

UNIVERZITA KOMENSKÉHO V BRATISLAVE  
Prírodovedecká fakulta

Miloslav KHUN  
Slavomír ČERŇANSKÝ

GEOFAKTORY A ZDRAVOTNÉ ASPEKTY  
KVALITY ŽIVOTA

1. vydanie



© M. Khun, S. Čerňanský, 2011  
ISBN 978-80-223-3134-0

Vydanie tejto publikácie podporili granty Kultúrnej a edukačnej grantovej agentúry MŠVVaŠ SR č. 3/7234/09 s názvom "Informačné technológie ako nástroj vzdelávania v oblasti hodnotenia environmentálnych a ekologických rizík a ozdravovania životného prostredia" a Vedeckej grantovej agentúry MŠVVaŠ a SAV č. 1/0492/11 s názvom "Retenčné a degradačné charakteristiky vybraných herbicídov v poľnohospodárskych pôdach Žitného ostrova".

© doc. RNDr. Miloslav Khun, CSc., Mgr. Slavomír Čerňanský. PhD.

Recenzenti:

prof. RNDr. Agáta Fargašová, DrSc.

prof. Ing. Peter Fečko, CSc.

Vydala: Univerzita Komenského v Bratislave

1. vydanie, 2011

Náklad: 200 ks

*Za odbornú a jazykovú stránku publikácie zodpovedajú autori.*

*Všetky práva vyhradené. Táto kniha ani jej časti nesmú byť žiadnym spôsobom reprodukované, ukladané alebo rozširované bez písomného súhlasu autorov.*

ISBN 978-80-223-3134-0

# GEOFAKTORY A ZDRAVOTNÉ ASPEKTY KVALITY ŽIVOTA

Miloslav Khun  
Slavomír Čerňanský



Bratislava

2011

Vydanie tejto publikácie podporili granty Kultúrnej a edukačnej grantovej agentúry MŠVVaŠ SR č. 3/7234/09 s názvom "Informačné technológie ako nástroj vzdelávania v oblasti hodnotenia environmentálnych a ekologických rizík a ozdravovania životného prostredia" a Vedeckej grantovej agentúry MŠVVaŠ a SAV č. 1/0492/11 s názvom "Retenčné a degradačné charakteristiky vybraných herbicidov v poľnohospodárskych pôdach Žitného ostrova".

Obrázok na titulnej strane:

Výbuch sopky Shinmoedake v Japonsku na ostrove Kjúšú 13. marca 2011 ([www.udalosti.noviny.sk](http://www.udalosti.noviny.sk))

© doc. RNDr. Miloslav Khun, CSc., Mgr. Slavomír Čerňanský, PhD.

Recenzenti:

prof. RNDr. Agáta Fargašová, DrSc.

prof. Ing. Peter Fečko, CSc.

Vydala: Univerzita Komenského v Bratislave

1. vydanie, 2011

Náklad: 200 ks

*Za odbornú a jazykovú stránku publikácie zodpovedajú autori.*

*Všetky práva vyhradené. Táto kniha ani jej časti nesmú byť žiadnym spôsobom reprodukované, ukladané alebo rozširované bez písomného súhlasu autorov.*

ISBN 978-80-223-3134-0

## OBSAH

1. Úvod .....	5
2. Vymedzenie pojmov .....	11
2. 1 Geologické prostredie a geologické faktory v životnom prostredí.....	11
2. 1 Kvalita života .....	13
3. Príroda ako znečisťovateľ .....	15
4. Geologické prostredie a človek .....	28
4. 1 Geologické riziká.....	28
4. 2 Predpovede a ochrana proti prírodným katastrofám.....	32
5. Charakteristika najdôležitejších geologických faktorov a ich vplyv na človeka .....	38
5. 1 Minerály .....	39
5. 2 Horniny.....	44
5.3 Pôdy .....	54
5. 4 Vody .....	59
5. 5 Geomorfologické faktory .....	69
5. 6 Tektonické pohyby.....	72
5. 7 Vulkanická činnosť .....	75
5. 8 Zemetrasenia a cunami .....	80
5. 9 Geofyzikálne faktory .....	88
5. 10 Exogénne geologické procesy.....	98
6. Geochemické faktory.....	101
Hliník.....	113
Arzén.....	122
Kadmium.....	133
Chróm .....	140

Meď .....	145
Ortuť .....	150
Olovo .....	155
Antimón .....	160
Tvrdosť vody .....	165
7. Biosféra a človek.....	171
8. Záver .....	181
Literatúra.....	183
Register .....	197

## 1. Úvod

---

Zdravie miliónoch ľudí na našej planéte je v rôznom stupni ovplyvňované naším prírodným prostredím, ktorého hlavnou zložkou sú geologické faktory, alebo zjednodušene povedané geológia Zeme. Môže sa zdať, že geológia má ďaleko k problémom ľudského zdravia. Ale horniny a minerály, ktoré sú hlavnou zložkou základných stavebných blokov našej planéty obsahujú väčšinu prírodne sa vyskytujúcich chemických prvkov. Mnohé prvky v malých dávkach sú esenciálne pre rastliny, zvieratá a ľudí. Väčšina týchto prvkov sa dostáva do ľudského tela cestou potravy, vody a vzduchu. Horniny sa zvetrávacími procesmi rozkladajú a formujú pôdy, na ktorých rastú rastliny ako potrava pre zvieratá a ľudí. Podzemné vody ako zdroj pitnej vody dreňujú cez horniny ako časť hydrogeologického cyklu, podobne mnoho prachu a niektoré plyny obsiahnuté v atmosfére sú geologického pôvodu. Teda cez potravinový reťazec a cez inhaláciu atmosférických prachov a plynov je ľudské telo priamo v spojení s geológiou.

Planéta Zem poskytuje prostredie vhodné pre náš život a má tak rozhodujúci vplyv na naše zdravie a kvalitu života. Často považujeme za samozrejmosť, že nám je poskytnuté čisté životné prostredie, ktoré nemá vplyv na naše zdravie, no toto nie je pravda. Skutočnosť, že geologické materiály pôsobia na ľudské zdravie nie je nič nového. Staré texty Číňanov, Egypťanov, Arabov či Grékov opisovali mnohé terapeutické aplikácie rôznych hornín a minerálov, ale na druhej strane aj zdravotné problémy, ktoré mohli spôsobiť. V ostatnej dobe sa venuje zvýšená pozornosť vplyvu prírodného prostredia na ľudské, ale aj animálne zdravie. Chorobnosť na niektoré choroby sa výrazne znížila, napríklad flagrantným dôkazom je eliminácia kreténizmu, najmä v rozvojových krajinách. Ešte zhruba pred 100 rokmi v niektorých častiach sveta boli bežným javom mentálne retardovaní a zakrpatení ľudia. Osoby s touto charakteristikou – syndrómom označeným termínom „kretén“ použitým v jeho pôvodnom zmysle – mali extrémne nízku kvalitu života, ostatní od nich bočili a často tieto osoby končili ako atrakcia v pouličných predstaveniach. Pritom týmto ľuďom jednoducho chýbal v strave prírodne sa vyskytujúci prvok jód. Lekári v spolupráci s geológmi si všimli charakteristickú geografickú distribúciu kreténizmu – vzdialenejšie časti od oceánu a často v izolovaných glaciálnych údoliach, kde roztápaní sa sneh vylúhoval z pôdy stopové živiny ako je aj jód. Ľudia, ktorých

potrava vo veľkej miere závisela od plodín rastúcich na pôdach deficitných jódom a ktorí neboli v obchodnom styku s komunitami žijúcimi na morskom pobreží (plody mora sú významným zdrojom jódu) boli potom potenciálne ohrození rizikom vzniku kreténizmu a iných chorôb spôsobených nedostatkom jódu. Keďže problém bol identifikovaný vďaka spolupráci lekárov a geológov, mohlo sa pristúpiť k jeho riešeniu – jodizáciou kuchynskej soli, ktorú všetci používame.

V priebehu niekoľkých ostatných desaťročí zvíťazila medicína nad celým radom chorôb, výrazne sa zvýšil priemerný vek človeka. Spolu s tým však medzi chorobami nadobudli prevahu choroby stredného veku a choroby staroby. Ak sa bežne hovorí, že dnes umiera na rakovinu, choroby krvného obehu a pod. podstatne viac ľudí než predtým, je potrebné brať takéto tvrdenia s určitou rezervou. Podobné tvrdenia totiž nevyjadrujú nič iného iné než skutočnosť, že sa v dnešnej dobe stále viac ľudí dožíva veku, v ktorom je ľudský organizmus voči týmto chorobám najnáchylnejší, resp. v ktorom najviac podlieha vplyvom niektorých faktorov vonkajšieho prostredia. V žiadnom prípade podobné tvrdenia neznamenaajú, že sa tieto choroby pred storočiami vôbec nevyskytovali.

Geografické faktory v rozšírení niektorých chorôb sú známe prakticky od doby, odkedy existuje medicína ako veda. Štúdium histórie vedy ukázalo, že Hippokrates a niektorí jeho súčasníci sa týmto problémom zaoberali už pred viac ako dvetisíc rokmi. Neskoršie starí Číňania v 4 stor. nášho letopočtu poznali vplyv environmentálnych faktorov na ľudské zdravie, napr. v súvislosti s endemickým výskytom strumy. Samozrejme tieto traktáty zo staroveku nemali významný vplyv na ďalší rozvoj tejto problematiky, ktorá mohla byť adekvátnejšie rozvíjaná až vtedy, keď základné vedy ako chémia, fyziológia, mikrobiológia, patológia ale aj geológia dosiahli zodpovedajúcu úroveň.

Lekárskej vede je už dávno známe, že chorobnosť na niektoré je v rôznych častiach sveta rôzna, ale len v ostatných desaťročiach minulého storočia vznikla medicínska geografia (niektorí autori používajú i slovné spojenie geografická medicína). Je celkom prirodzené, že pri výskume geografického rozšírenia chorôb bola najprv hľadaná spojitosť medzi intenzitou ich výskytu a klimatickými, topografickými a inými podmienkami. Názorným príkladom pozitívneho výsledku epidemiologického výskumu tohto druhu je zistená závislosť medzi rozšírením malárie a žltej zimnice a špecifickými klimatickými faktormi prostredia. Na Slovensku sa napr.

vykonal výskum rozšírenia kliešťovej encefalitídy vo vzťahu k vybraným geografickým parametrom (Krajčír, 1989).

Stále zreteľnejšie sa však ukazuje, že spojenie geografie a medicíny nemôže vysvetliť príčinný vzťah medzi značnými zemepisnými rozdielmi a rozšírením niektorých chorôb. Ako sa veda vyvíjala, mnohé predtým neznáme kauzálne vzťahy sa objasnili a vznikla potreba novej vednej disciplíny – medicínskej geológie (geomedicína, Medical Geology). K porozumeniu úlohy hornín, pôd a podzemných vôd vo vzťahu k ľudskému a animálnemu zdraviu je nutná spolupráca geochemikov, mineralógov a výskumníkov v medicíne. Medicínska geológia je definovaná ako *veda zaoberajúca sa vzťahom medzi prírodnými geologickými faktormi a zdravím človeka a zvierat a skúmajúca vplyv bežných environmentálnych faktorov na geografickú distribúciu týchto zdravotných problémov* (Selinus, 2004, Selinus et al., 2005). Zjednodušená definícia je podľa citovaného autora (<http://www.cprm.gov.br/>) nasledovná: *medicínska geológia je veda zaoberajúca sa vzťahom medzi prírodnými geologickými faktormi a zdravotným stavom ľudí a zvierat*. Teda medicínska geológia je široko ponímaný a komplikovaný subjekt, ktorý vyžaduje interdisciplinárny prístup z rôznych vedných disciplín ak sa problému má porozumieť, zmeniť ho alebo vyriešiť. K zodpovednému vyriešeniu tejto kauzality je bezpodmienečne nutné využiť najmä geochemické poznatky (ako napr. distribúcia a formy vystupovania chemických prvkov v geologickom prostredí, ich migrácia atď.). Tu sa potom otvára priestor pre samostatné zameranie medicínskej geológie – medicínsku geochemiu, ktorá okrem prírodných geologických faktorov zahŕňa do svojich výskumov aj antropogénne ovplyvnené geologické procesy v litosfére, procesy v biosfére, ale aj procesy v technosfére (noosfére – sfére podriadenej ľudskému rozumu). Túto potom Hun (1998) definuje nasledovne: *Medicínska geochemia ako súčasť geomedicíny je vedná disciplína zaoberajúca sa vplyvom chemického zloženia prirodzeného i antropogénne podmieneného geochemického prostredia na ľudské a animálne zdravie v kontexte vonkajších environmentálnych faktorov*. Mnohé fakty totiž dokazujú, že viaceré choroby sú podmienené nedostatkom alebo nadbytkom rôznych potenciálne toxických stopových prvkov. Chemické zloženie organizmov je do istej miery odrazom vonkajšieho geologického prostredia, najmä jeho geochemických faktorov. Prijímanie prvkov a látok z prostredia závisí nielen na povahe organizmu, ale často krát na obsahu prvku a celkovom charaktere prostredia, t. j. na podmienkach geochemického prostredia. Toto prostredie nie je rovnomerné, stopové prvky rovnako ako mak-



roprvky sú v rôznych oblastiach rozšírené nerovnomerne. Toto závisí na geologickej histórii oblasti, na osobitostiach materských hornín pôd a špecifických znakov pôdotvorného procesu, na chemickom zložení prírodných vôd. Výsledkom sú potom oblasti, ktoré sa od „normálu“ líšia zvýšeným alebo zníženým obsahom niektorého prvku, resp. prvkov.

Ak sa obzrieme späť do histórie môžeme zo starých dokumentov zistiť, že rôzne staré kultúry si všimli vzťah medzi prostredím a zdravím. V mnohých prípadoch boli zdravotné problémy vzťahnuté k pracovným prostrediam, no na druhej strane boli pozorovania, ktoré konštatovali úzky vzťah zdravia k prírodným prostrediam. Napríklad Čína má dlhú históriu „medicínskej geológie“. Medicínske texty datované do 3. stor. pred n. l. tu uvádzajú niekoľko referencií medzi geológiou a zdravím. Podobne ešte staršie záznamy za vlády dynastie Song (1000 rokov pred n. l.) opisujú pľúcne choroby, ktoré boli vzťahované k drveniu hornín ako aj symptómy profesnej otravy olovom. Dokonca už pred 1500 rokmi boli známe určité vzťahy medzi kvalitou vody a zdravím, keď grécky lekár Hippocrates (460-377 pred n. l.) napísal: „Ak chceme skúmať medicínu dôkladne, mali by sme mať na pamäti....., že musíme zahrňať do výskumu tiež kvalitu vôd, pretože sa od seba líšia chuťou i váhou, odlišujú sa vo svojej kvalite.“ Tento lekár teda zistil, že zdravie a miesto sú príčinne spojené a že environmentálne faktory ovplyvňujú distribúciu chorôb (Foster, 2002). Vzťah medzi geológiou a zdravím opísal zo svojej cesty z Talianska do dvora Veľkého Chána Marco Polo so svojím strýkom Nicolom v roku 1270. Keď prechádzali južnou a východnou časťou Veľkej púšte Lop v provincii Su-chau, že kone, ktoré spásali určitú rastlinu, ktorá tam rástla, strácali kopytá. Táto animálna patológia, ktorú pozoroval Marco Polo zodpovedá podmienkam, ktoré tu poznáme dnes a je spôsobená konzumáciou rastlín, ktoré akumulujú selén. Zistenie talianskeho cestovateľa bolo zrejme prvé potvrdenie toxicity selénu. Ďalšie príklady z dejín staroveku, pokiaľ ide o zdravotné problémy vo vzťahu k prostrediu ale najmä vyplývajúce z produkcie a používania kovov možno nájsť v dobe medenej, bronzovej a železnej, ako aj v Rímskej ríši a iných (Selinus et al., 2005).

