovací plochy. Okolí Frýdku Místku je ovlivněno zvýšenou půdní a průmyslovou prašností doprovázející hutní a strojírenskou výrobu, v okolí Vítkova jde o vliv zvýšené eroze půdních pokryvů.

Obsahy Ga v mechu na území jižního Švédska dramaticky poklesly z 0,30 na 0,09 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ mezi roky 1975 a 2000 (Rühling et Tyler 2004). Medián obsahu Ga v mechu v Norsku dosahoval hodnoty 0,82 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), v okolí Paříže 1,14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Amblard-Gross et al. 2004). Další srovnání poskytuje Kapitola 2.3.5.

2.3.1.8 INDIUM

Indium (In) je v přírodě složeno ze dvou stabilních izotopů ^{115}In a ^{113}In , ale kolem 35 radioaktivních izotopů In bylo připraveno uměle. In jako typický chalkofilní prvek doprovází hlavně minerály Pb a Zn. Horniny v ČR obsahují In v množství 0,01–0,24 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Typický obsah In v půdě je 0,02–0,07 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, medián se blíží 0,05 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Vyšší obsahy In byly zjištěny v půdách z Krušných hor (De Vos et Tarvainen 2006).

Pro žádnou skupinu organismů na Zemi není udáváno In jako esenciální prvek. Obsahy In v rostlinách se pohybují v rozmezí 0,0005–0,002 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Plodnice kloboukatých hub většinou nemají snahu akumulovat In ve větším množství.

In se používá pro výrobu speciálních slitin, v optoelektronice a elektrotechnice a sklářském průmyslu. Radioizotop ^{111}In se užívá k ničení zhoubných nádorů, např. prostaty.

Pro obratlovce je In velmi toxické, intoxikace lidí však v přirozených podmínkách nebyla zaznamenána vzhledem k malým obsahům In ve složkách životního prostředí. Biologické účinky In jsou dosud nedostatečně známy.

Zjištěné rozpětí obsahu In v mechu na území ČR bylo 0,001–0,005 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, průměrný obsah byl 0,002 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistické charakteristiky analytických výsledků z celé ČR a jednotlivých krajů poskytují Tabulky 5–18. Na Obr. 10 jsou uvedeny odchylky průměrných obsahů In v mechu v jednotlivých krajích od celostátního průměru a mediánu. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa ukazuje distribuci In v mechu na území ČR. V mapě jsou patrné následující oblasti ČR, kde mech hromadí větší obsahy In.

1. Okolí Frýdku Místku na severní Moravě.
2. V okolí Rokycan a Příbrami.
3. V území mezi Uherským Hradištěm a Mikulovem na jižní Moravě.
4. Lokálně v hnědouhelné oblasti na Mostecku (Kadaň, Chomutov) a přilehlých Krušných horách.

Mírně zvýšené obsahy In v mechu byly zaznamenány na Frýdlantsku a v širším okolí Litomyšle. Naopak nejmenší obsahy In v mechu byly zjištěny na zbylém území státu v severních, středních a jižních Čechách, Českomoravské vrchovině, Jeseníkách a Bílých Karpatech.

Příčiny zvýšené akumulace In v mechu ve výše uvedených oblastech ČR lze hledat v činnosti hutních a strojírenských provozů, hlavně neželezné metalurgie, průmyslovém spalování uhlí a lokálních geogenních vlivech.

1. Činnost metalurgických a strojírenských provozů, pokovování, produkce olovených baterií.
2. Činnost železáren (Hrádek, dnes již zrušeny) a Kovohutí a.s. Příbram na recyklaci olova a odpadů s příměsí drahých kovů a výrobu speciálních slitin.
3. Větrná eroze a roznos částic půdních pokryvů vzniklých na sedimentech karpatského flyše.
4. Těžba a průmyslové spalování hnědého uhlí a provoz strojírenských provozů (Chomutov, Kadaň).

V příhraničí severních Čech mezi Šluknovem a Frýdlantem doznívá vliv těžby uhlí a jeho spalování v tepelné elektrárně Turów, Bogatynia, v severovýchodních Čechách lze očekávat vliv emisí z tepelné elektrárny Chvaletice a stávajících místních strojírenských provozoven.

Pokles produkce metalurgického průmyslu v Evropě během posledních 25 let se projevil snížením obsahu In v mechu v jižním Švédsku z 0,0110 na 0,0013 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Rühling et Tyler 2004). Naopak Slovenská republika udává překvapivě vysoké průměrné hodnoty obsahu In v mechu kolem 0,11–0,16 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Průměrné obsahy In v mechu na území ČR jsou asi 2× vyšší než ve Švédsku a asi 80× nižší než na Slovensku. Další srovnání podává Kapitola 2.3.5.

2.3.1.9 LANTAN

Lantan (La) spolu s ostatními 14 prvky s podobným výskytem, lantanoidy, je relativně vzácný, typický litofilní prvek. Obsah La v horninách (0,12–90 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) roste od karbonátových přes bazické, vyvětlé k usazeným (Beneš 1994). Půdy v Evropě obsahují La v množství kolem 25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, lesní humus přes 3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a koncentrace La v povrchových vodách bývá kolem 0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006).

Nebylo zjištěno, že by La byl esenciálním prvkem pro nějakou skupinu organismů na Zemi. Typický obsah La v rostlinách se udává mezi 0,15–0,25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ale některé rostliny, např. kapradorosty, mohou akumulovat velká množství La. Plodnice kloboukatých hub nemají tendenci hromadit La a další lantanoidy ve velkém množství.

La se využívá pro výrobu speciálního skla, elektrod pro sváření elektrickým obloukem, speciálních slitin např. pro zapalovací kamínky do zapalovačů a optoelektroniku.

La je považován za mírně jedovatý. Pro vyvolání intoxikace u krys je potřeba denní dávka La asi 720 mg. Vysoké koncentrace La v roztoku inhibují např. růst kořenů a produkci rostlin.

Aktuální obsahy La v mechu na území ČR se pohybovaly v rozmezí 0,11–2,34 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián dosahoval hodnoty 0,338 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Další základní statistické údaje o obsahu La v mechu na území ČR a jednotlivých krajů poskytují Tabulky 5–18. Na Obr. 11 je znázorněn rozdíl průměrných obsahů La v mechu z jednotlivých krajů proti celostátnímu průměru. Nejvyšší průměrné obsahy La v mechu byly zjištěny v kraji ZL a BN, nejmenší v krajích KV a PL. Distribuci obsahu La v mechu na území ČR zobrazuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Patrná je v nich následující oblast zvýšeného obsahu La v mechu:

1. Území mezi Kroměříží a Mikulovem na jižní Moravě.

Místně mírně zvýšený obsah La v mechu byl zjištěn také mezi Teplicemi a Kadaní v západních Čechách, na východním okraji Krnova a mezi Litoměřicemi a Mělníkem.

Velké oblasti ČR s malým obsahem La byly zjištěny v jihozápadních a jižních Čechách, severovýchodních Čechách, Jeseníkách a Moravskoslezských Beskydech a ve středních částech Českomoravské vrchoviny.

Průmyslové emisní zdroje La a ostatních lantanoidů nejsou v ČR evidovány a pravděpodobně se lantanoidy v ČR průmyslově ve významnější míře nevyužívají. Původ La v mechu je proto výhradně geogenní a jeho obsah závisí na míře „přirozené“ kontaminace mechu půdními a humusovými částicemi.

1. Větrná eroze a šíření půdních částic z půdních pokryvů sedimentů karpatského flyše.

Podobně zvýšený obsah La v mechu v západních Čechách je způsoben zvýšenou prašností z důvodu těžby a spalování hnědého uhlí v elektrárnách, na východním předměstí Krnova zvýšenou prašností z pozemních stavebních prací a zvýšeným spadem městského a průmyslového prachu z Krnova. Území mezi Litoměřicemi a Mělníkem je ovlivněno depozicemi erodovaných půdních částic z polí a říčních sedimentů a průmyslovou prašností spojenou s provozováním tepelné elektrárny. Příhraniční oblast na Frýdlantsku je pod vlivem zvýšeného spadu půdní a průmyslové prašnosti spojené s těžbou hnědého uhlí a jeho spalováním v tepelné elektrárně Turów, Bogatynia.

Průkazný pokles obsahu La v mechu z $0,51 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na $0,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ během posledních 25 let zaznamenali v jižním Švédsku (Rühling et Tyler 2004) snad v důsledku snížení úrovně spadů průmyslového a půdního prachu. Ve Finsku zjistili (Niemi et al. 2007) průkazný vliv nárůstu hustoty dopravy na zvýšení obsahu La v mechu. V oblasti s malou hustotou dopravy mech obsahoval La maximálně v množství $3,81 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, v oblasti s vysokou hustotou dopravy $13,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. V oblasti Barentsova moře byly zjištěny velmi nízké obsahy La v mechu *Pleurozium schreberi*, kolem $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998). Medián obsahu La v mechu se udává pro Norsko $0,41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), pro Slovensko $1,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007), pro území jižně u Paříže $1,10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Amblard-Gross et al. 2004). V polských průmyslových regionech byl zjištěn průměrný obsah La v mechu $0,5\text{--}2,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). Pro Rumunsko jsou udávány obsahy La v mechu v rozmezí $0,095\text{--}21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Luciaciu et al. 2004). Další srovnání poskytuje Kapitola 2.3.5.

2.3.1.10 LITIUM

Základní fyzikálně-chemické vlastnosti litia (Li), nejlhčího kovu na Zemi, poskytuje úvodní tabulka. Li patří mezi litofilní prvky. Nejnížší obsah Li mají u nás horniny karbonátové (kolem $5 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), nejvyšší ostatní sedimentované horniny $15\text{--}66 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Typický obsah Li v půdě je udáván kolem $25 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Bowen (1979). Povrchové vody obsahují Li v koncentracích kolem $3 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, ovšem v Krušných horách a na jižní Moravě i přes $25 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Majer et Veselý 1996).

Není přesně známo, zda Li je esenciálním prvkem pro některé skupiny organismů na Zemi, ale určitě je biologicky aktivním prvkem. Rostliny obsahují kolem $0,01\text{--}0,18 \text{mg Li na kg sušiny}$. Listy hlavních lesních dřevin na Slovensku obsahovaly Li v průměrném množství kolem $0,18 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Maňková 1996). Ve Francii mech *Scleropodium purum* hromadí ve starší bazální části lodyžek dvojnásobné množství Li než v mladší vrcholové části – poměr $0,24 : 0,10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Leblond et al. 2004). Plodnice kloboukatých druhů hub nemají tendenci hromadit Li ve velkém množství.

Li se využívá při výrobě speciálních slitin, skla, baterií, zábavné pyrotechniky, léčiv (antidepresiv) ap.

Toxicita Li je relativně nízká, intoxikace rostlin vyvolávají koncentrace Li v půdním roztoku kolem $30 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, intoxikaci u dospělého člověka denní příjem 200mg Li .

Obsah Li v mechu na území ČR dosahoval $0,111\text{--}1,89 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián $0,301 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistické údaje o obsahu Li v mechu pro celou ČR a jednotlivé kraje udávají Tabulky 5–18. Na Obr. 12 je uveden rozdíl hodnot mediánů obsahu Li v mechu pro jednotlivé kraje od celostátní hodnoty mediánu. O 66 a 40 % vyšší mediány obsahu Li v mechu proti celostátnímu mediánu byly zjištěny v kraji BN a ZL, a o 35 % nižší než celostátní medián v kraji PL a LI. Distribuci množství Li v mechu na území ČR zachycuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Patrné jsou následující oblasti ČR s vysokým nebo zvýšeným obsahem Li v mechu:

1. Zemědělská oblast mezi Uherským Hradištěm a Mikulovem na jižní Moravě.
2. Průmyslová oblast severočeského hnědouhelného revíru s ohniskem nejvyššího hromadění Li v mechu na Chomutovsku.

Mírné zvýšení Li v mechu bylo zjištěno mezi Mělníkem a Berounem a na východním okraji Krnova.

Velmi malá akumulace Li v mechu byla zjištěna v jihozápadní části Čech, v severních až severovýchodních Čechách a Jeseníkách. Na asi 90 % území ČR obsah Li v mechu nepřekročil hodnotu $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Průmyslové emise Li jsou u nás pravděpodobně velmi malé. Příčiny zvýšeného hromadění Li mechtem ve výše uvedených oblastech ČR jsou následující:

1. Větrná eroze a roznos částic půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše.
2. Zvýšená půdní a průmyslová prašnost v oblasti dobývání a průmyslového spalování hnědého uhlí.

Zvýšené hromadění Li v mechu v západní části středních Čech souvisí se zvýšenou půdní a průmyslovou prašností v důsledku větrné eroze půdních pokryvů, stavbou a provozem pozemních komunikací, dobýváním surovin a výrobou páleného vápna a cementu a provozováním tepelných elektráren. Otevřená monitorovací plocha u Krnova je vystavena zvýšenému spadu půdního, městského a průmyslového spadu. Zvýšený podíl Li v průmyslovém prachu z výroby elektrotechnických součástek v Krnově je možný.

Z jižního Švédska je popsán trojnásobný pokles průměrného obsahu Li v mechu (z 0,34 na 0,11 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v období 1975–2000 (Rühling et Tyler 2004). Medián obsahu Li v mechu v Norsku dosahuje hodnoty 0,18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), což je zhruba poloviční hodnota mediánu pro ČR. Srovnání s dalšími zeměmi Evropy podává Kapitola 2.3.5.

2.3.1.11 MANGAN

Základní fyzikálně chemické vlastnosti manganu (Mn) shrnuje úvodní tabulka. Mn je litofilní prvek, relativně hojně zastoupený v zemské kůře a tvořený jediným stabilním izotopem ^{55}Mn . Vyvěřelé horniny obsahují Mn malé množství, kolem 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, naopak vysoký obsah Mn, v průměru 650 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, mají usazené horniny, uhličitánové dokonce 1 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Průměrný obsah Mn v našem uhlí se udává 83 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a v uhelném popelu 2 280 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Třebichavský et al. 1997). Obsahy Mn v půdách ČR dosahují 80–2 220 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Spad Mn z mokré atmosférické deponice a podkorunových srážek je účinně adsorbován lesním nadložním humusem (Michopoulos et Cresser 2002).

Mn patří mezi esenciální prvky pro všechny skupiny organismů na Zemi. Je součástí některých enzymů, a je nutný pro správný vývoj laminární struktury thylakoidů, metabolismus mukopolysacharidů, snižuje hladinu cholesterolu v krvi, brání vzniku osteoporóze, podporuje zdárný vývoj plodu. Typický průměrný obsah Mn v rostlinách se pohybuje kolem 30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, se stářím listů obsah Mn klesá a z poškozených pletiv listů (např. nekrózy) je Mn snadno vymýván deštěm. Některé druhy rostlin, tzv. hyperakumulátoři Mn, mohou hromadit Mn ve svých orgánech v koncentracích přes 1%. Mladší apikální části mechu druhů *Scleropodium purum* a *Pleurozium schreberi* obsahují více Mn než starší bazální části (Leblond et al. 2004, Salemaa et al. 2004), což je opačně než u distribuce většiny ostatních prvků v mechu. Obsah Mn ve vodním mechu *Hygrohypnum ochraceum* koreloval s koncentrací Mn ve vodě (Samecka-Cymerman et Kempers 2000).

Mn a jeho sloučeniny se využívají pro výrobu speciálních slitin, nerezavějících ocelí, baterií, katalyzátorů, výrobu skel, pigmentů, dezinfekčních činidel ap.

Patří mezi mírně až středně toxické, teratogenní a karcinogenní prvky. Mn^{3+} je zhruba 3× toxičtější než Mn^{2+} a 6× toxičtější než Mn^{4+} . Koncentrace Mn v půdním roztoku 0,5–2,0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ poškozují rostliny. Epifytické lišejníky jsou citlivé na koncentraci toxického Mn v kůře stromů a ve stékající vodě po kmeni (Hauck et Paul 2005). V alkalickém prostředí je Mn rostlinám těžko dostupný a nedostatek Mn se projevuje žlutými listy se zelenou žilnatinou

Zjištěný obsah Mn v mechu v ČR se pohyboval ve velkém rozpětí 34,9–1 850 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s hodnotou mediánu 470 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Statistické údaje o obsahu Mn v mechu z celého území ČR a jednotlivých krajů udávají Tabulky 5–18. Obr. 13 ukazuje odchylky průměrných hodnot obsahu Mn v mechu z jednotlivých krajů proti celostátnímu průměru. Asi o 45 % vyšší mediány obsahu Mn v mechu byly zjištěny pro kraj CB a BN, o 32 a 17 % menší než medián ČR pro LI a OV. Distribuci obsahu Mn v mechu na území ČR zobrazuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Patrné jsou následující oblasti se zvýšeným obsahem Mn v mechu:

1. Místně západně od Bohdanče u Pardubic.
2. Krušnohorská oblast mezi Vejprty a Teplicemi v západních Čechách.

Slabě zvýšený obsah Mn vykazoval mech na Rakovnicku, u Stříbra v jihozápadních Čechách, u Rožmberka nad Vltavou v jižních Čechách a u Boskovic na střední Moravě.

Nízké obsahy Mn v mechu byly zjištěny v části severních, severovýchodních a jihozápadních Čech, na severní, jihozápadní a jihovýchodní Moravě. Na asi 80 % území ČR obsah Mn v mechu nepřekročil hodnotu 550 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

1. Důvody vysokého hromadění Mn v mechu u Bohdanče nejsou zcela zřejmé. Vliv běžného zvýšení obsahu Mn v podkorunových srážkách není pravděpodobný, protože analyzované vzorky mechu nebyly ovlivněny podkorunovými srážkami. Pravděpodobný je vliv místní geochemické anomálie obsahu Mn v půdě nebo ve vodě místního prameniště na monitorovací ploše, která však nebyla ověřována. Částice nadložního humusu s adsorbovaným Mn mohou být rozšiřovány po lese větrnou erozí. Např. asi v 15 km vzdálených Chvaleticích je znám výchoz zrudnění s vysokým obsahem Mn.
2. Činnost metalurgických a strojírenských provozů a vliv provozu tepelných elektráren (např. prašnost úložišť elektrárenských popílků).

Zvýšená akumulace Mn v mechu v jihozápadní části středních Čech souvisí s výrobou keramických výrobků (Rakovník), hutní a strojírenskou výrobou (Kladno) a těžbou a zpracováním surovin (vápence, jíly) na Berounsku. U Stříbra a Boskovic se nejspíše jedná o vliv větrné eroze lesního humusu bohatého na Mn v místech vysokého obsahu Mn v půdě.

Na rozdíl od obsahu většiny ostatních prvků v mechu, průměrné množství Mn akumulovaného v mechu (290 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) se během posledních 25 let v jižním Švédsku nezměnilo (Rühling et Tyler 2004). Průměrný obsah Mn v mechu u Barentsova moře byl zjištěn 380 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), v Norsku 310 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), na Slovensku 444 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Průměrný obsah Mn v mechu na území ČR je 1,5× vyšší než ve Skandinávii a srovnatelný s poměry na Slovensku. Další údaje poskytuje také Kapitola 2.3.5.

2.3.1.12 DUSÍK

Dusík (N) je typický atfomilní prvek tvořící 80 % objemu zemské atmosféry. Je tvořen dvěma izotopy: ^{14}N (99,6 %) a ^{15}N (0,4 %). V atmosférickém spadu jsou rozhodující formy dusíku N-NO_x, N-NH₄ a N-organický. Vyvěřelá a usazená horniny obsahují obvykle N v amonné formě v množství 10–100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 200–400 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Přirozený obsah N v uhlí a zemním plynu bývá mezi 0,5–5 %. Obsah N v půdě závisí na obsahu humusu, který je tvořen z 5% N (Leeters et de Vries 2001).

N je biogenní prvek pro všechny skupiny organismů na Zemi. N je součástí bílkovin, nukleových kyselin, enzymů, hormonů, alkaloidů atp. Vyjma cyanobakterií a hlízkovitých bakterií na kořenech bobovitých rostlin nemohou ostatní organismy poutat a využívat atmosférický N. Rostliny obsahují obvykle 1–5 % N.

N se využívá jako inertní atmosféra do žárovek, k ochraně uhlíkových elektrod před oxidací, kapalný N jako chladicí médium. Sloučeniny N slouží jako hnojiva, narkotika, výbušniny ap. Hlavními emisními zdroji sloučenin N jsou spalovací procesy (NO_x) velkochovy hospodářských zvířat (NH₃), přirozený koloběh organických látek a mikrobiální půdní procesy.

Elementární N není biologicky aktivní, pro živočichy je dusivý, za vyššího tlaku působí narkoticky a toxicky. Mnohé sloučeniny N jsou toxické (kyanidy) nebo kancerogenní (dusitany, některé organické sloučeniny). Oxidovaná (N-NO₃) i redukováná (N-NH₄) forma N v atmosférickém spadu je biologicky aktivní. Vyšší dostupnost N vede u rostlin nejdříve ke zvýšení produkce, při vyšší koncentraci dostupného N v prostředí může docházet k poruchám metabolismu dusíkatých sloučenin (př. aminokyselin) až k uhybnutí rostlin (Aber et al. 1998). Nárůst úrovně spadu atmosférického N vyvolává eutrofizaci prostředí (změny složení ekosystémů, snížení biodiverzity, snížení kvality vod. Kritické úrovně atmosférického spadu N vedoucí ke změně citlivých ekosystémů oligotrofních stanovišť (vrchovištní rašeliniště, vřesoviště, písky) se odhadují na 4 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, pro boreální jehličnaté lesy na 14–18 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, přitom aktuální spady celkového atmosférického N ve střední Evropě dosahují 15–45 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, v Evropě západní 60–110 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$.

Ukazuje se, že obsah celkového N v některých druzích mechu těsně koreluje s atmosférickým spadem celkového N, takže tyto druhy mechu mohou sloužit k bioindikaci úrovně atmosférických spadů N (Mohr. 1999, Solga et al. 2005, Pitcairn et al. 2006, Salemaa et al. 2008). Historický nárůst atmosférické depozice N v západní části Německa byl rekonstruován analýzami herbářových položek mechu *Pleurozium schreberi* a *Scleropodium purum* Solga et al. (2006).

Protože v posledních letech sílí požadavek na sledování obsahu N v mechu, bylo do českého národního monitorovacího programu od roku 2000 zařazeno i sledování celkového dusíku v mechu.

Aktuální obsah celkového N v mechu na území ČR byl zjištěn v rozmezí 0,49–2,69 %, průměrný obsah byl kolem 1,1 %. Základní statistické údaje k výsledkům analýz z celé ČR a jednotlivých krajů poskytují Tabulky 5–18. Na Obr. 14 jsou uvedeny rozdíly průměrných obsahů N v mechu z jednotlivých krajů od celostátního průměru. Přibližně o 20 % vyšší hodnoty mediánů obsahu N v mechu proti mediánu ČR vykazovaly kraje PU a HK a o 20 % nižší mediány kraje CB a KV. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa zobrazují distribuci celkového N v mechu na území ČR. Patrné jsou následující oblasti ČR, kde je patrný zvýšený obsah N v mechu:

1. Nížiny jižní Moravy mezi Vyškovem, Mikulovem a Hodonínem.
2. Širší okolí Pardubic v severovýchodních Čechách.
3. Polabská nížina mezi Nymburkem a Hradcem Králové ve středních až severovýchodních Čechách.
4. Severozápadní Čechy mezi Chomutovem a Kladnem.
5. V oblasti Králického Sněžníku a západní části Jeseníků na severozápadní Moravě.

Slabě zvýšený obsah celkového N v mechu byl zjištěn v severní části Čech a u Horšovského Týna v jihozápadních Čechách.

Naopak nejmenší obsahy N pod 1 % byly zjištěny v oblasti jižních a jihozápadních Čech.

Příčiny zvýšené akumulace N v mechu jsou následující:

1. Intenzivní zemědělská výroba, produkce a aplikace statkových a minerálních N hnojiv. Intenzivní větrná eroze a roznos částic N bohaté ornice.
2. Intenzivní zemědělská činnost v kombinaci s provozem chemického průmyslu, průmyslového spalování paliv včetně provozu tepelné elektrárny a koncentrace pozemní dopravy.
3. Intenzivní zemědělská činnost, dusíkem bohaté sedimenty, rychlý koloběh N v důsledku větší vlhkosti půdních povrchů v labské nivě.
4. Průmyslové spalování uhlí v tepelných elektrárnách a průmyslových topeništích (Mostecko, Chomutovsko, Kladensko), provoz chemického průmyslu (výroba hnojiv), intenzivní zemědělská činnost (Poohří) a zrychlený koloběh N v říční nivě.
5. Důvod vyšší akumulace N v horských oblastech severozápadní Moravy není znám. Snad může jít o vliv dálkového transportu reaktivního N z východočeské oblasti, popř. z Klodzka a zvýšené mokré depozice dusíku v horách.

V západní části Německa v letech 1996–1998 mech *Pleurozium schreberi* obsahoval 1,3–2,3 % celkového N (Mohr 1999), v oblasti severního Porýní-Westfálska v letech 2001–2002 0,84–2,31 % (Solga et al. 2005). Ve východním Finsku byl obsah celkového N v mechu 0,70 % Eskelinen (2002). Ze Slovenské republiky se udává průměr a medián celkového obsahu N v mechu 2,36 a 2,26 % (Maňkovská et al. 2003, Suchara et al. 2007).

2.3.1.13 PRASEODYM

Základní fyzikálně-chemické charakteristiky praseodymu (Pr) jsou uvedeny v úvodní tabulce. Pr je typický litofilní prvek v přírodě relativně vzácný, složený z jednoho izotopu ^{141}Pr . Výskytem doprovází ostatní prvky vzácných zemin. Obsah Pr v našich horninách se pohybuje u vyvřelých v rozmezí 0,1–15 mg.kg⁻¹, u usazených 5–9 mg.kg⁻¹ (Beneš 1994). Evropské půdy obsahují typicky Pr v rozmezí 1,5–12 mg.kg⁻¹ (De Vos et Tarvainen (2006).

Není známo, že by Pr byl esenciálním prvkem pro některou skupinu organismů na Zemi. Cévnaté rostliny obsahují Pr v množství 0,03–0,06 µg.g⁻¹, ale některé druhy mohou Pr akumulovat v mnohem větších množstvích. V Číně se Pr spolu s ostatními prvky vzácných zemin používá jako hnojivo stimuluje vyšší produkci hospodářských plodin. Druhy kloboukatých hub nemají snahu hromadit velké množství Pr v plodnicích.

Pr se využívá k výrobě speciálních slitin (kamínky do zapalovačů, trvalé magnety), barvení skla, absorpci kyslíku ap.

Není k dispozici dostatek spolehlivých údajů o toxicitě Pr a jeho sloučenin. Obecně se považuje za málo toxický prvek. Je známo, že působí podráždění kůže, sliznic, dýchací potíže, poškození mozku, poškozování stěn buněčných a může být mutagenní.

Zjištěné obsahy Pr v mechu z území ČR se pohybovaly v rozmezí 0,027 a 0,541 µg.g⁻¹, medián dosahoval hodnoty 0,076 µg.g⁻¹. Tabulky 5–18 podávají základní statistické charakteristiky analýz mechu z celé ČR a jednotlivých krajů. Obr. 15 ukazuje odchylky průměrného obsahu Pr v mechu v jednotlivých krajích od

celostátního průměru. Největší hodnoty mediánů byly zjištěny v krajích ZL a BN, nejmenší v KV a PL. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa ukazuje aktuální distribuci Pr v mechu na území ČR. Patrné jsou následující oblasti ČR s vysokým nebo zvýšeným obsahem Pr v mechu:

1. Rozlehlé území mezi Přerovem a Mikulovem na jižní Moravě.
2. Hnědohelný revír mezi Teplicemi a Kadaní v západních Čechách.
3. Východní okraj Krnova a severozápadní Moravě.

Mírně zvýšené obsahy Pr v mechu byly zjištěny mezi Mělníkem a Litoměřicemi, u Frýdlantu v severních Čechách, u Třebíče, v okolí Kladna, České Třebové a Studénky na severní Moravě.

Nejmenší množství Pr obsahoval mech z oblasti jihozápadních a jižních Čech, mimo Jizerské hory v severních sudetských pohorích, Jeseníkách a Beskydech. Zhruba na 85 % území ČR obsah Pr v mechu nepřekračoval $0,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Průmyslové zdroje Pr nejsou známy, ale předpokládají se jako zanedbatelné. Původ Pr v mechu je proto geogenní, ale činností člověka podmíněný (odlesnění, zornění, zemní práce, těžba a zpracování surovin ap.)

1. Větrná eroze a šíření půdních částic ze zorněných půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše.
2. Zvýšená prašnost vyvolaná těžbou hnědého uhlí a jeho spalování v tepelných elektrárnách.
3. Zvýšená půdní a městská prašnost na východním předměstí Krnova v důsledku stavebních prací a malé lesnatosti monitorovací plochy. Podíl Pr v průmyslovém a městském prachu z výroby elektrosoučástek není znám.

Na Mělnicku odnáší větrná eroze zorněné půdní pokryvy a popílek z elektrárny Mělník, na Frýdlantsku doznívá vliv těžby hnědého uhlí a jeho spalování v elektrárně v sousedním Polsku (Bogatynia), u Třebíče se pravděpodobně jedná o vliv větrné eroze zorněných půdních pokryvů na místních syenitech, u České Třebové o vliv zvýšené prašnosti z polí a pozemních dopravních koridorů a u Studénky o vliv zvýšené půdní a průmyslové prašnosti způsobené provozem metalurgických a strojírenských provozů (skládky, doprava, zemní práce).

Významný pokles obsahu Pr v mechu z $0,112$ na $0,041 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ byl zjištěn v jižním Švédsku během posledních 25 let (Rühling et Tyler 2004). V Norsku medián obsahu Pr v mechu *Hylocomium splendens* dosáhl hodnoty $0,098 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a). Další údaje poskytuje Kapitola 2.3.5.

2.3.1.14 RUBIDIUM

Základní fyzikálně-chemické vlastnosti rubidia (Rb), které se vlastnostmi velmi podobá cesiu a draslíku, poskytuje úvodní tabulka. Obsah Rb v horninách se pohybuje kolem $60\text{--}120 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, karbonátové horniny obsahují Rb jen v množstvích kolem $3 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pelity až $140 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). V našich horninách je nejvíce Rb obsaženo v pegmatitech a granitech (Novák et Černý 1998). Obsah Rb v evropských půdách se pohybuje kolem $80 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v lesním nadložním humusu $4,5 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006).

Rb není považováno za esenciální prvek pro žádnou skupinu organismů na Zemi. Malé koncentrace Rb v půdním roztoku však stimulují růst. V kyselém prostředí závisí příjem Rb rostlinami na obsahu draslíku v půdě. Typický obsah Rb v rostlinách je $1\text{--}50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. U smrku akumulace Rb v jehlicích roste se stářím jehlic a nebyla zjištěna těsnější korelace s obsahem Rb v jehlicích a v půdě. Plodnice kloboukatých druhů hub mohou hromadit větší množství Rb.

Rb a jeho sloučeniny se využívají v elektroprůmyslu, k adsorpci plynů, barvení skla a keramiky, výrobě antidepressivních léčiv ap.

Toxicita Rb pro obratlovce je velmi nízká. Přírozené intoxikace nejsou známé. Rubidium a litium mají opačné vlivy na celou řadu biologických procesů a etologii živočichů.

Aktuální obsah Rb v mechu na území ČR byl zjištěn v rozmezí $3,03\text{--}110 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, průměrný obsah kolem $25,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistické ukazatele výsledků analýz mechu z celé ČR a jednotlivých krajů jsou k dispozici v Tabulkách 5–18. Na Obr 16 je uveden relativní rozdíl v průměrném obsahu Rb v mechu z jednotlivých krajů proti celostátnímu průměru. Proti celostátnímu mediánu obsahu Rb v mechu vykazovaly vzorky mechu z krajů KV a LI zhruba o 80 % vyšší a z krajů ZL a BN o 50 % nižší hodnoty mediánů. Rozložení obsahu Rb v mechu na území ČR zobrazuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa. Místa se zvýšeným hromaděním Rb v mechu jsou následující:

1. Jáchymovsko v Krušných horách.
2. Krušné hory v okolí Teplic v severozápadních Čechách.
3. Jevany ve středních Čechách.
4. U Nové Bystřice v jihovýchodních Čechách.

Mírně zvýšený obsah Rb v mechu byl zjištěn v příhraničních oblastech Šumavy, u Nového Města na Moravě, v Jizerských horách a Krkonoších, v Orlických horách a Jeseníkách.

Nízký obsah Rb v mechu byl zaznamenan v části západních Čech a na celé Moravě s geologickým podložím karpatského flyše. Obsah Rb v mechu nepřekračující 30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ byl zjištěn zhruba na 70 % rozlohy ČR.

Nápadný je výskyt hot spotů v Českém masivu na místech výskytu granitů, zvláště ve vyšší nadmořské výšce. Pravděpodobně jde o vliv zvětrávání slúd s vyšším obsahem Rb a Cs a jejich vstup do koloběhu látek v lokálním lesním ekosystému.

1. Větrná eroze výstupů hornin, důlních odvalů a půdních pokryvů v místech bývalé těžby hydrotermálních polymetalických rud.
2. Větrná a vodní eroze výstupů skal a půdních pokryvů se zvýšeným obsahem Rb.
3. Zvětrávání granitických skal a eroze půdních pokryvů v místech zvýšeného obsahu Rb v koloběhu látek lokálního lesního ekosystému.
4. Zvětrávání granitů a eroze hornin a půdních pokryvů se zvýšeným obsahem Rb.

Zvýšený obsah Rb v mechu na všech zbývajících místech lze vysvětlit zvětráváním granitů se zvýšeným obsahem Rb, jeho vstupem do koloběhu látek lesního ekosystému a kontaminací mechu erodovanými půdními a humusovými částicemi a opadem.

V jižním Švédsku nebyl zjištěn (Rühling et Tyler 2004) během posledních 25 let významný trend v obsahu Rb v mechu *Pleurozium schreberi* (30,9–36,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), přestože došlo k významnému snížení produkce těžkého průmyslu v Evropě. To ukazuje na působení jiných než průmyslových emisních zdrojů Rb. Pro oblast Barentsova moře je udáván medián obsahu Rb v mechu 8,02 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), pro Norsko 11 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), pro Slovenskou republiku 13,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007) a pro některé části Francie kolem 12,5–13,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Galsomiès et al. 2003, Gombert et al. 2004, Amblard-Gross et al. 2004). Viz též údaje v kapitole 2.3.5.

2.3.1.15 ANTIMON

Úvodní tabulka udává základní fyzikální a chemické vlastnosti antimonu (Sb), chalkofilního prvku. Několik nevýznamných ložisek Sb je známo z ČR (např. Příbram, Příčov, Hynčice pod Sušinou). Obsahy Sb v našich horninách se pohybují mezi 0,01–1,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Místy byl zjištěn zvýšený obsah Sb v potočních sedimentech ve středních a jihozápadních Čechách, u Brna, Olomouce a Ostravy (Abraham et al. 2002). Průměrný obsah Sb v našem uhlí je 0,64 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v uhelném popelu 3,75 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Trebichavský et al. 1998). Evropské půdy obsahují v průměru 0,50 mg Sb v kilogramu (De Vos et Tarvainen 2006). Půdní bakterie při sníženém provzdušnění půdy mohou Sb metylovat.

Sb není znám jako esenciální prvek pro žádnou skupinu organismů na Zemi. Rostliny obsahují v průměru v kilogramu sušiny 1–200 mg Sb, přičemž se stářím listů roste obsah Sb. I z kontaminovaných půd je příjem Sb rostlinami malý (Hammel et al. 2000). Druhy kloboukatých hub obvykle nehromadí Sb v plodnicích ve větším množství. V biologických systémech působí Sb jako antagonist a Se.

Sb se užívá k výrobě speciálních slitin, vulkanizaci kaučuku, výrobě polovodičů, baterií, skla a keramiky, léčiv atp. Kromě metalurgického a strojního průmyslu je důležitým zdrojem Sb pozemní doprava, kde se Sb uvolňuje do ovzduší obrusem brzdových čelistí a pneumatik.

Sb a jeho sloučeniny patří k toxickým a kancerogenním prvkům. Letální dávka pro dospělého člověka je kolem 53 g Sb. Sb^{+3} působí mnohem toxičtěji než Sb^{+5} . Intoxikace Sb má podobný průběh jako otrava As.

Tabulky 5–18 podávají základní statistické údaje o výsledcích stanovení Sb v mechu z celé ČR a jednotlivých krajů. Zjištěný aktuální obsah Sb se v ČR pohyboval v rozmezí 0,018–0,903 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, průměrná hodnota byla kolem 0,117 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Obr. 17 zobrazuje relativní odchylky průměrných hodnot obsahu Sb v mechu jednotlivých krajů od celostátního průměru. Nejvyšší obsahy Sb byly zjištěny pro kraje LI a PU, nejmenší pro kraje ZL a BN. Vložená

barevná bodová a izoliniová mapa zobrazuje distribuci Sb v mechu na území ČR. Patrná jsou následující místa s vysokým nebo zvýšeným obsahem Sb v mechu:

1. Okolí Příbrami v jihozápadní části středních Čech.
2. Okolí Nového Boru v severozápadních Čechách.

Zvýšená akumulace Sb v mechu byla zjištěna v blízkosti pražské aglomerace a velmi malé zvýšení v oblasti západních Krkonoš, u Vysokého Mýta a u Frýdku Místku.

Zbylé území vykazuje relativně malé obsahy Sb v mechu. Na 95 % území ČR obsah Sb v mechu nepřekračoval hodnotu $0,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Vysoké a zvýšené hodnoty obsahu Sb v mechu lze vysvětlit následovně:

1. Činnost Kovohutí a.s. Příbram, recyklace olova a odpadů s obsahem drahých kovů, výroba olověných výrobků a speciálních slitin.
2. Výroba skla a keramiky v oblasti Kamenického Šenova a Nového Boru.

Zvýšení obsahu Sb u Prahy souvisí s koncentrací pozemní dopravy a provozem strojních podniků v oblasti Rakovník-Kladno, v západních Krkonoších s výrobou skla a keramiky v okolí Desné, na severu Českomoravské vrchoviny pravděpodobně s výrobou elektrosoučástek v Rožnově pod Radhoštěm a na severní Moravě s hutní a strojírenskou výrobou v kombinaci s koncentrací automobilové dopravy.

V jižním Švédsku byl zjištěn významný pokles v obsahu Sb (z $0,41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na $0,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v mechu *Pleurozium schreberi* během posledních 25 let (Rühling et Tyler 2004). Medián obsahu Sb v mechu kolem Barentsova moře byl stanoven na $0,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), v Norsku $0,092 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), na Slovensku $0,87 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). V průmyslových oblastech Polska byly zjištěny mediány obsahu Sb v mechu $0,25$ – $0,39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). Průměrný obsah Sb v mechu na území ČR je srovnatelný se Skandinávií, a je zhruba 8× nižší než v sousedním Slovensku. Další srovnání uvádí i Kapitola 2.3.5.

2.2.1.16 SELEN

Základní fyzikálně-chemické charakteristiky pro selen (Se) udává úvodní tabulka. Se patří mezi chalkofilní prvky, v přírodě je disperzně rozptýlený v horninách. Se doprovází výskyt síry a sulfidů, v ČR např. výchozy polymetalických rud (Příbram, Zlaté Hory, Kraslice, Sklené, Staré Ransko atp.) Horniny obsahují Se v množství $0,05$ – $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Obsah Se v našem uhlí dosahuje průměrných hodnot $0,88$ – $2,64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v elektrárenském popílku $2,52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Trebichavský et al. 1998). Půdy obsahují Se nejčastěji v množství $0,1$ – $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, říční vody $0,002$ – $0,003 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Se je esenciálním prvkem pro rostliny a většinu živočichů. Doporučená denní dávka pro dospělé lidi je $0,055$ – $0,070 \text{ mg}$. Deficit Se může vést k onemocnění srdce, kostí a kloubů. Se je součástí některých enzymů a aminokyselin. Chrání do jisté míry před vznikem kardiovaskulárních nemocí, intoxikacemi kovy a před účinky ionizujícího záření. Cévnaté rostliny obsahují v kilogramu sušiny $0,01$ – 2 mg Se. Listy lesních stromů na Slovensku obsahovaly v průměru Se v množství kolem $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Maňková 1996). Některé bobovité rostliny (druhy rodu *Astragalus*) a plodnice kloboukatých druhů hub mohou akumulovat vysoké koncentrace Se, které mohou být pro konzumenty až jedovaté.

Hospodářsky se Se využívá pro výrobu akumulátorů, skla a keramiky, speciálních slitin, solárních baterií, barviv, kosmetických přípravků, vulkanizaci kaučuku atp. Se může doprovázet průmyslové emise sloučenin síry, ale koloběh Se a S se liší (Wen et Carignan 2007).

Se a jeho sloučeniny ve větším množství jsou toxické. Seleničnany (SeO_3^{2-}) působí toxičtěji než selenany (SeO_4^{2-}).

V Tabulkách 5–18 jsou uvedeny základní statistické charakteristiky k výsledkům stanovení obsahu Se v mechu na území ČR a v jednotlivých krajích. Aktuální obsah Se v mechu na území ČR byl v rozmezí $0,104$ – $1,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s průměrem kolem $0,269 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Relativní odchylky průměrných obsahů Se v mechu jednotlivých krajů od celostátního průměru poskytuje Obr. 18. Proti celostátnímu mediánu obsahu Se v mechu regionální mediány v LI a UL vykazovaly hodnoty o 66 a 43 % vyšší a z krajů CB a PL zhruba o 30 % nižší. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa distribuce Se v mechu na území ČR ukazují následující místa se zvýšeným obsahem Se:

1. Krušné hory v oblasti Teplíc (Krupka) a v hnědouhelném revíru mezi Teplícemi a Kadaní včetně přilehlých částí Krušných hor.

Zvýšený obsah Se v mechu byl zjištěn také v okolí Nového Boru, příhraničních oblastech na Frýdlantsku a Tanvaldsku, v západní části středních Čech mezi Mělníkem a Berounem, v okolí Svitav, v Orlických horách a mezi Frýdkem Místkem a Ostravou.

Nejnižší obsahy Se vykazoval mech v celé jižní polovině ČR Zhruba na 80 % území státu obsah Se v mechu nepřekročil hodnotu $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Důvody zvýšeného obsahu Se v mechu ve výše uvedených oblastech ČR lze vysvětlit následovně:

1. Spalování hnědého uhlí v tepelných elektrárnách a průmyslových podnicích a provoz chemických podniků. Přesné emisní zdroje u Teplíc nejsou známy. Může jít i o vliv některých metalurgických a sklářských a keramických podniků.

Zvýšená akumulace Se v mechu v severních Čechách může být způsobena činností skláren (Nový Bor, Desná), provozem tepelné elektrárny Turów v Bogatyni. Západní část středních Čech je pod vlivem průmyslového spalování uhlí (elektrárna Mělník, průmysl Kladno), cementárenských pecí (Beroun) a metalurgických provozů (Buštěhrad). Severovýchodní Čechy jsou pod vlivem emisí z tepelné elektrárny Chvaletice, metalurgických a strojních provozů. Průmyslová oblast severní Moravy je ovlivněna emisemi z průmyslově spalovaného uhlí, metalurgických a chemických provozů (např. Bohumín).

Dvojnásobný pokles průměrného obsahu Se v mechu (z $0,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na $0,17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) byl zjištěn během posledních 25 let v jižním Švédsku (Rühling et Tyler 2004). Medián obsahu Se v mechu v oblasti Barentsova moře dosáhl hodnoty menší než $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), v Norsku $0,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), ve Francii $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Galsomiès et al. 2003), ve Španělsku $0,106 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Fernández et al. 2005) na Slovensku $0,33 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňkovská et al. 2003, Florek et al. 2007). Průměrné obsahy Se v mechu na území ČR jsou srovnatelné s údaji z Norska a části Francie. V úvahu je třeba brát určité rozdíly vyvolané užitím různých druhů mechu a odlišných analytických metod v jednotlivých zemích.

2.2.1.17 CÍN

Úvodní tabulka poskytuje informaci o základních fyzikálně-chemických vlastnostech cínu (Sn), který má chalkofilní i litofilní charakter. Malá ložiska cínu jsou známa z Krušných hor, Jizerských hor, Českomoravské vrchoviny a dalších míst. Obsah Sn v horninách je udáván $0,3\text{--}3,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v usazených horninách jen $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994), ale ve vápnatých jílovcích až $11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Trebichavský et al. 1998). Kilogram uhlí obsahuje kolem 2 mg, uhelný popel $3\text{--}13 \text{ mg Se}$. Evropské půdy obsahují Se v průměrném množství $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006).

Sn není esenciálním prvkem pro rostliny, pro živočichy není nutnost příjmu a funkce Sn plně objasněna. Sloučeniny Sn bývají biologicky velmi účinné. Rostliny obsahují Se v množství $0,02\text{--}0,04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ale některé rostliny (bioakumulátory) hromadí Sn v množství až kolem 1 %. Některé druhy kloboukatých hub mohou hromadit Sn také ve větším množství.

Sn se hospodářsky využívá pro výrobu speciálních slitin, forem na odlévání tabulového skla, pro pokovování, barvení, stabilizaci polymerů umělých hmot, výrobu impregnačních zpomalujících hoření, redukčních činidel, pesticidů, fungicidů atp.

Toxicita kovového Sn je malá, ale některé sloučeniny Sn jsou vysoce toxické (SnH_4) nebo nebezpečné pro živočichy vodních ekosystémů (alkylované formy Sn). Sn působí v těle živočichů jako antagonist a jódu.

Na území ČR bylo zjištěno množství Sn v mechu v rozmezí $0,080\text{--}1,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián byl $0,188 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Základní statistika výsledků chemických analýz vzorků mechu z celé ČR a jednotlivých krajů je k dispozici v Tabulkách 5–18. Relativní odchylky průměrných obsahů Sn v mechu v jednotlivých krajích od celostátního průměru jsou uvedeny na Obr. 19. Průměrný obsah Sn v mechu v kraji OV a LI byl asi o 20 % vyšší než celostátní průměr, naopak v krajích BN a PL byl průměrný obsah Sn v mechu o 13 % nižší. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa ukazuje distribuci obsahu Sn v mechu na území ČR. Patrná jsou následující místa, kde dochází ke zvýšené akumulaci Sn v mechu:

1. Mezi Rokycany a Příbramí v jihozápadních Čechách.

2. V okolí Lovosic v severozápadních Čechách.
3. V okolí Nového Jičína a Frýdku Místku na severní Moravě.

Slabě zvýšené obsahy Sn v mechu byly zjištěny mezi Chrudimí a Českou Třebovou v severovýchodních Čechách. Velmi lokálně také např. u Teplíc, České Kamenice, Frýdlantu, Kladna a Krnova.

Na zbylém území ČR byly zjištěny relativně nízké hodnoty obsahu Sn, na 90 % rozlohy ČR obsah Sn v mechu nepřekročil hodnotu $0,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Přes relativně častý výskyt zrudnění Sn na území Českého masivu, Sn akumulovaný v mechu ve výše uvedených oblastech ČR má hlavní původ z průmyslových zdrojů.

1. Činnost železáren Hrádek (po r. 2000 zrušeny) a především recyklace odpadu s obsahem drahých kovů a výroba speciálních nízkotavitelných slitin v Kovohutích a.s. Příbram.
2. Recyklace Sn z elektrotechnických součástek, výroba ochranných prostředků pro aplikaci v zemědělství.
3. Provoz metalurgických a strojírenských provozů, pokovování odličků, užívání pájek.

Lokální zvýšení obsahu Sn v mechu souvisí s provozováním metalurgických a strojírenských provozů (Chrudim, Česká Třebová, Kladno, Teplice), sklářského průmyslu (Česká Kamenice), výroba elektrotechnických zařízení (Krnov) a průmyslovým spalováním uhlí v elektrárně Turów, Bogatynia.

Rühling et Tyler (2004) publikovali pětinasobné snížení průměrného obsahu Sn v mechu *Pleurozium schreberi* (z $0,49 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na $0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), v oblasti jižního Švédska během posledních 25 let. Medián obsahu Sn v mechu z území Norska se udává $0,17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), ze Slovenské republiky $0,236 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007). Viz též Kapitulu 2.3.5.

2.2.1.18 STRONCIUM

Úvodní tabulka poskytuje základní informace o fyzikálně-chemických vlastnostech stroncia (Sr), typického litofilního prvku, který má podobné vlastnosti jako vápník nebo bariem. Přírodní Sr je složeno ze čtyř izotopů. Od prvních pokusů jaderných zbraní a nehod atomových elektráren je součástí atmosférického spadu izotop ^{90}Sr s poločasem rozpadu 28 dní. V horninách je Sr obsaženo v množství $20\text{--}600 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ve tmavých vyvěřelinách $1\ 000\text{--}1\ 500 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Kilogram uhlí a uhelného popela obsahuje v průměru 240 a $420\text{--}850 \text{mg}$ Sr (Trebichavský et al. 1998). V Evropě je typický obsah Sr v lesním humusu $17 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, v půdách kolem $90 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006). Povrchové vody obsahují Sr v koncentraci $0,08\text{--}0,11 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Sr není esenciálním prvkem pro žádnou skupinu organismů na Zemi. Přesto některé organismy hromadí v tělech větší množství Sr. Cévnaté rostliny obsahují Sr ve velmi širokém rozpětí $3\text{--}400 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a se stářím pletiv obsah Sr vzrůstá. Semena, např. obilky obilovin, mají naopak velmi nízký obsah Sr ($0,5\text{--}3,5 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). V listech lesních stromů na Slovensku byl zjištěn průměrný obsah Sr kolem $20 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Maňková 1996). Plodnice kloboukatých hub mohou hromadit větší množství Sr, včetně radioaktivních izotopů.

Hospodářské využití Sr zahrnuje výrobu speciálních slitin, trvalých magnetů, skel, barviv, zábavné pyrotechniky ap. Radioaktivní izotopy Sr se užívají k léčbě nádorů.

Přirozené Sr je relativně málo toxické. Mírné intoxikace vedou k poruchám metabolismu a ukládání vápníku. Naopak radioaktivní ^{90}Sr snadno iniciuje vznik rakoviny.

Tabulky 5–18 poskytují základní statistické charakteristiky k výsledkům stanovení obsahu Sr v mechu z celého území ČR a jednotlivých krajů. Obsah celkového Sr v mechu byl zjištěn v rozmezí $3,95\text{--}52,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s průměrem $9,69 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Největší hodnoty mediánu pro obsah Sr v mechu byly zjištěny pro kraj ZL a OL, nejmenší pro HK a PL. Obr. 20 ukazuje relativní rozdíly mezi průměrným obsahem Sr v mechu v jednotlivých krajích ve srovnání s celostátním průměrem. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa poskytuje přehled o distribuci obsahu Sr v mechu na území ČR. Patrné jsou následující oblasti se zvýšeným obsahem Sr v mechu:

1. Karlovarsko (Ostrov) v západních Čechách.
2. Podkrušnohorský hnědohorný revír mezi Lovosicemi a Chomutovem v západních Čechách.
3. U Kyjova na jižní Moravě.

Lokálně byl zvýšený obsah Sr v mechu zjištěn v příhraniční oblasti u Znojma, u Brna, a slabě zvýšené obsahy v jednotlivých vzorcích mechu např. od Pardubic, Šumperka, Krnova.

Zbylé území (80 %) obsahuje relativně malá množství Sr v mechu nepřesahující $12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Průmyslové emise Sr nejsou v ČR sledovány a ani významnější průmyslové využívání Sr se u nás nepředpokládá. Hlavní podíl Sr v mechu je geogenní. Příčiny zvýšeného hromadění Sr v mechu jsou následující:

1. Zvýšená půdní prašnost půdních pokryvů na Sr bohatých horninách, akumulace solí v půdě u termálních minerálních pramenů, prašnost spojená s těžbou uhlí na Sokolovsku.
2. Prašnost spojená s těžbou hnědého uhlí a jeho spalováním v průmyslových topeništích, elektrárně, hutních, strojírenských a chemických provozech.
3. Větrná eroze a roznos částic půdních pokryvů na vápnatých sedimentech karpatského flyše.

Zvýšené hromadění Sr u Znojma a Brna je způsobeno větrnou erozí půd na vápnatých sedimentech karpatského flyše. Velmi lokální zvýšení obsahu Sr je spojeno s větrnou erozí výstupů matečných hornin a jejich půdních derivátů bohatých na Sr. Jde spíše o výsledek působení místních vlivů kontrolujících aktuální prašnost na monitorovacích plochách.

Dlouhodobé sledování obsahu prvků v mechu *Pleurozium schreberi* v jižním Švédsku ukázalo (Rühling et Tyler 2004), že během posledních 25 nedošlo k významné změně průměrného obsahu Sr ($9,8\text{--}9,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Nelze proto předpokládat, že v Evropě působí významněji průmyslové zdroje Sr. Hodnota mediánu pro obsah Sr v mechu u Barentsova moře byla $10,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), v Norsku $13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), na Slovensku $61,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007) a ve Francii $13,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Gombert et al. 2004). Pro průmyslové oblasti Polska se udává průměrný obsah Sr $4,3\text{--}9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). Průměrný obsah Sr v mechu v ČR je srovnatelný se skandinávskými zeměmi a je zhruba 6× nižší než v sousedním Slovensku. Viz též Kapitulu 2.3.5.

2.2.1.19 THORIUM

Základní fyzikálně-chemické vlastnosti thoria (Th) jsou uvedeny v úvodní tabulce. Th je relativně hojný, litofilní, slabě radioaktivní prvek (poločas rozpadu $1,41 \times 10^{10}$ roků) doprovázející hydrotermální uranové a mořské monazitové zrudnění. Mnohé izotopy Th jsou součástí thoriové, uranové a aktiniové rozpadové řady. Goliáš (2002) uvádí mapu výskytu radiometrických anomálií v ČR. V kilogramu hornin je obsaženo 1–40 mg Th, u žul 10–40 mg, sedimentovaných hornin 1–2 mg a ultrabazických hornin 0,004 mg (Beneš 1994). Obsah Th v evropských půdách byl zjištěn 5–9 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, medián kolem 7,3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006). Potoční sedimenty Českého masivu obsahují obvykle více než 13 mg Th v kilogramu, ale ve vodě je Th velmi málo rozpustné.

Th není esenciálním prvkem pro žádnou skupinu organismů na Zemi. Cévnaté rostliny hromadí jen malé množství Th 0,03–1,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Miekeley et al. 1994), které je v rostlinách málo pohyblivé. Obsahy Th v plodnicích kloboukatých druhů hub jsou obvykle velmi malé.

Th a jeho sloučeniny se užívají k výrobě speciálních teplu odolných slitin a keramiky, výrobě barviv. Podíl izotopů Th slouží k datování stárí hornin. Hlavním průmyslovým zdrojem emisí Th je spalování uhlí.

Th je považováno za slabě toxický prvek, ale přirozené intoxikace nejsou známy. Na druhé straně potenciální zdravotní rizika (vznik rakoviny) z expozic záření izotopů Th jsou značná.

Tabulky 5–8 poskytují základní statistické údaje o výsledcích stanovení obsahu Th v mechu na celém území ČR a v jednotlivých krajích. Na území ČR byl v mechu zjištěn obsah Th v rozmezí 0,027–0,808 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián 0,090 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Relativní odchylky mediánů obsahu Th v mechu z krajů BN a ZL jsou asi o 45 % vyšší a z krajů KV a PL o 40 % nižší než medián pro ČR (Obr. 21). Rozložení distribuce obsahu Th v mechu na území ČR zachycuje vložena barevná bodová a izoliniová mapa. Patrná jsou následující místa v ČR se zvýšenou akumulací Th v mechu:

1. Jižní Morava mezi Přerovem a Mikulovem.
2. U Třebíče na jihozápadní Moravě.
3. Podkrušnohorský hnědohorný revír v západních Čechách.

Zvýšená akumulace Th v mechu byla zjištěna místně u Frýdlantu, u Krnova a v okolí Hradce Králové.

Nejnižší obsahy Th jsou patrné v oblasti jihozápadních Čech, v severních hraničních pohořích mimo Jizerské hory a v Moravskoslezských Beskydech.

Průmyslové emisní zdroje Th nejsou v ČR evidovány. Vysvětlení akumulace Th na výše uvedených místech ČR je třeba hledat ve zvýšené úrovni spadu pevných aerosolů půdních částic a popílků ze spalování hnědého uhlí.

- 1 Větrná eroze a roznos částic půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše.
- 2 Větrná eroze výstupů syenitů a jejich půdních pokryvů.
- 3 Zvýšená prašnost spojená s těžbou hnědého uhlí a jeho spalováním v tepelných elektrárnách a místních průmyslových topeništích.

Lokální zvýšení obsahu Th v mechu na Frýdlantsku souvisí s těžbou a spalováním uhlí v blízké elektrárně Turów, Bogatynia, na východním okraji Krnova vlivem zvýšené půdní a městské prašnosti, v severovýchodních Čechách s větrnou erozí půdních pokryvů a provozem tepelné elektrárny a tepláren. Velmi lokální efekt na zvýšení obsahu Th v mechu má drcení kameniva odvalů bývalých uranových dolů např. u Příbrami (Háje). Vložená barevná mapa dokumentuje distribuci Th v mechu *Pleurozium schreberi* v okolí Příbrami, jak byla zjištěna během speciálního biomonitorovacího programu v roce 1999 (Sucharová et Suchara 2004c).

V jižním Švédsku byl zjištěn (Rühling et Tyler 2004) během posledních 25 let pokles obsahu Th v mechu *Pleurozium schreberi* z $0,110 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na $0,039 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pravděpodobně jako hlavní důsledek snížení množství průmyslově spalovaného uhlí v Evropě. Medián pro obsah Th v mechu u Barentsova moře se udává kolem $0,024 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Hallaker et al. 1998), z Norska $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), z průmyslových oblastí Polska $0,13\text{--}0,17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). Další srovnání poskytuje Kapitola 2.3.5.

2.2.1.20 TALIIUM

Talium (Tl) je chalkofilní prvek zastoupený v polymetalických sulfidech a částečně se chová jako prvek litofilní přítomný v půdních jílovitých minerálech. Základní fyzikální a chemické vlastnosti Tl shrnuje úvodní tabulka. Tl často provází výskyty rubidia a cesia, které v minerálech může nahrazovat. Obsah Tl se v horninách pohybuje v rozmezí $0,01\text{--}3,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994), v evropských půdách v průměru kolem $0,66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006). Popílek po spálení hnědého uhlí obsahuje Tl v množství okolo $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Trebichavský et al. 1998) a je hlavním zdrojem znečišťování ovzduší Tl (Kazantzis 2000).