Podobne možno uviesť z danej problematiky i príklady z dejín stredoveku a novoveku. Tak v Nórsku v niektorých oblastiach pozorovali farmári nezvyčajne vysoký výskyt osteomalácie (lánavosť kostí) u domáceho statku a bojovali proti tejto chorobe pridávaním podvrvených kostí do krmenia dobytká. Niektorí farmári predpokladali, že osteomaláciu spôsobuje určitá rastlina, rastúca na pastvinách, kde ju spásal dobytok. Nórsky úradník menom Jens Bjelke

(1580-1659), ktorý sa zaujímal o botaniku dal tejto rastline latinský názov *Gramen ossifragum* („tráva lámajúca kosti“ – tiež sa používal názov *Gramen Norwagicum ossifragum*). Až omnoho neskôršie nórsky geochemik J. H. Vogt (1858-1931), ktorý poznal praktiky pridávania podrvených kostí do kŕmenia dobytky vykonal geochemický výskum oblastí s anomálnym výskytom osteomalácie u dobytky a zistil, že materské horniny pôd týchto pastvín obsahujú minimálne množstvá apatitu, z čoho urobil logický záver, že príčinou výskytu osteomalácie je nedostatok fosforu. Po erupcii islandskej sopky Hekla v roku 1693 boli detailne popísané poškodenia zubov u domácich zvierat. Pravda, v tej dobe sa nevedelo, že sa jedná o fluorózu a to v dôsledku emisie fluóru z erupcie (Selinus et al., 2005). Na Slovensku sa potenciálny vplyv fluóru na ľudské zdravie skúmal v Žiarske kotline (Jurkovič et al., 1998, Hun, 2001; 2007)

Vplyv geochemických faktorov na ľudské zdravie ako prvý jasne identifikoval francúzsky chemik Chatin v roku 1851 (Dissanayake a Chandrajith, 2009). Zistil, že struma bola omnoho častejšia v Alpách než v blízkosti mora a túto skutočnosť dokladoval rozdielmi v obsahoch jódu v pôde a vo vode.

Prvá „geochemická“ teória vzniku rakoviny bola uverejnená v rokoch 1868-1888 v Anglii (Haviland, 1868, 1875 a 1888 in Zyka, 1972). Zanesením stupňa úmrtnosti na túto chorobu do geologickej mapy tento autor zistil, že územia vysokej úmrtnosti sa vyskytujú prevažne v nížinách sezónne zaplavovaných riekami. V údolí rieky Temže úmrtnosť na rakovinu vzrastala s poklesom terénu smerom k rieke, podobne tomu bolo i v poriečí riek Tweed, Twyne, Wear a iných. Z tohto poznatku autor usudzoval na škodlivý účinok naplavenín bohatých na organický materiál na zdravie človeka. Naproti tomu už vtedy bolo známe, že vápencové oblasti sú príznačné relatívne nízkym stupňom úmrtnosti.

Skúsenosti s nutričnými chorobami domácich zvierat poukazujú na mnohé situácie, pri ktorých pôdne geochemické charakteristiky môžu mať vplyv na zdravie alebo produktivitu v súvislosti so zdrojom stopových prvkov. Takto sa zistili vysoko rizikové oblasti s deficitom, Se, Co, I a naopak toxicitou F, Pb a Se. Uvedené výskumy poukazujú na zmeny v pôde a úrode rastúcej na nej v súvislosti s príjmom stopových prvkov potravou. Vysoké pH pôdy spôsobené vápencovými materskými horninami alebo ako následok vápnenia na jednej strane obmedzuje zdroj dostupného Zn, Fe a Co, na druhej strane podporuje akumuláciu Mo, Se a F vo vypestovaných plodinách. Hoci takéto informácie na detekciu chorôb spojených so stopovými prvkami sú v prípade zvierat dobre preskúmané, menej vieme o tom vo vzťahu

k ľudskému zdraviu. Z posledných štúdií sa však dozvedáme o patogenéze drastických kostných chorôb spojených so zvýšeným príjmom F v Indii. Známym je vzťah medzi nízkym obsahom Se v pôdach a distribúciou kardiomyopatie (choroba Keshan) najmä u detí a žien ako aj osteoartropatiou (Kashin-Beckova choroba), ktorou sú postihnuté najmä deti vo veku 5 – 13 rokov v niektorých oblastiach Číny. Tieto endemické choroby majú preto biogeochemický základ, pretože deficit Se v pôde redukuje prísun tohto esenciálneho stopového prvku do potravného reťazca (Hun et al., 2008). Jód bol prvým prvkom, pri ktorom bola stanovená jeho esencialita pre ľudské zdravie a struma bola prvá endemická choroba, ktorá bola opísaná vo vzťahu k environmentálnej geochemii. Z aspektu geochemie jódu možno povedať, že je čiastočne koncentrovaný v biosfére so silnou afinitou k organickej hmote. Jeho ľahký prenos do atmosféry a mechanická a chemická migrácia z pôdy podzemnými vodami sú zodpovedné za jeho deficit. Teda geochemický cyklus jódu v pôde je kriticky významným faktorom v geografickej distribúcii strumy. Endemická struma je len „vrcholom ľadovca“ klinického deficitu jódu. Z ďalších zdravotných porúch a chorôb s ním spojených možno spomenúť mŕtvo narodené deti, spontánne potraty, vrodené vývojové vady, endemický kretenizmus atď. Napríklad prevažná väčšina výskytu strumy (okolo 60%) a endemického kretenizmu vo vysočinách Tanzánie a Kene je v dôsledku nízkej úrovne príjmu jódu (okolo 25 mg na osobu a deň, čo je len 1/6 odporúčaného príjmu). Tieto oblasti sú charakterizované vysokými prevýšeniami, odlesnením a značnou pôdnou eróziou. Pretože pôdny humus je hlavným akumulátorom jódu (vo forme humínových komplexov), jeho odnos následkom erózie vedie k jeho úbytku v pôdach, vodách a plodinách, ktoré tu rastú. Taktiež kontinentálne a hornaté Slovensko bolo vždy postihnuté ochoreniami z nedostatku jódu. V rokoch 1949-1953 sa podnikol rozsiahly prieskum a na jeho základe sa vyčlenili oblasti výskytu endemickej strumy – Biele Karpaty, Kysuce, Štiavnické vrchy a Žitný ostrov. Prvé tri regióny predstavujú oblasti primárneho deficitu jódu, Žitný ostrov je príkladom intenzívneho vylúhovania jódu z pôdy (Podoba, 1962).

Na Slovensku sa s medicínsko-geochemickým výskumom započalo až na prelome tisícročí, napriek tomu sa dosiahlo viacero relevantných výsledkov, ktoré boli uznané aj v zahraničí (Rapant et al., 2000; Rapant et al., 2002a, b, c, d; Rapant et al., 2003; Hun et al., 2000; Hun a Rapant, 2002; Rapant et al., 2011)

Cieľom predkladaného elaborátu je poukázať na negatívne vplyvy geologických faktorov z aspektu geologických rizík a najmä geochemických faktorov na veľmi dôležitý atribút kvality života – zdravie jedinca a populácie.

## 2. VYMEDZENIE POJMOV

---

### 2.1 Geologické prostredie a geologické faktory v životnom prostredí

Pri štúdiu geologických faktorov životného prostredia je potrebné pracovať s poznatkami, ktoré vedú k ochrane človeka a spoločenského systému pred škodlivými vplyvmi geologických procesov a prispievajú k racionálnemu využívaniu litosféry a samozrejme na druhej strane k jej ochrane pred škodlivými vplyvmi ľudskej spoločnosti. V súlade s tým považujeme Zem za vysoko prirodzene usporiadaný systém („vesmírnu loď v smrtiacom medzihviezdom priestore“), ktorého súčasťou je aj biosféra, kultúra spoločnosti a človek. Je potrebné však povedať, že technosféra (kultúra je jej súčasťou) preniká do prirodzeného usporiadania živej a neživej prírody. Toto sa deje práve v tej najcitlivejšej zóne interakcie litosféry, atmosféry, hydrosféry a biosféry (Suk, 1996).

Kvalitu geologického prostredia (a teda aj životného prostredia) ovplyvňujú jeho vlastnosti a v ňom prebiehajúce procesy. Tie z nich, ktoré môžu podmieňovať kvalitu negatívne a spôsobovať mimoriadne udalosti predstavujú hrozbu (geohazard) pre človeka – bezprostredne ohrozujú jeho život a zdravie a v neposlednom rade aj výsledky jeho práce (Ondrášik a Gajdoš, 2006).

Slovné spojenie „geologické prostredie“ v terminologickom zmysle je pomerne novým fenoménom v odbornej literatúre (cca ostatných 20 rokov). Matula a Ondrášik (1990) ho definujú ako „tú časť litosféry, ktorá sa dostáva do interakcie s ľudskými dielami a zásahmi, vytvára materiálne prostredie pre priamu látkovo-energetickú výmenu medzi človekom a biotickou zložkou“. Teda geologické prostredie sa stáva rovnako dôležitou súčasťou životného prostredia spoločnosti ako je hydrosféra, atmosféra a biosféra. Jeho hlavnými zložkami ako dynamického a značne zložitého prírodného systému sú:

1. horninové prostredie – predstavuje látkovo a štruktúrne základnú zložku záujmovej časti zemskej kôry;

2. podzemná voda - je prienikom hydrosféry s litosférou, podstatne ovplyvňuje vlastnosti a správanie horninových mas, vytvára osobitný druh nerastnej suroviny nevyhnutnej pre život človeka;

3. reliéf - významné rozhranie litosféry s vonkajšími sférami Zeme (atmosféra, hydrosféra), jeho vývoj je výsledkom pôsobenia endogénnych, exogénnych a antropogénnych geologických procesov;

4. pôda - najvrchnejšia vrstva litosféry, ktorá vznikla vzájomným prenikaním a spolupôsobením s atmosférou, hydrosférou a biosférou;

5. nerastné suroviny - tuhé, tekuté a plynné akumulácie (ložiská) úžitkových nerastov v horninovom prostredí (Matula a Ondrášik, 1990).

Medzi jednotlivými zložkami geologického prostredia za významného pôsobenia vonkajších zemských sfér sa nestále uskutočňujú interakcie, ktoré sa prejavujú v rôznych endogénnych a exogénnych procesoch a vytvárajú dynamickú rovnováhu. Stále intenzívnejšie sú prejavy interakcií medzi geologickým prostredím a technosférou.

Za hornú hranicu geologického prostredia možno považovať povrch (reliéf) zemskej kôry. Tu prebiehajú interakcie s takými zložkami prírodného prostredia (alebo životného prostredia) ako je atmosféra a hydrosféra. Spodnú hranicu geologického prostredia možno zjavne odvodit' dosť presne a táto je podmienená vedecko-technickou úrovňou našich poznatkov. Je determinovaná najhlbšími miestami podzemnej ťažby nerastných surovín (do 4 000 m) alebo hĺbkou ropných a plynových vrtov (do 9 200 m, pozn.: najhlbší vrt na svete–viac ako 11 000m je na Kolskom poloostrove, Rusko). Kým na vrchnej hranici geologického prostredia prebiehajú rôzne procesy ako dôsledok interakcií medzi atmosférou, hydrosférou a biosférou, na spodnej hranici je globálny vplyv endogénnych procesov podmienený vnútornou teplotou a tlakom plynov.

Začiatkom sedemdesiatych rokov sa v súvislosti formovaním úloh geológie v tvorbe a ochrane životného prostredia zaviedol termín „geofaktory životného prostredia“. Jeho definícia nie je presná a jednoznačná, o čom svedčia rôzne interpretácie. Niekedy sa pod geo-

faktormi uvádzajú veľmi nesúrodé pojmy, niekde sú vytrhnuté len určité objekty, procesy alebo len niektoré vlastnosti. Na základe dlhodobého štúdia a komplexného zhodnotenia svojich skúseností navrhli Matula a Ondrášik (1990) túto definíciu: *Geologické faktory životného prostredia sú tie geologické objekty a procesy, ktoré podstatným spôsobom pozitívne alebo negatívne ovplyvňujú kvalitu životného prostredia spoločnosti a stávajú sa tak limitujúcimi činiteľmi jeho vývoja*“.

Medzi geofaktormi sa rozlišujú geopotenciály a geobariéry. Geopotenciály predstavujú rôzne prírodné zdroje a možnosti, ktoré je geologické prostredie schopné poskytovať pre priaznivý rozvoj spoločnosti. Medzi geofaktory tejto skupiny patria okrem tradičných nerastných surovín a podzemných vôd aj úrodná pôda, dobrá základová pôda a prírodné stavebné materiály. V súčasnosti sa začínajú veľmi pozitívne hodnotiť aj také potenciály geologického prostredia ako sú napr. vhodné podmienky pre odkladanie odpadov. Geobariéry sú rôzne prekážky a obmedzenia geologickej povahy, ktoré významne obmedzujú alebo úplne znemožňujú účelné využívanie prírody na priaznivý rozvoj života spoločnosti. Sem patria geologické faktory, ktoré ohrozujú život a zdravie ako aj diela človeka a geofaktory, ktoré vyvolávajú nepriaznivé interakcie medzi geologickým prostredím a technickými dielami (napr. nestále horniny, málo stabilné svahy, seizmické územia a pod.). Geofaktormi, ktoré predstavujú spätné negatívne vplyvy technických diel a zásahov nie sú predmetom tejto publikácie (Matula a Ondrášik, 1990).

## 2.1 Kvalita života

Ľudský život je determinovaný charakteristikami, ktoré vyplynuli z celkového kmeňového (fylogenetického) vývoja cicavcov a rozhodujúcich parametrov biosféry. Človek je tvor celkom pozemský. Je viazaný do úzko definovaného gravitačného poľa Zeme, do úzko vymedzeného režimu slnečného, ionizujúceho a kozmického žiarenia, do nie príliš veľkého diapa-zónu barometrického tlaku a atmosféry veľmi špecifického zloženia. Význam týchto geofyzikálnych parametrov uniká pozornosti preto, že zostávajú na celom povrchu Zeme približne rovnaké. Až vo chvíli, kedy človek preniká do hraničných priestorov biosféry (horské výšky, morské hlbiny, hlboké jaskyne, stratosféra) alebo dokonca mimo biosféru (kozmičné lety), stávajú sa tieto parametre evidentnými. Všetky doterajšie experimentálne pobyty ľudí v orbitálnych staniciach, podmorských domoch alebo podzemných jaskyniach naznačujú, že

i dobre pripravený človek môže znášať vybočenie z bežných vplyvov biosféry len na časove veľmi obmedzené obdobie. Pokiaľ ide o atmosféru, tak napriek takmer konštantnému zloženiu jej prízemnej časti sú v biosfére Zeme priestory zamorené toxickými koncentraciami škodlivých plynov (krátery sopiek, okolie fumarol a prameňov s výronmi oxidu uhličitého a pod. Toto všetko súvisí s kvalitou života ľudí.

Ako príklad možno uviesť pohľad na kvalitu života ľudí žijúcich na izolovaných Kurilských ostrovoch v Tichom oceáne, ktorých pravidelne ohrozujú erupcie vulkánov, ničivé cunami. O slnko ich oberá hustá hmla, prístup k moru sťažujú strmé útesy a veľkú časť roka tam panuje mrazivá zima. Nemožno teda povedať, súostrovie Kurily je dovolenková destinácia. Reťaz ostrovov medzi Japonskom a ruskom napriek tomu zaujala antropológov, podľa ktorých bol tento nehostinný a prírodnými katastrofami zmietaný kút Zeme obývaný už 6000 rokov pred našim letopočtom. Vedúci výskumného kolektívu, ktorí študujú Kurilské ostrovy, antropológ Ben Fitzhugh z Washingtonskej univerzity povedal: "Chceme určiť hranice ľudskej prispôsobivosti. Koľko toho ľudia dokážu vydržať. Tieto ostrovy považujeme za kritickú hranicu schopnosti ľudí kolonizovať a dlhodobo prežiť".

Kvalita života je pomerne zložitý a veľmi široký pojem, ťažko postihnuteľný pre svoju multidimenzionálnosť a komplexnosť. Dotýka sa pochopenia ľudskej existencie, zmyslu života a hľadá kľúčové faktory bytia a pochopenia samého seba (Kohutková, 2011). Zložitosť problematiky sa samozrejme odráža na rôznych prístupoch a počte definícií kvality života.

Problematiku skúmania koncepcie kvality života potom Ira a Andraško (2007) charakterizujú tromi základnými znakmi:

- terminologická nejednotnosť (v rámci základných prístupov a spôsobov merania),
- multidisciplinárnosť (kvalita života je predmetom výskumu viacerých disciplín),
- multidimenziálnosť (komplexnosť a zložitosť ľudského života s rôznymi dimenziami).

Z viacerých definícií možno vybrať, výstižnú definíciu, ktorá v sebe zahŕňa i zdravotné aspekty (sú predmetom tejto práce): Kvalita života predstavuje produkt vzájomného pôsobenia sociálnych, zdravotných, ekonomických a environmentálnych podmienok, ktoré vplyvajú na ľudský rozvoj a rozvoj spoločnosti (Shookner, 1997). Z filozofického pohľadu na kvalitu života významný český filozof Erazim Kohák (Kohák, 1993) zdôrazňuje, že kvalita života je vyjadre-



ním hlbokého rešpektu voči druhým, nie realizácia vlastnej predstavy dobra a spokojnosti, ale vždy ohľaduplnosti k druhým. Možno si len povzdychnúť, bodaj by to vždy tak bolo.

V súčasnosti sa výskum kvality života presúva od snáh definovať pojem k identifikácii jej hlavných zložiek, je tendencia členiť život do viacerých oblastí, ktoré sú potom skúmané oddelene (Pacione, 2003). Tak napríklad Felce a Perry (1995 in Kohutková, 2011) vytvorili päť hlavných oblastí (domén) kvality života: fyzická, materiálna, sociálna, emociálna a rozvoj s aktivitou. Pre naše účely tejto práce je podstatná oblasť fyzická, ktoré zahŕňa aj zdravie. Podobne aj Mitchell et al. (2000) alebo Svobodová (2007) vo svojom prístupe zahŕňajú do kvality života aj zdravie.

### **3. PRÍRODA AKO ZNEČIŠŤOVATEĽ**

---

Erupcia sopky Pinatubo na ostrove Luzon na Filipínach v júni 1991 len behom dvoch dní spôsobila vyvrhnutie okolo 10 biliónov ton magmy a 20 miliónov ton SO<sub>2</sub> a vzniknuté aerosóly ovplyvnili klímu najmenej na tri roky. Táto udalosť bola súčasne pôvodcom vstupu 800 000 ton Zn, 600 000 ton Cu, 555 000 ton Cr, 300 000 ton Ni, 10 000 As, 1000 ton Cd a 800 ton Hg na zemský povrch (<http://www.cprm.gov.br>). Milióny ton popola s pravdepodobne všetkými prírodne sa vyskytujúcimi prvkami periodickej sústavy sa rozprášilo na tisíce štvorcových kilometrov. Teda k prvkom, ktoré sú esenciálne pre život ako H, C, N, O, Na, K, Ca, Mg, Fe, I a ďalšie, vulkány redistribuujú aj také prvky, ktoré za určitých podmienok sú škodlivé pre biotu ako napr. As, Cd, Hg, Pb, Rn a U ako aj ďalšie prvky u ktorých ešte neboli stanovené biologické účinky. Podobné vulkanické udalosti ako erupcia sopky Pinatubo sa vyskytovali raz za niekoľko rokov cez celú geologickú históriu Zeme. Z pohľadu prírodného vstupu kovov do prostredia je potrebné si uvedomiť, že na zemskom povrchu sa nachádza okolo 60 potenciálne aktívnych vulkánov s možnosťou erupcie kedykoľvek. Tak napríklad na Islande pod ľadovcom Eyjafallajökull eruptovala sopka dvakrát za kratší časový interval (20. 3. 2010 a 14. 4. 2010, predtým v rokoch 1820 a 1823. Táto erupcia roztopila ľadovec a okrem unikajúcej pary a popola spôsobila aj rozsiahle záplavy. Prakticky o rok (22. 5. 2011) znovu na Islande vybuchla sopka Grimsvötn – tento vulkán pred časom zabil tisíce ľudí. Po zemetrasení vybuchol 50 rokov nečinný vulkán Šinmoedake v Japonsku (13. 3. 2011, zemetrasenie a následné cunami bolo 11. 3. 2011). Jeden z ostatných výbuchov sopky na Zemi sa udial 5. 6. 2011, ke-



dy vybuchla sopka Puyehue na juhu Chile vysoko v Andách a to prvýkrát po 50 rokoch (predtým to bolo v roku 1960 po tom, ako oblasť zasiahlo zemetrasenie s magnitúdou 9,5). Dokonca v čase písania tejto práce, v nedeľu ráno 3. 7. 2011 sa prebudila sopka Soputan na centrálnom indonézskom ostrove Sulawesi a do výšky takmer šiestich kilometrov chrlila oblaky dymu a horúceho plynu. Našťastie neboli obeť na životoch a zatiaľ nie je potrebná ani evakuácia. Najnovšie (júl 2011) prebehla v médiách správa, že podľa islandských vulkanológov môže islandská sopka Hekla čoskoro vybuchnúť. „Sopka je pripravená vybuchnúť“ vyhlásil Pall Einarsson z Islandskej univerzity. Tieto recentné sopečné prejavy demonštrujú, že geologické riziko z tohto geofaktora stále existuje a ohrozuje kvalitu života na Zemi. Celkový vstup kovov z týchto erupcií je významný. Podmorský vulkanizmus je ešte významnejší než vulkanizmus na kontinentálnych okrajoch. Odhaduje sa, že na stredno-oceánskych chrbtoch sa nachádza najmenej 3000 sopúchových polí (Möller, 2000).

Hansell a Oppenheimer (2004) uvádzajú, že na svete žije najmenej 455 miliónov ľudí, ktorí sú potenciálne ohrození vulkanickými plynmi. Vulkány a geotermálne oblasti sú spojené s emisiami rôznych plynov, ktoré typicky obsahujú oxid uhličitý  $\text{CO}_2$ , oxid siričitý  $\text{SO}_2$ , chlorovodík  $\text{HCl}$ , fluorovodík  $\text{HF}$ , sírovodík  $\text{H}_2\text{S}$ , oxid uhoľnatý  $\text{CO}$ , radón  $\text{Rn}$  ale aj ťažké kovy vrátane  $\text{Pb}$  a  $\text{Hg}$ . Emisie sa môžu vyskytovať v spojení s erupciami všetkých veľkostí. Sú bežné medzi erupciami vulkánov, kde môžu vystupovať na povrch Zeme a do atmosféry z fumarolových polí (Bates a Begg, 1997) alebo difundovať cez pôdu (Baubron et al., 1990, Baxter et al., 1999). Výrony plynov môžu podstatne ovplyvniť atmosféru z pohľadu zdroja znečistenia niektorými plynmi. Napríklad priemerný vstup  $\text{SO}_2$  z Etny na Sicílii do atmosféry je ekvivalentný celkovým antropogénnym emisiám  $\text{SO}_2$  z Francúzska, čím sa táto sopka zaradila do kategórie trvalého najväčšieho emitora  $\text{SO}_2$  (Durand - Grattan, 2001). Ročné emisie z vulkánov v Japonsku sú približne rovnaké ako všetky antropogénne aktivity v Japonsku (An et al. 2003). Naviac vulkanické emisie môžu podstatne prispievať aj k znečisteniu urbánneho ovzdušia v niektorých mestách. Napríklad koncentrácie  $\text{SO}_2$  a síranov v Mexico City sú výrazne vyššie, keď sú ovplyvnené aktivitou sopky Popocatepetl (Raga et al., 1999). Taktiež využitie geotermálnej energie (elektrárne) významne prispieva k znečisteniu ovzdušia – emisie síry,  $\text{CO}_2$  ako aj emisie  $\text{Hg}$  sú ekvivalentné emisiám z tepelných elektrární. Štúdie hodnotiace mortalitu vo vzťahu k vulkánom z historických a súčasných erupcií uvádzajú, že vulkanické

plyny sú zodpovedné za < 1 až 4 % všetkých úmrtí následkom výbuchov sopiek, Hansell a Oppenheimer (2004) pokladajú údaj za podhodnotený.

Vulkanické produkty (dispergovanie tefry, vulkanické plyny, vulkanické rozptýlenie kovov a stopových prvkov, radiačné riziko) môžu spôsobovať poškodenie ľudských tkanív a buniek, buď jednotlivo alebo v kombinácii nasledovnými spôsobmi: 1) priamou fyzickou interakciou (napr. Kontakt kože s kyslími plynmi), 2) iniciáciou chronických procesov poškodenia a nápravy (napr. fibróza ako následok ukladania sa vdychnutých silikátových častíc v pľúcnom tkanive), 3) metabolické poruchy (napr. toxicita CO) alebo 4) genotoxicitu a genetické alterácie (napr. expozícia karcinogénnym stresorom ako radón). V tab. 3. 1 je prehľad hlavných toxických zlúčenín vulkanického pôvodu a ich potenciálne patofyziologické účinky.

Planéta Zem je teda konečným zdrojom všetkých kovov. Tieto sú všeobecne prítomné v litosfére, kde sú nerovnomerne distribuované a vyskytujú sa v rôznych chemických formách. Rudné ložiská sú prírodnými akumuláciami týchto kovov a sú aj komerčne využívané. Kým takéto anomálne akumulácie sú predmetom banskej činnosti, požadované koncentrácie kovov vyskytujúcich sa v horninách a pôdach majú ďaleko väčší prínos k celkovému zaťaženiu prostredia. Všetky známe prvky sú prítomné v určitých úrovniach koncentrácie v prírodnom prostredí. Sú prítomné v mineráloch, rastlinách a živočíchoch a ich stimulačné alebo negatívne efekty boli prítomné odkedy sa začala evolúcia. Poznanie pôvodu a veľkosti týchto geologických zdrojov je prerekvizitou pre rozvoj prístupov pre hodnotenie rizika spôsobovaného kovmi v životnom prostredí. Je veľmi dôležité rozlišovať medzi prírodným a antropogénnym pôvodom záťaže prostredia kovovými prvkami. Navyše, znalosť týchto procesov je základom poznania osudu týchto prvkov, ktoré sú uvoľňované do prostredia ako výsledok ľudských aktivít. Pamätajte si, že Matka Príroda je skutočne aj znečisťovateľom životného prostredia.

Geologické fenomény vytvárajú prírodné podmienky pre život. Zemská kôra sa konštantne vyvíjala odkedy sa sformovala na planéte, t. j. pred 4,6 miliardami rokov. Zemská kôra a vrchný plášť obsahujú rigidné platne, ktoré sa pohybujú jedna voči druhej v dôsledku šírenia sa tepla zo zemského vnútra. Na hraniciach týchto platin sa vytvára nová kôra. Kovy a ostatné prvky kontinuálne vstupujú z litosféry do hydrosféry, atmosféry a biosféry ako dôsledok týchto

geologických procesov. Takýchto procesov je viac, pre účely tejto práce stačí však brať do úvahy dve široké kategórie procesov:

- procesy, ktoré prinášajú kovy na povrch z hĺbín Zeme,
- procesy, ktoré redistribuujú tieto kovy na povrchu.

Toxín (aktívna forma)	Spôsob distribúcie smerom k ľudskej populácii	Mechanizmus poškodenia	Akútne účinky	Chronické účinky
<u>Zlúčeniny síry</u> SO <sub>2</sub> , SO <sub>3</sub> , H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	emisie plynov počas erupcie, tečenia lávy, proces degazácie	podráždenie kyslým vplyvom	podráždenie horných dýchacích ciest, pľúcne edémy, podráždenie nosa a hrtana, kože	respiračné choroby
H <sub>2</sub> S	emisie plynov behom erupcií	dráždenie, dusivé účinky, inhibícia metabolických procesov	nevoľnosť, vracanie, kolaps, paralýza respiračných centier, hnačky, bolesť pri močení, krátenie dychu a pľúcne edémy, dráždenie očí a hrtana	
<u>Zlúčeniny fluóru</u> Fluoridy (vrátane kyslých plynov, aerosólov a kvapalín)	emisie plynov počas erupcií, vyluhovanie popola	podráždenie kyslým vplyvom alebo kontaktom s kožou, podráždenie slizníc	hypokalcémia -nízky obsah Ca v krvnom sére, podobne aj Mg, kolapsy, šok. Pri inhalácii HF kašľanie, kŕče v hrtane, bronchitída, pľúcne edémy, Poškodenia gastrointestinálneho traktu; zápal obličiek, dráždenie očí a hrtana, u kože pomaly sa hojace rany, môžu byť absorbované cez kožu spôsobujúť vnútorné účinky	permanentné poškodenie pľúc pri toxickej inhalácii; vypadávanie zubov; osteoporóza, kalcifikácia väzív a šliach
<u>Zlúčeniny chlóru</u> HCl	emisie plynov pri erupcií, láva (napr. pri kontakte s morskou vodou)	podráždenie kyslým vplyvom	kolaps; kašeľ, laringálne kŕče, pľúcne edém; podráždenie očí a hrtana	permanentné poškodenie pľúc v dôsledku inhalácie
<u>Zlúčeniny uhlíka</u> CO	emisie plynov počas erupcií	dusenie; väzba na hemoglobín	kolapsy, kóma, sčervenanie kože, bolesti hlavy	permanentné neurologické poškodenie ako dôsledok poškodenia mozgu
CO <sub>2</sub>	emisie plynov počas erupcií	dusenie	dusenie, kolaps	
<u>Voľný kremeň a silikáty</u> Voľný kremeň	plynné emisie počas erupcií	minerálny prach iniciuje zápal a fibrózu	respiračné choroby (napr. astma)	chronická silikóza
<u>Kovy</u> Pary Hg, Hg	emisie plynov počas erupcií	oxidant	bronchitída, pľúcne edémy; neurotoxicita (môže viesť až k akútnej chronickej otrave Hg)	neurotoxicita

Tab. 3. 1 Hlavné toxické zložky vulkanického pôvodu a možné patofyziologické účinky

Výsledkom prvej kategórie procesov je nerovnomerná distribúcia kovov v horninách. Koncentrácia kovov sa môže pohybovať v rozsahu niekoľkých rádov medzi rôznymi typmi hornín

– napr. koncentrácie Ni a Cr sú omnoho vyššie v bazaltoch než v granitoch, kde naopak vyšší obsah Pb v porovnaní s bazaltmi. V sedimentárnych horninách potenciálne toxické stopové prvky (ťažké kovy) majú tendenciu koncentrovať v najjemnozrnejšej frakcii s najvyšším obsahom organickej hmoty – teda čierne bridlice sú obohatené o tieto prvky. (Tab. 3. 2)

mg.kg <sup>-1</sup>	Priemerná bridlica (1)	Priemerná čierna bridlica (2)	Čierna bridlica SDO – 1 (3)	Kovonosná čierna bridlica SDO-1 (3)	Kupfer-schiefer perm (4)	Malé Karpaty vrch.silur (5)
C <sub>org</sub> %	2,1	3,2	9,7	Nestanovené	6,0	2,0
As	13	-	68	137	87	208
Cr	90	100	66	133	-	104
Cu	45	70	60	120	6,9 %	142
Hg	0,4	-	2,2	4,4	3	0,44
Ni	68	50	99	199	78	179
Sb	1,5	-	4	9	11	23
V	130	150	160	320	315	452
Zn	95	< 300	64	128	12,5 %	360

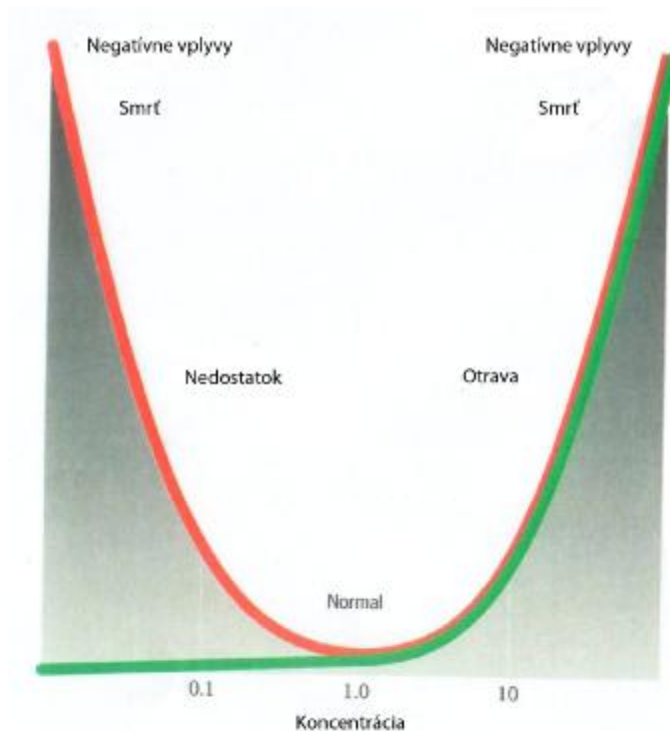
Tab. 3. 2 Obsahy niektorých ťažkých kovov a organického uhlíka v priemernej bridlici, čiernych bridliciach a štandardných referenčných vzorkách čiernych bridlíc

Zdroje: (1) Turekian a Wedepohl (1961), (2) Vine a Tourtelot (1970), (3) Kane et al. (1990), (4) Jung et al. (1974), (5) Hun (1983)

Druhý proces, ktorý redistribuuje kovy na zemskom povrchu je zvetrávanie. Mnohé zvetrávacie procesy prebiehajú v časovom rámci, ktorý ich robí relevantnými v environmentálnom kontexte. Zvetrávanie zahŕňa fyzikálne, chemické a biologické procesy. Fyzikálne zvetrávacie procesy v konečnom dôsledku redukujú masívne horniny na čiastočky, v podstate oderodované vodou a vetrom. Pôdy sa formujú interakciou zvetranej horniny a organického materiálu. Chemické procesy zvetrávania menia mineralogickú formu, v ktorej sa kov vyskytuje a môžu mobilizovať kovy rozpúšťaním vo vode a tak môžu reagovať s organizmami. Biologické procesy v sebe zahŕňajú faunu a flóru. Zvetrávanie má kritickú úlohu v transfere kovov z materskej horniny do životného prostredia.