Není známo, že by Tl bylo esenciálním prvkem pro některou ze skupin organismů na Zemi. Typický obsah Tl v rostlinách je $0,03\text{--}0,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ale některé druhy rostlin např. z čeledi brukvovitých hromadí Tl ve větším množství (přes $1,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), druhy rostlinných hyperakumulátorů Tl i kolem 1 %. Také některé kloboukaté druhy hub mohou hromadit Tl ve větším množství v plodnicích.

Tl se využívá pro výrobu speciálních ocelí, keramiky a skla, elektrotechnických součástek, fluorescenčních trubíc, léčiv, diagnostiku nádorů ap. Dříve se používalo Tl i k výrobě pesticidů.

Tl a jeho sloučeniny jsou vysoce toxické pro živočichy i rostliny. Rozpuštěné Tl ve formě Tl^{+1} a Tl^{+3} se snadno vstřebává pokožkou. Intoxikace Tl ($600 \text{ mg}\cdot\text{den}^{-1}$) vede k poškození vnitřních orgánů a mozku. Antidotum proti Tl je hexakvanoželezitan draselný. Tl má zřejmě také kancerogenní účinky.

Zjištěné obsahy Tl v mechu se pohybovaly v rozmezí $0,009\text{--}0,479 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, hodnota mediánu byla $0,037 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Tabulky 5–18 poskytují základní statistická data k výsledkům stanovení obsahu Tl v mechu z celé ČR a jednotlivých krajů. Relativní odchylky průměrných obsahů Tl v mechu v jednotlivých krajích od celostátního průměru zobrazuje Obr. 22. Nejvyšší hodnoty mediánů byly zjištěny pro kraj PU a OV, nejmenší pro PL a ZL. Vložená barevná bodová a izoliniová mapa zobrazuje aktuální distribuci obsahu Tl v mechu na území ČR. Patrné jsou následující oblasti se zvýšeným obsahem Tl v mechu:

1. Příhraniční oblast u Děčína (Mikulášovice) v severozápadních Čechách.

Mírně zvýšený obsah Tl v mechu byl naměřen v oblasti Jablonce nad Nisou, u Tachova, Horní Plané, Suchdola nad Lužnicí, Krnova a Frýdku Místku.

Nejmenší akumulaci Tl vykazoval mech v jihozápadních a západních Čechách a na jihozápadní a jihovýchodní Moravě. Na zhruba 90 % území ČR obsah Tl v mechu nepřekročil $0,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a na 50 % $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

1. Příčiny vysoké akumulace Tl u Děčína nejsou přesně známy. Pravděpodobně se nejedná o žádný domácí ani zahraniční (Sebnitz) průmyslový zdroj znečištění ovzduší. Může jít o lokální geochemickou anomálii distribuce Tl v usazených horninách a zvýšený vstup do koloběhu látek místního lesního ekosystému..

Vysoký obsah Tl v mechu byl na této monitorovací ploše zjištěn i v roce 2005

Zvýšené obsahy Tl v mechu na ostatních jmenovaných místech ČR jsou způsobeny spadem částic z erodovaných půdních povrchů v místech geogenního zvýšení obsahu Tl a průmyslového nebo městského prachu s obsahem popela ze spalování uhlí.

Významný pokles obsahu Tl v mechu (z 0,152 na 0,066 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) byl zjištěn v jižním Švédsku během let 1975–2000 (Rühling et Tyler 2004). Medián obsahu Tl v mechu u Barentsova moře byl zjištěn 0,013 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Hallaker et al. 1998) a v Norsku 0,06 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a). Ve srovnání se skandinávskými státy je obsah Tl v mechu na území ČR překvapivě nízký.

2.2.1.21 URAN

Úvodní tabulka poskytuje základní fyzikálně-chemické vlastnosti uranu (U), relativně hojného typického litofilního prvku. V přírodě je U složen ze tří radioizotopů s velmi dlouhými poločasy rozpadu. U se vyskytuje rozptýlený v horninách a rudách hydrotermálního původu v ČR dříve těžených na mnoha místech (Jáchymov, Příbram, Dolní Rožná, Stráž pod Ralskem, Broumov aj.) Obsah U v horninách se pohybuje v rozmezí 0,001–3,7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Beneš 1994). Typický obsah U v evropských půdách je kolem 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006), kde je adsorbován hlavně na humusové látky. Potoční voda a sedimenty v Krušných horách obsahují U v koncentracích až kolem 1 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Pro žádnou skupinu organismů na Zemi nebylo zjištěno, že by byl U esenciálním prvkem. Cévnaté rostliny obsahují v kilogramu sušiny 0,005–0,06 mg U (Pulhani et al. 2005). Některé rostliny, např. z rodu *Astragalus* (kozinec) hyperakumulující v Severní Americe Se mohou sloužit k prospekci U, který tam zrudnění selenu téměř vždy doprovází.

U a jeho sloučeniny se užívají jako jaderné palivo v elektrárnách, pro výrobu jaderných zbraní a vysoce průrazných střel, výrobu plutonia, barvení skla, jako kontrastní látka v elektronové mikroskopii, měření integrovaného světelného záření atp.

Expozice U představuje chemické i radiační nebezpečí, U v roztoku se vstřebává i kůží. Intoxikace U poškozuje funkci vnitřních orgánů, radioaktivní záření snižuje plodnost, poškozuje mozek, zvyšuje pravděpodobnost vzniku rakoviny atp. Výskyt U v přírodě doprovází zvýšený výskyt radonu, jehož dýchání vyvolává rakovinu plic.

Tabulky 5–18 poskytují základní statistické údaje o zjištěných obsazích celkového U v mechu na území ČR a v jednotlivých krajích. Zjištěné rozmezí obsahu U v mechu bylo 0,089–0,162 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, hodnota mediánu dosáhla 0,031 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Relativní odchylky průměrného obsahu U v mechu na území jednotlivých krajů od celostátního průměru poskytuje Obr. 23. Proti celostátnímu mediánu obsahu U v mechu byly zjištěny mediány pro kraje LI a PU o 35 a 23 % vyšší a pro kraje PL a KV asi o 27 % nižší. Distribuci úrovně obsahu U v mechu na území ČR zachycuje vložená barevná bodová a izoliniová mapa, které ukazují následující místa v ČR, kde dochází ke zvýšené adsorpci U mechem:

1. Jižní Morava mezi Přerovem a Mikulovem.
2. Příhraniční oblast i na Frýdlantsku a Jizerské hory v severních Čechách.
3. U Stráže pod Ralskem v severních Čechách.
4. Podkrušnohorský hnědouhelný revír v okolí Mostu v západních Čechách.

Velmi místně byl zjištěn v mechu zvýšený obsah U např. u Zadního Chodova v jihozápadních Čechách, u Třebíče na jihozápadní Moravě, u Poličky ve východních Čechách, mezi Mělníkem a Berounem, u Krnova a na Frýdeckomístecku.

Naopak nízké obsahy U v mechu zjišťujeme ve zbylých částech jihozápadních a jižních Čech, v severních pohraničních horách mimo Jizerské hory, v severní a východní části Českomoravské vrchoviny a v Moravskoslezských Beskydech. Na zhruba 70 % území ČR obsah U v mechu nepřekračoval hodnotu 0,04 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Zvýšená depozice půdního prachu a průmyslového prachu s obsahem uhelného popílku jsou hlavními zdroji U zjištěného v mechu na výše uvedených místech ČR.

1. Větrná eroze částic z půdních pokryvů na sedimentech karpatského flyše.
2. Zvýšená půdní a průmyslová prašnost spojená s těžbou a spalováním hnědého uhlí v elektrárně Turów, Bogatynia.
3. Větrná eroze půdních pokryvů v areálu bývalé těžby uranu.
4. Vysoká atmosférická depozice půdního a průmyslového prachu v oblasti těžby hnědého uhlí a jeho spalování v elektrárnách a průmyslových topeništích.

Zvýšená akumulace U v mechu souvisí s vlivem větrné eroze rudních odvalů a lesního humusu v areálu bývalých uranových dolů (Zadní Chodov), eroze půdních pokryvů a humusu na U bohatých syenitech a granitech (Třebíč, Polička, Jevany), zvýšená půdní a průmyslová prašnost (Mělník-Kladno-Beroun, Frýdek Místek), zvýšený spád půdního a městského prachu (východní předměstí Krnova).

Rozložení vysoké úrovně depozice U a dalších typicky geogenních prvků způsobené zvýšeným spadem erodovaných půdních částic na jihovýchodní Moravě bylo podrobně zjišťováno v letech 2002–2003 (Sucharová et al. 2003). Na vložení barevné mapě je uvedena ukázka rozložení obsahu U v mechu *Hypnum cupressiforme* ve studovaném území.

Významné snížení obsahu U v mechu *Pleurozium schreberi* z 0,057 na 0,015 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ bylo zjištěno (Rühling et Tyler 2000) v jižním Švédsku za období let 1997–2000. Medián obsahu U v mechu pro Norsko byl udáván 0,05 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), pro okolí Barentsova moře 0,009 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Halleraker et al. 1998), Slovenskou republiku 0,09 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Maňková et al. 2003, Florek et al. 2007), část Francie 0,07 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Abblard-Gross et al. 2004) a průmyslové oblasti Polska 0,08–0,10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Grodzińska et al. 2003). Zjištěné obsahy U v mechu z ČR jsou srovnatelné s udávanými hodnotami ze Skandinávie.

2.2.1.22 YTRIUM

Základní fyzikální a chemické vlastnosti yttria (Y), typického litofilního prvku, lze nalézt v úvodní tabulce. Y je relativně hojný prvek na Zemi přirozeně tvořený jediným stabilním izotopem ^{89}Y . Doprovází výskyty všech zbylých prvků vzácných zemin. Horniny obsahují Y v množství 0,1–40 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, nejvíce je přítomno v žulách, bazaltech a usazených horninách (Beneš 1994). Variské granity Českého masivu obsahují v kilogramu kolem 40 mg Y. Průměrný obsah Y v evropských půdách se pohybuje kolem 20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (De Vos et Tarvainen 2006), značná část Y v půdní matici je vázána na jílovité minerály. Pohyb Y ve složkách životního prostředí je obvykle malý.

Y není esenciálním prvkem pro žádnou skupinu organismů na Zemi. Cévnaté rostliny obsahují Y v množství 0,15–0,77 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a jeho obsah roste se stářím rostlinných pletiv. Je známo jen několik druhů rostlin, které mohou hromadit Y ve větším množství. Plodnice většiny kloboukatých druhů hub neobsahují větší množství Y.

Průmyslově se Y a jeho sloučeniny využívají při výrobě televizních obrazovek, speciálních slitin, teplu odolné keramiky, elektročástek, tvrzení povrchu řezných nástrojů atp. Některé radioaktivní izotopy Y se užívají k ničení nádorů.

Základní statistické údaje o zjištěném obsahu Y v mechu na celém území ČR a jednotlivých krajů poskytují Tabulky 5–18. Rozpětí aktuálního obsahu Y v mechu na území ČR bylo zjištěno 0,067–1,16 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, medián dosáhl hodnoty 0,177 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Relativní odchylky průměrného obsahu Y v mechu v jednotlivých krajích od celostátního průměru ukazuje Obr. 24. Nejvyšší hodnoty mediánů byly zjištěny v kraji BN a ZL, nejmenší v KV a PL. Distribuci obsahu Y v mechu na území ČR zobrazuje vložená bodová a izoliniová mapa. Patrné jsou následující oblasti ČR se zvýšeným obsahem Y v mechu:

1. Jižní Morava mezi Přerovem a Mikulovem.

Mírně zvýšený obsah Y v mechu byl zaznamenán hlavně na Mostecku, u Krnova a u Mělníku.

Nejmenší obsahy Y vykazoval mech v jihozápadních Čechách, v některých částech severních Čech a na severovýchodní Moravě.

Příčiny bioindikované zvýšené depoziční úrovně Y lze vysvětlit následovně:

1. Větrná eroze částic půdních pokryvů především na jílovitých sedimentech karpatského flyše.

Zvýšená akumulace Y v mechu na Mostecku souvisí se zvýšenou půdní a průmyslovou prašností spojenou s těžbou hnědého uhlí a jeho spalováním v elektrárnách a průmyslových topeništích, podobně u Krnova jde o zvýšený spád půdního, městského a průmyslového prachu na otevřenou monitorovací plochu na východním okraji města. Případný podíl Y v průmyslovém prachu z provozů výroby elektrosoučástek není znám. Mělnicko je pod vlivem zvýšené prašnosti půdních částic erodovaných ze zorněných půdních pokryvů, zemních prací a průmyslového prachu z provozování tepelné elektrárny.

Průkazný pokles Y v mechu *Pleurozium schreberi* ($0,27$ a $0,10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) během období 1997–2000 byl zaznamenán v jižním Švédsku (Rühling et Tyler 2004). Ve Finsku byl zjištěn podstatně vyšší obsah Y v mechu v oblasti s větší hustotou pozemní dopravy než v oblasti s malou hustotou dopravy. Medián obsahu Y v mechu z Norska se udává $0,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Berg et Steinnes 1997a), což je srovnatelné s údaji pro ČR.

2.3.2 AKTUÁLNÍ DEPOZIČNÍ SITUACE

2.3.2.1 ROZLOŽENÍ DEPOZIČNÍCH ZÁTĚŽÍ

Aktuální obsah prvku v mechu je měřítkem relativní úrovně spadu prvku na dané monitorovací ploše, odpovídající např. měřením bulků (mokrý depozice se suchých spadem) v kolektorech. Distribuce obsahu prvků v mechu je vyjadřována pomocí 11 koncentračních rozsahů, které jsou uvedeny v legendách příslušných map, a které byly částečně převzaty z dostupných map distribuce prvků v mechu v ostatních evropských zemích nebo byly stanoveny subjektivně podle koncentračního rozpětí prvku v mechu na území ČR.

Ke zhodnocení relativních depozičních zátěží pro jednotlivé prvky v ČR bylo třeba zjistit rozpětí depozičních zátěží v Evropě na základě publikovaných dat o obsahu prvků v nejčistších oblastech severní Skandinávie (např. Reimann et al. 1997; 2001, Steinnes et al. 2001) a v západní, střední a jižní Evropě (např. Siewers et Herpin 1998, kapitola 2.3.5). Rozpětí obsahu prvků bylo rozděleno na koncentrační úrovně (1–4) podle Tab. 19, které odpovídají relativně malé (zelená barva), střední (žlutá), vysoké (oranžová) a velmi vysoké (červená) depoziční zátěži (pro povinně sledované prvky (viz Suchara et Sucharová 2004a). Relativní úrovně spadu dusíku byly pro nedostatek dostupných údajů v literatuře vymezeny subjektivně podle stupně projevů míry eutrofizace (výskyty nitrofilních druhů rostlin a povlaků chlorokokálních řas) na monitorovacích plochách. Pro každý z 22 prvků a každou monitorovací plochu byla zjištěna koncentrační úroveň prvku v mechu (viz Příloha Tab. 2) a pro každou monitorovací plochu byla vypočtena průměrná koncentrační úroveň pro všech 22 sledovaných prvků, která se pohybovala v rozpětí 1,00–2,68. Podle dosažené průměrné hodnoty koncentrační úrovně bylo stanoveno pořadí lokalit. Na sedmi monitorovacích plochách (20, 68, 139, 145, 161-01, 162 a 170-01) byl obsah všech 22 prvků v mechu v první, nejnižší koncentrační úrovni a u dalších 24 lokalit obsah pouze u jednoho prvku byl ve druhé koncentrační úrovni. Nejčastěji se jednalo o místa v severovýchodních Čechách, v Brdch, Jeseníkách, na Českomoravské vrchovině a Hostýnsko-Vizovických vrších. Pokud bereme do úvahy i obsahy 14 povinně sledovaných prvků hodnocené dříve (Sucharová et Suchara 2004a), pak na lokalitách 20, 145, 162, 161-01, 139 a 170-01 byly obsahy všech 36 sledovaných prvků v nejnižší koncentrační hladině.

Naopak průměrné nejvyšší obsahy 22 prvků (i všech 36 prvků) byly zjištěny na monitorovacích plochách 175-01, 23, 176 a 177-01, které všechny leží na jižní Moravě a pouze jedna u Mostu v oblasti bývalého Černého trojúhelníku.

Rozpětí průměrné koncentrační úrovně bylo rozděleno na čtyři intervaly, průměrné depoziční třídy I–IV (definované v Tab. 20), charakterizující celkovou depoziční zátěž monitorovacích ploch 22 prvky. Vložená barevná mapa ukazuje interpolovanou distribuci celkově nízké (zelená), střední (žlutá), vysoké (oranžová) a velmi vysoké (červená) depoziční úrovně spadů 22 prvků v ČR (zóny I–IV). Patrné jsou 3 nejvýznamnější oblasti ČR s nejvyšším bioindikovaným průměrným spadem sledovaných prvků (zóna IV):

1. Severozápadní Čechy v oblasti Podkrušnohorského hnědouhelného revíru. Oblast bývalého tzv. Černého trojúhelníku I je ovlivněna hlavně vysokou půdní a průmyslovou prašností v důsledku těžby hnědého uhlí a jeho spalování v elektrárnách a průmyslových topeništích.
2. Severovýchodní Morava především v oblasti Frýdeckomístecka. Oblast tzv. Černého trojúhelníku II (Markert et al. 1996) je pod vlivem zvýšeného spadu průmyslového prachu z provozoven metalurgických a strojírenských podniků včetně průmyslového zpracování a spalování uhlí a spadu částic půdních pokryvů uvolňovaných

v důsledku terénních prací, těžby a zpracování cihlářských hlín, skládkování materiálů a velké hustoty pozemní dopravy.

3. Jihovýchodní Morava, málo průmyslová a intenzivně zemědělsky využívaná oblast. Uvedený region je nejvíce postižený spadem 22 sledovaných prvků jako důsledek vysoké větrné eroze zorněných půdních povrchů na především jílovitých sedimentech karpatského flyše. Přestože se nejedná o depozice z průmyslových zdrojů znečištění ovzduší, vysoké úrovně spadů litofilních prvků patří k realitě místního depozičního režimu. Bez odlesnění a zornění území člověkem by nedošlo k tak velkým úrovním spadů sledovaných prvků. Jedná se o největší oblast zóny nejvyšší úrovně spadu litofilních prvků v ČR. Variabilita úrovní jejich spadu závisí na počasí (rychlosti větru, teplota, dešťové úhrny) a způsobu využívání krajiny člověkem (míra odlesnění a zornění). Vysoká úroveň spadu prachu zasahuje s největší pravděpodobností na sousední území na Slovensko a Rakousko, takže lze tento velký hot spot na trojmezí považovat za "Prašný trojúhelník". S globální změnou klimatu (případná aridifikace, růst četností velkých rychlostí větru) můžeme předpokládat rozšiřování jeho vlivu.

Do zóny nejvyšší depoziční zátěže 22 prvků (zóna IV) spadá i okolí Frýdlantu (vliv těžby uhlí a provozování elektrárny Turów na polské straně Černého trojúhelníku) a Kladna (vliv prašnosti hald v bývalém průmyslovém komplexu).

Do zóny relativně vysoké úrovně spadu sledovaných prvků (zóna III) spadá území mezi Pardubicemi, Českou Třebovou a Skutčí (činnost strojírenského průmyslu, výroba skelných vláken, provoz elektrárny a spaloven odpadů, koncentrace pozemní dopravy). Ostatní jednotlivé lokality jsou ovlivněny městským, průmyslovým a půdním prachem (monitorovací plochy 8-01; 77-01), průmyslovým a půdním prachem (29; 33) a půdním prachem (34-01; 54; 68; 72-01; 83-02, 156).

3.2.2 DÁLKOVÝ PŘENOS PRVKŮ ZNEČIŠŤUJÍCÍCH OVZDUŠÍ

Zjištěná distribuce obsahu prvků v mechu na relativně malém území ČR dovoluje zjistit trajektorie přenosu znečištěného ovzduší pouze v okolí domácích zdrojů a nikoli od vzdálených emisních zdrojů. Přesto izoliniové mapy ukazují, že přenos znečištěného ovzduší (např. Be, Ce, Ga, La, Li, Pr, Rb, Se, Sr a Y) probíhá přes hranice ČR do Saska a Polska např. v severozápadních Čechách. Naopak z Polska na Frýdlantsko, do Jizerských hor a západních Krkonoš dochází k transportu např. Ba, Ga, La, Th, Y a dalších litofilních prvků. V oblasti Černého trojúhelníku II dochází k vzájemnému přenosu aerosolu s obsahem chalkofilních prvků (např. Ag, Be, Bi, In, Sn), méně litofilních prvků mezi ČR a Polskem. Transport emisí vázaných na hrubé pevné aerosoly z ČR na Slovensko je mnohem menší z důvodu bariérového efektu Beskyd. Intenzivní transport litofilních prvků př. Ba, Be, Ce, Ga, La, Li, Sr, Th, U a Y díky lokální geomorfologii území (Vídeňská brána) a převládajícím směrům větru lze předpokládat především z ČR do Rakouska a poněkud méně na Slovensko. V menší míře pravděpodobně dochází i k transportu erodovaných prašných částic z Rakouska a Slovenska na jihovýchodní Moravu. Transport hrubých, rychle sedimentujících částic probíhá na relativně krátké vzdálenosti.

Podél hranice ČR je na několika místech bioindikována vysoká depoziční úroveň Cs a Rb, která bude nejspíše zjištěna i za hranicí ČR. Pravděpodobně zvýšené obsahy prvků z matečné horniny vstupují do koloběhu látek místního lesního ekosystému. Dle četností směru a rychlosti větru v daných místech lze uvažovat o míře transportu erodovaného opadu a humusu přes hranice států.

Sloučeniny dusíku vázané na erodované půdní částice budou transportovány spolu s litofilními prvky, jak bylo naznačeno výše, plynné sloučeniny dusíku pak z hot spotů mohou být snadno transportovány na mnohem větší vzdálenost.

2.3.2.3 KORELACE OBSAHU PRVKŮ V MECU

Většina z 22 sledovaných prvků je litofilních, proto téměř pro všechny kombinační dvojice prvků lze najít průkazné kladné korelace pro jejich obsahy v mechu. Nejtěsněji korelovaly obsahy Pr, Th a Y. Zajímavá je poměrně těsná a pozitivní korelace pro obsah N, S a Cu zjišťovaná v českých biomonitorovacích programech opakovaně. Variabilita obsahu Cs, Rb, Mn a Sb v mechu vykazuje slabou korelaci s obsahem ostatních prvků nebo má tendenci k záporným korelacím. Kompletní korelační matrice a diskuse výsledků korelační analýzy včetně 14 povinně sledovaných prvků byla publikována v práci Suchara et al. (2007).

Korelační koeficienty byly použity jako kritérium podobnosti akumulace prvků v mechu v podmínkách ČR. Výsledky shlukové analýzy pro variabilitu obsahu 22 prvků v mechu jsou uvedeny na Obr. 25. Na obrázku jsou patrné následující shluky prvků: (Ce, Pr, La, Y, Th, U, Li, Ga, Be), (Cs, Rb, Tl), (Ba, Sr, Mn), (Sn, Sb, Ag, In, Bi,

Se, N). První 3 skupiny tvoří převážně litofilní prvky podobných vlastností původem z půdních pokryvů, poslední skupinu tvoří převážně chalkofilní prvky emitované z průmyslových zdrojů znečišťování ovzduší.

Výsledek shlukové analýzy pro variabilitu obsahu všech 36 prvků zjišťovaných v mechu (Obr. 26) ukazuje následující hlavní shluky prvků: (Mn, Sr, Be), (N, S, Cu), (Ni, Cr, Co, Hg, Be, As), (U, Th, Y, La, Pr, Ce, Fe, V, Li, Ga, Al), (Tl, Rb, Cs), (Sn, Sb, Se, Zn, Mo, In, Bi, Cd, Pb, Ag). Výsledek a rozdělení litofilních a chalkofilních prvků je podobné jako v předešlém případě 22 prvků.

Výsledky shlukové analýzy pro 14 povinně sledovaných prvků je k dispozici v prvním díle národní zprávy (Sucharová et Suchara 2004a). Shluková analýza pro obsahy 44 prvků zjišťovaných v mechu ze Slovenska v roce 2000 byla publikována v práci Suchara et al. (2007).

2.3.2.4 ANALÝZA HLAVNÍCH KOMPONENT

Analýza hlavních komponent byla použita pro primární (nestandardizovaná) analytická data zjištěných obsahů 22 nepovinně sledovaných a všech 36 (povinně a nepovinně sledovaných) prvků v 250 reprezentativních vzorcích mechu. Bylo indikováno maximálně pět významných faktorů vysvětlujících významně variabilitu obsahu 22 sledovaných prvků v mechu. Variabilita obsahu 22 prvků v souboru vzorků mechu byla vysvětlena působením (zatížení $\geq 0,700$) následujících faktorů:

Faktor I ₂₂ :	Be, Ce, Ga, La, Li, Pr, Th, U, Y, (vysvětlená variabilita 9.1 %).
Faktor II ₂₂ :	Sb, Sn, (vysvětlená variabilita 6 %).
Faktor III ₂₂ :	Cs, Rb, (vysvětlená variabilita 2.4 %).
Faktor IV ₂₂ :	Ba, (vysvětlená variabilita 2.2 %).
Faktor V ₂₂ :	N, (vysvětlená variabilita 1.7 %).

Faktory nelze specifikovat, jedná se o celý komplex vlivů spojených s emisí prvků do atmosféry, jejich transportem, distribucí jejich spadu a příjmem prvků mechou z depozitu. První faktor vysvětluje variabilitu obsahu převážně litofilních prvků v mechu, které ve výsledku shlukové analýzy byly přiřazeny k velkému shluku prvků na Obr. 26 vlevo. Faktor FI₂₂ může být identifikován jako atmosférický spad erodovaných půdních částic. Tento faktor působí hlavně v oblasti jihovýchodní Moravy a méně intenzivně v Podkrušnohorském hnědouhelném revíru a jeho vliv z polské části hnědouhelného revíru doznívá na Frýdlantsku.

Druhý faktor FII₂₂ kontroluje variabilitu obsahu chalkofilních prvků v mechu. Další chalkofilní prvek Ag byl těsně pod limitem zatížení. Druhý faktor lze spojovat s emisemi z provozů nezelezné metalurgie a jejich společné šíření a depozice v ČR. Hlavním místem působení FII₂₂ je Příbramsko, méně severovýchodní Morava.

Faktor FIII₂₂ vysvětluje hlavně variabilitu distribuce obsahu Rb a Cs v mechu. Oba chemicky podobné prvky se vyskytují společně (mohou se zastupovat) ve složkách životního prostředí. Faktor lze ztotožnit s přirozeným vstupem (bioadsorpcí) Rb a Cs do bioty v místech jejich zvýšeného geogenního výskytu a zvýšenému vstupu do koloběhu látek místního lesního ekosystému. Faktor působí hlavně v místech vyznačených na vložení barevné mapě distribuce zátěžových tříd (I–IV) jako lokální hot spoty Rb a Cs (žulové plutony Českého masivu, často v pohraničních horách).

Faktor FIV₂₂ kontroluje hlavně variabilitu typického litofilního prvku Ba, který se chemickými vlastnostmi a distribucí v sedimentech a uhlí odlišuje od skupiny litofilních prvků kontrolovaných prvním faktorem. Faktor působí především na terciérních sedimentech, hlavně karpatského flyše.

Poslední faktor FV₂₂ kontroluje variabilitu obsahu celkového N v mechu. Emisní a depoziční poměry plyných a na pevné aerosoly vázaných forem N jsou značně odlišné od zbývajících sledovaných prvků. Faktor působí v oblastech koncentrace zemědělské výroby, průmyslových topenišť a dopravy.

Výsledky faktorové analýzy pro 14 povinně sledovaných prvků uvádí Sucharová et Suchara (2004a). Analýza PCA pro povinně a dobrovolně sledovaných 36 prvků dala tyto výsledky:

Faktor I ₃₆ :	Al, Be, Ce, Fe, Ga, La, Li, Pr, Th, U, V, Y, (vysvětlená variabilita 11.5 %).
Faktor II ₃₆ :	Pb, Sb, Sn, (vysvětlená variabilita 2.9 %).
Faktor III ₃₆ :	Cd, Zn (vysvětlená variabilita 5.0 %).
Faktor IV ₃₆ :	Cs, Rb, (vysvětlená variabilita 2.5 %).
Faktor V ₃₆ :	Cu, N, S (vysvětlená variabilita 4.7 %).

Výsledek PCA je podobný jako v předešlém případě, pouze počet prvků ve skupině litogenních (FI), chalkofilních (FII) a atmo-litogenních (FV) je větší a faktor FIV₂₂ kontrolující obsah Ba v mechu byl nahrazen faktorem FIII₃₆ kontrolujícím chalkofilní prvky Cd, Zn emitované hlavně z provozů nezelezné metalurgie.

2.3.2.5 VLIV MATEČNÝCH HORNIN

Byly testovány hlavní proměnné prostředí, které by podstatně vysvětlovaly distribuci obsahu prvků v mechu, a tím i distribuci úrovní jejich spadů v krajině ČR. Typy matečných hornin byly první testovanou proměnnou. Přestože mechy nemají kořeny umožňující příjem prvků z půdních povrchů, kontaminace mechu erodovanými částicemi půd a humusu na místních matečných horninách mohou ovlivnit prvkové složení mechu (Niskavaara et al. 1992, Steinnes 1995, Berg et al. 1996, Åyräs et al. 1997, Bargagli et al. 2002, Tamminen et al. 2004).