Chemické prvky sú pre človeka potrebné, ale súčasne aj toxické. Známy stredoveký lekár Paracelsus (1493 – 1541) sformuloval základný toxikologický zákon: „Všetky prvky sú jedom, nie je medzi nimi žiadny, ktorý by nebol jedom. Správna dávka však diferencuje jed od liečiva“. Tento vzťah medzi dávkou a odpoveďou (účinkom) pre hocikajú substanciu je na obr. 3. 1. Začínajúc od 0 (zelená krivka) zvyšovanie množstva/koncentrácie na horizontálnej osi spô-

sobuje negatívne biologické efekty (vertikálna os), ktoré môžu viesť k inhibícii biologických funkcií, prípadne k smrti. Zjavne znižujúce sa koncentrácie neesenciálnych prvkov/substancií majú pozitívny účinok. Situácia pre esenciálne prvky je iná, negatívne biologické účinky sa zvyšujú ako pre rastúce tak aj pre znižujúce sa koncentrácie, ako to vyplýva z priebehu čerenej krivky, čo môže viesť k inhibícii životných funkcií v oboch prípadoch. Teda príliš veľa alebo príliš málo – oboje je rovnako škodlivé.



Obr. 3.1 Krivka dávka-odpoveď znázorňujúca vzťah medzi koncentraciami a biologickými účinkami esenciálnych (červená) a neesenciálnych (zelená) prvkov. Prevzaté z Möller et al. (2000)

Všetky prvky sú v prírode prítomné. Makroprvky esenciálne pre ľudí a zvieratá sú napríklad vápnik, chlór, horčík, fosfor, draslík, sodík a síra. Esenciálne stopové prvky v nízkych koncentráciách pre ľudský a animálny život sú napr. chróm, kobalt, meď, fluór, jód, molybdén selén a ďalšie. Sú však všetky tieto prvky bioprístupné? Prírodne sa vyskytujúce prvky môžu mať škodlivý účinok na zdravie keď sú užívané vo zvýšených množstvách. Kovy existovali a budú existovať, no my sa nemôžeme vyhnúť skutočnosti že ľudia a zvieratá sú nimi ovplyvňované v životnom prostredí. Ľudské aktivity všetkých druhov redistribuovali kovy z miest, kde boli relatívne neškodné na miesta, kde negatívne ovplyvňujú život. Napríklad kyslé dažde

a acidifikácia mobilizuje kovy ako Hg, Zn, Al a Mn, stávajú sa ľahko dostupné a prenikajú do potravinového reťazca. Ďalší dôsledok acidifikácie je, že také esenciálne stopové prvky ako Se a Mo sa stávajú menej dostupnými pre živé organizmy.

Celkový obsah kovu v environmentálnom médiu, napr. v pôde nie relevantný údaj k identifikácii rizika, pretože rôzne kovy sú rôzne bioprístupné. Všeobecné environmentálne hodnotenie predpokladá, že celková koncentrácia kovu je bioprístupná a je schopná sa absorbovať. Nové poznatky však indikujú, že mnohé kovy v pôdach sa vyskytujú v značne nerozpustnej forme a nemôžu vstupovať do rastlín.

Bioprístupnosť, transport a toxicita kovov nezávisí len od fyzikálnej a chemickej formy, v ktorej je ten-ktorý kov prítomný ale tiež na lokálnych faktoroch prostredia. Napríklad pH je dôležitým determinujúcim faktorom bioprístupnosti a mobility kovov v pôd. Mobilita prvkov ako Zn, Pb a Cd je vyššia za kyslých podmienok, kým so vzrastajúcim pH sa redukuje bioprístupnosť. Taktiež typ pôdy, obsah ílu a piesku so svojimi fyzikálnymi vlastnosťami tiež ovplyvňuje migráciu kovov v pôde. Toxicita prvkov závisí od rôznych parametrov ako je chemická forma, špecie, ligandy, pufovacia schopnosť či ionóvo-výmenná kapacita. Oxidačný stav stopového prvku ovplyvňuje stupeň toxicity – napríklad šesťmocný Cr je toxickejší než trojmocný.

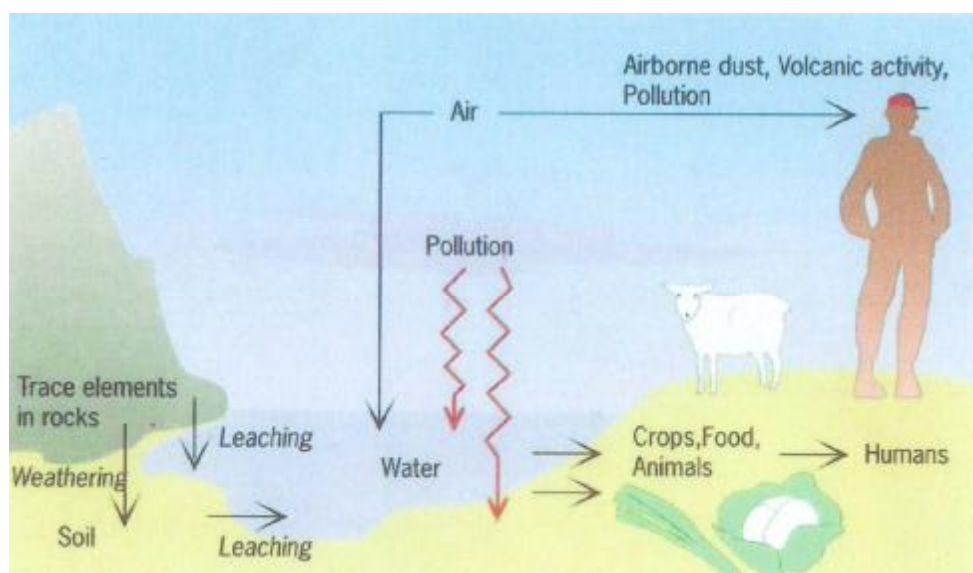
Prvky sú medzi sebou v interakcii a takéto interakcie sa bežne vyskytujú v prírode i v potravinovom reťazci. Napríklad v Nórsku a vo Švédsku sa veľmi zriedkavo zistili rizikové koncentrácie Cu v rastlinách pastvín. Napriek tomu, otrava meďou u ovčíc sa tam vyskytuje pomerne často. Jednoduchou analýzou obsahov Cu v pôde a v rastlinách by sme však prišli k nesprávnemu poznatku. V tomto prípade nízke obsahy Mo spôsobujú zvýšenie pomeru Cu / Mo s následkom otravy ovčíc. Keď sa však zvýši príjem Mo vzniká riziko deficitu Cu u ovčíc a dobytky a paradoxne je nutné pridávať do krmiva meď.

Ine prípady interakcií prvkov:

Rastliny rastúce na pôdach s vysokým obsahom fosforu (vrátane pôd obohatených fosforom z hnojív) sú často deficitné na zinok. Príjem vyšších koncentrácií Zn rastlinami môže obmedziť rozsah obsahov do ktorých rastliny môžu prijímať kadmium. Preto aplikácia Zn na kadmium bohaté pôdy môže byť nápomocná pri kontrole potenciálne škodlivých akumulácií vysokých

obsahov Cd v plodinách. Teda Zn a Cd sú kompetitívne v rastlinách a podobne aj u ľudí, zvýšená spotreba Zn môže ochraňovať pred škodlivými účinkami kadmia. Selén môže mať protektívne účinky pred viacerými zlúčeninami ortuti.

Prečo sú geologické faktory dôležité pre naše zdravie? Problematiku životného prostredia (a samozrejme aj zdravotné aspekty kvality života) možno diskutovať v rámci geologických a biologických interakcií medzi životom a planétou Zem. Veď esenciálne aj neesenciálne prvky v horninách alebo pôdach môžu za určitých podmienok priamo ovplyvňovať ľudské a animálne zdravie – môžu sa dostať do stavu deficitu alebo naopak v nadbytku byť toxické. Obr. 3. 2 demonštruje expozičné cesty, ktorými sa stopové prvky môžu dostávať do organizmov a človeka.



Obr. 3.2 Cesty vstupu stopových prvkov do živých organizmov a človeka. Prevzaté z Möller et al. (2000)

V úvodných častiach práce bola spomínaná otrava Se u ovci v Číne, ktorú popísal Marco Polo. Ďalším príkladom toho, že naša planéta je sama o sebe znečisťovateľom je podobná otrava Se u divokej zveri, ktorá sa zistila v USA. V údolí San Joaquin v Kalifornii bola zavlažovacia voda z farmárskych pozemkov až donedávna odvádzaná do lesnej obory Kesterton. V roku 1983 sa pozorovali cudzie malformácie ako aj úhyn divej zveri a konštatovalo sa, že sú spôsobené vysokými koncentraciami Se v týchto zavlažovacích vodách a príľahlých pôdach. Dve tretiny vtáčích embryí sa našli uhynuté, ryby, hmyz a mikroorganizmy boli postihnuté tiež.



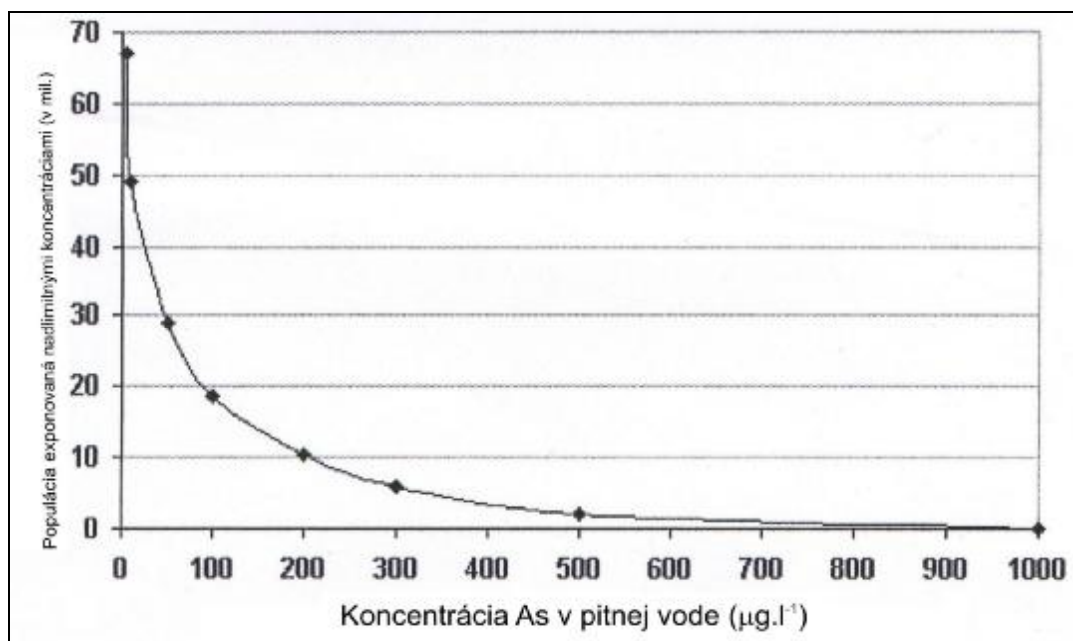
Vysoké obsahy Se mali pôvod vo zvetrávajúcom selénonosnom pyrite z hornín pohoria Coast Range

Najväčšia hromadná otrava arzénom v dejinách ľudstva sa vyskytuje v Bangládeši a v podstate má svoj pôvod v geologických faktoroch, najmä geochemických:

Začiatkom roku 1970 väčšina dedinskej populácie v Bangládeši používala na pitné a kuchynské účely povrchové vody a skoro štvrt' milióna detí zomieralo na choroby spôsobené konzumáciou týchto vôd (World Bank Group, 1999 in Adriano, 2001). Zabezpečenie pitnej vody zo studní pre 97 % dedinskej populácie znížilo incidenciu hnačkových chorôb a o polovicu znížila detskú úmrtnosť. Paradoxne, tie isté studne, ktoré zachránili toľko životov teraz spôsobujú zdravotné poškodenia v dôsledku vysokého obsahu As vo vode. Nakoľko vhodnosť jednotlivých studní z aspektu obsahov As vo vode ešte nie je testovaná, milióny Bangladéšanov stojí pred dilemou buď pokračovať v riziku že budú piť vodu z As kontaminovaných studní alebo sa vrátia k povrchovým vodám a riskujú hnačky a iné smrteľné choroby, ktoré konzumáciou týchto vôd môžu prepuknúť.

Problém vysokých obsahov As v početných plytkých a hlbokých studniach bol v Bangládeši identifikovaný v roku 1993 a následne potvrdený v roku 1995 (World Bank Group, 1996 in Adriano, 2001). Viac ako 20 miliónov z celkovej populácie 120 miliónov obyvateľov Bangládeša je exponovaných As z pitnej vody, čo je najväčšia endemická otrava v histórii. Táto kontaminácia As je bezprecedentná, sú síce príklady geologickej kontaminácie As v iných častiach sveta, vrátane susedného Západného Bengálska, tieto sú však špecifické a ovplyvňujú obmedzený počet ľudí. Na obr. 3. 3 je prezentovaná populácia v Bangládeši, ktorá je exponovaná vysokým koncentráciám As v pitnej vode. Treba poznamenať, že najdôležitejšou expozičnou cestou pre As je ingescia pitnej vody.





Obr. 3.3 Populácia v Bangládeši (v miliónoch ľudí) exponovaná nadlimitným koncentraciám As v používanej pitnej vode. Zdroj: Thornton (1996)

Arzén je tichý zabijak. Otrava je nepozorovateľná v ranných štádiách, účinky na zdravie sa prejavujú medzi 8 a 14 rokom v závislosti od množstva ingestovaného prvku, nutričného stavu a imúnnej dávky jednotlivých osôb. Od určitého bodu proti kontaminácii možno bojovať pitnou vodou bez obsahu As. Efekty As otravy môžu kolísať od kožných pigmentácií, bradavíc, hnačky a vredov v rannom štádiu. V najťažších prípadoch otrava As sa prejavuje nedostatočnou činnosťou pečene a obličiek alebo až rakoviny, ktorá vedie k smrti postihnutého. Otravu As je ťažko detegovať pretože nie dostatok kapacity a prostriedkov na diagnostiku. Navyše len málo postihnutých arzenikózou môže byť ľahko identifikovaných podľa stavu ich pokožky. Dodnes bolo diagnostifikovaných niekoľko tisícok pacientov v Bangládeši s kožnou chorobou v dôsledku otravy As v prvých limitovaných zdrojoch. Dostupné údaje o mortalite v dôsledku As otravy sú sporadické, boli však popísané desiatky úmrtí v dôsledku rakoviny kože v ostatných rokoch. Pretože väčšina dedinských studní bola inštalovaná v ostatných 20-ich rokoch, je veľmi pravdepodobné, že u mnohých ľudí sa prejavia symptómy otravy v najbližších niekoľkých rokoch.

Sociálne následky As krízy sú tragické. V dôsledku nedostatku informácií mnohí pokladajú kožné prejavy As otravy za lepru. Vo väčšine postihnutých dedín sú potom takýto ľudia izolo-

vaní, nie sú pripúšťaní k sociálnym aktivitám a sú odvrhnutí často aj najbližšími príbuznými. Ženy sa nemôžu vydávať, vydaté ženy opúšťajú manželia. Deti s takýmito symptómami nechodia do školy.

Napriek tomu, že vedci z celého sveta sa angažujú v riešení problému v tejto oblasti, presná príčina kontaminácie nie je známa. V niektorých krajinách s As kontamináciou sa zistilo, že kyslík vnesený do podzemných vôd pri normálnom znížení ich hladiny (napr. pri intenzívnom poľnohospodárskom zavlažovaní za používania podzemnej vody) bol iniciovaný oxidačný proces, ktorý rozpúšťa As z geologických materiálov. Toto sa však v Bangladeši nedeje. Podľa predbežných hydrogeologických štúdií pod vedením Svetovej banky a britským Ministerstvom pre medzinárodný rozvoj je As v podzemných vodách Bangladéšu rozpustený a prítomný v dôsledku prírodných podmienok, teda nie je ako dôsledok ľudskej činnosti. Príčinu problému možno vysvetliť aj nasledovne: takmer celý Bangladéš leží na obrovskej riečnej delte rieky Gangy, ktorá vyplňuje i značnú časť Bengálskeho zálivu. Pri rýchlom výzdvihu Himalájí (za menej než milión rokov zvih v centrálnej časti až o 3 – 4 kilometre) sa uvoľňovali obrovské objemy zvetraliny. Tieto boli pri monzúnových povodniach transportované nielen do podhorí, ale najmä do delty Gangy v Bengálskom zálive, kde pevnina vďaka neustálemu prínosu himalájskeho piesku a bahna neustále dorastá a zatlačuje oceán. Pôvod arzenu je potrebné hľadať v pyrite alebo arzenopyrite, ktorý je uvoľňovaný pri zvetrávaní migmatitov a granitoidov tvoriacich jadro Himalájí. As z arzenopyritu síce pomerne ľahko zvetrá a prejde do roztoku, no vzápätí je adsorbovaný na hydroxidy mangánu a železa. Tieto zlúčeniny bohaté na As sú potom rýchle pochované (prekryté) ďalšími sedimentmi a As je dlhodobo „zneškodnený“. Lenže tieto sedimenty s vysokým obsahom organickej hmoty sa ocitnú v redukčných podmienkach, takže mieste litotrofné baktérie nemôžu dýchať kyslík z podzemných vôd. Namiesto toho spotrebovávajú pri oxidácii organickej hmoty kyslík z hydroxidov Fe a menia tak trojmocné železo na dvojmocné. Pri tejto transformácii, čo je vlastne rozpúšťanie Fe, je samozrejme čiastočne uvoľňovaný i adsorbovaný arzén. Vrty teda pomohli dramaticky obmedziť výskyt parazitárnych ochorení, no priniesli arzenikózu. Tragickým rozmerom situácie je pokračujúca kampaň medzinárodných agentúr, aby ľudia viac využívali podzemnú vodu. Po tridsiatich rokoch nedomyslenej medzinárodnej pomoci sa stretávame s najväčšou hromadnou otravou v dejinách ľudstva (Cílek, 1998).

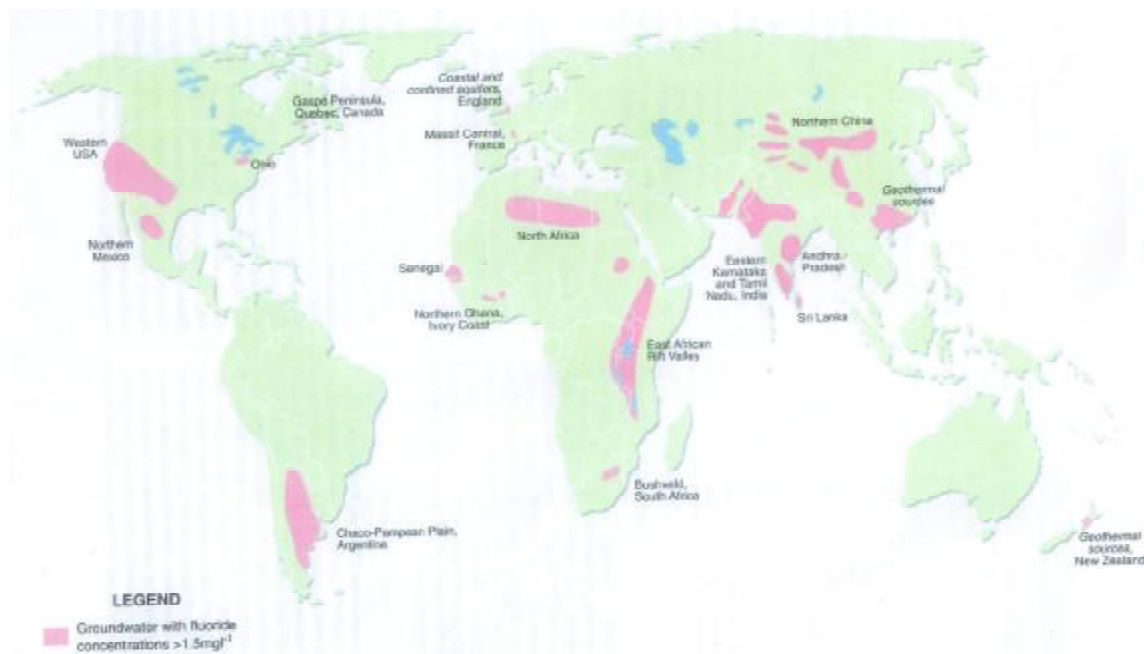
Globálnu kontamináciu podzemných vôd arzénom spolu s potencionálne exponovanou populáciou v krajinách sveta prezentuje nasledovná tabuľka 3. 3.

Krajina	Potenciálne exponovaná populácia	Koncentrácia As $\mu\text{g.l}^{-1}$	Environmentálne podmienky
Bangladéš	30 000 000	< 1 do 2 500	Prírodné; aluviálne/deltové sedimenty s vysokým obsahom fosfátov a organiky
Západné Bengálsko	6 000 000	< 19 do 3 200	Podobné ako v Bangládeši
India, Vietnam	>1 000 000	1 do 3050	Prírodné; aluviálne sedimenty
Thajsko	15 000	1 do >1 000	Antropogénne, baníctvo, bagrované alúvium
Taiwan	100 000 do 200 000	10 až 1820	Prírodné; príbrežné zóny, čierne bridlice
Centrálne Mongolsko	100 000 do 600 000	<1 do 2 400	Prírodné; aluviálne a jazerné sedimenty, vysoká alkalinita
Argentína	2 000 000	>1 do 9 900	Prírodné; spraše a vulkanické horniny, termálne pramene, vysoká alkalinita
Chile	400 000	10 do 1 000	Prírodné a antropogénne; vulkanogénne sedimenty; uzavretá panva, jazerá, termálne pramene, baníctvo
Bolívia	50 000	-	Prírodné, podobné Chile a sčasti Argentíne
Brazília	-	0,4 do 350	Bane na zlato
Mexico	400 000	8 do 620	Prírodné a antropogénne; vulkanické sedimenty, baníctvo
Nemecko	-	<10 do 150	Prírodné; mineralizovaný pieskovec
Maďarsko, Rumunsko	400 000	<2 do 176	Prírodné; aluviálne sedimenty, organika
Španielsko	>50 000	<10 do 100	Prírodné; aluviálne sedimenty
Grécko	150 000	-	Prírodné a antropogénne; termálne pramene a baníctvo
Ghana	<100 000	<1 do 175	Antropogénne a prírodné; bane na zlato
USA a Kanada	-	<1 do >100 000	Prírodné a antropogénne; baníctvo, pesticídy, $\text{As}_2\text{O}_3$ , termálne pramene, aluviálne sedimenty, uzavreté panvy, rôzne horniny

Tab. 3.3 Globálna kontaminácia podzemných vôd arzénom. Upravené podľa Nordstrom (2002 in Dissanayake a Chandrajith, 2009). Vysvetlivky: - nie je údaj

Veľmi ilustratívnym príkladom úzkeho vzťahu medzi ľudským zdravím a fyzickým a geochemickým prostredím možno uviesť zo Srí Lanky s jej variabilnou topografiou, klímou, pôdami, vodami a geológiou. Vplyv chemického zloženia pôd a vôd na dentálne zdravie populácie Srí Lanky, väčšina ktorej žije vo vidieckych oblastiach možno spájať priamo s obsahom fluoridov v ich vodných zdrojoch pitnej vody, ktoré predstavuje hlavne podzemná voda. Tzv. „suchú zónu“ (Dry Zone) v Srí Lanke obýva prevažne vidiecke obyvateľstvo, ktoré žije v tesnom spojení s bezprostredným fyzickým prostredím (geografia, klíma, geológia). Mnohí títo ľudia tu žijú po celý svoj život a preto možno prinajmenšom aspoň niektoré aspekty ich zdravotného stavu korelovať s geochemickým prostredím ich bezprostredného životného prostredia. Hydrogeochemický výskum studní zásobovaných povrchovou vodou, ako aj studní zásobovaných vodou hlbšieho obehu v časti „suchej zóny“ ukázal, že koncentrácie fluoridov dosahujú anomálne vysokých úrovní do  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  v niektorých prípadoch. Dôsledkom tohto je výskyt dentálnej fluorózy, prevažne u detí školského veku. Je potrebné uviesť, že legislatívne je daná maximálna koncentrácia fluoridov v pitnej vode na  $1,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ F}^-$  (napr. Smernica Rady 98/83/ES z 3. novembra 1998, WHO 2006 Guidelines for drinking-water i naše nariadenie vlády SR č. 496/2010 Z. z.). Pre ilustráciu je na obr. 3. 4 mapa sveta s dokumentovanými obsahmi fluoridov v podzemných vodách vyššími ako  $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ . Podrobnejšie o tomto probléme v ďalšej časti práce.

Vyššie uvedené fakty (samozrejme prípadov je omnoho viac) poukazujú na situácie, kedy je z aspektu zdravotných indikátorov kvality života naša Zem znečisťovateľom nášho životného prostredia či už ako dôsledok zmeny geochemickej rovnováhy (nadbytok niektorých prvkov) alebo ako dôsledok iných geofaktorov (napr. sopečná činnosť). Opačné prípady, kedy prostredie je deficitné prvkami dôležitými pre život budú uvedené v ďalších častiach práce.



Obr. 3.4 Mapa sveta s výskytom podzemných vôd s obsahom fluoridov viac ako  $1,5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$   
Möller (2000).

## 4. GEOLOGICKÉ PROSTREDIE A ČLOVEK

### 4.1 Geologické riziká

Prírodné hrozby (geological hazards) vznikajú nezávisle od človeka ako súčasť atmosférických porúch, klimatických zmien, geologického a geomorfologického vývoja územia a ktoré nejakým spôsobom ohrozujú ľudskú spoločnosť. Sú to všetko prejavy prirodzených geologických procesov, sú dôsledkom geologického vývoja litosféry a nejedná sa o živelné procesy, ako sú niekedy antropocentricky interpretované. Sú súčasťou prirodzeného vývoja Zeme a väčšina z nich sa podieľala na vzniku ostatných geosfér – atmosféry, hydrosféry i biosféry a stále sú a budú určujúcim faktorom ich ďalšieho vývoja. Odhaduje sa napríklad, že asi 10 % celkovej hmoty Zeme prechádza biologickými cyklami (Suk, 1996). Človekom spôsobené (antropogénne) hrozby vznikajú narušením stability geologického prostredia pri nevhodných zásahoch a jeho kontamináciou toxickými látkami – tieto nie sú predmetom predkladanej práce. Niekedy sa vyčleňuje aj skupina tzv. indukovaných hrozieb, do ktorej patria vo svojej podstate prírodné hrozby, no impulzom pre vznik mimoriadnej geologickej udalosti sa stal človek

svojou činnosťou, napr. indukované zemetrasenie vyvolané nukleárnymi výbuchmi (Ondrášik a Gajdoš, 2006). Treba povedať, že v človekom ovplyvnenej krajine neexistuje presná hranica medzi prírodnými a človekom podmienenými hrozbami neexistuje. V tab. 4. 1. 1 sú uvedené prevažne prírodné geologické hrozby.

Kategória	Druh	Potenciálne udalosti	Sprievodné javy
atmosférické poruchy	cyklóny, hurikány, veterné smršte	vyvracanie stromov, strhávanie striech, nadzemných vedení, zníženie až zničenie úrody a pod.	erózia
	prívalové dažde dlhodobé dažde	zatápanie depresí, zahltenie kanalizácie, obmedzenie premávky, zníženie až zničenie úrody	erózia, svahové pohyby, povodne, kontaminácia a pod.
	katastrofálne sucho	pokles hladiny podzemnej vody, zmršťovanie a vznik trhlin v pôde, zníženie úrody a pod.	požiare, poruchy na stavbách založených na objemovo nestálych zeminách a pod.
	lavíny	ohrozenie ľudí, vyvrátenie stromov, poškodenie objektov a pod.	erózia, svahové pohyby
povodne	zatopenie územia	zatopenie údolnej nivy vodných tokov, poldrov a pod.	erózia, kontaminácia vôd a pôdy, svahové pohyby
tektonické pohyby	poklesy územia	zmeny reliéfu	podmáčanie, zatopenie územia a pod.
	diferencované pohyby na zlomoch	zmeny reliéfu	zemetrasenia, svahové pohyby, erózia
zemetrasenia	otrasy	poškodenie a deštrukcia objektov	svahové pohyby, zmeny reliéfu, požiare, deštrukcia budov, kontaminácia vôd
sopečná činnosť	výlevy lávy	zmeny reliéfu, deštrukcia objektov	požiare
	erupcie pyroklastik a plynu	znečistenie ovzdušia, ohrozenie zdravia a životov	zemetrasenia, kamenito-bahnité prúdy a pod.
zmeny úrovne mor-skej hladiny	zatápanie pobrežných nížin	úbytok úrodnej pôdy, zasolenie podzemných vôd	zvýšená abrázia, zasolenie podzemných vôd a pod.
eróznokumulatívne procesy	veterná erózia a akumulácia	odnos pôd, zavievanie komunikácií, objektov	znečistenie ovzdušia
	vodná povrchová erózia a akumulácia	splachovanie pôd vznik výmoľov a strží, zanášanie komunikácií	kontaminácia pôd
	riečna erózia a akumulácia	zmeny prúdnice vodných tokov, podmieňanie brehov	zmeny úrovne hladín podzemných vôd v priľahlých územiach
	abrázia a akumulácia na pobreží morí a vodných nádrží	úbytok súše, zmeny konfigurácie pobrežia, strata retenčnej schopnosti nádrží	zmeny reliéfu pobrežia, zosuny, zanášanie prístavov
svahové pohyby	plazenie, zosúvanie, tečenie, rútenie	zmeny reliéfu, deštrukcia objektov a komunikácií	erózia, prehradenie vodných tokov
krasovatenie	vznik podzemných a povrchových krasových foriem	vznik podzemných dutín, zmeny reliéfu, zmeny hydrologického režimu vôd	prevalenie stropov jaskýň, únik vody z vodných nádrží
geochemické procesy ohrozujúce zdravie	uvoľňovanie škodlivých zložiek, radónová emácia	negatívny vplyv na zdravie z nadbytku As, Pb, Cd, rádioaktívnych a iných látok	
geopatogénne zóny	anomálie vo fyzikálnych poliach Zeme	ohrozenie zdravia, poruchy prístrojov	

Tab. 4.1.1 Prevažne prírodné geologické hrozby (Ondrášik a Gajdoš, 2006)

Ako bolo uvedené tab. 4. 1. 1 ku geologickým rizikám sa radia spravidla vulkanické prejavy, zemetrasenia, zvetrávanie a erózia pôdy, lavíny a prejavy pôsobenia vody (cunami, morská

erózia, záplavy). Ku geologickým rizikám však patrí i mnoho prejavov priameho pôsobenia litosféry na človeka a to vplyvy fyzikálnych podmienok (napr. magnetického, elektrického, tiažového a ďalších polí) a najmä vplyv geochemického prostredia (tab. 4. 1. 1). Geologické podmienky vytvárajú jednak pole, ktoré najčastejšie odpovedá regionálnym jednotkám a jedna anomálne zóny. Takýmito zónami sú napr. tektonické poruchy, na ktorých je anomálny režim tlaku (niekedy aj teploty), častý prínos plynov (napr. He a Rn), rôznych prvkov, pohyb vody a iných látok, čo sa prejavuje vznikom anomálnych vlastností životného prostredia. Dokázaná je napr. závislosť rozšírenia odlišných typov lesa (smrek, dub) na význačných tektonických poruchách, hraniciach litosferických dosiek Suk (1996).