Listy geologické mapy (ČGÚ 1988–1996) v místech 250 monitorovacích ploch zobrazují více než 96 druhů matečných hornin, ale analýzy hornin v místech monitorovacích ploch nejsou k dispozici. Proto matečné horniny mapované na monitorovacích plochách byly za pomoci odborníka (Dr. Adamová, ČGS) rozděleny podle předpokládaných podobných chemických vlastností a očekávaného obsahu sledovaných prvků do následujících šesti skupin (I–VI):

<i>Geology I</i>	Živiny chudé silně křemičité horniny a sedimenty	(53 případů).
<i>Geology II</i>	Vápnité horniny a sedimenty	(32 případů).
<i>Geology III</i>	Barevné sedimentované horniny bohaté na Fe a Mn	(44 případů).
<i>Geology IV</i>	Živiny chudé vyvěřelé granitoidní horniny	(80 případů).
<i>Geology V</i>	Středně úživné vyvěřelé a metamorfované sedimenty	(31 případů).
<i>Geology VI</i>	Bohaté bazické až ultrabazické vyvěřeliny	(10 případů).

Nebyla zjištěna významná korelace mezi nadmořskou výškou, dvouletým úhrnem dešťových srážek (1999–2000), podílem zalesněných a urbanizovaných ploch kolem monitorovacích ploch a výskytem uvedených skupin hornin.

Tabulka 21 poskytuje parciální korelační koeficienty pro korelace obsahu prvků v mechu a uvedené skupiny matečných hornin. Přestože lokálně může matečná hornina ovlivnit prvkové složení mechu, pro celkový soubor 250 vzorků nebyla zjištěna statisticky významná korelace obsahu prvků v mechu na skupinách matečných hornin s výjimkou (Ag–Geol V, Bi–Geol VI, Se–Geol I a Tl–Geol I) a negativní korelace (Sb–Geol VI). Uvedené korelace jsou relativně slabé a můžeme je považovat spíše za náhodné.

2.3.2.6 FAKTORY NABOHACENÍ PRVKŮ

K posouzení podílu spadu prvků (zachycený např. bioindikátory) z antropogenních emisních zdrojů se někdy používají tzv. faktory nabohacení (EF) definované následovně:

$$EF = (C_{e,m}/C_{Al,m}) / (C_{e,ec}/C_{Al,ec}), \text{ kde}$$

$C_{e,m}$ je obsah daného prvku ve vzorku mechu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

$C_{Al,m}$ je obsah hliníku v daném vzorku mechu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

$C_{e,ec}$ je průměrný obsah prvku v kontinentální zemské kůře ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

$C_{Al,ec}$ je průměrný obsah hliníku v kontinentální zemské kůře ($84\,000 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Jako referenční prvek (relativně malý a stálý poměr antropogenně ku přirozeně emitovanému množství prvku) byl zvolen hliník, ale někdy se užívají i jiné prvky (Ti, Zr, Li, prvky vzácných zemin atp.) Hodnoty EF vypočtené pro jednotlivé prvky mimo dusík a monitorovací plochy a průměrné hodnoty EF jsou k dispozici v Příloze – Tabulka 3. Základní statistické údaje o vypočtených EF poskytuje Tabulka 22.

Malé hodnoty nabohacení obsahu prvků v mechu ($EF < 10$) byly zjištěny pro Ba, Be, Ce, Ga, In, La, Li, Pr, Sr, Th, U a Y. Větší nahromadění v mechu proti zemské kůře ($EF = 10\text{--}100$) pozorujeme pro Ag, Bi, Cs, Rb, Sn a Tl. Velmi podstatná akumulace v mechu byla vypočtena pro Mn, Sb a hlavně Se ($EF > 100$). Příčinu nabohacování Rb a Cs v mechu nespátřujeme v antropogenním, ale přirozeném zvyšování vstupů těchto prvků z půdy do opadu

a koloběhu lesa). Příčiny velkého nabohacování Sb a Se v mechu nejsou přesně známy, ale podobné zjištění publikovali např. Chiarezzelli et al. (2001) z Kanady. Z povinně sledovaných prvků (Sucharová et Suchara 2004a) nejvyšší nabohacování v mechu vykazovaly Cd, S a Hg.

Na monitorovacích plochách ve znečištěném a prašném prostředí (plochy 77-01, 149-01, 159-02, 48, 175-01, 99, 141-02, 23, 45, 24-01) byly koeficienty nabohacení prvků relativně malé a téměř vždy menší než EF v relativně čitém a horském prostředí (plochy 47, 5-02, 56, 111, 1, 11-01, 8-01, 44, 169, 11).

Reimann et de Caritat (2005) zjistili např. malé hodnoty EF v mechu pro olovo (Pb/Al) v průmyslových a urbanizovaných oblastech a vyšší hodnoty v nedotčené krajině poloostrova Kola. Zároveň udávají nejvyšší průměrné nabohacení pro Se, Ag, Cd (EF 50–100), střední pro Cu, Sb a As (EF kolem 10) a žádné nabohacení (EF kolem 1) pro Tl, V a Cr. Reimann et de Caritat (2000) zároveň nepovažují EF za vhodný indikátor antropogenního znečištění mechu, protože koncentrace “referenčního” prvku není ve složkách prostředí stálá a je ovlivněna řadou přirozených pochodů. Jako vhodnější indikátor antropogenní kontaminace navrhuji poměr (roční těžba prvku : celkové zásoby ložisek prvku).

2.3.2.7 VLIVY NADMOŘSKÉ VÝŠKY

Bylo zjištěno, že obsah některých prvků v mechu koreluje s nadmořskou výškou míst růstu mechu (např. Král et al. 1992, Šoltés 1998, Zechmeister 1995b).

Nadmořská výška monitorovacích ploch v ČR se pohybovala v rozmezí 160–930 m n.m., hodnota mediánu byla 460 m n.m. a modu 450 m n.m.

Výpočet prosté korelace mezi obsahem prvků v mechu a nadmořskou výškou monitorovacích ploch ukázal zdánlivě významnou zápornou korelaci pro obsahy (Be, Ce, Cs, Ga, La, Li, Pr, Sr, Th a Y) a kladnou korelaci pro obsah Ag, N a Tl (Tabulka 23 vlevo). Bylo však zjištěno, že v ČR korelují statisticky významně s nadmořskou výškou (*Altitude*) i srážkové úhrny (*Precipitation* $r = 0.58$), podíl urbanizovaných ploch (*Urbanised* $r = -0.19$) a podíl lesnatých ploch (*Wooded* $r = 0.55$) v okolí monitorovacích ploch. Výpočet parciálních korelací obsahu prvků v mechu na nadmořské výšce eliminující vliv výše uvedených proměnných ukázal, že obsah Be, Ce, Ga, In, La, Li, N, Pr, Se, Th, U a Y v mechu koreloval významně a negativně a obsah Cs a Rb pozitivně s nadmořskou výškou (Tabulka 23 vpravo). Vysvětlení pro první skupinu převážně litofilních prvků můžeme hledat v poklesu obsahu rychle sedimentujících hrubých částic prachu v ovzduší s nadmořskou výškou nebo u chalkofilních prvků v poklesu hustoty emisních zdrojů s nadmořskou výškou. V případě Rb a Cs např. větší frekvenci výskytu matečných hornin s vyšším obsahem Cs a Rb ve větší nadmořské výšce. Ovšem obsahy prvků v mechu však nekorelovaly s definovanými skupinami hornin (viz Kap. 2.3.2.5).

Závislost obsahu povinně sledovaných prvků v mechu na nadmořské výšce uvádí Sucharová et Suchara (2004a).

2.3.2.8 VLIVY SRÁŽKOVÝCH ÚHRNŮ

Množství srážkových úhrnů ovlivňuje velikost mokré atmosférické depozice prvků. Protože analyzovaný mech byl exponován mokré depozici po dobu 2–2,5 roku byly zjištěny srážkové úhrny pro jednotlivé monitorovací plochy za období 1999 a 2000 z map interpolovaných ročních srážek (ČHMÚ 2000–2001). Dvouleté srážkové úhrny se pohybovaly v rozmezí 900–1 900 mm s průměrem 1 300 mm.

Byla zjištěna prostá korelace obsahu prvků v mechu na dvouletých úhrnech srážek. Významně kladně koreloval obsah Ag, Ba, Bi, Cs, Mn, Rb, Se, Sr a Tl v mechu s dvouletými úhrny srážek. Bylo však potřeba eliminovat vliv spolupůsobících proměnných (nadmořská výška, výměra urbanizované a zalesněné plochy) významně korelovaných s úhrny srážek. Zjištění parciálních korelačních koeficientů ukázalo, že obsahy Ag, Ba, Bi, Cs, In, N, Rb, Se, Sn, Th a Tl v mechu významně a pozitivně korelovaly s dvouletými úhrny srážek. Průkazná negativní korelace byla zjištěna pro obsah Mn (Tabulka 23).

Zjištění lze vysvětlit zvyšující se atmosférickou depozicí prvků s rostoucím úhrnem srážek. V případě Mn může jít o vyluhování prvku z mechu dešťovou vodou.

Závislost obsahu povinně sledovaných prvků v mechu na dvouletém srážkovém úhrnu uvádí Sucharová et Suchara (2004a).

2.3.2.9 VLIVY GEOMORFOLOGIE

Byl sledován vliv umístění monitorovací plochy v relativní výšce terénu, orientaci plochy k hlavním světovým stranám a expozici k převládajícímu směru větru na obsah prvků v mechu.

a) Poloha k relativní úrovni terénu

Umístění monitorovací plochy bylo přiřazeno k následujícím kategoriím relativní výšky terénu: Planina (*Planes*, 91 případů), vyvýšenina alespoň 10 m nad průměrnou úrovní terénu (*Protuberances*, 88 případů), terénní deprese alespoň 10 m pod průměrnou úrovní terénu (*Depressions*, 46 případů), náhorní plošiny v okolí vrcholů lokálních dominantních vyvýšenin (*Plateaus*, 25 případů). Umístění monitorovací plochy v relativní výšce terénu překvapivě nemělo významný vliv na obsah prvků v mechu. Pouze obsah Ag a Bi významně negativně koreloval s výskytem mechu na planině a pozitivně s výskytem mechu na vyvýšenině. Pravděpodobně se jedná o náhodné korelační závislosti. Na monitorovacích plochách umístěných na vyvýšeninách však průkazně klesal obsah Ce, La, Pr a Y v mechu. Pokles obsahu těchto typicky litofilních prvků na vyvýšeninách lze vysvětlit poklesem obsahu půdního prachu v ovzduší nad průměrnou úrovní terénu. Na vyvýšeninách však docházelo k průkazně vyšší akumulaci Sb a Se v mechu. Sb a Se mohou být vázány na jemnější aerosolové částice vystupujících v ovzduší do větší výšky, a které se lépe usazují kolem vrcholů vyvýšenin.

Vliv uvedených kategorií relativní výšky terénu na obsah povinně sledovaných prvků v mechu uvádí Sucharová et Suchara (2004a).

b) Vliv orientace ke světovým stranám

Orientace svahů o sklonu alespoň 5° s monitorovacími plochami byla hodnocena podle kvadrantu azimutu ke světovým stranám následovně: sever (316–45°, 25 případů), východ (46–135°, 34 případů), jih (136–225°, 29 případů), západ (226–315°, 45 případů), rovina bez orientace (117 případů).

Obsah prvků mechu velmi málo závisel na orientaci monitorovacích ploch. Obsah Ag významně negativně koreloval s růstem mechu na rovině a kladně s růstem na svahu, nejvíce s východní orientací. Může jít o náhodnou korelaci nebo efekt větší eroze a roznos částic lesního humusu.

Obsah Mn, Rb a Se v mechu byl průkazně vyšší na jižních svazích snad v důsledku menšího vyluhování mechu dešťovými srážkami. Obsah In a Sb v mechu byl průkazně nejvyšší na plochách orientovaných k západu snad jako důsledek obvyklejší návětrné polohy.

Rozdílné mikroklíma na různě orientovaných svazích může ovlivnit i fyziologii mechu, a tím i příjem prvků z depozice.

Závislost obsahu povinně sledovaných prvků v mechu na orientaci svahů je uvedena v první části zprávy (Sucharová et Suchara 2004).

c) Expozice k větru

Expozice monitorovací plochy k větru byla stanovena podle větrné růžice frekvence a intenzit větru pro danou oblast uvedenou v Atlase podnebí ČSR (Vesecký et al. 1956) a expozice svahů zjištěné v předešlém odstavci. Byly zavedeny následující kategorie expozic monitorovacích ploch k převládajícímu směru větru: návětrná poloha (38 případů), závětrná poloha (52 případů), nevyhraněná poloha (160 případů).

Obsah chalkofilních prvků Ag, Sb a Sn průkazně pozitivně a obsahy litofilních prvků La, Li a Sr negativně koreloval s pozicí monitorovacích ploch na návětrné straně

Může jít o důsledek nižšího obsahu prachových částic s litofilními prvky v ovzduší ve větších výškách nad průměrnou úrovní terénu, a tím menší depozici prachu na vyvýšené návětrné svahy. Chalkofilní prvky vázané v atmosféře na menší aerosoly relativně hojněji zastoupené ve větší výšce vzduchu a snadněji větrem a deštěm ukládané na návětrné svahy.

Z povinně sledovaných prvků mělo pouze olovo významně větší tendenci hromadění v mechu na návětrných stranách svahů (Sucharová et Suchara 2004a).

2.3.2.10 VLIVY ODLESNĚNÍ KRAJINY

V mapě podrobného měřítka byla zjištěna velikost lesa, ve kterém byla umístěna monitorovací plocha a v okruhu 5 km kolem monitorovací plochy celková pokryvnost lesů s přesností na 5 % a byly zavedeny následující kategorie stupňů lesnatosti krajiny: zalesnění 1 (*Wooded 1*, 0–25 %, 41 případů), zalesnění 2 (*Wooded 2*, 26–50 %, 76 případů), zalesnění 3 (*Wooded 3*, 51–75 %, 76 případů) a zalesnění 4 (*Wooded 4*, 76–100 %, 57 případů). Lesnatost

průkazně koreluje s nadmořskou výškou a ročními srážkovými úhrny), jejichž vlivy je třeba v korelační analýze odstranit.

Bylo zjištěno, že obsah většiny prvků v mechu roste s poklesem výměry lesa, ve kterém je monitorovací plocha umístěna nebo poklesem výměry lesů v okruhu 5 km kolem místa růstu mechu. Opačně nejnižší obsahy prvků v mechu byly zjištěny v největších lesích nebo v krajině s největší výměrou zalesnění v okruhu 5 km kolem místa růstu mechu. Obsah Be, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Sr, Th, U a Y v mechu byl průkazně nejvyšší pro kategorii zalesnění 1. To lze vysvětlit klesající schopností lesa filtrovat pevné aerosoly z ovzduší s poklesem velikosti lesa. Naopak obsah Ag, Cs, Rb a Tl v mechu roste s velikostí lesa. Může jít o vliv intenzivního zachycování suché depozice těchto prvků jehličnany a smývání depozitu deštěm a zachycování v lesním humusu, nebo zvýšeným příjmem těchto prvků stromy z půdy a akumulací prvků v opadu. Erozi jsou částice humusu s uvedenými prvky rozšiřovány po lese a jsou adsorbovány ve větší míře na mech.

Obsah Ba, Ga, In, N, Sr, U a Y významně a negativně koreloval s výměrou lesů v okruhu 5 km kolem místa růstu mechu a obsah Rb v mechu s růstem lesnatosti koreloval pozitivně (Tabulka 24). Příčiny jsou stejné jako v případě vlivu velikosti lesa.

Obsahy 14 povinně sledovaných prvků v mechu významně a pozitivně korelovaly s výměrou lesů a lesnatostí kolem místa růstu mechu (Sucharová et Suchara 2004a).

2.3.2.11 VLIVY URBANIZACE KRAJINY

Z map podrobného měřítka byla zjištěna s přesností na 10 % relativní výměra urbanizované plochy včetně intravilánu vesnického typu zástavby v okruhu 5 km kolem monitorovacích ploch. Podle metodiky biomonitorovacího programu, žádná monitorovací plocha však nebyla umístěna blíže než 300 m od nejbližšího obydlí (topeniště). Byly zavedeny následující dvě kategorie pro urbanizaci krajiny: urbanizováno (*Urbanised*, alespoň 30 % plochy v 5 km okruhu je urbanizováno, převážně městským nebo příměstským typem zástavby, 23 případů) a neurbanizováno (*Rural*, relativní výměra zástavby, obvykle venkovského typu, nepřesáhla 30 % plochy, 227 případů).

Byla zjištěna prostá pozitivní korelace pro obsah Ag, Ba, Be, Bi, Ga a In v mechu s urbanizací okolní krajiny. Protože urbanizace byla významně negativně korelována s nadmořskou výškou, lesnatostí a srážkovými úhrny, byla počítána parciální korelace obsahu prvků a urbanizace bez spolupůsobení výše uvedených proměnných. Ukázalo se, že pouze obsah Ag a Bi v mechu průkazně a pozitivně koreloval s urbanizací okolní krajiny (Tabulka 24). Emisní zdroje Ag a Bi v městských aglomeracích nebyly zjišťovány.

Pro obsahy povinně sledovaných prvků v mechu byla zjištěna pozitivní parciální korelace obsahu Cd, Cr, Mo a Zn s urbanizací (Sucharová et Suchara 2004a).

2.3.3 ZJIŠTĚNÍ ABSOLUTNÍ ÚROVNĚ DEPOZIČNÍCH ZÁTĚŽÍ

Obsah prvků v mechu významně koreluje s relativní mírou atmosférického spadu prvků. Hledají se proto možnosti, jak z obsahu prvků v mechu spolehlivě odhadnout absolutní hodnotu roční atmosférické depozice. Hodnoty vstupních parametrů např. obsahu prvků v mechu během roku, obsah prvků v mechu v závislosti na speciaci prvků ve spadu, počasí, dynamice růstové rychlosti mechu ap. (např. Berg et al. 2003, Wolterbeek et al. 2003, Zechmeister et al. 2003) mohou značně kolísat, takže výpočty absolutních spadů prvků mohou být v dobré shodě (e.g., Berg et al. 2003) nebo v neuspokojivé shodě (Poikolainen 2004) s naměřenými údaji spadů na měřicích stanicích. Přesto absolutní depoziční úrovně se nejčastěji v biomonitorovacích programech počítají podle následujícího vztahu:

$$D = C \times B / E, \text{ kde}$$

D je absolutní míra mokrého spadu se suchou depozicí (bulk) daného prvku ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$).

C je aktuální obsah prvku v mechu ($\mu\text{g} \cdot \text{g}_{\text{d.w.}}^{-1}$).

B je roční produkce biomasy daného druhu mechu ($\text{g}_{\text{d.w.}} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$).

E je účinnost příjmu daného prvku z atmosférické depozice mechem (% ve vyjádření desetinného čísla).

Průměrná roční produkce mechu *Pleurozium schreberi* byla zjištěna (Kapitola 2.2.6 a Sucharová et Suchara 2004a: 70) kolem $129 \text{ g}_{\text{sus.}} \cdot \text{m}^{-2}$, pro další výpočty byla použita hodnota $130 \text{ g}_{\text{sus.}} \cdot \text{m}^{-2}$ pro celé území ČR. Koefficienty příjmu prvků z atmosférické depozice mechem byly sledovány v letech 1999–2002 (Suchara et Sucharová 2002–2003) ve třech oblastech ČR s rozdílným klimatem i atmosférickým spadem prvků porovnáním obsahu prvků ve spadu

zachyceném v kolektorech a v mechu. Pro řadu prvků, zvláště povinně sledovaných, byly zjištěny koeficienty příjmu prvků v dosti dobré shodě s publikovanými údaji (např. Ross 1990, Thöni et al. 1996, Berg et Steinnes 1997b). Pro nepovinně sledované prvky nebyly většinou k dispozici publikované údaje o účinnosti příjmu prvků pro srovnání výsledků, které se lišily pro měření v různých částech ČR. Obecně byly v těchto měřeních zjištěny malé účinnosti přestupu prvků z atmosférického spadu do mechu např. pro Bi, Li, Sb, Se a Sn ($E = 0,16-0,50$), střední pro Be, Ce, Ga, In, La, Pr, Th, Tl a Y ($E = 0,50-0,80$) a vysoké pro Ag, Ba, Sr a U ($E = 0,80-1,00$). Pro Cs, Rb a zvláště Mn se ukázalo, že mech musí přijímat uvedené prvky i z jiných zdrojů než jen z volné atmosférické depozice ($E = 1,20-7,60$).

Pro usnadnění odhadu absolutní depozice je v Tabulce 25 spočítán koeficient $K_{Ei} = B/E_i$, pomocí kterého se absolutní úroveň spadu vypočte podle vztahu $D_i = C_i \times K_{Ei}$. Pro některé prvky není účinnost přestupu do mechu spolehlivě známa. V takových případech odhady absolutních hodnot spadu prvků (depozice bulk) nejsou v Tabulce 26 uvedeny. Údaje v Tabulce 26 však mohou být zatíženy velkou nejistotou (Sucharová et Suchara 2004a).

Např. porovnání obsahu jednotlivých forem dusíku v atmosférickém spadu (bulk) měřených na 21 stanicích s celkovým obsahem dusíku v mechu rostoucího v blízkosti měřících stanic ukázalo, že obsah N v mechu koreluje významně a pozitivně s ročním spadem NH_4-N , ale negativně se spadem NO_3-N .

Vzhledem k nedostatku publikovaných výsledků měření spadu nepovinně sledovaných prvků na měřících stanicích odhady spadu těchto prvků z výsledků analýz mechu jsou prvním odhadem depozic těchto prvků na území ČR.

2.3.4 TRENDY V ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICI

Z ČR nejsou k dispozici údaje o obsahu nepovinně sledovaných prvků v mechu před rokem 2000. Nelze proto sledovat časový trend v obsahu těchto prvků v mechu na našem území.

Pro ČR jsou monitorovány obsahy povinně sledovaných prvků od roku 1991 v 5 letých intervalech a obsah většiny z uvedených prvků v mechu se každých 5 let významně snižuje (Sucharová et Suchara 1998, 2004a).

Na území jižního Švédska jsou dlouhodobě sledovány (Berg et Steinnes 1997b) v mechu obsahy téměř 40 prvků a ukazuje se, že obsah většiny prvků v mechu významně klesá během posledních 25 let (1975–2000).

2.3.5 VÝSLEDKY Z ČR V EVROPSKÉM KONTEXTU

Obsahy sledovaných prvků v mechu jsou zjišťovány v zahraničí zřídka a často metodou NAA, která pravděpodobně poskytuje vyšší výsledky, než je zjišťováno metodou ICP-MS užívanou např. v ČR. Přesto v Tabulce 27–28 jsou pro srovnání uvedeny výsledky stanovení nepovinně sledovaných prvků v mechu z některých evropských zemí.

Publikovaná data ukazují nárůst obsahu především povinně sledovaných prvků v mechu od severní Skandinávie po Mediterán a od západní Evropy po Evropu východní. Na území ČR mech obsahuje průměrně 2–5× více prvků než mech v severní Skandinávii. Hodnocení obsahu povinně sledovaných prvků v mechu v jednotlivých zemích střední Evropy je uvedeno v Suchara et al. (2007). Údaje o obsahu nepovinně sledovaných prvků v mechu jsou ve střední Evropě k dispozici pouze pro území ČR a Slovenské republiky. Ukazuje se, že mech v ČR obsahuje většinou 5–10× menší množství prvků než mech ve Slovenské republice. Důvodem může být vyšší deponiční zátěž, rozdíly ve výsledku stanovení prvků metodou NAA a ICP-MS a rozdíly v analyzovaných druzích mechu.

3 SOUHRN A ZÁVĚRY

- Poprvé v biomonitorovacím programu ČR v roce 2000 byly stanoveny obsahy nepovinně sledovaných prvků (Ag, Ba, Be, Bi, Ce, Cs, Ga, In, La, Li, Mn, N, Pr, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Th, Tl, U a Y). Většinou se jedná o typické litofilní prvky. Jejich obsahy v mechu byly zjištěny na 250 monitorovacích plochách rozmístěných po celé ČR.
- Základní statistické charakteristiky se uvádějí pro výsledky stanovení prvků v celém souboru vzorků z ČR a pro analýzy vzorků z jednotlivých správních krajů ČR.
- Ke každému sledovanému prvku jsou uvedeny základní informace o jeho vlastnostech a rozšíření ve složkách životního prostředí. Na vložených barevných bodových a izoliniových mapách se uvádí rozložení obsahu sledovaných prvků v mechu na území ČR. Výskyty ohnisek s vysokou nebo zvýšenou akumulací prvků v mechu indikující vysoké atmosférické spady těchto prvků a jejich potenciální příčiny jsou komentovány

pro každý prvek. Emise sledovaných prvků nejsou evidovány v emisních registrech v ČR s výjimkou sloučenin dusíku, takže je obtížné identifikovat příslušné emisní zdroje.

- Vzorčky mechu obsahovaly nejnižší množství sledovaných prvků v jihozápadních a jižních Čechách, zatímco nejvyšší akumulace sledovaných prvků v mechu byla zjištěna na jihovýchodní Moravě. Subjektivně definované hladiny obsahu prvků v mechu vymezily v ČR následující zóny s bioindikovanými nejvyššími úrovněmi atmosférické depozice sledovaných prvků: území dřívějšího Černého trojúhelníku (I), Černého trojúhelníku II a území jihovýchodní Moravy představující analogicky "Prašný trojúhelník". Vyjma Ag, (Bi) In, Sb, Se a Sn, hlavním zdrojem znečištění ovzduší se jeví větrem erodovaný půdní prach. Ten je ve větší míře erodován v důsledku antropogenních činností (těžba surovin, zemní práce, odlesnění a zornění krajiny, atp.) a průmyslové spalování uhlí (rozlehlá struskopopílková úložiště).
- Faktory nabohacení (EF) 21 prvku v mechu normalizované pomocí obsahu Al byly vypočteny pro všechny monitorovací plochy. Zhruba desetinásobnou kumulaci v mechu proti zemské kůře vykazovaly Ag, Bi, Cs, Rb, Sr a Tl. Největší bioakumulace prvků (asi 100 násobná) proti zemské kůře byla zjištěna pro Mn, Sb a hlavně Se. Nejmenší hodnoty EF byly dosahovány v oblastech s výrazným prašným znečištěním, zatímco největší hodnoty EF pro sledované prvky vykazovaly vzorky z mechu rostoucího převážně v deštivých horských oblastech ČR.
- Korelační a shluková analýza ukázala, že obsahy litofilních prvků v mechu spolu těsně korelují. Velmi podobná variabilita obsahu prvků v mechu byla zjištěna pro skupinu prvků Cs, Rb a Tl a pro Be, Sr a Mn. Zbylé prvky (Sn, Sb, Ag, In, Bi, Se a N) měly odlišnou variabilitu obsahu v mechu než prvky litofilní. Uvedené skupiny prvků mají pravděpodobně odlišné emisní zdroje a odlišný pohyb ve složkách životního prostředí.
- Přes výrazný vliv šíření půdních částic větrnou erozí obsah prvků v mechu nekoreloval s definovanými 6 skupinami matečných hornin vyskytujících se na monitorovacích plochách. Bylo zjištěno pouze několik náhodných korelací obsahu Ag, Bi, Sb, Se a Tl s některou skupinou matečných hornin. Přestože obecně matečné horniny neovlivňovaly obsah prvků v mechu na monitorovacích plochách, v jednotlivých případech může matečná hornina, např. serpentinity, významně ovlivnit obsah prvků v místním mechu.
- Byl testován vliv nadmořské výšky monitorovacích ploch, dvouletých srážkových úhrnů, geomorfologie, výměry lesa a velikosti urbanizované plochy na obsah sledovaných prvků v mechu. Byl zjištěn překvapivě malý vliv geomorfologie a expozice odběrové plochy k převládajícímu větru na akumulaci prvků v mechu. Naopak obsah většiny sledovaných prvků v mechu významně a negativně koreloval s nadmořskou výškou monitorovacích ploch. Pozitivně koreloval jen obsah Cs a Rb a statisticky nevýznamně obsah Mn. Obsah většiny prvků v mechu narůstal se zvyšujícím se dvouletým úhrnem srážek. Výjimku tvořil Mn, jehož koncentrace v mechu statisticky významně klesala s růstem srážkových úhrnů. Pokles výměry lesů v okolí monitorovacích ploch významně zvyšoval obsah většiny prvků v mechu s výjimkou Rb, pravděpodobně vlivem poklesu filtrační účinnosti lesů. Nárůst výměry urbanizované plochy kolem monitorovacích ploch průkazně zvyšoval obsah Ag a Bi v mechu. Růst venkovského typu zástavby při dodržování distanční vzdálenosti 300 m pro odběr vzorků mechu měl relativně malý vliv na obsah prvků v mechu.
- Měření mokré atmosférické depozice se suchým spadem (bulk) pro většinu sledovaných prvků s výjimkou forem dusíku nejsou k dispozici. Odhad průměrné hodnoty roční atmosférické depozice 22 prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$) pro území ČR byl proveden na základě měření obsahu prvků v mechu, produkce mechu a publikovaných údajů o účinnosti příjmu prvků mechem z atmosférického spadu. Pro mnohé prvky však nejsou spolehlivě známy koeficienty přestupu prvků ze spadů do mechu a odhady absolutních spadů nelze ověřit výsledky nezávislých měření na stanicích. Odhady spadu celkového atmosférického dusíku nebyly však často v uspokojivé shodě s údaji spadů bulk zjištěnými na stanicích.
- Zjištěné obsahy sledovaných prvků byly porovnány s dostupnými údaji z jiných evropských zemí. Porovnání ukazuje na trend narůstání obsahu prvků v mechu od arktických oblastí Skandinávie po Mediterán a ve střední Evropě od západu k východu. Obsahy Ag, Ba, Be, La, Mn, Se, Sr, Th a Y, v mechu na našem území jsou srovnatelné s obsahy v severní Evropě, ale aktuální obsahy Bi, Sb, Tl a U jsou v mechu v ČR 2–3× vyšší. Naopak obsahy prvků v mechu jsou v ČR 2–3× nižší než v jižní Evropě a několikanásobně nižší než bylo zjištěno na území Slovenské republiky. Přes snahu standardizace biomonitorovacích postupů, metodické rozdíly v národních biomonitorovacích programech (malý počet dílčích vzorků, zpracování jen male části vzorku a analýza nehomogenizovaného vzorku, mytí a nemytí vzorků, užití totálních a subtotálních rozkladů atp.) mohou podstatně ovlivnit výsledky měření a vést k nesprávným závěrům o distribuci atmosférického spadu.

- Zjištěné tři nejvýznamnější oblasti zvýšeného atmosférického spadu sledovaných prvků by měly být brány do úvahy z hlediska vlivu na zdraví a životní prostředí. Negativní vliv eutrofizace na stabilitu a pokles biodiverzity citlivých ekosystémů v ČR pokračuje. Znečištění složek životního prostředí spadem často toxických a rizikových prvků v místech hot spotů nemusí zdánlivě ovlivňovat biotu a lidské zdraví. Vzhledem k nedostatečné znalosti synergistických účinků sledovaných prvků, měla by být v hot spotech s vysokou půdní a průmyslovou prašností dodržována pravidla předběžné opatrnosti, alespoň zvýšená osobní hygiena, mytí syrové zeleniny a ovoce z místních zdrojů atp.
- Pro posunutí hranic poznání v oblasti bioindikací zdrojů znečišťování ovzduší nepovinně sledovanými prvky, jejich šíření, depozici a účinků ve střední Evropě je žádoucí sledované prvky zahrnout do mezinárodního biomonitorovacího programu.

4 PODĚKOVÁNÍ

Autoři jsou zavázáni technickému kolektivu pracovníků oddělení biomonitoringu VÚKOZ, jmenovitě Bc. Dagmar Benáčanové, Ing. Iloně Semorádové, Libuši Kučerové a Heleně Buňatové za jejich technickou a analytickou pomoc při zpracování a analýze vzorků v letech 2000–2002.

Děkujeme Ministerstvu životního prostředí jednak za podporu poskytnutou grantu VaV/640/01/00 na realizaci národního biomonitorovacího programu v roce 2000–2002 a za finanční podporu na vydání této 2. části české národní zprávy o výsledku biomonitoringu tiskem v roce 2007.

V neposlední řadě jsme vděční panu Robinu Healeyovi za revizi a úpravy anglického jazyka v rukopise předkládané zprávy.

7 APPENDIX – PŘÍLOHY

Code of locality	Latitude (°-'-'')	Longitude (°-'-'')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
1	50-56-37	14-26-03	16-08-00	5:10 PM	Brtníky	230/1.5	Děčín	35/24	<i>Pleurozium schreberi</i>
1-01	50-59-06	14-31-14	16-08-00	2:50 PM	Rumburk-Popluží	325/2.1	Děčín	45/31	<i>Pleurozium schreberi</i>
1-02	51-00-38	14-20-20	16-08-00	4:15 PM	Lípová	260/1.8	Děčín	15/28	<i>Pleurozium schreberi</i>
2	50-52-27	14-26-24	16-08-00	6:35 PM	Chřibská	290/3.0	Děčín	60/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
3	50-55-19	15-08-29	23-08-00	10:30 AM	Raspenava	30/2.0	Liberec	20/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
3-01	50-59-44	15-05-06	21-08-00	2:15 PM	Pertoltice	5/1.8	Liberec	5/25	<i>Pleurozium schreberi</i>
3-02	50-57-20	15-13-13	21-08-00	4:40 PM	Jindřichovice pod Smrkem	345/3.0	Liberec	35/27	<i>Pleurozium schreberi</i>
4	50-50-27	14-54-42	21-08-00	1:00 PM	Bílý Kostel n. Nisou	315/2.1	Liberec	305/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
4-01	50-51-46	15-02-45	23-08-00	9:00 AM	Albrechtice u Frýdlantu	90/0.6	Liberec	360/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
5	50-49-33	14-11-27	18-08-00	5:10 PM	Maxičky	180/0.3	Děčín	325/5	<i>Pleurozium schreberi</i>
5-01	50-45-40	14-14-01	18-08-00	6:20 PM	Děčín Bechleovice	120/2.2	Děčín	120/2	<i>Scleropodium purum</i>
6	50-56-35	15-07-51	25-08-00	9:40 AM	Bedřichov	200/2.1	Liberec	75/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
7	50-46-01	13-59-29	06-09-00	0:10 PM	Petrovice	175/2.1	Ústí nad Labem	345/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
7-01	50-41-04	14-08-57	06-09-00	9:10 AM	Povrly	335/1.5	Ústí nad Labem	75/8	<i>Scleropodium purum</i>
7-02	50-41-25	13-49-21	06-09-00	1:50 PM	Přítkov	320/2.6	Teplice	355/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
8	50-43-48	14-25-38	18-08-00	0:45 PM	Velká Bukovina	95/2.2	Česká Lípa	305/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
8-01	50-49-15	14-19-30	18-08-00	1:50 PM	Srbská Kamenice	270/2.0	Děčín	60/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
9	50-40-32	14-35-56	16-08-00	10:20 AM	Velenice	290/1.3	Česká Lípa	60/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
9-01	50-40-32	14-35-56	16-08-00	9:10 AM	Česká Lípa	125/1.9	Česká Lípa	125/2	<i>Pleurozium schreberi</i>
9-02	50-45-48	14-34-17	16-08-00	12:00 AM	Nový Bor	60/1.0	Česká Lípa	190/8	<i>Scleropodium purum</i>
9-03	50-50-09	14-36-13	16-08-00	1:30 PM	Horní Světlá	260/3.5	Česká Lípa	195/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
10	50-44-32	14-53-40	21-08-00	11:40 AM	Křižany	300/1.0	Liberec	255/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
11	50-43-21	15-30-01	25-08-00	1:40 PM	Rokytnice n. Jizerou	115/3.5	Semily	40/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
11-01	50-46-08	15-23-34	25-08-00	11:40 AM	Dolní Kořenov	60/0.6	Jablonec nad Nisou	70/16	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 List of the CZ sampling plots 2000. Degrees of cardinal points: N = 0/360, E = 90, S = 180, W = 270

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
11-02	50-42-05	15-34-22	25-08-00	6:45 PM	Špindlerův Mlýn	35/3.6	Trutnov	305/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
12	50-40-46	13-36-55	06-09-00	3:50 PM	Fláje	125/2.8	Teplice	285/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
12-01	50-36-24	13-40-41	27-09-01	1:25 PM	Lom	45/1.8	Teplice	250/14	<i>Brachythec. rutabulum</i>
12-02	50-38-41	13-42-05	27-09-01	2:15 PM	Háj u Duchcova	315/1.5	Teplice	275/8	<i>Brachythec. rutabulum</i>
13	50-41-50	14-51-25	21-08-00	10:45 AM	Stráž pod Ralskem	130/1.2	Česká Lípa	80/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
13-01	50-40-52	15-04-33	25-08-00	7:15 AM	Hodkovice n.Mohelkou	325/1.6	Liberec	170/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
14	50-41-06	15-48-08	28-08-00	10:55 AM	Velká Úpa	110/2.1	Trutnov	330/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
15	50-38-26	16-00-16	28-08-00	0:50 PM	Bernartice	100/2.3	Trutnov	35/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
15-01	50-33-30	15-59-14	28-08-00	3:35 PM	Bohuslavice n. Úpou	5/0.7	Trutnov	105/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
16	50-36-37	14-15-43	18-08-00	11:05 AM	Lovečkovice	195/1.3	Litoměřice	45/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
17-01	50-34-34	14-08-41	04-10-00	1:10 PM	Lbín - Mentaurov	110/1.0	Litoměřice	5/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
18	50-34-49	14-23-40	18-08-00	10:00 AM	Rašovice	320/1.1	Litoměřice	80/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
19	50-35-27	15-32-50	25-08-00	3:25 PM	Martinice	45/1.2	Semily	95/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
20	50-33-29	15-47-34	28-08-00	9:45 AM	Vlčice	365/2.3	Trutnov	270/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
21	50-34-28	16-09-12	30-08-00	9:40 AM	Dědov	295/2.5	Náchod	355/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
21-01	50-38-57	16-21-16	30-08-00	10:50 AM	Janovičky	160/0.5	Náchod	30/29	<i>Pleurozium schreberi</i>
22	50-31-32	13-24-56	11-09-00	3:00 PM	Boleboř	190/0.8	Chomutov	355/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
23	50-30-26	13-36-12	11-09-00	2:40 PM	Most	295/3.6	Most	295/3.6	<i>Scleropodium purum</i>
24	50-33-32	13-54-29	27-09-01	3:50 PM	Černčice	255/0.5	Litoměřice	280/17	<i>Brachythec. rutabulum</i>
24-01	50-34-11	13-59-00	11-09-00	9:20 AM	Kletečná	355/0.4	Litoměřice	290/11	<i>Scleropodium purum</i>
25	50-31-20	14-32-17	18-08-00	8:45 AM	Dražejov	330/1.1	Česká Lípa	185/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
26	50-31-07	14-41-13	21-08-00	09:10 AM	Okna	140/1.7	Česká Lípa	145/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
27	50-31-17	15-07-00	23-08-00	6:10 PM	Žehrov	140/1.8	Mladá Boleslav	55/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
28	50-28-28	13-13-18	06-09-00	5:50 PM	Výsluní	305/1.5	Chomutov	275/13	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
28-01	50-29-15	13-24-48	27-09-01	11:20 AM	Březeneč	190/0.8	Chomutov	05/2.5	<i>Brachythec. rutabulum</i>
29	50-29-12	14-13-05	04-10-00	2:20 PM	Libotenice	320/1.2	Litoměřice	135/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
30	50-29-07	14-47-18	21-08-00	8:30 AM	Březinka	50/1.0	Mladá Boleslav	310/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
31	50-27-50	15-19-18	23-08-00	5:05 PM	Prachov	65/1.0	Jičín	315/5	<i>Pleurozium schreberi</i>
32-01	50-27-31	15-27-31	28-08-00	5:50 PM	Dřevěnice	40/1.1	Jičín	70/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
33	50-24-22	14-22-22	04-10-00	3:00 PM	Bechlín	110/2.0	Mělník	310/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
34	50-25-27	14-29-32	18-08-00	7:45 AM	Želízy	90/1.9	Mělník	5/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
35	50-25-30	15-05-32	21-09-00	5:45 PM	Dlouhá Lhota u Bousova	75/2.5	Mladá Boleslav	80/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
36	50-26-39	15-15-37	2-11-00	2:35 PM	Ohařice	175/1.3	Jičín	270/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
37	50-25-20	15-46-07	28-08-00	8:30 AM	Doubravice	355/1.6	Trutnov	210/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
37-01	50-28-30	16-01-22	30-08-00	7:40 AM	Havlovce	210/1.9	Náchod	305/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
38	50-23-06	13-05-09	22-11-00	3:40 PM	Ondřejov	310/0.4	Chomutov	250/25	<i>Pleurozium schreberi</i>
38-02	50-22-43	12-56-29	22-11-00	1:10 PM	Jáchymov	20/1.5	Karlovy Vary	15/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
39	50-23-13	13-47-53	19-10-00	9:50 AM	Dobroměřice	5/1.8	Louny	0/4	<i>Pleurozium schreberi</i>
40	50-23-26	15-32-38	28-08-00	7:15 AM	Podhorní Újezd	90/1.9	Jičín	105/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
41	50-23-09	16-09-46	30-08-00	1:10 PM	Vrchoviny	40/2.1	Náchod	180/4	<i>Pleurozium schreberi</i>
42	50-22-12	16-56-27	08-09-00	2:55 PM	Travná	120/0.5	Jeseník	310/23	<i>Pleurozium schreberi</i>
42-01	50-19-45	17-10-50	08-09-00	4:25 PM	Rokliny	345/0.7	Jeseník	345/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
43	50-18-23	12-28-31	13-09-00	0:05 PM	Sněžná	275/1.9	Sokolov	320/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
43-01	50-08-33	12-31-10	13-09-00	1:25 PM	Horní Pochlovice	40/0.6	Sokolov	250/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
44	50-17-48	12-42-09	13-09-00	11:00 AM	Černava	305/0.8	Karlovy Vary	310/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
45	50-21-25	13-17-43	12-10-00	5:40 PM	Rokle u Kadaně	330/1.0	Chomutov	220/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
46	50-22-58	13-59-11	19-10-00	8:45 AM	Horka	265/0.9	Litoměřice	210/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
47	50-17-34	16-23-23	30-08-00	3:35 PM	Deštné v Orl. horách	125/3.0	Rychnov nad Kněžnou	30/17	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
48	50-17-36	14-32-06	04-10-00	4:00 PM	Tuhaň	100/1.0	Mělník	155/7	<i>Scleropodium purum</i>
48-01	50-12-32	14-43-34	04-10-00	5:00 PM	Otradovice	275/1.7	Mladá Boleslav	210/26	<i>Pleurozium schreberi</i>
49	50-15-26	13-17-18	12-10-00	4:25 PM	Mašřov	170/1.1	Chomutov	205/30	<i>Pleurozium schreberi</i>
50	50-16-18	13-34-57	13-10-00	3:05 PM	Holedeč	120/1.7	Louny	240/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
51	50-13-09	13-45-51	13-10-00	5:30 PM	Třeboc	50/0.6	Rakovník	5/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
52	50-15-11	13-53-56	19-10-00	11:35 AM	Bilíčov	240/2.0	Kladno	310/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
53	50-12-47	15-16-34	21-09-00	0:45 PM	Městec Králové	295/1.6	Nymburk	80/19	<i>Scleropodium purum</i>
53-01	50-17-59	15-01-56	21-09-00	1:40 PM	Studce	300/1.4	Nymburk	5/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
54	50-13-48	15-40-14	07-10-00	0:50 PM	Hrádek u Nechananic	330/1.3	Hradec Králové	285/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
55	50-14-44	16-08-29	04-09-00	5:20 PM	Malé Záhornice	60/0.4	Rychnov nad Kněžnou	315/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
55-01	50-11-32	16-03-43	04-09-00	9:05 AM	Týniště n.Orlicí	335/3.0	Rychnov nad Kněžnou	265/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
55-02	50-16-39	16-18-02	04-09-00	5:45 PM	Lomy	330/0.8	Rychnov nad Kněžnou	15/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
56	50-12-05	16-28-44	30-08-00	5:45 PM	Říčky	140/1.2	Rychnov nad Kněžnou	70/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
57	50-11-48	17-14-27	08-09-00	6:10 PM	Dětrichov	145/1.9	Jeseník	140/4	<i>Pleurozium schreberi</i>
58	50-13-14	17-23-32	15-09-00	9:55 AM	Zlaté Hory	170/3.0	Jeseník	80/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
58-01	50-14-18	17-41-59	15-09-00	0:10 PM	Bohušov	265/1.3	Bruntál	30/33	<i>Pleurozium schreberi</i>
59	50-11-43	12-14-23	13-09-00	2:15 PM	Aš	14/5.0	Cheb	325/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
59-01	50-17-31	12-10-40	13-09-00	4:05 PM	Novosedly	30/0.7	Cheb	335/25	<i>Pleurozium schreberi</i>
60	50-11-59	13-00-41	12-10-00	3:25 PM	Činov	20/0.4	Karlovy Vary	105/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
61	50-11-11	13-21-02	13-10-00	2:15 PM	Vroutek	295/2.6	Louny	240/37	<i>Pleurozium schreberi</i>
62	50-09-50	15-58-53	04-09-00	6:15 PM	Bělečko	65/2.5	Pardubice	40/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
63	50-08-10	16-50-47	08-09-00	11:40 AM	Sklené	345/0.5	Šumperk	335/21	<i>Pleurozium schreberi</i>
63-01	50-06-49	17-03-56	08-09-00	1:10 PM	Přemyslov	315/1.5	Šumperk	20/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
64	50-06-28	12-51-20	13-09-00	6:50 PM	Vodná	110/0.3	Karlovy Vary	185/14	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
65	50-09-19	13-47-32	13-10-00	4:05 PM	Lužná	5/3.4	Rakovník	30/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
66-01	50-09-07	14-01-46	19-10-00	1:50 PM	Srby	25/0.7	Kladno	280/5	<i>Pleurozium schreberi</i>
66-02	50-13-01	14-04-47	19-10-00	7:35 AM	Slaný	205/2.4	Kladno	350/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
67	50-09-08	14-55-35	06-11-00	7:20 AM	Velenka	70/2.4	Nymburk	240/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
68	50-06-03	13-17-52	13-10-00	0:50 PM	Žďárek	145/1.2	Karlovy Vary	115/33	<i>Pleurozium schreberi</i>
69	50-06-09	14-19-18	11-10-00	10:40 AM	Praha - Nebušice	180/1.2	Praha	285/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
70	50-04-09	12-42-09	12-10-00	0:25 PM	Prameny	300/3.1	Cheb	90/23	<i>Pleurozium schreberi</i>
71	50-04-29	13-26-01	13-10-00	1:25 PM	Ostrovec	100/0.6	Plzeň - sever	0/37	<i>Pleurozium schreberi</i>
72	50-03-38	16-31-13	04-09-00	10:40 AM	Šedivec	315/1.6	Ústí nad Orlicí	40/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
72-01	50-06-27	16-42-32	15-09-00	7:10 AM	Čenkovice	50/2.2	Ústí nad Orlicí	80/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
73	50-05-18	17-20-10	15-09-00	8:40 AM	Vrbno pod Pradědem	220/4.7	Bruntál	325/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
74	50-01-48	12-31-52	13-09-00	4:10 PM	Dolní Žandov	315/2.0	Cheb	115/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
75	50-01-21	13-04-21	12-10-00	2:05 PM	Buč	290/1.0	Karlovy Vary	145/27	<i>Pleurozium schreberi</i>
76	50-01-07	16-20-50	04-09-00	0:30 PM	Rozsocha	110/0.9	Ústí n. Orlicí	320/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
77	50-01-15	17-30-58	15-09-00	2:00 PM	Nové Heřminovy	240/1.3	Bruntál	35/5	<i>Pleurozium schreberi</i>
77-01	50-04-50	17-43-13	15-09-00	1:20 PM	Krnov - Marián.Pole	135/1.5	Bruntál	60/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
78	49-59-58	14-05-17	31-10-00	2:15 PM	Lhotka u Berouna	280/1.6	Beroun	15/4	<i>Pleurozium schreberi</i>
79	49-58-37	14-25-10	31-10-00	3:35 PM	Praha-Točná	305/1.2	Praha - západ	180/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
80	49-59-10	14-32-48	14-11-00	8:10 AM	Průhonice	220/1.9	Praha - západ	140/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
81	49-57-31	14-47-15	22-09-00	3:10 PM	Jevany	220/2.3	Kolín	185/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
82	49-57-44	15-11-44	06-11-00	9:25 AM	Opatovice	175/0.7	Kolín	185/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
83	49-58-10	15-33-14	06-11-00	11:50 AM	Sololusky	80/1.2	Pardubice	240/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
83-01	50-01-43	15-50-49	06-11-00	2:35 PM	Černá za Bory	70/0.9	Pardubice	105/5	<i>Pleurozium schreberi</i>
83-02	50-07-49	15-34-11	06-11-00	3:50 PM	Voleč	355/19	Pardubice	300/19	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
84	49-58-40	15-54-10	23-10-00	5:00 PM	Dvakačovice	90/0.4	Chrudim	65/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
85	49-59-22	16-54-08	08-09-00	9:45 AM	Hostice	95/1.5	Šumperk	300/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
86	49-58-59	18-08-02	19-09-00	0:10 PM	Chuchelná	130/1.2	Opava	75/17	<i>Scleropodium purum</i>
87	49-54-02	12-34-28	13-09-00	5:05 PM	Broumov	295/2.9	Tachov	340/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
87-01	49-54-12	12-37-52	13-09-00	5:55 PM	Zadní Chodov	305/2.3	Tachov	345/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
88	49-56-55	12-57-49	12-10-00	1:10 PM	Staré Sedlo	75/1.5	Karlovy Vary	165/33	<i>Pleurozium schreberi</i>
89	49-56-49	13-44-21	14-10-00	2:35 PM	Podmokly	75/2.4	Rychnov nad Kněžnou	20/25	<i>Pleurozium schreberi</i>
90	49-52-40	13-26-23	12-10-00	6:35 AM	Obora	125/2.3	Plzeň sever	10/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
91	49-50-10	15-08-35	23-10-00	7:25 AM	Pivnisko	170/1.6	Kutná Hora	220/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
92	49-50-51	16-27-43	20-10-00	3:05 PM	Semanín	165/2.1	Svitavy	345/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
93	49-53-48	16-41-27	20-10-00	2:15 PM	Strážná	225/1.9	Ústí nad Orlicí	105/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
94	49-50-37	17-12-29	05-10-00	8:25 AM	Křivá	20/0.8	Olomouc	350/27	<i>Pleurozium schreberi</i>
94-01	49-54-35	17-17-00	05-10-00	9:50 AM	Ondřejov u Rýmařova	250/0.5	Bruntál	235/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
95	49-49-20	17-27-24	05-10-00	0:45 PM	Nové Valteřice	200/2.6	Bruntál	180/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
96	49-49-12	17-52-50	15-09-00	3:50 PM	Lesní Albrechtice	45/2.0	Opava	185/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
96-01	49-50-37	17-39-28	23-11-00	0:50 PM	Kerhartice	140/1.3	Opava	240/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
96-02	49-47-09	18-02-01	23-11-00	10:10 AM	Tísek	120/1.5	Nový Jičín	0/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
97	49-53-09	18-06-07	19-09-00	10:15 AM	Háj ve Slezsku	200/1.5	Opava	110/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
98	49-49-15	18-24-55	19-09-00	3:15 PM	Ostrava-Petřvald	125/2.2	Karviná	245/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
98-01	49-40-45	18-26-21	29-10-01	8:15 AM	Dobrá	70/2.1	Frydek Místek	85/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
98-02	49-40-38	18-18-34	29-10-01	9:20 AM	Lysůvky	20/1.3	Frydek Místek	285/3	<i>Pleurozium schreberi</i>
99	49-48-40	13-08-40	12-10-00	7:50 AM	Luhov	230/0.7	Plzeň sever	240/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
99-01	49-46-42	13-00-59	12-10-00	9:00 AM	Stříbro	25/3.0	Plzeň	280/27	<i>Pleurozium schreberi</i>
100	49-49-00	14-11-53	22-10-00	2:25 PM	Voznice	260/1.5	Příbram	40/19	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
101	49-48-57	14-29-37	22-10-00	4:05 PM	Vysoký Újezd	80/1.2	Benešov	285/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
102	49-47-12	18-30-29	19-09-00	4:50 PM	Albrechtice	265/1.6	Karviná	195/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
103	49-45-53	12-32-48	12-10-00	10:50 AM	Lesná	295/1.2	Tachov	240/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
104	49-46-17	12-50-46	12-10-00	9:40 AM	Dolní Plezom	15/0.8	Tachov	100/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
105	49-47-24	13-53-47	14-10-00	4:55 PM	Neřežín	120/0.9	Příbram	320/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
106	49-45-11	14-51-21	29-10-00	1:30 PM	Radošovice	315/1.6	Benešov	110/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
107	49-47-43	15-32-02	06-11-00	10 ^h 45 AM	Hostovice	15/0.7	Havlíčkův Brod	350/21	<i>Pleurozium schreberi</i>
108	49-46-47	15-51-20	23-10-00	3:45 PM	Rváčov	355/1.0	Chrudim	165/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
109	49-45-56	16-07-49	20-10-00	5:05 PM	Pustá Kamenice	85/3.5	Chrudim	130/32	<i>Pleurozium schreberi</i>
110	49-43-49	13-41-20	14-10-00	3:50 PM	Dobřív	355/1.9	Rokycany	95/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
111	49-42-39	14-01-57	01-09-00	9:10 AM	Příbram	30/2.8	Příbram	30/2.8	<i>Pleurozium schreberi</i>
112	49-40-12	13-26-23	01-09-00	6:05 PM	Černice	100/1.7	Plzeň jih	140/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
113	49-40-12	17-21-20	05-10-00	5:25 PM	Nová Véska	30/0.7	Olomouc	45/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
114	49-39-53	18-47-20	20-09-00	10:40 AM	Nýdek	85/2.0	Frýdek Místek	95/29	<i>Pleurozium schreberi</i>
115	49-38-30	15-52-11	23-10-00	2:20 PM	Radostín	200/1.5	Žďár nad Sázavou	330/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
116	49-38-05	16-32-53	20-10-00	0:50 PM	Drahošov	90/0.9	Svitavy	155/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
117	49-37-16	17-23-18	06-10-00	9:35 AM	Mariánské Údolí	340/1.2	Olomouc	70/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
117-01	49-36-29	17-41-26	06-10-00	11:50 AM	Boňkov	75/0.5	Přerov	45/24	<i>Pleurozium schreberi</i>
118	49-36-08	17-53-14	26-09-00	7:20 AM	Hrabětice	180/0.7	Nový Jičín	275/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
119	49-36-50	18-15-35	20-09-00	4:50 PM	Myslík	325/1.1	Frýdek Místek	225/9	<i>Scleropodium purum</i>
120	49-35-51	16-10-21	23-10-00	1:10 PM	Míchov	235/1.4	Žďár nad Sázavou	75/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
121	49-36-13	16-51-08	20-10-00	11:35 AM	Jesenec	230/1.4	Praha - východ	305/24	<i>Pleurozium schreberi</i>
122	49-35-59	17-02-40	05-10-00	6:40 AM	Náměšť na Hané	260/1.7	Olomouc	270/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
123-01	49-33-12	18-38-59	20-09-00	0:15 PM	Horní Lomná	270/0.3	Frýdek Místek	130/27	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
123-02	49-35-28	18-32-22	20-09-00	2:50 PM	Morávka	40/1.1	Frýdek Místek	125/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
123-03	49-33-26	18-29-19	20-09-00	1:50 PM	Krásná - Visalaje	175/2.6	Frýdek Místek	140/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
124	49-32-56	12-48-53	29-09-00	1:05 PM	Slatina u Poběžovic	60/1.0	Domažlice	325/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
125	49-34-18	13-02-43	29-09-00	2:20 PM	Čečovice	140/1.7	Domažlice	25/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
126	49-32-23	13-45-55	01-09-00	10:20 AM	Starý Smolivec	30/2.0	Příbram	225/24	<i>Pleurozium schreberi</i>
127	49-32-29	14-07-33	27-10-00	8:25 AM	Kozárovice	160/1.3	Příbram	155/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
128	49-32-50	14-29-40	30-10-00	6:45 AM	Veletín	125/1.7	Benešov	210/30	<i>Pleurozium schreberi</i>
129	49-33-20	14-52-09	03-11-00	4:05 PM	Vilice	175/1.0	Tábor	40/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
130	49-34-20	15-05-39	30-10-00	4:55 PM	Košetice	315/2.5	Pelhřimov	325/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
131	49-33-46	15-24-55	3-11-00	1:05 PM	Leština	290/1.2	Havlíčkův Brod	245/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
132-01	49-26-25	18-25-25	26-09-00	11:10 AM	Bílá	265/2.4	Frýdek Místek	175/29	<i>Pleurozium schreberi</i>
133	49-27-20	13-12-04	29-09-00	3:50 PM	Slatina u Chudenic	40/1.0	Klatovy	310/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
134	49-25-40	12-51-55	29-09-00	0:20 PM	Újezd	230/0.9	Domažlice	260/5	<i>Pleurozium schreberi</i>
135	49-24-29	13-26-54	01-09-00	0:05 PM	Plánice	305/2.8	Klatovy	85/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
136	49-26-12	15-24-40	26-10-00	4:25 PM	Dušejov	310/1.8	Jihlava	280/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
137	49-27-57	15-49-27	23-10-00	9:25 AM	Stáj	50/1.6	Jihlava	65/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
138	49-25-46	16-10-37	23-10-00	11:50 AM	Jemnice	150/0.9	Žďár nad Sázavou	130/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
139	49-27-42	16-31-19	20-10-00	9:45 AM	Lhota u Lysic	120/1.4	Blansko	320/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
140	49-28-49	16-42-22	20-10-00	10:25 AM	Boskovice	105/2.6	Blansko	15/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
141	49-24-59	18-07-21	26-09-00	9:25 AM	Valašská Bystřice	90/1.0	Vsetín	45/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
141-01	49-22-53	18-16-16	26-09-00	0:15 PM	Ježerné	295/1.0	Vsetín	85/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
141-02	49-16-33	18-04-32	26-09-00	1:15 PM	Zdčehov	5/1.6	Vsetín	150/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
142	49-24-03	14-08-49	27-10-00	9:05 AM	Vraž	25/2.6	Písek	355/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
143	49-24-04	17-01-09	06-10-00	7:45 AM	Myslejovice	230/1.0	Praha - východ	220/11	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-''')	Longitude (°-'-''')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
144	49-23-20	13-51-59	27-10-00	10:10 AM	Jindřichovice	85/0.7	Strakonice	345/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
145	49-20-09	13-03-40	29-09-00	11:10 AM	Chalupy	80/1.2	Domažlice	140/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
146	49-23-30	14-32-22	30-10-00	8:05 AM	Slavňovice	60/1.7	Tábor	255/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
147	49-21-20	14-49-08	03-11-00	2:50 PM	Dlouhá Lhota u Tábora	75/2.0	Tábor	125/12	<i>Pleurozium schreberi</i>
148	49-20-19	15-10-00	30-10-00	4:00 PM	Nová Ves	110/2.0	Pelhřimov	200/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
149-01	49-23-43	17-29-32	06-10-00	5:50 PM	Přestavlky	50/1.1	Přerov	165/7	<i>Scleropodium purum</i>
150	49-19-51	17-41-39	26-09-00	4:20 PM	Rusava - Ráztoka	145/2.0	Kroměříž	80/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
151	49-15-10	13-29-34	09-10-00	9:15 AM	Hrádek u Sušice	195/1.1	Klatovy	135/21	<i>Pleurozium schreberi</i>
152	49-14-40	14-34-29	30-10-00	8:50 AM	Hodětín	120/1.8	Tábor	200/21	<i>Pleurozium schreberi</i>
153	49-13-54	14-50-55	30-10-00	2:05 PM	Dírná	175/1.0	Tábor	145/23	<i>Pleurozium schreberi</i>
154	49-14-22	15-12-49	30-10-00	3:15 PM	Žírovnice	135/2.1	Pelhřimov	180/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
155	49-14-48	15-28-33	26-10-00	3:05 PM	Třeštice	90/1.6	Jihlava	205/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
156	49-16-29	15-53-17	23-10-00	10:40 AM	Věstoňovice	140/2.1	Třebíč	355/8	<i>Pleurozium schreberi</i>
157	49-15-52	16-13-44	20-10-00	6:20 AM	Košíkov	230/1.0	Žďár nad Sázavou	145/39	<i>Pleurozium schreberi</i>
158	49-16-21	16-55-06	06-10-00	6:25 AM	Drnovice	260/2.3	Vyškov	265/6	<i>Pleurozium schreberi</i>
159-02	49-14-26	17-08-51	29-10-01	1:25 PM	Lhota	250/0.5	Kroměříž	250/18	<i>Scleropodium purum</i>
160	49-11-22	17-52-18	26-09-00	6:05 PM	Vizovice	155/2.9	Zlín	105/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
161	49-08-35	13-15-28	01-09-00	3:00 PM	Železná Ruda	70/1.3	Klatovy	185/29	<i>Pleurozium schreberi</i>
161-01	49-15-13	13-17-51	01-09-00	3:55 PM	Čachrov	220/1.2	Klatovy	190/9	<i>Pleurozium schreberi</i>
162	49-10-19	13-50-49	27-10-00	11:10 AM	Prkošín	70/0.7	Strakonice	205/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
163	49-10-09	14-04-59	27-10-00	0:10 PM	Pivkovic	140/1.2	Strakonice	125/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
164	49-06-36	15-47-36	26-10-00	11:55 AM	Horní Lažany	90/1.2	Třebíč	210/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
165	49-11-40	16-31-09	20-10-00	8:25 AM	Brno-Kohoutovice	275/1.5	Brno	265/7	<i>Scleropodium purum</i>
165-01	49-07-42	16-32-38	16-10-00	4:00 PM	Ořechov	30/2.5	Brno - venkov	210/9	<i>Scleropodium purum</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-'')	Longitude (°-'-'')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
166-01	49-10-12	17-23-49	28-09-00	5:40 PM	Košíky	325/1.9	Uherské Hradiště	340/11	<i>Eurhynchium angustirete</i>
167	49-05-08	13-30-00	09-10-00	10:40 AM	Srní	115/1.6	Klatovy	155/37	<i>Pleurozium schreberi</i>
168	49-01-27	13-47-01	09-10-00	0:25 PM	Solná Lhota	120/1.5	Prachatice	275/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
168-01	49-08-45	13-35-38	09-10-00	11:30 AM	Kašperské Hory	85/2.5	Klatovy	140/35	<i>Pleurozium schreberi</i>
169	49-04-32	14-07-16	27-10-00	0:50 PM	Velký Bor	270/1.2	Prachatice	45/11	<i>Pleurozium schreberi</i>
169-01	48-55-24	14-10-01	27-10-00	1:45 PM	Kuklov	260/1.0	Český Krumlov	325/17	<i>Pleurozium schreberi</i>
170	49-05-35	14-28-50	30-10-00	10:00 AM	Poněšice	180/1.4	České Budějovice	5/13	<i>Pleurozium schreberi</i>
170-01	49-11-22	14-24-36	09-10-00	5:35 PM	Podhájí	20/0.9	České Budějovice	350/23	<i>Pleurozium schreberi</i>
171	49-04-16	14-52-06	30-10-00	11:10 AM	Mláka	60/2.1	Jindřichův Hradec	230/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
172	49-01-45	15-12-00	30-10-00	0:55 PM	Klášter	90/1.6	Jindřichův Hradec	130/19	<i>Pleurozium schreberi</i>
173	49-02-55	15-30-01	26-10-00	2:00 PM	Třebětice	270/1.7	Jindřichův Hradec	105/38	<i>Pleurozium schreberi</i>
174	49-05-43	16-12-05	26-10-00	10:25 AM	Dukovany	30/1.5	Třebíč	120/27	<i>Pleurozium schreberi</i>
175	49-03-01	16-21-29	16-10-00	3:10 PM	Maršovice	285/3.0	Znojmo	45/31	<i>Pleurozium schreberi</i>
175-01	48-58-49	19-39-51	26-10-00	7:20 AM	Velké Němčice	220/1.5	Břeclav	330/31	<i>Brachythec. salebrosum</i>
176	49-05-09	16-56-40	16-10-00	7:20 AM	Zdravá Voda	340/1.0	Hodonín	330/29	<i>Eurhynchium angustirete</i>
177-01	49-06-49	17-13-53	16-10-00	9:20 AM	Stupava	290/1.0	Kroměříž	210/25	<i>Eurhynchium angustirete</i>
178-01	49-09-12	17-37-55	28-09-00	7:40 AM	Bohuslavice u Zlína	210/1.0	Zlín	195/7	<i>Pleurozium schreberi</i>
179	48-58-32	14-5-19	27-10-00	4:55 PM	Branišov	105/2.0	České Budějovice	270/3	<i>Pleurozium schreberi</i>
180	48-56-52	15-47-47	26-10-00	1:00 PM	Zálesí	140/1.2	Znojmo	295/22	<i>Pleurozium schreberi</i>
181	48-56-35	16-00-26	26-10-00	9:00 AM	Hluboké Mašůvky	325/2.1	Znojmo	335/10	<i>Pleurozium schreberi</i>
181-01	48-53-03	16-14-49	26-10-00	8:20 AM	Lechovice	45/2.1	Znojmo	80/14	<i>Pleurozium schreberi</i>
182	48-55-06	17-08-10	16-10-00	10:40 AM	Ratiškovice	260/1.9	Hodonín	0/7	<i>Scleropodium purum</i>
183	48-57-18	17-48-29	28-09-00	1:00 PM	Bystřice pod Lopeníkem	130/3.7	Uherské Hradiště	115/28	<i>Pleurozium schreberi</i>
183-01	49-05-41	18-00-30	28-09-00	9:15 AM	Brumov - Bylnice	285/1.2	Zlín	120/30	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 Continued from the previous page