Prírodné procesy v geologickej histórii boli buď rýchle alebo pomalšie. Tie rýchle boli rovnaké ako dnešné katastrofy (zemetrasenia, výbuchy sopiek, zosuvy). Pomalšie mohli trvať tisíce alebo až milióny rokov (napr. zaľadnenie, vznik púští). Súčasnú katastrofy, ktoré sú rýchlymi anomálnymi udalosťami, majú priamy vplyv na ľudskú spoločnosť a na prírodu. Možno povedať, že každá časť zemského povrchu je vystavená určitému riziku.. Vo vedeckom zmysle sa pri štúdiu katastrof hovorí o riziku často. Je to pravdepodobnosť negatívnych účinkov katastrof. Pre porozumenie toho, od čoho riziko závisí, bola zostavená jednoduchá rovnica, ktorá umožňuje nielen vypočítať riziko vzniku, ale jej jednotlivé parametre sa používa aj pri hodnotení účinkov katastrofy.

$$\text{Riziko} = f(P_A, P_B, P_{CB}, C)$$

f = faktor účinnosti katastrofy, je rôzny u rôznych katastrof,

P<sub>A</sub> = pravdepodobnosť katastrofy podľa početnosti predchádzajúcich javov,

P<sub>B</sub> = pravdepodobnosť vzniku veľkosti (kvality) ničivého procesu (výška vlny cunami a pod.),

P<sub>CB</sub> = vonkajšie podmienky (hustota osídlenia, charakter stavieb, sociálne pomery),

C = následky katastrofy (Kukal, 1982).

Delenie katastrof na veľké a malé asi napadne každého, hranica medzi týmito dvomi skupinami nikdy nebola stanovená. Na veľkosť katastrofy sa najčastejšie usudzuje podľa počtu obetí a škôd. Ale najsilnejšie zemetrasenie vo veľkých neobývaných oblastiach sa nepovažuje za takú veľkú katastrofu ako podstatne menšie otrasy, ktoré postihli malé, ale husto osídlené kraje. Najväčší zosuv vôbec nastal asi pred miliónom rokov v Iráne. Pretože sa nemôže hovo-



riť o obetiach, nehovorí sa ani o veľkej katastrofe. Ľudský faktor je teda pri posudzovaní veľkosti prírodných katastrof determinujúci (Kukal, 1982).

Katastrofy súčasné alebo nedávne sa pomerne ťažko porovnávajú s udalosťami minulých storočí alebo dokonca tisícročí z pochopiteľných dôvodov – o starších katastrofách nemáme presné údaje. Taktiež hustota obyvateľstva stále stúpa a tým rastie aj počet prípadných obetí. Podarilo sa vyčísliť aké by boli dôsledky najväčších známych katastrof, keby sa v súčasnosti opakovali na rovnakých miestach (tab. 4. 1. 2).

Druh katastrofy	Popis katastrofy a počet obetí	Pravdepodobný počet obetí pri rovnakej katastrofe dnes
riečna povodeň	v júni roku 1931 sa rozvodnila rieka Chuang-che v Číne. Odhady počtu obetí sa pohybujú medzi 1 a 2 miliónmi obyvateľov	2 – 3 milióny
zemetrasenie	24. 1. 1556 pri veľkom zemetrasení v provincii Šan-si v Číne zahynulo 830 000 ľudí	1 – 1,5 milióna
sopečný výbuch	Najväčší výbuch Etny v historickej dobe bol v roku 1669. Bola zničená Katánia a iné mestá. Zahynulo 100 000 ľudí	1 – 2 milióny
tajfún	8. októbra 1881 zničil silný tajfún prístavné mesto Haiphong vo Vietname i s okolím. Zahynulo 300 000 ľudí	0,5 – 1 milión
cunami	27. augusta 1883 cunami po výbuchu sopky Krakatoa usmrtilo 36 000 ľudí	100 000 _ 200 000
zosuv	16. decembra 1920 v provincii Šan-si v Číne si zosun spráše vyžiadal 200 000 ľudí	0,5 milióna

Tab. 4.1.2 Najväčšie katastrofy a počet ich obetí. Upravené podľa Schneider (1980) a Bolt et al. (1982)

Pre zaujímavosť možno uviesť, že prvá dokázaná prírodná katastrofa, ktorá postihla človeka, sa stala približne pred miliónom rokov v suchom koryte etiópskej rieky. Blesková povodeň



prekvapila skupinu našich predkov, možno rodinu. Ich kosti boli nájdené v roku 1975 pod riečnymi sedimentmi (Kukal, 1982). Toto bola teda prvá dokázaná katastrofa, žiaľ, ďalších bolo na tisíce. Mnoho z nich bolo podrobne opísaných vo vedeckej literatúre ale aj v oznamovacích médiách. Tak napr. katalógy veľkých prírodných katastrof vydávalo vo svojom zborníku UNESCO, vulkanologická spoločnosť vydáva katalóg sopečnej činnosti, seizmológovia katalógy zemetrasení.

#### 4. 2 Predpovede a ochrana proti prírodným katastrofám

Pokiaľ ide o predpoveď a ochranu proti prírodným katastrofám možno povedať, že predpokladom ochrany proti nim je poznanie príčin ich vzniku a ich mechanizmu. Ak poznáme podstatu procesu, môžeme ho predpovedať – pohotová a presná predpoveď je predpokladom účinnej obrany. Podľa Kukala (1982) podstatu zemetrasení a sopečných výbuchov poznáme približne na 50 %, tropické cyklóny sú niekde okolo 75 %, najlepšie sme na tom s povrchovými procesmi, s povodňami a svahovými pohybmi. U predpovedí je to trochu iné, napr. presná predpoveď zemetrasenia sa blíži k nule, tých 10 % úspešnosti sa týka niektorých predpovedí zemetrasení v bývalom Sovietskom Zväze a v Číne. U sopečnej činnosti môžeme katastrofálny výbuch predpovedať presnejšie, asi tak na 50 %. U povodní je z väčšej časti problém predpovede vyriešený. Cesta tropických cyklónov je predpovedaná pomerne presne i s dobou príchodu. Možno teda povedať, že predpovede týchto dvoch katastrof sa blížia 100 % úspešnosti, no u povodní je ochrana slabšia, do 60 % (tab. 4. 2. 1). U predpovedí zosuvov nie je všetko jasné, je známe, že niektoré zosuvy prišli celkom neočakávane. Ochrana pred všetkými druhmi katastrof je úspešná len čiastočne. Môže byť buď aktívna (stavba hrádzi proti povodňiam, bombardovanie lávových prúdov, spevňovanie svahov proti zosuvom) alebo pasívna (evakuácia, použitie úkrytov). U zemetrasenia je stále hlavnou ochranou evakuácia a dodržovanie predpisov, podobne u sopečných výbuchov, kde je evakuácia ohrozených území najúčinnejšia. Proti zosuvom máme tiež pomerne úspešnú ochranu ako je registrácia zosuvových území, spevňovanie svahov, odstreľovanie lavín a pod.

Proti povodňiam sa chránime tiež úspešne stavbou hrádzi, retenčných nádrží či úpravou korýt. Horšie je to u morských povodní, kde býva na evakuáciu málo času a búrlivé prílivy môžu zaplaviť rozsiahle územia. Varovanie pred tropickými cyklónmi prichádza včas, ochrana je však obtiažnejšia.

%	Vznik a mechanizmus	Predpoveď	Ochrana
POVODNE	90	90	60
ZOSUVY	75	95	80
TROPICKÉ CYKLÓNY	75	95	30
SOPEČNÉ VÝBUCHY	50	50	25
ZEMETRASENIA	75	10	20

Tab. 4.2.1 Percentuálne vyjadrenia poznania vzniku a mechanizmu, predpovedí a úrovne ochrany pred prírodnými katastrofami (upravené podľa Kukul, 1982)

Celková situácia nie je ani zďaleka tak beznádejná ako by sa mohlo zdať. Zrejme pred sto rokmi by sme si asi ťažko trúfli predpovedať smer a cestu tropického cyklónu, podobne varovať pred cunami. Pred päťdesiatimi rokmi by sa presná predpoveď zemetrasenia pokladala za fantáziu. U povodní alebo sopečných výbuchov ľudia už v staroveku rozumeli niektorým varovným signálom, to sa však nedá porovnať so súčasnou vedeckou predpoveďou týchto katastrof (Kukul, 1982).

Ochrana pred zemetrasením sa podobne ako u ostatných geologických rizík uberá tromi základnými smermi (Suk, 1996):

1. *Vymedzenie ohrozených oblastí:* toto je podložené dostatkom údajov a uskutočňuje sa v rôznych merítkach. V globálnom merítke rozmiestnenie epicentier jednoznačne ukazuje súvislosť s rozhraním litosferických dosiek s ďalšími oblasťami súčasnej tektonickej aktivity. Príkladom detailného merítka môže byť mapa očakávaných intenzít zemetrasení, na území Slovenska je známa tzv. viedenská línia. Menej jasné je časové určenie. Spravidla sa uvádza, že nebezpečenstvo sa zvyšuje časom, ktorý uplynul od ostatného zemetrasenia.
2. *Monitorovanie:* V globálnom merítke sleduje zemetrasenia WWSN systém (Worldwide standart seismograph network), ktorý uvádza zemetrasenia podľa polohy v jednotnom čase. V ohrozených oblastiach sú zriaďované siete staníc, ktoré sledujú zemetrasenia seizmografmi a prípadné indikácie vyhodnocujú. Za indikácie sú považované geochemické indikátory, náhle zmeny hladiny podzemnej vody a zmeny elektrického a magnetického poľa, s ktorými zrejme súvisí i neobvyklé chovanie zvierat

pred zemetrasením. Úspešnými predpoveďami bolo napr. zemetrasenie v Číne v roku 1975 kde v miliónovom meste Hai-cheng bolo zničených 99 % domov zemetrasením, ktoré vypuklo len niekoľko hodín po evakuácii obyvateľov, podobne bol včas varovaný Taškent v roku 1978.

3. *Technické opatrenia*: sem patrí špeciálne projektovanie stavieb v ohrozených územiach či konanie cvičení obyvateľov.

Pri prognózovaní zemetrasení sa úspešne využívajú geochemické metódy, preto tejto problematike venujeme viac pozornosti. Táto oblasť aplikovanej geochemie sa rozvíja cca 40 rokov. Dopĺňa existujúce metódy geofyzikálne (seizmické a gravimetrické) a hydrogeologické. Podstatou je systematický výskum obsahov a koncentrácií jednotlivých solí a rozpustených plynov vo vodách hlbokého obehu, zmien ich izotopického zloženia a ďalších parametrov, ktoré indikujú zmenu teplotných a hlavne tlakových podmienok v úsekoch epicentier budúcich zemetrasení (Mrňa, 1991).

Systematicky je táto problematika sledovaná hlavne na územiach bývalého Sovietskeho Zväzu, v USA a Japonsku a v podstate nadväzuje na výskumné komplexné práce, ktoré boli zahájené po ničivom taškentskom zemetrasení v roku 1966. Ide o perspektívny smer využitia geochemie, kde na rozdiel od iných metód výskumu tektonickej aktivity získavame údaje o pomeroch v značných hĺbkach a nie je preto potrebné pristupovať k neistým extrapoláciám.

Hydrogeochemické zmeny obsahov indikačných prvkov a iných parametrov podzemných vôd hlbokého obehu indikujú silnejšie zemetrasenia spravidla s dostatočným predstihom – od niekoľkých dní do niekoľkých týždňov. Ich interpretácia vyžaduje komplexnosť pozorovaní vo vhodne zvolených bodoch (vrtoch) aby bolo možné spoľahlivo vylúčiť zmeny parametrov vôd, ktoré nie sú ovplyvnené rastom seizmickej aktivity v hĺbkach. Preto sa odporúča kombinovať hydrogeochemické kritéria s ďalšími metódami prognóz zemetrasenia.

Značná pozornosť danej problematike je venovaná na Kaukaze, kde sa nachádza množstvo tektonicky aktívnych oblastí a zlomov. V Arménsku sú systematicky sledované hydrogeochemické parametre v dvoch modelových územiach – jerevanskom a zangezurskom (Igumnov a Gevorkian, 1983):

Jerevanský úsek zahŕňa dva vrty, ktoré nie sú síce pre daný cieľ ideálne, ale majú stabilnú výdatnosť vody a teploty a nie sú ovplyvnené čerpaním vody daného horizontu inými hydrogeologickými vrtmi. Vrt Ararat má slabo termálnu hydrokarbonátovú vápnitú vodu s dusíkom, oxidom uhličitým a héliom ( $n \cdot 10^{-3} \text{ ml.l}^{-1}$ , mineralizácia je okolo  $1,5 \text{ g.l}^{-1}$ ). Je to puklinová voda, zachytená v hĺbke 60 m. Hydrogeologické vzorky sú odoberané a analyzované denne. Vrt Surevan má hydrokarbonátovo-chloridovo-horečnato-sodnú vodu zmiešaného (puklinového i zvodňového) typu zachytenú v hĺbke 350 m. Aj tu sú odoberané a analyzované denne vzorky vody. Na zanzegurskom úseku sú tiež skúmané vody, ktoré vytekajú z vrtov. V dôsledku členitého reliéfu (výška od dvoch tisíc metrov do dvoch tisíc metrov) sú značné rozdiely medzi oblasťou infiltrácie a prameňov. Obsah He vo vodách dosahuje preto v lete a na jeseň maxima a naopak v zime silno klesá.

Podľa doterajších skúseností obsahy plynov vo vodách, najmä He, reagujú na zemetrasenie omnoho citlivejšie než obsahy rozpustených solí. Pred zemetrasením obsah He vo vodách klesá v súlade s intenzitou zemetrasenia a vzdialenosti jeho epicentra. Príprava slabého lokálneho zemetrasenia vzdialeného menej než 50 km sa obvykle prejaví zmenami obsahu He vo vodách jeden až tri dni pred zemetrasením. Silnejšie zemetrasenia aj keď sú viac vzdialenejšie sa ohlasujú poklesom obsahu He už 5 až 10 dní vopred. Najvýraznejšie sú zmeny obsahu He v puklinových vodách. Sú výraznejšie a krátkodobejšie než vo vodách zmiešaných. Korrelácia medzi zemetrasením a zmenami obsahu He vo vodách je vysoká (0,72 a v tektonickom uzle až 0,84).