Code of locality	Latitude (°-'-'')	Longitude (°-'-'')	Sampling date (dd-mm-yy)	Sampling time	Nearest settlement	Position from the settlement (degrees/km)	Former administrative district	Position the district (degrees/km)	Collected moss species
184	48-54-09	13-48-40	09-10-00	1:15 PM	České Žleby	45/3.3	Prachalice	230/20	<i>Pleurozium schreberi</i>
184-01	48-49-09	13-59-09	09-10-00	2:20 PM	Želnavá	65/1.6	Český Krumlov	270/24	<i>Pleurozium schreberi</i>
185	48-50-30	14-31-37	27-10-00	4:00 PM	Mokrý Lom	135/0.5	České Budějovice	165/15	<i>Pleurozium schreberi</i>
186	48-52-03	14-50-22	30-10-00	0:10 PM	Hrdlořezy	260/1.6	Jindřichův Hradec	195/32	<i>Pleurozium schreberi</i>
187	48-50-34	16-28-49	16-10-00	1:15 PM	Drnholec	195/1.5	Břeclav	285/32	<i>Brachythecium salebrosum</i>
188	48-53-20	17-35-17	28-09-00	3:35 PM	Suchov	150/2.5	Hodonín	75/34	<i>Eurhynchium angustirete</i>
189	48-43-31	14-07-15	09-10-00	3:15 PM	Černá v Pošumaví	155/1.5	Český Krumlov	235/18	<i>Pleurozium schreberi</i>
190	48-45-33	16-50-17	16-10-00	11:25 AM	Valtice	75/4.3	Břeclav	265/6	<i>Scleropodium purum</i>
191	48-40-14	14-16-49	09-10-00	4:20 PM	Ostrov	240/1.0	Český Krumlov	180/16	<i>Pleurozium schreberi</i>
192	48-40-57	14-35-57	27-10-00	2:50 PM	Malonty	115/1.5	Český Krumlov	125/25	<i>Pleurozium schreberi</i>

Appendix – Table 1 The end

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn	N	Pr
1	2	1	1	2	1	3	1	2	1	1	1	3	1
1-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1
1-02	2	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1	3	1
2	2	1	1	2	2	2	2	2	1	1	1	3	1
3	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	3	2
3-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
3-02	2	2	1	1	1	2	2	1	1	1	1	3	1
4	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	1	3	2
4-01	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	1	3	2
5	2	1	1	2	1	2	1	1	1	2	1	3	1
5-01	2	2	1	1	2	2	1	1	2	1	1	3	2
6	2	2	2	2	1	3	2	2	1	1	1	3	1
7	2	2	1	1	1	3	1	1	1	2	1	1	1
7-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1
7-02	2	1	2	2	2	3	2	2	2	2	3	3	2
8	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	2
8-01	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	3	1
9	2	4	2	2	1	3	1	1	1	1	1	2	1
9-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1
9 02	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	3	1
9 03	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	3	1
10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
11	3	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	3	1
11-01	2	1	1	2	1	4	1	2	1	1	1	3	1
11-02	2	1	1	2	1	2	1	2	1	1	1	4	1
12	1	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	1	1
12-01	2	2	3	2	2	1	3	2	2	3	3	4	2
12-02	2	2	2	2	2	1	2	3	2	2	2	4	1
13	2	1	1	3	2	4	1	1	1	1	1	2	1
13-01	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	3	1
14	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1
15	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	2	3	1
15-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
16	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
17-01	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	3	1
18	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
19	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
20	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
21	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1
21-01	2	2	2	2	1	1	2	2	1	1	2	3	1
22	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1
23	2	2	4	2	3	1	4	3	3	4	3	4	3
24	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	4	2	1
24-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
25	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
26	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
27	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
28	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
28-01	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	4	2
29	1	1	2	2	2	1	2	2	2	2	1	3	2
30	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
31	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	4	1
32-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
33	1	1	2	2	2	1	3	2	2	2	1	4	2
34	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
35	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
36	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1
37	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	3	1
37-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
38	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
38-02	2	1	1	2	1	4	1	1	1	1	1	2	1
39	1	1	2	1	2	1	2	2	2	3	1	4	2

Appendix – Table 2 Element content levels for the investigated elements, mean content class and order by mean element loads for the individual sampling plots in CZ in 2000

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn	N	Pr
40	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
41	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	4	1
42	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
42-01	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1
43	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
43-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
44	1	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	1	1
45	1	2	2	1	3	1	3	2	3	2	1	1	3
46	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2
47	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	4	1
48	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1
48-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
49	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
50	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
51	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	3	1
52	1	2	1	1	1	1	2	2	1	2	3	4	1
53	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	3	1
53-01	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	4	1
54	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	4	4	2
55	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
55-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
55-02	2	4	1	2	1	2	1	1	1	1	1	3	1
56	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	3	1
57	2	2	1	2	1	2	1	1	1	1	1	2	1
58	3	1	1	2	1	2	1	2	1	1	1	3	1
58-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
59	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
59-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
60	2	1	1	2	1	4	1	1	1	1	1	2	1
61	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
62	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
63	2	2	2	2	1	1	1	2	1	11	1	4	1
63-01	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	4	1
64	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
65	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
66-01	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	3	2
66-02	1	1	2	1	2	1	2	2	2	2	1	4	2
67	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1
68	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
69	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
70	2	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1
71	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
72	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
72-01	3	4	1	2	1	1	1	2	1	1	1	3	1
73	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
74	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
76	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	4	1
77	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
77-01	2	2	2	1	3	1	3	2	3	3	1	1	3
78	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	3	3	2
79	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	3	2
80	2	1	1	1	2	1	2	1	2	2	1	3	2
81	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	2	1
82	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	3	1
83	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	1
83-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
83-02	1	1	1	2	2	1	2	2	2	2	1	4	2
84	1	2	1	1	2	1	2	2	2	2	1	4	2
85	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	4	1
86	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
87	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
87-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1

Appendix Table 2 Continued from the previous page

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn	N	Pr
88	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1
89	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1
90	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
91	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
92	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	1	3	2
93	2	1	1	2	2	1	2	2	1	2	1	2	2
94	1	1	1	1	2	1	2	1	1	2	2	2	2
94-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
95	2	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	3	1
96	2	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	4	1
96-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
96-02	2	3	2	2	2	1	3	2	2	2	2	3	2
97	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	1	3	1
98	3	4	1	2	1	1	2	2	1	1	1	1	1
98-01	4	3	1	3	2	2	2	4	1	1	1	3	2
98-02	4	2	2	4	2	2	3	4	2	2	1	-	2
99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
99-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1
100	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
101	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
102	2	2	2	2	1	1	2	3	1	2	1	4	1
103	2	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1
104	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	1
105	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
106	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
107	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	2	1
108	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	3	1
109	2	1	1	2	2	1	2	2	2	2	1	3	2
110	3	1	1	4	1	1	1	4	1	1	1	1	1
111	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
112	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	3	1
113	2	2	1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	1
114	3	2	1	2	1	2	1	3	1	1	1	3	1
115	2	1	1	2	1	1	2	2	1	1	1	2	2
116	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2
117	1	1	1	1	2	1	2	2	1	2	1	2	2
117-01	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	1	3	2
118	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1
119	2	4	1	2	2	1	2	2	1	2	1	3	2
120	2	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	2	1
121	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
122	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
123-01	2	2	1	2	1	1	1	2	1	2	1	3	1
123-02	2	3	2	2	1	1	2	2	1	1	1	3	1
123-03	2	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	3	1
124	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1
125	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	4	1
126	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	1	1	1
127	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
128	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
129	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
130	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2
131	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1
132-01	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	3	1
133	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
134	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1
135	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
136	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1
137	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1
138	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	3	2
139	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
140	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	1
140	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	1

Appendix – Table 2 Continued from the previous page

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn	N	Pr
141	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
141-01	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
141-02	2	2	2	1	2	1	2	2	2	1	1	2	1
142	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
143	1	3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	3	1
144	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
145	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
146	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
147	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
148	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
149-01	2	3	2	2	4	1	2	2	3	2	1	3	3
150	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	3	1
151	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
152	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
153	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	2	2	1
154	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
155	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1
156	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	1	2	2
157	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	2
158	1	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	3	2
159-02	2	4	2	2	4	1	3	2	3	4	1	4	4
160	2	1	1	1	2	1	2	1	2	2	1	1	2
161	2	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	1	1
161-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
162	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
163	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
164	2	1	2	1	2	1	2	2	1	1	2	4	2
165	1	4	1	1	1	1	1	1	1	1	2	4	1
165-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
166-01	1	3	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	2
167	2	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
168	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
168-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
169	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
169-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
170	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2
170-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
171	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
172	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1
173	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1
174	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
175	1	1	1	1	2	1	2	1	2	2	1	2	2
175-01	2	2	3	2	4	1	4	3	4	4	1	2	4
176	1	2	3	2	4	1	4	3	4	4	1	4	4
177-01	1	4	3	2	4	1	4	3	4	4	1	4	4
178-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
179	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1
180	1	1	2	1	2	1	2	1	1	2	2	3	2
181	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	2	1
181-01	1	1	1	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2
182	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	2	4	1
183	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	3	2
183-01	2	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1
184	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
184-01	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1
185	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
186	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
187	1	2	2	1	3	1	3	2	2	3	1	4	3
188	1	3	2	1	2	1	2	2	2	3	1	3	2
189	2	2	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2	1
190	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	4	1
191	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
192	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1

Appendix – Table 2 Continued from the previous page

Locality	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y	Mean	Order
1	2	2	2	2	1	1	4	1	1	1.64	209-212
1-01	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1.32	142-151
1-02	2	2	2	2	1	1	1	2	1	1.50	182-188
2	2	2	2	2	1	1	3	2	1	1.68	213-219
3	2	1	2	2	1	2	2	4	2	1.95	233-236
3-01	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1.23	106-123
3-02	2	1	2	1	1	1	2	2	1	1.45	176-181
4	1	2	2	2	1	2	1	3	2	1.95	233-236
4-01	3	2	2	2	1	2	2	4	2	2.23	243-244
5	2	2	2	1	1	1	4	1	1	1.55	189-197
5-01	1	1	1	1	2	2	1	2	1	1.50	182-188
6	2	1	2	2	1	1	2	2	1	1.68	213-219
7	3	2	1	1	1	1	2	1	1	1.41	165-175
7-01	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.18	84-104
7-02	4	2	4	2	2	1	2	2	2	2.23	243-244
8	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
8-01	2	2	2	1	1	1	2	1	1	1.86	224-239
9	2	2	2	1	1	1	2	1	1	1.59	198-208
9-01	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
9 02	2	4	2	1	1	1	1	1	1	1.45	176-181
9 03	1	3	3	2	1	1	2	2	1	1.55	189-197
10	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
11	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1.50	182-188
11-01	2	2	2	1	1	1	2	2	1	1.59	198-208
11-02	2	2	3	2	1	1	2	1	1	1.59	198-208
12	4	1	1	1	1	1	2	1	1	1.32	142-151
12-01	1	1	2	1	2	2	1	2	2	2.05	238-239
12-02	1	1	3	2	2	1	1	2	2	1.91	230-232
13	2	1	2	1	1	1	2	4	1	1.64	209-212
13-01	3	2	2	2	1	1	1	2	1	1.55	189-197
14	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1.23	106-123
15	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1.55	189-197
15-01	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
16	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
17-01	1	1	2	4	2	1	1	1	1	1.41	165-175
18	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
19	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
20	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
21	1	2	2	1	1	1	2	1	1	1.32	142-151
21-01	1	2	2	2	1	1	1	2	2	1.64	209-212
22	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
23	1	1	3	1	3	2	1	3	3	2.55	248
24	1	1	2	2	4	1	1	2	2	1.91	230-232
24-01	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1.14	54-82
25	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	230-232
26	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1.14	54-82
27	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
28	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
28-01	1	1	2	1	2	1	1	3	2	1.82	226-227
29	1	1	2	1	1	2	1	2	2	1.64	209-212
30	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
31	1	1	2	1	1	1	2	2	1	1.41	165-175
32-01	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
33	1	1	2	1	1	2	1	2	2	1.73	220-225
34	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
35	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
36	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
37	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
37-01	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1.23	106-123
38	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
38-02	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1.41	165-175
39	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1.59	198-208
40	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1.18	84-104

Appendix – Table 2 Continued from the previous page

Locality	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y	Mean	Order
41	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1.36	152-164
42	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
42-01	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1.32	142-151
43	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1.14	54-82
43-01	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1.09	32-53
44	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
45	1	1	2	1	3	1	1	2	2	1.77	220-225
46	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
47	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1.36	152-164
48	3	1	1	1	2	1	1	1	2	1.27	124-141
48-01	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
49	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1.18	84-104
50	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
51	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
52	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1.55	189-197
53	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.18	84-104
53-01	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
54	1	1	2	1	2	2	1	2	2	1.68	213-219
55	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
55-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
55-02	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1.50	182-188
56	3	1	2	1	1	1	1	1	1	1.36	152-164
57	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1.36	152-164
58	2	2	2	2	1	1	3	1	1	1.59	198-208
58-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
59	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
59-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
60	4	2	1	2	2	1	1	1	1	1.55	189-197
61	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
62	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1.23	106-123
63	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1.95	233-236
63-01	3	1	2	1	2	1	2	1	1	1.50	182-188
64	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
65	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
66-01	1	3	2	2	1	2	1	2	2	2.05	238-239
66-02	1	2	2	1	1	1	2	2	2	1.68	213-219
67	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
68	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
69	1	3	1	2	1	1	2	1	1	1.23	106-123
70	3	2	1	1	1	1	2	1	1	1.32	142-151
71	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
72	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
72-01	2	2	2	2	1	1	3	1	1	1.68	213-219
73	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
74	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
76	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1.36	152-164
77	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
77-01	1	1	1	2	2	2	1	3	3	1.95	233-236
78	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1.41	165-175
79	1	2	1	1	2	1	1	1	2	1.41	165-175
80	1	3	2	2	1	1	1	1	2	1.59	198-208
81	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
82	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1.23	106-123
83	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
83-01	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1.18	84-104
83-02	1	1	2	1	1	2	2	2	2	1.68	213-219
84	1	2	2	1	2	2	2	2	2	1.77	220-225
85	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1.36	152-164
86	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
87	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
87-01	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1.14	54-82
88	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1.23	106-123

Appendix – Table 2 Continued from the previous page

Locality	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y	Mean	Order
89	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
90	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1.05	8-31
91	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
92	1	2	2	2	1	2	2	2	2	1.83	226-227
93	1	2	2	2	1	1	1	2	2	1.59	198-208
94	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.32	142-151
94-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
95	1	2	1	2	1	1	2	1	1	1.41	165-175
96	1	1	2	1	1	1	2	2	2	1.45	176-181
96-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
96-02	1	1	1	1	2	2	2	2	2	1.51	230-232
97	1	2	2	1	1	1	1	1	2	1.45	176-181
98	1	2	1	2	1	1	2	2	1	1.55	189-197
98-01	1	2	2	3	1	1	2	2	1	2.00	237
98-02	1	3	2	4	1	1	2	2	2	2.29	245
99	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.05	8-31
99-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
100	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
101	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1.18	84-104
102	1	2	2	2	1	1	2	2	2	1.77	220-225
103	2	2	1	1	1	1	2	1	1	1.27	124-141
104	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
105	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
106	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.09	32-53
107	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
108	2	2	2	1	1	1	2	1	1	1.36	152-164
109	2	2	2	2	1	1	2	2	2	1.77	220-225
110	1	3	1	4	1	1	1	1	1	1.59	198-208
111	1	4	1	4	1	1	1	1	1	1.36	152-164
112	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
113	1	2	1	1	2	1	1	1	1	1.32	142-151
114	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1.59	198-208
115	2	2	2	2	1	1	2	1	2	1.55	189-197
116	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.14	54-82
117	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1.36	152-164
117-01	1	2	1	2	2	1	1	2	2	1.77	220-225
118	1	1	1	4	1	1	1	1	2	1.36	152-164
119	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.59	198-208
120	3	1	1	1	1	1	2	2	1	1.36	12-164
121	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	84-82
122	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
123-01	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1.45	176-181
123-02	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1.50	182-188
123-03	2	1	2	2	1	1	1	1	1	1.41	165-175
124	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.18	84-104
125	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.19	105
126	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
127	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1.14	54-82
128	2	2	1	1	1	1	2	2	1	1.27	124-141
129	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
130	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
131	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
132-01	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1.27	124-141
133	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
134	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
135	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
136	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1.23	106-123
137	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1.27	124-141
138	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1.32	142-151
139	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
140	2	2	1	1	1	1	2	1	1	1.27	124-141
141	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
141-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82

Appendix – Table 2 Continued from the previous page

Locality	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y	Mean	Order
141-02	1	1	2	1	2	2	1	2	2	1.59	198-208
142	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
143	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.32	142-154
144	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1.09	32-53
145	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
146	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
147	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
148	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
149-01	1	1	1	1	2	4	1	3	3	2.14	240-242
150	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
151	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.09	32-53
152	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
153	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
154	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
155	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
156	2	2	1	2	1	3	2	3	2	1.86	228-229
157	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
158	1	1	1	1	1	2	1	2	2	1.55	189-197
159-02	1	1	1	1	2	3	1	2	4	2.36	246
160	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1.36	152-164
161	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
161-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
162	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
163	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
164	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.50	182-188
165	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1.41	165-175
165-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
166-01	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1.41	165-175
167	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.18	84-104
168	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1.14	54-82
168-01	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
169	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.14	54-82
169-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
170	1	1	1	1	1	2	1	2	2	1.27	124-141
170-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.00	1-7
171	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
172	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1.23	106-123
173	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.14	54-82
174	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.09	32-53
175	1	1	1	1	1	2	1	2	2	1.41	165-175
175-01	1	1	1	1	2	4	1	4	4	2.50	247
176	1	1	2	1	2	4	2	4	4	2.64	249
177-01	1	1	1	1	4	4	1	3	4	2.68	250
178-01	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
179	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
180	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1.45	176-181
181	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.23	106-123
181-01	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1.27	124-141
182	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.27	124-141
183	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.27	124-141
183-01	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1.27	124-141
184	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
184-01	2	2	1	1	1	1	3	1	1	1.32	142-151
185	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1.09	32-53
186	2	1	1	1	1	1	3	2	1	1.27	124-141
187	1	1	1	1	4	2	1	4	4	2.14	240-242
188	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1.68	213-219
189	3	1	1	1	1	1	2	1	1	1.36	152-164
190	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1.27	124-141
191	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1.05	8-31
192	2	1	1	1	1	1	1	1		1.14	83