Zmeny obsahov makroprvkov spravidla nevybočujú za limit bežného rozptylu hodnôt geochemického pozadia. Iba chlór možno lokálne zaradiť medzi dlhodobé indikátory rastu seizmickej aktivity. Tak pred zanzegurským zemetrasením v roku 1968 (epicentrum v hĺbke 10-15 km, vzdialenosť od pozorovacieho stanoviska 25 km) obsah Cl klesal od  $1100 \text{ mg.l}^{-1}$  do  $800 \text{ mg.l}^{-1}$ , po zemetrasení prudko stúpol na  $1350 \text{ mg.l}^{-1}$  a potom začal klesať od roku 1971 do  $900 \text{ mg.l}^{-1}$  až na  $860 \text{ mg.l}^{-1}$  v roku 1975. PO zemetrasení v Iráne v roku 1976 stúpol obsah chlóru v tomto sledovanom vrte na  $1200 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Silné lokálne zemetrasenia zvyšujú obsahy  $\text{H}_2$ , He a  $\text{CO}_2$  vo vodách až o rád v porovnaní s obdobím tektonického klúdu. Pri slabých nehlbokých zemetraseniach sa v podstate nemení množstvo hlbinných vôd, vykazujú sa však určité zmeny chemického zloženia v dôsledku

prieniku novo otvorených trhlín. Pri silných zemetraseniach sa zvyšuje podiel vôd hlbinného pôvodu, mení sa obsah hlavných prvkov (Chitarov et al., 1974).

Ako citlivý indikátor zemetrasenia sa aj v oblasti Bajkalu ukázalo He. Seizmicky aktívne zlomy možno nájsť systematickým mapovaním obsahov He vo vodách, najmä v puklinových termálnych prameňoch (Pinneker et al., 1983). Táto metóda bola použitá aj pri výskumoch tektonických pomerov v niektorých úsekoch bajkalsko-amurskej magistrály. Aktívne zvodené zlomy majú lokálne až 50x vyššie obsahy He než je hodnota geochemického pozadia. Päť rokov boli skúmané vody v šiestich vrtoch, štyroch prameňov a v tuneli budovanej železnice. Za dobu výskumu bolo registrovaných niekoľko zemetrasení. Obsahy He vo vodách postupne klesali dva až tri týždne pred začiatkom zemetrasenia, potom začali postupne stúpať. Najvyššie obsahy boli v dobe otrasov pôdy ( $x + 7 S$ ). Bola zistená aj vysoká korelácia medzi obsahmi He a výdatnosťou prameňov. Naopak obsahy F a Rn, teplota vôd a ďalšie parametre poskytujú menej spoľahlivé indikácie pre prognózovanie zemetrasenia. Dobrým indikátorom sú tiež obsahy argónu.

Niektoré metodické poznatky zhrnuli Pinneker et al. (1983) do nasledovných bodov:

1. Výskumné vrty musia byť u seizmicky aktívnych zlomov a dostatočne hlboké (až 1 000 m pozorovacie vrty). Okrem toho je potrebné mať referenčné vrty v oblastiach seizmicky kludných;
2. najúčelnejšie sú kontinuálne zápisy o zmenách obsahov plynov, (He, Rn), teploty a výdatnosti sledovaného vodného zdroja;
3. Je potrebné sledovať väčší počet indikátorov súčasne. Ako najvhodnejšie sa javia He, Rn, H, Ar, F, Cl, H<sub>2</sub>S, Li a Hg, výdatnosť, úroveň hladiny a teplota vôd.

Najnovšie prebehla médiami správa, že sledovanie zmien v atmosfére pred vlastnými otrasmi by mohol byť účinný prostriedok predpovedania zemetrasení. Totiž, ničivé zemetrasenie, ktoré v marci 2011 postihlo severovýchod Japonska, ešte pred samotnými zemskými otrasmi rozochvelo najvyššiu vrstvu atmosféry. Tento objav by podľa japonských vedcov mohol v budúcnosti pomôcť s predstihom odhaľovať podobné silné zemetrasenia. Už v minulosti sa zistilo, že otrasy a následné prílivové vlny cunami spôsobené zemetraseniami vyvolávajú atmosférické poruchy, ktoré môžu prestúpiť až do ionosféry (pozn.: to je ionizovaná časť atmo-

sféry, ktorá významne ovplyvňuje šírenie elektromagnetických signálov, nachádza sa vo výškach nad 60 km až do cca 700-1000 km vo svojom hornom okraji, kde prechádza do plazmasféry). Toto marcové zemetrasenie v Japonsku vyvolalo ešte pred samotnými otrasmi doteraz najrozsiahlejšie pozorované rušenie s následkom reťazovej reakcie elektricky nabitých častíc až vo výške 350 km nad Zemou. Výsledkom boli anomálie v rádiových signáloch medzi navigačnými satelitmi a pozemnými prijímačmi. Vedci z Hokkaidskej univerzity v severojaponskom Sappore analyzovali údaje z viac ako tisícky japonských prijímačov GPS a zistili, že asi 40 minút pred zemetrasením vzrástla v ionosfére nad postihnutou oblasťou úroveň elektrónov približne o osem percent. Najväčší nárast bol nad epicentrom a so vzdialenosťou od neho sa úroveň znižovala. Preverovanie údajov GPS záznamov zo zemetrasenia v Chile v roku 2010 o sile 8,8 Richtrovej stupnice ukázalo podobné parametre. Ak sa potvrdí pravdivosť tejto teórie v budúcnosti by mohol vzniknúť systém včasného varovania pred veľmi silnými zemetraseniami. Totiž, spomínané anomálie je zatiaľ možné zistiť len pri zemetraseniach silnejších ako 8,5 Richtrovej stupnice. Ak však vedci dokážu určiť, čo tieto ionosférické javy spôsobuje, mohlo by byť možné predpovedať aj menšie otrasy.

Veľmi perspektívne na prognózovanie zemetrasení sa podľa najnovších výskumov ukazuje správanie sa zvierat. Tieto totiž reagujú na chemické zmeny v podzemnej vode niekoľko dní pred zemetrasením a teda mohli by sa stať súčasťou varovného systému pred silnými otrasmi. Podľa vedcov môže nezvyklé správanie sa zvierat priamo súvisieť s očakávaným zemetrasením. Chemický efekt zemetrasení sa začal skúmať keď kolónia ropúch opustila svoje jazierko niekoľko dní pred ničivými otrasmi v talianskej L'Aquile (2009). Opísal sa mechanizmy, pri ktorých zemská kôra pod tlakom vypúšťa nabité častice, ktoré reagujú s vodou. Tieto procesy môžu priamo zmeniť chemické zloženie vôd vodných rezervoárov, teda aj napr. menších jazierok. Zvieratá žijúce v tejto vode, resp. v jej blízkosti sú veľmi citlivé na chemické zmeny, takže dokážu vycítiť blížiac sa nebezpečenstvo niekoľko dní pred tým, ako k nemu dôjde. Ropuchy z L'Aquily pritom nie sú prvým príkladom zvláštneho správania sa zvierat pred silnými seizmickými otrasmi. Existuje viacero historických záznamov, v ktorých ľudia opisujú neprirodzené správanie plazov, obojživelníkov a rýb tesne pred zemetrasením. V roku 1975 v Haj-čchingu v Číne mnoho ľudí opísalo, ako už mesiace pred otrasmi začali zo svojich skrýš vyliezať hady. Bolo to veľmi divné, pretože to bolo v zime. Hady boli v polovici sezónnej hibernácie a teploty boli výrazne pod bodom mrazu. Pre chladnokrvné hady sa toto rovnalo

prakticky samovražde. Pred zemetrasením sa pozorovalo aj vynáranie hlbokomorských rýb. Podľa vedcov môžu vzniknuté ióny z nabitých častíc vypustených zo zemskej kôry pred zemetrasením reagovať aj s organickými molekulami a meniť ich na substancie, ktoré sú pre vodné živočíchov toxické. Je to však komplexný mechanizmus, ktorý si vyžiada detailné testy. Nie je však vylúčené, že v budúcnosti sa súčasťou seizmologických pracovísk v ohrozených oblastiach môže stať aj jazierko s ropuchami či skalka s hadmi.

Zemetrasení sa nezbavíme a v budúcnosti to nebudeme s nimi ľahšie (prof. Moczo).

## 5. CHARAKTERISTIKA NAJDÔLEŽITEJŠÍCH GEOLOGICKÝCH FAKTOROV A ICH VPLYV NA ČLOVEKA

---

V širšom slova zmysle možno konštatovať, že geologické zloženie Zeme bolo a je študované v dvoch rozdielnych úrovniach: od úrovne veľmi malých jednotiek (chemické prvky a ich zlúčeniny) po veľmi veľké jednotky (kontinentálne masívy a tektonické dosky až planéta ako celok). Medzi týmito dvomi extrémami geológovia rozlišujú dve dôležité formácie – minerály a horniny – zahŕňajúc sem aj geologické formácie ako sú paragenetické asociácie hornín. Preto im bude ako základným štruktúrnym prvkom venované viac pozornosti.

Hneď na úvod tejto kapitoly možno demonštrovať, že príčinami chorôb môžu byť niektoré geologické faktory (horniny, pôda, podzemná voda) so svojimi geochemickými, geofyzikálnymi, hydrogeochemickými a ďalšími charakteristikami (tab. 5).

Priemerný korelačný koeficient  $R$  medzi uvedenými geologickými faktormi a socio-ekologickými faktormi a mortalitou (A až K) na rôzne choroby a indexom mortality (L) bol vypočítaný z troch nezávisle vypočítaných hodnôt  $R$ . Hladina významnosti  $p = 0,05$ , tabuľková kritická hodnota 0,264 pre  $n = 56$  (prekročenie vypočítanej hodnoty  $R$  vyznačené tučne). Percentá u významných korelačných koeficientov vyjadrujú percentuálny podiel na celkovej úmrtnosti u sledovaného súboru. Je veľmi zaujímavé, že tento percentuálny podiel (rozsah 8 až 24 %) veľmi dobre korešponduje so stanoviskom WHO, kde sa hovorí, že na ľudské zdravie vplýva 50 % sociálne a pracovné prostredie, 20 – 25 % životné prostredie, cca 20 % genetické predispozície a cca 10 % zdravotnícka starostlivosť.

6. Vyššia úmrtnosť na kardiovaskulárne choroby v mestách zásobovaných mäkkými vodami s vyšším obsahom hliníka (a ďalších prvkov) – priemer obsahov Al 0,058 mg.l<sup>-1</sup>, rozpätie koncentrácií 0,030-0,085 mg.l<sup>-1</sup> (Crawford, 1967).

### Arzén

Arzén prijímajú živé organizmy v stopových množstvách spolu s potravou alebo inhalovaním z prostredia a ukladajú ho vo svojich tkanivách. Ľudský organizmus normálne obsahuje 10 až 20 mg arzénu. Najviac As sa vyskytuje v ektodermovom tkanive, a to najmä vo vlasoch a nechtoch. Do týchto častí organizmu sa arzén ukladá aj vtedy, ak sa vo vyšších dávkach vyskytuje v potrave (Škárka a Ferencík, 2000). Táto vlastnosť sa využíva v diagnostike otráv As (najmä kriminalistika). Napr. na základe množstva arzénu vo vlasoch Napoleóna Bonaparte-ho, ako aj podľa záznamov osobného lekára o cisárovom zdravotnom stave sa tvrdí, že cisár bol otrávený arzénom. Nedávno boli premerané jeho dva vlasy metódou aktívnej neutrónovej analýzy. Nameraná koncentrácia As vo vlase bola 4,5 µg.g<sup>-1</sup> (pozn.: µg.g<sup>-1</sup> = mg.kg<sup>-1</sup> = ppm). Zvýšenie koncentrácie arzénu vo vlasoch oproti obvyčajnej hodnote (0,1-2 µg.g<sup>-1</sup>) mohlo byť však spôsobené aj miestnou vodou alebo nátermi v miestnosti. Stále je teda nejaká pochybnosť či bol, alebo nebol cisár otrávený. Pri zvýšenom príjme dochádza k akumulácii As v pečeni a neskôr v obličkách, akceptovateľnú dennú dávku pre osobu 18 mg na 70 kg váhy uvádza (Ferguson, 1990).

Človek sa oddávna zaujímal o metabolizmus arzénu, či už z aspektu jeho pozitívnych alebo toxických účinkov na organizmy s využitím v poľnohospodárstve, medicíne alebo vojenstve. Z pozitívnych vlastností As možno spomenúť zlepšovanie využitia krmiva u domácich zvierat a podpora ich rastu.. Napr. deriváty kyseliny fenylarzenitej, ktoré znižujú oxidáciu živín sa používali v poľnohospodárskej výrobe pri výkrme hydiny, ošípaných i hovädzieho dobytká.

Pokiaľ ide o toxicitu As, nie všetky jeho zlúčeniny sú rovnako toxické. Čistý As, ktorý je vo vode nerozpustný, nevyvoláva otravu. Čím sú zlúčeniny As rozpustnejšie vo vode, tým sú toxickéjšie. Pôsobia predovšetkým ako kapilárne a cytotoxické jedy. Pri biochemickom účinku na ľudský organizmus blokujú skupiny -SH v enzýmoch, čím menia ich účinnosť. Smrteľná dávka pre človeka je 70 až 180 mg As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, toxicky pôsobí už dávka 10 mg. Toxicita stúpa s klesajúcim oxidačným číslom, arzenité zlúčeniny sú toxickéjšie než arzeničné (kyselina arzeničná je z anorganických zlúčenín As najmenej toxická, oveľa toxickéjšia je kyselina arzenitá



). Najtoxickejšie sú arzénne zlúčeniny ( $As^I$ ), napr. kyselina arzénna a jej organické analógy pôsobia toxicky okamžite, kým účinok kyseliny arzenitej sa prejaví až o nejaký čas (Škárka a Ferenčík, 2000). Veľmi toxický je arzín  $H_3As$ . Akútna toxicita zlúčenín As u ľudí je významne kontrolovaná rýchlosťou odstránenia z tela (WHO, 1996), popísaný je jeho transplacentárny transfer (Gibson a Gage, 1982).

Na druhej strane existujú údaje o tom, že na pravidelné, pomaly sa zvyšujúce malé dávky arzeniku si organizmus privykne a účinkujú potom ako povzbudzujúci prostriedok. Náhle prerušenie prívodu arzeniku o organizmu ohrozuje zdravie, pretože fosfátové väzby sú ireverzibilne nahradené arzénovými. Esencialita As pre niektoré druhy hospodárskych zvierat bola jednoznačne dokázaná, napr. priekupníci koní pridávali do krmiva 0,5-5 mg arzénu, aby boli kone bujné, s lesklou srstou. V ostatnej dobe nadobúdajú význam štúdie zamerané na biovolatilizáciu arzénu (Čerňanský et al., 2007).

Anorganický arzén klasifikovala EPA (EPA, 1984) ako ľudský karcinogén do skupiny A, arzín nie je klasifikovaný ako karcinogénny. Inhalačná expozícia As je asociovaná s rakovinou pľúc, ingescia anorganického As je spojená s rakovinou kože, pečene a močového mechúra.

Prostredie môže byť kontaminované aj nesprávnym používaním pesticídov v poľnohospodárstve, napr. na jablčku môže po ošetrení pred obaľovačom jablčným zostať 1-2 mg. Väčšina druhov obilnín, zeleniny a ovocia obsahuje 0,1-1,0 mg arzénu na kilogram sušiny. Z rastlín najviac arzén kumulujú ovos, tabak a zo živočíchov morské mäkkýše. Nadmerným používaním rastových stimulátorov v krmive hospodárskych zvierat sa kontaminuje mäso a mäsové výrobky (Melicherčík a Melicherčíková, 1997).