Appendix – Table 2 The end

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn
1	100.2	7.7	3.1	140.2	2.8	128.7	2.3	8.7	3.3	4.6	38.4
1-01	108.1	8.8	3.2	87.6	3.0	22.5	2.4	6.4	3.5	4.2	115.8
1-02	92.6	9.3	3.4	99.7	3.0	17.4	2.3	7.8	3.6	4.8	116.4
2	90.0	5.1	2.7	129.8	2.7	54.4	2.2	8.2	3.3	4.0	60.5
3	49.5	4.0	2.4	50.8	2.4	34.5	1.8	4.0	2.9	2.0	74.5
3-01	60.7	4.4	2.6	57.2	2.4	28.4	1.9	4.0	3.0	2.2	43.9
3-02	92.3	12.1	2.9	65.1	2.4	56.8	2.1	5.3	3.0	2.2	49.2
4	47.6	6.5	3.2	52.2	2.4	24.8	2.0	4.6	2.8	4.0	61.6
4-01	71.0	10.0	3.1	48.9	2.0	45.2	2.1	4.2	2.4	3.6	42.0
5	92.2	7.8	3.5	116.8	2.5	124.8	2.5	7.1	3.1	8.1	36.2
5-01	51.3	8.2	2.5	502.8	3.1	6.2	1.5	4.0	3.8	3.5	34.2
6	94.4	10.1	3.9	89.4	2.7	86.5	2.1	6.3	3.3	2.5	50.4
7	110.6	16.6	3.9	74.4	2.5	155.0	2.6	7.3	3.1	9.2	115.8
7-01	41.1	9.8	3.0	49.8	2.6	6.0	2.2	3.1	3.2	7.5	86.9
7-02	40.3	6.0	3.5	48.0	2.3	56.0	1.8	4.1	2.7	4.8	150.5
8	72.5	6.5	4.1	74.1	4.0	24.3	1.8	4.9	4.6	3.3	51.9
8-01	143.0	8.6	3.4	150.3	3.1	86.9	2.2	7.3	3.8	4.1	97.9
9	88.5	24.1	5.2	90.3	2.8	114.8	2.0	5.7	3.3	3.5	73.7
9-01	73.4	8.7	4.3	88.1	2.8	58.5	2.2	4.2	3.2	3.9	59.9
9 02	114.3	10.5	3.7	135.0	3.3	35.1	2.3	7.0	4.0	3.5	177.0
9 03	124.6	8.6	3.7	133.8	3.1	29.4	2.2	8.8	3.9	3.4	44.1
10	91.2	8.9	3.6	105.8	3.2	58.2	2.3	6.5	3.9	3.1	75.0
11	202.3	16.1	3.0	141.6	2.9	42.0	2.3	7.4	3.6	2.6	97.3
11-01	99.3	10.2	3.3	119.7	3.1	217.3	2.3	7.5	3.7	2.6	59.4
11-02	128.6	9.7	3.5	124.6	2.1	51.1	2.3	7.4	2.6	5.1	47.2
12	61.4	10.8	4.9	76.2	2.4	211.8	2.2	6.4	3.0	6.0	74.3
12-01	54.4	5.8	4.8	53.5	3.0	13.3	2.1	4.8	3.4	6.3	137.9
12-02	57.2	6.3	3.4	51.6	2.2	11.0	1.8	5.0	2.7	4.3	85.9
13	81.8	9.5	3.6	212.2	4.6	174.6	2.3	6.5	4.5	3.8	32.6
13-01	65.5	5.7	3.0	81.4	2.6	27.5	2.2	4.8	3.0	3.6	121.7
14	131.9	6.8	3.2	117.7	2.6	41.0	2.5	7.9	3.1	5.0	59.6
15	101.2	12.60	3.6	110.9	2.5	24.1	2.8	7.1	3.0	4.5	146.9
15-01	99.3	8.5	3.6	99.0	2.7	39.5	2.3	6.3	3.2	4.0	90.4
16	56.0	7.8	3.2	92.1	2.7	27.1	2.2	4.8	3.3	4.3	173.5
17-01	67.6	9.2	2.7	75.3	2.9	19.4	1.9	4.5	3.5	3.4	96.5
18	48.4	3.4	3.0	71.0	2.4	21.1	2.0	3.8	2.8	4.2	162.6
19	91.2	12.2	3.0	96.5	2.6	13.3	2.4	6.4	3.1	5.4	94.9
20	72.9	11.0	3.6	72.8	2.5	12.6	2.3	4.8	2.9	4.9	152.7
21	117.2	7.9	4.1	105.4	2.5	113.1	2.7	6.7	3.0	5.5	47.4
21-01	118.7	10.4	4.2	91.9	2.9	11.2	2.8	7.3	3.4	5.2	150.1
22	67.1	9.2	4.0	88.2	2.9	43.4	2.2	6.3	3.4	5.4	123.0
23	20.8	3.7	4.9	28.6	2.6	9.4	1.8	2.9	3.3	5.4	66.0
24	45.9	6.2	3.1	57.1	2.3	6.5	1.9	4.5	3.5	4.0	188.5
24-01	33.5	4.4	2.3	40.1	2.4	4.8	1.7	3.5	2.9	4.6	20.9
25	70.7	6.2	3.3	76.1	2.3	28.1	2.1	3.6	2.8	4.1	209.4
26	48.2	4.8	3.3	64.5	2.6	47.1	1.9	3.1	3.2	3.9	43.7
27	85.8	5.6	3.1	95.2	2.8	88.1	2.2	4.3	3.3	3.9	97.0
28	65.7	11.1	2.3	85.3	2.3	27.0	1.8	6.2	2.8	4.8	86.4
28-01	50.9	4.9	3.1	55.0	2.3	13.8	1.8	4.1	2.6	5.1	103.2
29	30.2	3.6	3.0	56.1	3.7	12.3	1.8	3.9	4.5	3.8	55.5
30	65.4	4.2	3.5	72.1	2.8	22.9	2.0	3.4	3.4	4.0	67.4
31	70.4	5.9	3.2	85.2	2.8	33.0	2.2	6.1	3.4	3.9	75.9
32-01	115.5	9.1	3.7	84.4	2.7	22.6	2.4	5.0	3.2	4.8	146.2
33	24.9	2.4	2.7	36.6	2.4	6.5	2.0	3.7	2.8	5.2	27.3
34	41.2	3.8	3.2	43.4	2.4	22.1	1.9	3.9	2.8	4.7	74.6
35	52.8	6.3	4.0	79.1	3.0	11.5	2.2	3.8	3.5	4.4	92.9
36	65.5	4.8	3.2	71.6	3.1	12.9	2.3	4.6	3.6	5.4	121.2
37	79.4	8.0	3.4	83.3	2.7	17.4	2.3	5.3	3.2	5.0	139.7
37-01	95.1	7.5	3.2	80.3	2.8	26.5	2.4	5.4	3.3	5.0	118.7
38	44.4	6.4	3.1	68.7	2.4	16.8	2.2	5.2	2.9	5.1	133.6
38-02	133.5	9.7	3.4	158.4	2.3	319.4	2.1	7.3	2.9	5.5	117.9
39	23.6	3.0	3.6	35.7	2.5	7.6	1.9	3.9	2.9	9.3	26.0

Appendix-Table 3 Efficiency factors normalised through the aluminium content for individual investigated elements and sampling plots. A value 84 000 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ was used for the Al content in the continental Earth crust

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn
40	67.3	5.9	3.3	83.3	2.8	18.5	2.2	4.6	3.3	4.3	175.3
41	139.2	10.0	3.8	120.0	2.9	25.8	2.6	7.8	3.4	4.7	100.4
42	103.2	8.3	2.5	74.0	2.6	15.3	2.3	4.6	2.9	5.3	61.8
42-01	103.9	6.3	3.2	72.7	2.8	49.2	2.3	5.3	3.3	4.1	58.0
43	123.7	12.5	3.6	123.9	3.2	48.6	2.4	7.3	3.8	7.1	94.5
43-01	86.1	10.9	5.0	87.2	3.1	43.2	2.2	4.2	3.8	6.9	65.5
44	101.4	11.5	8.0	90.6	2.9	507.4	2.5	5.7	3.5	7.8	204.1
45	19.0	4.1	2.2	23.6	3.3	6.9	1.7	2.4	3.9	2.7	20.0
46	31.4	3.9	2.9	43.2	2.4	8.2	1.7	3.9	2.9	5.8	6.0
47	194.5	10.1	2.7	182.2	2.7	125.3	2.5	7.6	3.2	3.6	39.7
48	28.1	5.9	2.5	18.3	2.3	6.3	1.6	2.6	2.9	5.5	32.8
48-01	39.7	3.4	3.1	40.3	2.4	16.6	1.8	4.2	2.8	4.3	117.3
49	43.9	7.3	2.6	56.3	2.5	9.2	1.9	4.9	3.0	4.0	30.6
50	54.3	4.2	2.2	50.0	2.4	23.4	1.8	4.1	2.8	3.8	241.2
51	51.0	9.1	3.3	49.4	2.3	9.1	1.9	7.1	2.8	4.4	153.4
52	34.4	7.7	2.9	47.4	2.3	7.2	1.9	4.2	2.7	4.5	184.5
53	62.2	9.4	2.5	36.3	3.1	7.4	1.7	3.1	3.9	5.4	8.9
53-01	45.2	4.4	3.4	73.4	2.9	10.3	2.2	4.0	3.5	4.8	89.7
54	47.2	8.0	2.7	78.2	3.4	8.5	2.6	4.0	4.0	4.2	350.5
55	74.1	8.2	2.8	93.7	3.0	13.2	2.6	4.9	3.6	4.3	202.8
55-01	72.3	5.3	2.9	75.1	2.4	29.7	2.1	3.9	2.9	4.0	108.2
55-02	92.0	33.8	2.8	94.4	2.5	57.1	2.3	6.3	3.0	4.5	109.2
56	169.8	13.9	3.7	147.4	2.4	76.2	2.7	8.6	2.9	4.5	73.1
57	190.2	22.0	2.4	136.7	2.5	106.7	2.8	6.8	2.9	3.4	133.4
58	177.0	11.6	3.0	107.7	2.7	74.0	3.0	8.1	3.2	4.2	87.3
58-01	105.2	9.2	3.4	75.1	3.2	17.2	2.5	5.7	3.8	4.8	144.6
59	102.1	6.5	3.7	93.0	2.9	26.8	2.4	5.4	3.5	5.6	207.7
59-01	145.2	11.1	3.2	117.7	2.6	62.3	2.3	6.2	3.2	6.1	121.7
60	121.4	9.5	3.8	101.3	2.5	325.9	2.2	5.3	3.0	5.8	121.6
61	41.0	3.9	3.2	66.9	2.4	11.8	1.9	4.1	2.9	4.3	131.1
62	88.6	4.3	3.0	79.1	2.4	28.8	2.0	4.1	2.8	3.6	37.1
63	122.0	12.9	8.4	97.3	2.4	22.6	2.1	6.9	2.8	4.4	116.0
63-01	115.4	15.4	3.5	112.0	2.7	39.1	2.5	7.0	3.3	4.9	140.0
64	49.7	6.9	3.6	74.9	2.8	39.5	2.3	4.8	3.3	5.9	101.2
65	45.4	5.3	3.2	54.5	2.4	9.6	2.0	4.6	2.9	4.7	181.2
66-01	47.7	5.6	4.3	56.3	2.3	20.8	2.0	4.2	2.8	5.1	87.1
66-02	27.4	3.7	3.9	42.0	2.4	11.6	1.9	3.6	2.9	5.2	21.4
67	45.3	6.1	3.2	58.2	2.8	14.7	2.1	4.6	3.3	5.3	87.1
68	42.9	8.3	2.6	69.4	2.4	8.2	2.2	4.8	2.9	4.4	92.7
69	48.4	6.1	3.0	63.1	2.8	72.3	2.2	5.0	3.3	4.6	29.0
70	121.6	8.4	3.3	92.0	2.8	154.7	2.3	6.6	3.5	4.7	83.1
71	57.3	5.2	7.3	69.7	2.3	30.4	2.0	3.9	2.7	4.0	146.3
72	72.7	9.2	3.8	70.4	3.0	10.9	2.0	5.9	3.5	4.3	41.0
72-01	186.5	29.7	2.8	136.4	2.7	38.9	2.4	9.0	3.3	5.2	31.8
73	124.1	12.8	2.3	85.9	2.5	35.1	2.1	6.8	2.9	4.4	124.6
74	100.0	7.4	3.8	105.1	2.6	27.5	2.3	5.4	3.1	5.4	154.8
75	66.3	11.8	2.1	72.0	2.5	11.7	2.2	4.0	3.0	4.0	239.5
76	81.6	7.7	3.1	90.1	3.0	12.2	2.6	6.6	3.5	5.0	103.2
77	83.5	10.0	5.2	78.7	2.9	20.9	2.3	4.5	3.4	4.2	102.9
77-01	29.3	6.3	3.2	33.7	3.9	5.5	2.0	3.4	4.6	6.1	17.6
78	55.1	7.4	3.1	66.5	3.1	9.8	2.2	4.7	3.6	4.4	208.3
79	54.5	8.9	2.3	55.5	3.0	7.1	2.0	3.9	3.5	4.3	118.0
80	67.1	6.2	2.6	52.5	3.6	6.9	2.1	4.1	4.2	4.7	101.1
81	92.1	8.4	6.0	74.5	2.9	192.8	2.4	4.9	3.3	5.8	137.6
82	49.8	5.9	3.0	61.9	2.7	8.5	2.1	5.1	3.1	4.7	85.7
83	81.2	6.0	2.6	70.7	2.9	39.0	2.2	7.0	3.4	4.3	168.9
83-01	40.0	5.3	2.7	65.2	3.0	18.2	2.1	3.4	3.7	4.1	55.6
83-02	35.7	3.9	2.8	73.5	2.9	7.1	2.1	4.1	3.4	4.9	44.7
84	28.3	7.8	2.8	53.0	2.9	6.0	2.1	4.2	3.4	4.7	100.3
85	75.9	7.6	3.8	101.5	2.7	13.2	2.4	6.4	3.2	5.2	104.3
86	99.7	19.6	4.1	90.1	3.2	21.5	2.6	5.6	3.8	4.0	213.5
87	138.2	8.8	2.7	80.3	2.6	31.6	2.1	6.0	3.1	5.0	102.1
87-01	75.6	11.3	2.8	71.5	3.0	10.9	2.2	6.9	3.6	4.6	140.2

Appendix – Table 3 Continued from the previous page

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn
88	92.1	9.7	3.0	89.6	2.8	27.1	2.1	5.3	3.3	4.2	90.1
89	76.2	7.0	3.8	70.5	3.4	13.5	2.3	5.1	4.0	3.9	248.9
90	54.6	3.2	3.4	75.6	2.2	16.3	2.1	4.4	2.6	3.4	125.2
91	68.0	5.3	2.8	71.8	2.7	22.9	2.2	5.3	3.2	4.0	87.2
92	64.4	5.9	3.0	69.5	2.6	11.3	2.1	5.3	3.1	4.5	71.3
93	67.0	7.2	2.5	79.8	2.9	9.6	2.1	5.6	3.3	5.4	88.7
94	43.2	6.8	2.3	47.1	2.4	6.7	1.7	3.7	2.8	4.9	135.4
94-01	83.8	10.2	2.4	60.1	2.4	11.4	1.9	5.0	2.7	5.3	105.3
95	62.3	11.5	2.6	84.2	2.3	19.0	2.0	6.2	2.7	4.5	37.0
96	78.7	7.6	2.9	65.0	2.6	17.3	2.4	5.7	3.0	4.1	96.7
96-01	60.7	5.2	2.3	69.0	2.4	24.6	2.2	5.3	2.8	3.8	95.7
96-02	36.8	8.3	2.4	47.3	2.4	7.0	2.1	4.3	2.9	4.0	98.0
97	77.5	11.0	4.1	78.2	3.2	19.3	2.5	6.2	3.8	4.8	132.1
98	174.4	29.1	4.0	105.4	2.7	17.9	2.3	10.0	3.1	5.7	126.6
98-01	150.2	14.2	2.6	157.2	2.9	68.5	2.6	10.7	3.4	3.6	40.7
98-02	166.7	10.0	3.1	163.5	3.0	30.0	2.7	10.6	3.5	3.8	45.1
99	31.7	7.0	2.2	39.3	2.6	4.7	2.0	3.8	3.0	4.1	56.5
99-01	53.6	5.2	3.0	47.9	2.5	8.1	1.9	3.8	2.9	3.6	218.5
100	74.6	8.8	2.6	79.7	2.3	11.0	2.1	4.4	2.8	3.6	152.7
101	69.9	5.3	2.4	62.2	2.4	14.0	2.0	4.2	2.8	3.6	103.8
102	114.8	11.4	4.0	129.6	2.4	31.0	2.5	10.5	2.8	5.2	69.1
103	72.6	7.6	2.5	103.7	2.1	60.0	1.7	5.1	2.6	3.0	97.2
104	59.7	5.0	2.9	62.4	2.4	8.6	2.2	4.3	3.0	3.5	351.6
105	118.8	14.9	3.0	118.3	2.9	23.3	2.4	6.3	3.5	3.7	245.5
106	63.4	10.5	2.7	65.7	2.3	9.8	1.9	3.5	2.7	4.2	156.1
107	36.3	5.3	2.3	39.9	2.1	7.2	1.7	3.6	2.5	4.6	77.3
108	62.4	7.8	2.3	58.1	2.4	38.4	1.9	4.7	2.8	4.2	87.3
109	74.9	4.5	2.4	64.1	2.3	17.2	2.0	5.1	2.7	3.9	47.4
110	151.8	6.1	2.8	434.0	2.6	7.8	2.0	16.9	3.1	3.4	110.4
111	196.6	10.0	4.0	102.1	2.8	11.6	2.4	13.3	3.3	3.9	222.4
112	66.2	9.8	3.2	232.9	2.7	10.4	2.3	5.2	3.2	4.1	184.9
113	59.2	10.3	3.8	72.5	2.9	13.5	2.1	5.2	3.3	5.8	95.4
114	225.5	19.9	3.6	187.4	2.2	53.7	3.2	14.1	2.7	4.5	100.2
115	55.0	6.3	2.5	60.2	2.4	18.4	2.1	4.9	3.0	4.0	86.2
116	45.7	6.0	2.7	46.1	3.0	7.4	1.8	3.9	3.6	4.8	66.7
117	34.5	6.4	2.7	54.2	2.8	6.5	2.0	4.1	3.1	5.6	71.0
117-01	57.5	8.2	4.3	65.9	3.0	10.8	2.1	5.0	3.6	5.5	63.7
118	52.7	5.8	4.0	54.2	3.0	22.9	2.2	4.2	3.3	5.3	47.9
119	68.5	18.4	2.3	55.3	2.4	9.5	1.9	4.4	3.0	4.5	51.7
120	86.0	6.3	2.3	79.1	2.4	71.7	2.1	6.4	2.9	5.0	63.0
121	62.7	6.2	2.7	78.1	2.7	11.9	2.1	5.5	3.2	5.1	108.0
122	38.3	7.9	2.9	53.1	3.3	6.5	2.1	4.0	3.8	5.3	148.9
123-01	110.6	14.3	3.3	104.6	2.4	12.5	2.3	8.2	3.0	6.2	37.2
123-02	120.9	16.0	4.2	94.9	2.6	16.9	2.5	7.1	3.1	4.8	46.9
123-03	126.9	12.8	3.5	118.4	2.0	20.0	2.2	7.9	2.4	3.8	53.6
124	51.2	13.5	2.2	77.2	2.3	8.2	2.1	4.0	2.8	3.3	286.4
125	66.2	4.8	3.2	103.3	2.5	12.9	2.3	4.3	3.0	4.1	339.1
126	104.4	11.9	2.9	113.1	2.7	30.7	2.5	6.1	3.2	3.8	219.3
127	32.0	9.4	2.4	71.6	2.5	9.2	2.0	4.2	3.0	3.6	123.6
128	54.8	8.8	3.4	76.2	2.9	36.1	2.1	5.5	3.4	5.3	80.4
129	49.4	8.0	3.2	62.6	2.8	10.8	2.0	4.5	3.3	5.4	122.8
130	28.7	3.7	2.8	40.2	2.3	7.9	1.8	3.5	2.7	5.1	70.9
131	107.6	7.5	2.7	61.9	2.6	20.1	2.1	4.4	3.1	4.3	189.4
132-01	102.3	8.6	2.5	92.9	2.2	27.8	2.2	5.5	2.7	4.0	103.4
133	49.4	13.4	2.0	50.2	1.9	7.3	1.9	3.2	2.3	4.3	128.6
134	64.1	8.9	2.9	68.3	2.4	13.1	2.0	4.3	2.9	4.0	218.3
135	70.1	10.6	4.9	76.6	2.9	32.0	2.1	4.2	3.5	4.9	106.1
136	65.1	5.3	3.0	72.6	2.6	41.8	1.9	5.2	3.1	4.4	53.9
137	59.7	8.4	2.8	65.3	2.3	20.6	2.0	6.1	2.8	4.9	63.0
138	42.2	5.4	2.0	52.0	2.5	8.8	1.9	4.1	3.0	4.3	107.7
139	46.6	10.3	2.3	49.5	2.8	7.1	2.0	4.0	3.5	4.0	94.1
140	65.6	7.5	3.9	65.1	2.6	17.5	1.9	4.3	3.0	6.4	315.9
141	87.3	14.2	2.8	59.2	2.6	13.4	2.3	5.6	3.0	5.1	134.5

Appendix – Table 3 Continued from the previous page

Locality	Ag	Ba	Be	Bi	Ce	Cs	Ga	In	La	Li	Mn
141-01	74.3	15.7	2.5	60.5	2.3	14.6	2.2	5.6	2.7	3.9	121.8
141-02	32.6	6.4	3.7	31.6	2.3	6.7	1.8	3.2	2.6	4.6	26.3
142	42.2	12.4	2.4	63.1	2.6	48.5	2.0	3.1	3.2	3.7	163.8
143	43.6	12.4	2.7	51.6	2.6	8.8	1.9	3.6	3.1	5.4	126.2
144	83.2	10.0	2.7	80.9	2.4	16.1	2.1	4.2	2.7	4.2	109.4
145	78.8	13.7	2.2	77.1	2.2	29.9	2.0	5.0	2.6	4.3	166.1
146	43.6	5.0	2.8	52.6	2.2	7.9	1.8	3.7	2.6	4.5	146.2
147	68.1	11.8	4.1	68.8	2.4	11.1	2.1	4.7	2.9	4.6	273.4
148	93.4	8.6	3.0	95.4	2.3	21.0	2.1	6.0	2.8	4.5	125.4
149-01	28.4	7.4	2.5	40.3	4.5	5.2	1.5	2.9	5.3	3.8	40.2
150	73.1	8.4	3.7	88.2	3.2	15.1	2.2	5.4	3.6	5.4	139.1
151	83.0	10.9	2.9	53.5	2.7	6.9	1.8	4.7	3.2	4.6	75.3
152	39.3	5.9	3.2	53.4	2.2	17.8	1.5	4.5	2.6	3.7	104.6
153	51.1	8.9	4.3	59.6	2.3	15.8	1.7	5.6	2.7	5.3	149.0
154	47.1	6.7	2.9	55.8	2.3	19.2	1.7	4.1	2.8	4.6	102.2
155	47.2	7.6	2.6	62.2	2.1	6.6	1.7	4.4	2.4	3.7	80.1
156	46.8	5.9	4.1	59.0	3.2	16.3	1.8	4.4	3.6	4.6	73.3
157	46.2	8.5	2.8	63.6	3.0	11.1	2.1	4.5	3.6	4.6	169.1
158	32.9	5.2	3.3	48.3	2.9	8.8	2.1	3.5	3.4	6.7	101.9
159-02	26.2	7.2	2.3	38.6	3.8	5.1	1.7	2.7	4.3	6.0	24.3
160	54.5	8.4	3.2	62.4	4.4	17.0	2.2	4.3	5.2	5.2	106.9
161	202.0	20.9	2.7	155.9	2.3	539.7	2.0	7.2	2.9	4.2	184.4
161-01	93.2	14.6	2.4	122.4	2.3	25.1	2.1	6.8	2.8	4.6	129.7
162	69.9	13.0	3.5	70.4	2.8	30.5	2.2	4.6	3.3	6.0	226.9
163	48.2	10.2	3.6	50.3	2.8	14.8	2.0	4.2	3.4	4.5	144.4
164	50.2	7.9	3.4	57.1	2.8	12.1	2.1	4.6	3.5	4.0	129.0
165	59.5	24.0	2.6	50.8	3.2	5.8	2.0	3.5	3.7	5.3	176.8
165-01	41.5	10.2	2.3	48.3	3.4	6.1	1.9	3.4	4.1	5.1	28.7
166-01	40.7	14.9	3.4	51.2	4.2	5.8	1.7	3.3	5.0	4.6	72.2
167	77.6	13.8	2.4	59.7	2.3	72.1	1.9	4.0	2.8	4.1	91.0
168	61.1	18.8	2.3	69.6	2.9	43.4	2.1	5.5	3.5	4.0	128.4
168-01	80.3	12.9	2.7	69.2	2.6	35.3	2.1	4.4	3.0	4.0	120.3
169	45.8	9.4	2.9	58.7	3.1	12.1	2.3	4.3	3.7	4.4	191.9
169-01	47.8	9.9	2.2	65.0	2.3	9.9	1.9	4.7	2.7	4.5	178.9
170	44.8	8.4	2.5	43.2	3.6	8.6	2.0	3.5	4.2	5.0	98.1
170-01	52.1	9.2	3.6	55.4	2.9	9.5	2.1	4.7	3.3	4.8	170.1
171	72.0	9.9	2.4	72.5	2.3	41.9	2.0	4.6	2.7	4.0	37.3
172	77.5	8.2	2.5	120.9	2.4	221.6	2.3	6.1	2.8	5.1	130.8
173	54.6	15.4	2.0	77.3	2.6	8.2	2.3	5.3	3.0	4.4	167.5
174	33.4	5.5	2.6	40.6	2.8	7.4	1.9	3.6	3.2	4.1	48.8
175	30.1	6.0	3.0	41.4	3.8	5.8	2.3	3.2	4.4	5.7	98.3
175-01	17.6	3.0	2.1	21.1	3.9	5.1	1.4	2.1	4.6	4.1	3.9
176	12.7	3.0	2.1	33.2	3.9	5.5	1.5	2.6	4.6	4.2	12.3
177-01	13.6	5.8	2.3	28.5	3.3	4.5	1.7	2.6	3.5	7.0	30.4
178-01	41.1	8.3	2.6	58.6	3.4	6.0	1.8	3.3	4.0	3.8	100.6
179	47.4	6.2	3.5	59.1	3.1	14.1	2.1	4.6	3.6	5.0	154.1
180	40.4	6.0	3.6	58.9	2.9	9.0	2.2	4.2	3.4	5.3	149.6
181	47.8	5.1	2.4	60.4	2.7	8.6	2.5	4.8	3.2	7.5	147.6
181-01	24.1	3.3	2.3	35.9	2.6	4.9	1.6	3.3	3.0	4.5	33.6
182	36.8	10.2	2.6	53.8	2.9	6.4	2.1	3.3	3.5	6.9	158.5
183	35.7	6.3	2.8	46.5	2.8	4.7	1.9	3.0	3.2	6.8	47.0
183-01	60.9	11.1	3.5	55.8	2.8	7.3	2.0	3.9	3.2	5.7	74.5
184	82.9	9.6	3.3	86.5	2.6	48.6	2.3	4.1	3.2	5.4	133.9
184-01	46.3	17.3	2.8	77.5	2.9	71.3	2.0	4.6	3.3	5.3	95.0
185	49.9	11.0	3.9	68.5	2.5	21.4	2.0	4.7	2.9	4.8	162.5
186	39.3	4.5	5.4	67.5	3.1	17.1	2.2	4.5	3.5	5.2	143.5
187	10.3	4.1	2.2	21.4	2.6	4.3	1.7	2.6	3.1	5.4	3.2
188	20.8	10.4	2.4	39.5	2.6	6.4	1.7	3.1	2.8	6.5	37.0
189	70.0	12.7	2.9	74.6	2.6	40.4	2.1	4.2	3.1	4.9	196.9
190	39.5	6.1	2.6	50.6	2.8	5.6	1.9	3.9	3.4	6.4	159.6
191	55.2	6.7	2.9	81.8	2.6	10.4	2.1	3.9	3.1	5.4	258.4
192	74.5	15.8	2.6	111.9	2.1	25.5	2.0	4.7	2.5	4.9	265.3

Appendix – Table 3 Continued from the previous page

Locality	Pr	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y
1	2.7	139.3	164.9	1812.1	22.1	4.0	2.96	251.8	4.2	1.6
1-01	2.8	100.7	122.5	1252.1	15.6	4.2	3.45	16.8	4.6	1.6
1-02	2.9	85.7	139.5	1253.0	16.6	4.5	3.30	19.9	4.6	1.7
2	2.6	77.2	146.0	1421.1	20.6	1.8	3.11	72.7	4.2	1.4
3	2.2	57.6	50.3	703.7	8.5	2.5	3.01	18.7	5.9	1.1
3-01	2.3	45.5	69.5	985.0	9.9	2.9	2.93	11.6	5.7	1.3
3-02	2.3	135.2	95.5	1406.3	13.5	3.9	2.54	26.4	5.8	1.4
4	2.3	32.2	67.4	758.1	9.0	2.7	2.80	11.5	5.2	1.4
4-01	1.9	89.0	56.6	736.7	9.2	2.6	2.53	20.2	5.6	1.2
5	2.4	173.5	139.8	1452.5	18.6	3.2	2.56	165.6	3.9	1.5
5-01	2.9	28.4	46.3	415.7	6.4	5.4	3.23	5.8	3.3	1.2
6	2.4	117.3	72.3	1093.5	14.1	3.6	3.37	56.3	5.7	1.3
7	2.4	282.2	159.1	1166.3	20.5	8.3	2.30	54.4	3.3	1.5
7-01	2.4	13.9	68.1	613.2	8.8	8.6	2.26	4.9	2.5	1.5
7-02	2.1	182.7	68.2	2003.2	13.7	3.6	2.48	17.8	3.5	1.2
8	3.7	86.7	93.2	1075.7	10.2	4.8	3.49	9.0	3.8	1.8
8-01	3.0	200.7	176.1	1808.1	18.9	4.1	3.16	49.9	4.2	1.5
9	2.6	112.4	168.4	1437.9	16.3	3.0	2.81	68.9	4.6	1.5
9-01	2.5	182.4	201.8	1437.7	15.7	5.6	2.85	11.4	4.4	1.6
9 02	3.0	126.4	364.0	2289.2	16.4	5.6	3.34	20.1	5.1	1.5
9 03	3.0	56.3	177.1	1826.3	21.0	3.2	3.19	44.9	5.0	1.5
10	3.1	150.3	161.8	1823.8	15.9	5.2	2.88	23.2	6.1	1.5
11	2.7	144.8	174.7	1734.4	23.0	5.7	2.66	22.8	4.4	1.4
11-01	2.8	190.1	163.8	1825.8	17.2	4.5	3.24	70.0	5.6	1.4
11-02	2.1	121.3	141.0	1695.8	19.3	2.8	2.32	58.0	3.8	1.3
12	2.3	316.1	86.9	1043.3	14.0	6.2	2.78	50.7	4.3	1.3
12-01	2.8	27.0	16.2	701.5	6.0	4.6	2.42	11.9	3.6	1.6
12-02	2.2	34.1	26.7	932.2	7.7	3.8	1.80	7.3	2.9	1.6
13	3.1	141.3	102.9	1522.5	18.1	3.9	3.33	58.7	14.4	1.6
13-01	2.4	183.7	108.3	1294.9	14.3	3.3	2.77	13.8	4.8	1.4
14	2.5	187.9	131.5	1293.8	19.7	3.3	2.59	41.2	4.2	1.6
15	2.4	72.4	110.5	1080.7	16.2	2.8	2.51	36.8	4.3	1.5
15-01	2.6	85.8	55.5	1408.5	12.2	3.6	2.41	28.5	3.9	1.6
16	2.6	88.8	109.7	1448.1	15.0	5.9	2.54	19.0	3.5	1.4
17-01	2.7	52.4	78.3	911.3	38.1	6.6	2.67	18.4	3.6	1.3
18	2.2	64.4	84.9	1074.4	12.1	3.0	2.25	23.4	3.3	1.3
19	2.5	35.8	128.9	1350.9	19.6	4.5	2.72	13.2	4.0	1.6
20	2.4	35.0	125.7	1085.2	13.8	4.2	2.32	13.0	3.6	1.6
21	2.5	100.9	157.5	1376.3	19.2	3.4	2.28	56.7	4.1	1.7
21-01	2.8	41.8	114.1	1007.1	16.6	4.2	2.69	21.1	4.8	1.9
22	2.8	90.3	90.3	1050.9	9.9	5.8	3.12	23.6	4.4	1.4
23	2.4	14.6	15.4	475.3	3.8	3.7	2.28	5.2	2.8	1.2
24	2.3	23.0	43.0	732.2	8.4	11.0	1.94	9.0	3.0	1.4
24-01	2.3	45.1	40.0	484.6	6.7	13.3	2.11	6.6	2.5	1.2
25	2.2	91.0	121.6	1239.3	13.7	3.0	2.36	30.9	3.4	1.3
26	2.4	76.2	116.6	925.1	11.2	2.4	2.77	44.2	4.1	1.3
27	2.7	155.3	112.9	1437.5	13.1	3.3	2.99	34.6	4.4	1.6
28	2.2	146.3	119.5	1197.3	13.5	6.2	2.23	12.2	3.3	1.3
28-01	2.2	25.8	16.5	865.6	5.6	5.0	1.96	9.9	4.6	1.4
29	3.6	30.3	50.9	747.7	7.4	3.1	3.90	9.6	3.9	1.5
30	2.7	95.5	123.7	1273.4	12.2	3.2	2.77	20.3	4.3	1.5
31	2.7	77.4	79.5	1038.4	11.1	3.1	3.01	27.5	4.7	1.5
32-01	2.6	48.8	143.9	1396.7	16.1	4.0	2.69	14.3	4.0	1.6
33	2.3	10.4	39.4	717.2	6.4	1.5	2.41	9.5	3.2	1.3
34	2.4	50.0	82.9	1206.0	11.1	2.8	2.28	13.1	3.2	1.3
35	2.8	68.2	95.2	1146.6	11.1	3.7	3.42	17.5	4.6	1.7
36	2.9	59.1	88.8	1080.0	11.8	3.1	3.07	15.5	3.8	1.7
37	2.6	88.2	110.6	910.4	13.9	3.9	2.82	14.1	4.0	1.5
37-01	2.7	77.6	103.2	1054.2	13.7	3.4	2.61	28.8	4.0	1.8
38	2.3	61.6	102.8	1227.3	12.3	3.6	2.30	9.4	3.9	1.4
38-02	2.2	429.1	132.6	1126.3	18.5	7.7	2.17	19.3	5.4	1.1
39	2.4	22.6	46.4	963.7	7.2	2.5	2.20	8.0	2.5	1.3
40	2.7	78.8	131.7	1026.8	22.7	3.3	2.92	22.9	4.1	1.6

Appendix – Table 3 Continued from the previous page

Locality	Pr	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y
41	2.7	64.3	153.7	2048.5	20.2	3.9	2.33	19.8	4.1	1.9
42	2.4	84.3	88.2	871.9	14.7	5.9	2.42	14.4	3.3	1.6
42-01	2.7	97.3	111.4	988.8	18.1	4.8	3.14	30.3	4.0	1.8
43	3.1	203.9	133.1	1564.2	22.9	8.6	2.86	21.2	4.7	1.5
43-01	3.0	185.12	98.6	976.9	17.6	10.1	2.86	16.3	4.3	1.4
44	2.8	446.8	174.5	1135.2	21.4	8.2	2.63	33.1	5.0	1.4
45	3.1	24.7	13.4	576.1	3.4	5.0	1.54	3.3	2.4	1.3
46	2.5	9.4	24.4	895.5	6.0	3.7	2.63	5.9	2.5	1.3
47	2.6	307.2	122.1	2250.6	18.8	3.6	3.33	80.1	4.7	1.6
48	2.4	17.3	47.1	399.5	8.3	6.3	2.39	3.0	2.9	1.6
48-01	2.3	58.5	130.3	742.4	12.5	2.4	2.20	15.0	2.9	1.3
49	2.3	67.0	95.7	953.4	11.6	30.1	2.12	8.1	3.4	1.2
50	2.2	41.3	58.0	1141.3	9.2	2.6	2.15	11.5	2.7	1.4
51	2.2	17.1	92.7	964.3	12.1	4.2	2.17	9.5	2.9	1.4
52	2.2	14.4	85.2	852.3	11.4	4.2	2.16	7.0	2.5	1.3
53	3.0	20.7	69.3	569.6	8.8	8.3	2.86	5.8	5.0	1.6
53-01	2.8	42.8	77.5	1063.1	11.9	3.0	3.30	21.0	4.4	1.7
54	3.3	19.0	73.9	982.6	9.3	7.2	4.61	21.4	5.6	1.9
55	2.9	59.8	101.5	1418.1	12.2	5.5	3.56	26.9	5.1	1.7
55-01	2.4	112.2	94.2	1244.7	11.5	3.2	3.07	34.1	4.0	1.4
55-02	2.5	136.0	93.7	1388.1	13.5	4.2	2.83	32.4	3.8	1.5
56	2.4	303.9	151.9	1988.5	24.7	6.0	2.41	40.2	4.2	1.7
57	2.4	224.1	104.8	1471.5	14.1	8.8	2.81	72.1	4.1	1.5
58	2.6	136.5	149.0	1232.5	23.0	3.4	2.78	97.7	3.8	1.6
58-01	3.2	53.7	94.5	734.4	12.8	4.8	3.32	21.3	4.3	1.9
59	2.9	366.2	149.4	1067.7	20.4	5.2	2.64	24.5	4.3	1.5
59-01	2.6	169.8	144.3	1308.8	29.3	9.8	2.29	20.0	3.5	1.5
60	2.3	283.8	114.1	884.6	19.0	7.5	2.42	19.3	4.5	1.3
61	2.3	25.3	77.0	882.3	10.5	4.0	2.17	10.4	2.6	1.3
62	2.3	110.0	81.6	1117.5	9.6	3.6	2.86	40.4	3.7	1.5
63	2.3	162.1	111.9	1293.0	21.3	4.0	2.25	29.9	3.8	1.5
63-01	2.6	213.0	105.3	1248.0	19.3	9.3	2.57	46.8	3.4	1.6
64	2.6	79.5	191.8	735.4	14.6	6.0	2.27	8.7	3.8	1.3
65	2.3	18.1	112.8	776.47	14.0	2.6	2.24	11.6	2.9	1.4
66-01	2.3	11.4	87.7	676.9	10.0	2.1	2.56	18.0	3.8	1.4
66-02	2.4	30.6	91.6	717.4	8.7	2.8	2.55	20.0	3.4	1.4
67	2.7	66.2	90.3	842.1	9.8	5.0	3.05	15.9	3.9	1.6
68	2.3	19.8	77.2	661.0	12.6	5.3	2.08	10.7	2.8	1.4
69	2.7	50.7	158.8	743.4	14.8	3.0	2.51	38.0	3.9	1.7
70	2.7	240.6	133.3	975.9	20.3	4.7	2.62	51.3	3.6	1.3
71	2.1	57.3	81.1	738.0	13.6	3.1	2.14	22.5	3.1	1.2
72	2.8	26.4	79.2	1171.7	14.7	5.2	2.34	15.3	3.3	1.8
72-01	2.7	126.1	166.1	1440.5	25.1	2.9	2.64	81.9	4.0	1.8
73	2.4	129.2	137.6	975.4	16.2	7.3	2.35	19.3	2.8	1.5
74	2.5	349.7	157.8	995.6	15.9	6.0	2.55	20.2	3.7	1.4
75	2.4	42.7	72.5	715.2	14.5	4.1	2.11	15.6	2.6	1.3
76	2.9	56.9	114.9	1487.6	16.2	4.1	3.03	23.3	4.6	1.8
77	2.8	59.0	99.3	739.9	13.0	5.3	2.83	23.5	4.2	1.8
77-01	3.8	6.7	42.6	249.3	9.0	3.4	3.82	7.2	3.7	2.0
78	3.0	16.2	115.5	793.2	14.1	4.3	3.25	15.4	3.8	1.8
79	2.8	13.3	126.0	632.3	12.1	5.3	2.66	8.3	3.6	1.7
80	3.40	20.0	125.5	717.8	14.3	3.3	3.12	9.1	3.2	2.0
81	2.82	471.4	145.9	1186.3	18.1	6.3	3.17	33.3	4.0	1.6
82	2.55	42.6	72.3	789.6	8.6	3.3	2.87	10.5	3.9	1.6
83	2.74	104.3	66.1	1058.6	8.9	2.7	2.95	14.0	3.6	1.6
83-01	2.9	66.3	84.6	801.4	9.0	3.9	3.52	28.4	4.5	1.6
83-02	2.8	18.4	72.2	814.9	8.6	2.6	3.71	19.6	4.5	1.7
84	2.8	19.7	59.0	778.3	8.3	7.3	3.09	24.3	4.0	1.7
85	2.6	80.9	122.7	1062.9	17.2	4.8	2.65	27.4	4.4	1.6
86	3.1	70.4	123.2	946.8	18.0	6.4	3.49	36.7	4.1	1.9
87	2.5	152.5	166.8	998.6	21.5	8.2	2.21	18.5	4.3	1.5
87-01	2.9	41.7	149.0	877.2	17.0	8.0	2.56	10.1	17.6	1.6
88	2.7	51.2	137.9	750.8	19.4	4.3	2.40	13.7	3.5	1.5

Appendix– Table 3 Continued from the previous page

Locality	Pr	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y
89	3.3	28.9	110.2	871.5	14.1	3.3	2.95	15.4	3.7	2.0
90	2.2	58.9	105.5	616.8	13.1	2.7	2.05	38.6	2.8	1.2
91	2.6	108.3	57.4	898.8	12.5	3.8	2.47	28.5	3.1	1.6
92	2.5	35.7	94.0	870.8	15.1	2.5	2.65	21.5	3.3	1.6
93	2.8	27.8	98.0	763.4	15.1	2.2	2.92	13.9	3.6	1.5
94	2.3	28.2	73.2	424.3	8.3	3.7	2.32	9.6	2.5	1.2
94-01	2.2	59.2	98.0	643.9	10.7	5.5	2.41	13.9	2.8	1.4
95	2.2	66.5	95.5	594.8	14.1	2.8	2.27	42.4	3.1	1.4
96	2.5	58.4	79.4	748.6	11.6	3.4	2.69	28.3	3.7	1.7
96-01	2.3	22.6	14.8	721.5	5.2	5.8	2.30	16.9	2.9	1.5
96-02	2.4	10.3	48.9	434.4	7.5	4.4	2.44	13.5	2.8	1.4
97	3.1	51.8	101.3	984.9	13.0	4.6	3.38	22.5	4.0	1.9
98	2.5	31.2	133.9	711.1	23.3	5.8	2.84	35.7	5.0	1.8
98-01	2.8	55.5	118.6	1139.5	22.0	3.7	2.71	43.8	4.0	1.6
98-02	2.8	29.7	114.8	870.4	22.9	2.7	2.73	30.7	4.0	1.7
99	2.5	7.0	71.0	368.4	9.5	5.8	1.94	6.1	2.4	1.4
99-01	2.3	20.2	119.4	546.8	13.1	3.1	2.27	14.6	3.3	1.4
100	2.2	36.0	189.2	804.8	22.1	4.5	2.12	14.8	3.4	1.4
101	2.3	50.1	150.4	759.6	18.0	5.0	2.20	15.2	2.8	1.5
102	2.3	42.8	127.3	1088.3	20.5	4.0	2.48	39.1	5.2	1.9
103	2.1	123.5	137.5	746.8	16.4	3.0	2.42	65.8	3.6	1.2
104	2.3	18.6	139.1	597.7	17.6	4.1	2.15	13.8	3.1	1.5
105	2.8	68.3	161.5	1106.3	20.0	4.3	2.89	19.9	3.8	1.6
106	2.2	15.6	102.0	613.4	13.1	7.1	2.13	10.7	3.3	1.4
107	2.0	21.7	72.7	590.3	8.9	2.8	2.15	10.5	2.4	1.2
108	2.3	136.3	102.2	852.8	13.2	3.8	2.33	31.4	3.2	1.5
109	2.2	78.4	88.0	810.5	13.5	2.0	2.26	21.5	3.6	1.4
110	2.5	18.7	191.2	787.1	41.4	3.0	2.77	12.2	4.1	1.4
111	2.6	20.4	1150.6	1124.3	104.8	4.8	2.82	17.7	6.3	1.5
112	2.7	21.4	157.5	844.6	17.0	4.2	2.33	12.1	3.7	1.8
113	2.7	38.8	113.4	651.5	12.7	5.5	2.83	15.5	3.5	1.6
114	2.2	82.0	184.6	1318.4	30.6	3.8	2.35	75.6	5.0	1.7
115	2.5	81.3	96.4	683.4	13.7	2.9	2.57	22.5	3.2	1.5
116	3.0	24.2	48.3	543.9	8.3	2.7	2.78	9.0	2.7	2.0
117	2.5	13.4	61.1	435.8	8.8	3.0	3.04	9.4	3.2	1.7
117-01	2.8	19.3	94.5	561.2	12.9	5.1	2.83	18.6	3.5	1.7
118	2.8	25.0	85.6	813.5	31.5	4.7	2.75	14.6	3.3	2.2
119	2.3	16.5	50.2	434.3	8.7	4.9	2.49	10.9	2.6	1.3
120	2.4	223.6	92.4	711.9	14.7	3.1	2.81	36.6	6.2	1.4
121	2.6	46.4	97.7	725.3	13.4	3.4	2.55	15.3	3.3	1.7
122	3.1	15.2	96.0	582.3	11.8	6.1	3.36	11.3	3.3	1.7
123-01	2.5	27.5	105.9	871.6	18.9	5.2	2.36	17.4	3.3	1.6
123-02	2.5	45.5	47.6	868.1	12.1	4.8	2.51	18.0	4.8	1.6
123-03	1.9	83.2	88.6	1115.2	16.6	4.5	1.95	18.2	2.8	1.2
124	2.3	24.5	128.7	741.9	14.0	10.1	2.55	15.6	3.4	1.4
125	2.4	32.3	115.8	1013.9	14.2	3.9	2.71	28.2	4.1	1.5
126	2.6	128.2	189.0	1091.5	23.1	5.0	2.34	17.3	3.3	1.6
127	2.5	43.1	105.7	577.3	12.4	6.4	3.55	18.2	5.3	1.4
128	2.8	184.3	123.0	827.9	14.9	5.4	4.09	37.1	5.2	1.5
129	2.7	43.6	90.2	712.9	11.8	5.0	3.18	14.3	3.8	1.5
130	2.3	34.5	58.9	360.9	7.9	2.4	2.61	12.5	3.0	1.3
131	2.6	83.2	104.0	811.9	12.8	5.4	2.68	16.9	3.2	1.3
132-01	2.2	101.9	82.6	1017.5	14.0	3.4	2.25	40.1	3.2	1.4
133	1.9	41.8	98.8	684.3	10.5	3.4	1.90	9.0	2.7	1.8
134	2.4	52.0	123.5	849.6	13.71	5.3	2.46	13.5	3.3	1.4
135	2.9	86.4	144.7	881.9	16.9	8.9	2.85	25.0	4.7	1.7
136	2.6	114.3	100.6	672.9	13.7	3.6	2.78	30.4	3.7	1.4
137	2.3	71.5	93.5	633.5	12.2	5.3	2.61	17.7	3.4	1.4
138	2.4	22.8	71.5	559.8	10.3	2.7	2.58	9.5	4.3	1.5
139	2.8	40.4	76.5	520.1	9.8	3.4	2.92	8.8	3.5	1.8
140	2.5	103.4	123.5	680.2	13.2	3.4	2.32	32.6	3.3	1.7
141	2.5	51.2	16.2	971.0	6.2	5.4	2.50	14.2	2.6	1.4
141-01	2.1	29.9	91.5	1137.3	12.6	5.2	2.08	12.6	2.6	1.4

Appendix – Table 3 Continued from the previous page

Locality	Pr	Rb	Sb	Se	Sn	Sr	Th	Tl	U	Y
141-02	2.2	6.5	32.6	461.5	6.3	3.9	2.31	5.2	2.9	1.4
142	2.5	168.9	89.1	551.9	11.3	8.3	4.36	20.3	5.7	1.4
143	2.6	26.4	75.5	550.0	9.4	3.8	2.85	15.2	3.5	1.7
144	2.2	65.3	106.1	589.5	14.0	6.7	4.38	19.5	6.0	1.3
145	2.3	158.8	160.8	937.2	15.9	10.3	2.03	11.8	3.0	1.7
146	2.2	19.0	103.1	575.0	11.5	3.6	2.76	11.1	3.7	1.3
147	2.3	37.6	119.5	729.1	13.7	4.6	2.43	11.1	3.6	1.4
148	2.3	77.6	125.9	901.5	15.4	4.1	2.57	20.6	3.5	1.4
149-01	4.3	9.1	22.7	272.8	3.7	3.4	5.94	7.1	4.2	2.2
150	2.9	28.6	71.2	875.4	13.5	4.9	2.76	18.4	3.4	1.6
151	2.6	32.2	86.4	482.3	10.4	7.1	3.17	9.3	3.6	1.2
152	2.5	58.4	79.4	748.6	11.6	3.4	2.69	28.3	3.7	1.7
153	2.3	22.6	14.8	721.5	5.2	5.8	2.30	16.9	2.9	1.5
154	2.4	10.3	48.9	434.4	7.5	4.4	2.44	13.5	2.8	1.4
155	3.1	51.8	101.3	984.9	13.0	4.6	3.38	22.5	4.0	1.9
156	2.5	31.2	133.9	711.1	23.3	5.8	2.84	35.7	5.0	1.8
157	2.8	55.5	118.6	1139.5	22.0	3.7	2.71	43.8	4.0	1.6
158	2.8	29.7	114.8	870.4	22.9	2.7	2.73	30.7	4.0	1.7
159-02	2.5	7.0	71.0	368.4	9.5	5.8	1.94	6.1	2.4	1.4
160	2.3	20.2	119.4	546.8	13.1	3.1	2.27	14.6	3.3	1.4
161	2.2	36.0	189.2	804.8	22.1	4.5	2.12	14.8	3.4	1.4
161-01	2.3	50.1	150.4	759.6	18.0	5.0	2.20	15.2	2.8	1.5
162	2.3	42.8	127.3	1088.3	20.5	4.0	2.48	39.1	5.2	1.9
163	2.1	123.5	137.5	746.8	16.4	3.0	2.42	65.8	3.6	1.2
164	2.3	18.6	139.1	597.7	17.6	4.1	2.15	13.8	3.1	1.5
165	2.8	68.3	161.5	1106.3	20.0	4.3	2.89	19.9	3.8	1.6
165-01	2.2	15.6	102.0	613.4	13.1	7.1	2.13	10.7	3.3	1.4
166-01	2.0	21.7	72.7	590.3	8.9	2.8	2.15	10.5	2.4	1.2
167	2.3	136.3	102.2	852.8	13.2	3.8	2.33	31.4	3.2	1.5
168	2.2	78.4	88.0	810.5	13.5	2.0	2.26	21.5	3.6	1.4
168-01	2.5	18.7	191.2	787.1	41.4	3.0	2.77	12.2	4.1	1.4
169	2.6	20.4	1150.6	1124.3	104.8	4.8	2.82	17.7	6.3	1.5
169-01	2.7	21.4	157.5	844.6	17.0	4.2	2.33	12.1	3.7	1.8
170	2.7	38.8	113.4	651.5	12.7	5.5	2.83	15.5	3.5	1.6
170-01	2.2	82.0	184.6	1318.4	30.6	3.8	2.35	75.6	5.0	1.7
171	2.5	81.3	96.4	683.4	13.7	2.9	2.57	22.5	3.2	1.5
172	3.0	24.2	48.3	543.9	8.3	2.7	2.78	9.0	2.7	2.0
173	2.5	13.4	61.1	435.8	8.8	3.0	3.04	9.4	3.2	1.7
174	2.8	19.3	94.5	561.2	12.9	5.1	2.83	18.6	3.5	1.7
175	2.8	25.0	85.6	813.5	31.5	4.7	2.75	14.6	3.3	2.2
175-01	2.3	16.5	50.2	434.3	8.7	4.9	2.49	10.9	2.6	1.3
176	2.4	223.6	92.4	711.9	14.7	3.1	2.81	36.6	6.2	1.4
177-01	2.6	46.4	97.7	725.3	13.4	3.4	2.55	15.3	3.3	1.7
178-01	3.1	15.2	96.0	582.3	11.8	6.1	3.36	11.3	3.3	1.7
179	2.5	27.5	105.9	871.6	18.9	5.2	2.36	17.4	3.3	1.6
180	2.5	45.5	47.6	868.1	12.1	4.8	2.51	18.0	4.8	1.6
181	1.9	83.2	88.6	1115.2	16.6	4.5	1.95	18.2	2.8	1.2
181-01	2.3	24.5	128.7	741.9	14.0	10.1	2.55	15.6	3.4	1.4
182	2.4	32.3	115.8	1013.9	14.2	3.9	2.71	28.2	4.1	1.5
183	2.6	128.2	189.0	1091.5	23.1	5.0	2.34	17.3	3.3	1.6
183-01	2.5	43.1	105.7	577.3	12.4	6.4	3.55	18.2	5.3	1.4
184	2.8	184.3	123.0	827.9	14.9	5.4	4.09	37.1	5.2	1.5
184-01	2.7	43.6	90.2	712.9	11.8	5.0	3.18	14.3	3.8	1.5
185	2.3	34.5	58.9	360.9	7.9	2.4	2.61	12.5	3.0	1.3
186	2.6	83.2	104.0	811.9	12.8	5.4	2.68	16.9	3.2	1.3
187	2.2	101.9	82.6	1017.5	14.0	3.4	2.25	40.1	3.2	1.4
188	1.9	41.8	98.8	684.3	10.5	3.4	1.90	9.0	2.7	1.8
189	2.4	52.0	123.5	849.6	13.71	5.3	2.46	13.5	3.3	1.4
190	2.9	86.4	144.7	881.9	16.9	8.9	2.85	25.0	4.7	1.7
191	2.6	114.3	100.6	672.9	13.7	3.6	2.78	30.4	3.7	1.4
192	2.3	71.5	93.5	633.5	12.2	5.3	2.61	17.7	3.4	1.4

Appendix – Table 3 The end

Element	Reference value		Determined		
	Mean $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Confidence interval	Mean $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$	Confidence interval	Recovery %
IAEA Hay V10					
Ag	n.c.	n.c.	0.003	± 0.001	n.c.
Ba	6.00	4.0–7.0	5.37	± 0.14	90 ± 2.4
Bi	n.c.	n.c.	0.003	± 0.001	n.c.
Ce	n.c.	n.c.	0.103	± 0.011	n.c.
Cs	0.017	0.016–0.019	0.017	± 0.0005	101 ± 2.9
Ga	n.c.	n.c.	0.030	± 0.001	n.c.
In	n.c.	n.c.	0.0002	± 0.0001	n.c.
La	0.07	0.06–0.09	0.056	± 0.002	80 ± 3.5
Li	n.c.	n.c.	0.494	± 0.023	n.c.
Mn	47	(44–51)	48.4	± 1.2	103 ± 2.5
Pr	n.c.	n.c.	0.013	± 0.001	n.c.
Rb	7.6	7.3–7.8	6.99	± 0.07	92 ± 1.0
Sb	0.022	0.019–0.03	0.015	± 0.001	81 ± 3.9
Se	0.022	0.019–0.03	0.025	± 0.006	131 ± 25
Sn	n.c.	n.c.	0.205	± 0.005	n.c.
Sr	40	37–44	42.2	± 0.6	106 ± 1.4
Th	n.c.	n.c.	0.011	± 0.002	n.c.
Tl	n.c.	n.c.	0.005	± 0.000	n.c.
U	n.c.	n.c.	0.007	± 0.000	n.c.
Y	n.c.	n.c.	0.039	± 0.001	n.c.
IAEA Lichen 336					
Ag	n.c.	n.c.	0.021	± 0.001	n.c.
Ba	6.4	5.3–7.5	5.59	± 0.08	87 ± 1.3
Bi	n.c.	n.c.	0.016	± 0.002	n.c.
Ce	1.28	1.11–1.45	1.09	± 0.02	85 ± 1.7
Cs	0.11	0.097–0.123	0.105	± 0.003	96 ± 2.4
Ga	n.c.	n.c.	0.178	± 0.003	n.c.
In	n.c.	n.c.	0.003	± 0.0001	n.c.
La	0.66	0.56–0.76	0.525	± 0.011	80 ± 1.7
Li	n.c.	n.c.	0.453	± 0.013	n.c.
Mn	63	56–70	62.4	± 0.7	99 ± 1.1
Pr	n.c.	n.c.	0.130	± 0.003	n.c.
Rb	1.76	(1.54–1.96)	1.48	± 0.02	84 ± 1.2
Sb	0.073	0.063–0.083	0.052	± 0.012	71 ± 16
Se	0.22	0.18–0.26	0.217	± 0.004	98 ± 1.8
Sn	n.c.	n.c.	0.114	± 0.005	n.c.
Sr	9.3	8.2–10.4	8.25	± 0.06	89 ± 0.7
Th	0.14	0.12–0.16	0.110	± 0.003	79 ± 2.5
Tl	n.c.	n.c.	0.010	± 0.0004	n.c.
U	n.c.	n.c.	0.035	± 0.002	n.c.
Y	n.c.	n.c.	0.315	± 0.008	n.c.
NIST Spinach Leaves 1570					
N	57400 (Kjeldahl)	n.c.	54914	± 453	95.7 ± 0.8
	59000 (total)	–	–	–	(93.1 total)
WEPAL 100 Grass(GR94)					
N	29092.5	n.c.	28181.5	± 653	96.9 ± 2.2

Appendix–Table 4 Analytical results of the chosen reference materials used for the control of the moss sample analysis in 2000/2001. (n = 104–116, for nitrogen n = 63–67; n.c. = no certified value)

LIST OF ABBREVIATIONS – SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

Abbreviation	Meaning	Význam			
CZ	the Czech Republic	Česká republika			
BN	South Moravian administrative region.	Jihomoravský kraj			
CB	South Bohemian administrative region.	Jihočeský kraj			
HK	Hradec Králové administrative region.	Královéhradecký kraj			
JI	Vysočina administrative region.	kraj Vysočina			
KV	Karlovy Vary administrative region.	Karlovarský kraj			
LI	Liberec administrative region.	Liberecký kraj			
OL	Olomouc administrative region.	Olomoucký kraj			
OV	Moravian-Silesian region.	Moravskoslezský kraj			
PL	Plzeň administrative region.	Plzeňský kraj			
PR	Capital city of Prague.	Hlavní město Praha			
PU	Pardubice administrative region.	Pardubický kraj			
SC	Central Bohemian region.	Středočeský kraj			
UL	Ústí nad Labem administrative region.	Ústecký kraj			
ZL	Zlín administrative region.	Zlínský kraj			
Ag	silver	stříbro	N	nitrogen	dusík
Ba	barium	baryum	Pr	praseodymium	praseodym
Be	beryllium	beryllium	Rb	rubidium	rubidium
Bi	bismuth	vizmut	Sb	antimony	antimon
Ce	cerium	cer	Se	selenium	selen
Cs	caesium	cesium	Sn	tin	cín
Ga	gallium	galium	Sr	strontium	stroncium
In	indium	indium	Th	thorium	thorium
La	lanthanum	lanthan	Tl	thallium	talium
Li	lithium	litium	U	uranium	uran
Mn	manganese	mangan	Y	yttrium	ytrium
UN/ECE	United Nation European Commission for Europe	Organizace spojených národů Evropská hospodářská komise (OSN/EHK)			
ICP-Vegetation	International cooperative programme on effects of air pollution on natural vegetation and crops	společný mezinárodní program sledování vlivu znečištěného ovzduší na přirozenou vegetaci a plodiny			
n	number of plots, samples or analysis.	počet lokalit, vzorků nebo analýz			
S.D.	standard deviation.	směrodatná odchylka			
p	significance level	hladina významnosti			
r	correlation coefficient	korelační koeficient			
r _p	partial correlation coefficient	parciální korelační koeficient			
CLRTAP	Convention on Long Range Transport of Air Pollution (1979).	Úmluva o omezování šíření znečištěného ovzduší přecházejícím hranice států (1979)			
PM ₁₀	air solid particles of diameter (µm) indicated by the index.	částice pevného aerosolu v ovzduší o velikosti (µm) dané indexem			
POPs	Persistent Organic Pollutants	přetrvávající organické látky znečišťující ovzduší			
VOC	Volatile Organic Carbon	těkavé uhlovodíky			
PAHs	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	polycyklické aromatické uhlovodíky			

Vydává:

Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., Průhonice
s Novou tiskárnou Pelhřimov, spol. s r.o., Krasíkovická 1787, 393 01 Pelhřimov
Doc. Ing. Ivo Tábora, CSc. – (tabor@vukoz.cz)

Odpovědný redaktor:

Mária Tábora

Grafická úprava a sazba:

Recenzent:

RNDr. Irena Skořepová, CSc., Česká geologická služba, Geologická 6, 152 00 Praha 5

Náklad:

500 ks

Sazba provedena v Adobe InDesignu písmem Adobe Garamond Pro