Atmosféra s vyššími koncentraciami arzénu je najmä v okolí hutí na výrobu medi, prípadne kyseliny sírovej (pyrit obsahuje  $As_2S_3$ ). Do ovzdušia sa dostávajú nežiaduce koncentrácie As spaľovaním hnedého uhlia, napr. uhlie spaľované v elektrárni Nováky obsahuje 0,25 % As. Pri spaľovaní 1000 kg uhlia sa do ovzdušia uvoľní 2,5 kg arzénu (Bencko et al., 1995). Okrem priamych emisií do ovzdušia pri spaľovaní uhlia, ktoré sú vďaka vysokým komínom rozptýlené na veľké územia, lokálne zamorenie povrchových a podzemných vôd spôsobujú skládky popolčeka.

Vo vlhkých vytapetovaných miestnostiach sa vytvára jedovatý plyn, ak použité farbivá obsahujú arzén. Táto schopnosť tvorby plynných zlúčenín je ďalším zaujímavým rysom arzénu. Ich objav má už pomerne dlhú históriu, ktorá sa odvíja od objavu toxického tzv. Gosiovoho plynu. Práve tento taliansky bádateľ zistil vyššie uvedenú skutočnosť.

Keďže zlúčeniny arzénu sú v prírode rozptýlené, určitá časť sa ich dostáva do vody. Pitná voda by nemala obsahovať viac ako  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$  zlúčenín arzénu. Podzemné a povrchové vody väčšinou obsahujú jednotky až desiatky  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Zdroje pitnej vody je potrebné testovať na prítomnosť arzénu. V 60-ich rokoch sa v Bengálsku začali vŕtať studne hlboké 20-150 m, aby poskytovali dostatok vody po celý rok na zavlažovanie ryžových polí. V mnohých oblastiach nebola voda hygienicky testovaná, čo spôsobilo pri jej dlhodobom užívaní otravy arzénom u vyše 200.000 obyvateľov. Odpadové vody s obsahom detergentov (arzénové zlúčeniny spre-vádzajú fosforečnany) majú vyššie koncentrácie As ( $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Niektoré minerálne pramene (tzv. arzénové) obsahujú vyššie koncentrácie arzénu, napr. Máriin prameň v Libvarde obsahuje  $1,6 \text{ mg.l}^{-1}$  arzénu (Melicherčík a Melicherčíková, 1996).

Havarijné zvýšenie koncentrácie vo vodách je často spojené aj s ťažbou zlata, ktoré je spre-vádzané arzenopyritom. Ťažbou sa urýchľujú zvetrávacie procesy sulfidických minerálov. Arzén viazaný v arzenopyrite sa dostáva do vodného roztoku v nedisociovannej forme kyseliny arzenitej  $\text{HAsO}_2$ , ktorá sa za prítomnosti vzduchu postupne oxiduje na disociovanú kyselinu arzeničnú  $\text{HAsO}_3$ . Napríklad v Novom Škótsku sa s ťažbou zlata prestalo pred viac ako 100 rokmi a dodnes povrchové vody v danej lokalite dvojnásobne prevyšujú povolený limit arzénu (Mrňa, 1991).

Svetová zdravotnícka organizácia sa rozhodla znížiť doporučené maximálne množstvo arzénu v pitnej vode z  $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$  na  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ . Nemecko v súlade s týmto doporučením znížilo začiatkom roku 1996 povolené množstvo As v pitnej vode z  $0,04 \text{ mg.l}^{-1}$  na  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ . Od tej doby pije 1,5 milióna nemeckých obyvateľov „úradne“ nevyhovujúcu vodu napriek tomu, že pochádza z prírodných podzemných zdrojov.

### Príjem arzénu

V niektorých potravinách nachádzame i v prirodzených podmienkach väčšie množstvo arzénu. Najviac ho obsahujú obvykle morskí mäkkýši, z menej exotických produktov najviac ovos. Hlavný zdroj vstupu arzénu do ľudského tela predstavuje mäso a ryby, (WHO, 1996) uvádza,

že ryby predávané pre ľudskú spotrebu obsahovali arzén v rozsahu hodnôt 0,4 až 118 mg.kg<sup>-1</sup>, koncentrácia v mäse a hydine bola vyššia ako 0,44 mg.kg<sup>-1</sup>. Ku kontaminácii potravín arzénom prichádza často kurióznymi cestami. Arzeničan olovnatý bol napr. používaný vo forme spreja u nás ako veľmi účinný ochranný prostriedok proti niektorým druhom húseníc, najmä proti moľovi jablkovému (*Caprocapsa pomonella*). Týmto spôsobom boli ošetrované tiež známe „kalifornské jablká“, preto bol v USA obsah As v ovocí určenom pre domáci trh limitovaný hodnotou 1,4 mg.kg<sup>-1</sup> As prepočte na arzenik (As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). Keď sa obmedzila spotreba arzénových pesticídnych preparátov a dôslednejšie sa dodržiavala zásada najmenej 5 dní pred porážkou jatočných zvierat zastaviť kŕmenie zmesami obsahujúcimi arzénové preparáty, klesol v USA priemerný obsah As v dennom príjme z cca 100 µg v roku 1968 na hodnotu okolo 20 µg na deň v roku 1974 (Bencko et al., 1995).

Víno a vínný mušt môžu príležitostne obsahovať väčšie množstvo arzénu, ktoré je obvykle silne redukované v priebehu spracovania, pretože je kumulované kvasinkami. Boli zaznamenané prípady otráv po požití muštu z vinnej révy intenzívne ošetrovanej arzénovými pesticídmi. Ukázalo sa, že vinné kvasinky obsahovali arzén v koncentráciách do 150-180 µg.kg<sup>-1</sup>, zatiaľ čo chlebové kvasinky do 17 µg.kg<sup>-1</sup>.

Príležitostne dochádzalo ku kontaminácii výrobkov z obilia keď pri jeho sušení bol použitý koks vyrobený z uhlia s vysokým obsahom arzenopyritu. Arzénom boli kontaminované výrobky obsahujúce želatínu z kože oviec ošetrovaných protiparazitárnymi prostriedkami. Dokonca sa vyskytol prípad značnej kontaminácie čokolády z obalového papiera farbeného arzénovými pigmentmi.

Podľa (WHO, 1996) je odhadovaný denný príjem As z potravín v rozsahu 16,7-129 µg pre dospelých jedincov (priemer 40 µg), resp. 1,26-15,6 µg pre deti. Na základe údajov o koncentráciách As v potravinách sa odhaduje, že z celkového vstupu As do organizmu z potravín je približne 25 % anorganický As a 75 % predstavujú organické formy. Podľa (WHO, 1996) priemerný denný príjem arzénu z pitnej vody nie je vyšší ako 10 µg pri používaní pitnej vody s obsahom As nižším než 5 µg.l<sup>-1</sup> a dennej spotrebe 2 litre vody, odhadovaný príjem zo vzduchu je nižší ako 1 µg.

Pretože je obtiažne analyticky diferencovať chemické formy arzénu v potrave, najčastejšími údajmi o expozícii As z potravy sú obsahy celkového As, ktorý zahŕňa ako anorganické, tak i

organické formy. Samozrejme špeciácia arzénu v potrave môže byť dôležitá ak je celková expozícia vysoká, alebo v špecifických subpopuláciách so zvýšenou expozíciou (napr. pri vysokej spotrebe morských produktov).V nasledovnom prehľade je uvedený celkový denný príjem As a jeho podiel z morskej potravy u dospelých v rôznych krajinách:

Krajina	Periód	Populácia	Celkový príjem As $\mu\text{g.deň}^{-1}$	Celkový príjem z morskej potravy $\mu\text{g.deň}^{-1}$ , resp. % podiel	Literatúra
Dánsko	1983-1987		118	26	(NFAD,1990)
Holandsko	1976-1978	16-18 roční chlapci	15	10	(De Vo s et al.,1984)
Holandsko	1984-1986	18 roční chlapci	38	9	(Van Dokkum et al., 1989)
Španielsko-Baskicko	1990-1991	16 skupín, 91 druhov potravy, bez vody	priemer 286 max. 291	89	(Urieta et al., 1996)
V. Británia	1982	rôzny vek	67-90	71 % podiel	(MAFF, 1998)
USA	1986-1991	25-30 roční muži	38,6	88 % podiel	(Gunderson, 1995)
USA	1991-1996	25-30 roční muži	56,6	92 % podiel	(Tao a Bolger, 1999)
Kanada	1985-1988	20-39 roční muži	59,2	64 % podiel	(Dabeka et al., 1993)

Tab. 6.3 Denný príjem As v rôznych krajinách.

## Toxicita pre človeka

### Profesionálna expozícia

Elementárny arzén nebýva považovaný za toxickú látku. Je to predovšetkým preto, že je nerozpustný. Pri tavení (teplota 600°C) sublimuje a zdá sa, že toxicita pár je spôsobená pravdepodobnou prítomnosťou oxidu arzenitého. Tento je práve najčastejšie známou formou arzénu. Pri jeho požití usmrčuje dávka nad 0,2 g v priebehu niekoľkých hodín. Dávky 0,1 – 0,15 g podávané za sebou v priebehu niekoľkých dní vedú k subakútnej otrave. Chronickú otravu vyvolá oxid arzenitý podávaním asi 0,01 g denne. Existuje i určitý návyk a organizmus toleruje trvalú záťaž touto zlúčeninou (Matrka a Rusek, 1994).

Vysoko toxickou zlúčeninou arzénu je arzenovodík (arzín)  $\text{AsH}_3$ . Je to plyn, ktorý sa v technickom stave prejavuje slabým cesnakovým zápachom. Môže sa vyskytovať napr. v technickom acetyléne. Inak vzniká pri čistiacich operáciách cínu a kadmia.

Otravy zlúčeninami arzénu prichádzajú do úvahy v mnohých priemyslových odvetviach, napr. pri spracovaní rúd, ktoré sú pravidelne znečistené arzénom, v sklárstve, kožiarskom priemysle. Určité riziko tvorí tiež postrek zlúčeninami arzénu proti škodcom stromov, rastlín a pod.

V podstate k profesionálnej expozícii možno uviesť i prípad otravy v Nakajo, prefektúra Niigata (Japonsko) v roku 1958: K otrave prišlo pitím vody kontaminovanej odpadovou vodou závodu vyrábajúceho auripigment. Hematologicky boli vyšetrení ľudia väčšinou so zjavnými klinickými zmenami na koži. Podobne u detí z blízkeho okolia závodu s arzénovými emisiami boli zistené výrazné rozdiely v hodnotách hemoglobínu a tiež varujúce zníženie počtu erytrocytov v porovnaní s kontrolným súborom, žijúcim mimo oblasť najviac postihnutou emisiami (Bencko et al., 1995).

Podobný prípad, ktorý možno tiež zaradiť k profesionálnej expozícii sa stal v roku 1900 v Anglicku. Lancashirské a stratfordské pivo bolo v tomto roku príčinou otravy asi 6000 ľudí, z ktorých približne 70 zomrelo. Pivo obsahovalo viac než 15 mg arzénu v litri a glukóza použitá ku kvaseniu piva ho obsahovala dokonca niekoľko stoviek mg v kilograme. Príčinou bola preparácia cukru kyselinou sírovou, ktorá obsahovala 1,47 % kyseliny arzenitej. Táto kyselina sírová bola vyrobená zo sulfidov obsahujúcich arzenopyrit komorovým spôsobom.

### Neprofesionálna expozícia

Environmentálne úrovne obsahov As v životnom prostredí sú nasledovné (IPCS, 1999):

Priemerné koncentrácie As v ovzduší odľahlých oblastí a vidieckych regiónov sa pohybujú v rozsahu 0,02 do 4  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ . Priemerné celkové koncentrácie v urbánnych oblastiach sa pohybujú od 3 do okolo 200  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , omnoho vyššie obsahy (viac než 1000  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) boli namerané v blízkosti priemyselných zdrojov. Koncentrácie arzénu v otvorenom oceáne sú typické v rozsahu 1-2  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . Arzén je značne distribuovaný v sladkých vodách, koncentrácie v riekach a jazerách sú obyčajne pod 10  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , hoci individuálne vzorky v blízkosti antropogénnych zdrojov môžu mať obsah až do 5  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  arzénu. Úrovne obsahov As v podzemných vodách sú

v priemere 1-2  $\mu\text{g.l}^{-1}$  okrem oblastí s vulkanickými horninami a sulfidickými ložiskami, kde môžu dosahovať do 3  $\text{mg.l}^{-1}$ . Kompiláciou „prirodzených“ koncentrácií As v podzemných vodách získal Driehaus (1994) hodnoty v rozmedzí 0,00001-0,8  $\text{mg.l}^{-1}$ , v podzemných vodách ovplyvnených sulfidickými rudami rozsah 0,003-400  $\text{mg.l}^{-1}$ . Iní autori uvádzajú koncentrácie do 0,004  $\text{mg.l}^{-1}$  celkového rozpusteného arzenu ako reprezentatívne pre prírodné vody neovplyvnené geochemickými anomáliami. Priemerný obsah arzenu v sedimentoch kolíše v rozsahu od 5 do 3000  $\text{mg.kg}^{-1}$  pričom vyššie úrovne sú v oblastiach kontaminácie. Pozadové koncentrácie As v pôdach sú v rozsahu 1 – 40  $\text{mg.kg}^{-1}$  s priemernou koncentráciou často okolo 5  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Prírodzene zvýšené úrovne obsahov As v pôdach môžu byť asociované s geologickým podložím ako napr. so sulfidickými rudami.

Vo veľkej štúdii vykonanej v Číne (provincia Taiwan) bola populácia 40 421 osôb rozdelená do troch skupín na základe obsahov As v studničnej vode, ktorú používali (vysoký obsah nad 0,60  $\text{mg.l}^{-1}$ , stredný 0,30-0,59 a nízky menej ako 0,29  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Bola zistená výrazná závislosť „dávka-odpoveď“ medzi užívateľmi vody s vysokým obsahom As a výskytom kožných lézií, chorobou „black-foot“ (periferálne svalové ochorenie, suchá gangréna) a rakovinou kože (Tseng, 1977).

Výskum v čínskych mestách a provinciách Xinjiang a Shangxi dokázal že expozícia vysokým koncentráciám arzenu mala za následok zdravotné poruchy, najmä endemickú arzenikózu (Petreson et al., 2001). Táto vznikala používaním pitnej vody a prípravou jedál z nej. Obsahy As počty postihnutých obyvateľov boli nasledovné:

*Obsah As v podzemných vodách    Populácia v endemických    Počet postihnutých*

*v endemických oblastiach*

*oblastiach*

*ľudí*

Xinjiang: 0,1 – 0,70  $\text{mg.l}^{-1}$

okolo 100 000

523

Shanxi: 0,05 – viac ako 0,50  $\text{mg.l}^{-1}$

989 600

5 213

Asociácia medzi obsahom As v pitnej vode a rakovinou močového mechúra v oblasti juhozápadného pobrežia Taiwanu bola dokumentovaná po celé desaťročia. Štatisticky na signifi-

kantnej úrovni sa potvrdil tento vzťah pri obsahoch As v pitnej vode nad  $0,64 \text{ mg.l}^{-1}$  (Guo a Tseng, 2000).

V štúdií vykonanej v Mexiku sa skúmal zdravotný stav populácií dvoch vidieckych miest s rôznym obsahom As v používaných vodných zdrojoch. V „exponovanom“ meste bol obsah As  $0,41 \text{ mg.l}^{-1}$ , kontrolnom  $0,005 \text{ mg.l}^{-1}$ . Prevažujúci výskyt nešpecifických symptómov ako nevoľnosť, bolesti brucha a hnačky bol signifikantne vyšší v populácii „exponovaného“ mesta (Cebrian, 1983). Výskyt rakoviny kože v tejto exponovanej populácii bol  $6,4 \%$  v porovnaní s  $1,06 \%$  u rovnako exponovanej populácie v Číne:  $0,30\text{-}0,59 \text{ mg.l}^{-1}$  (Tseng, 1977; Cebrian, 1983). Je potrebné uviesť, že u oboch štúdií boli metodické chyby – používanú pitnú vodu považovali za jediný zdroj As.

Najväčšia hromadná otrava arzénom v dejinách ľudstva sa vyskytuje v Bangladéši, možné príčiny sú opisované v kap. 3. tejto práce. Tu boli za pomoci medzinárodných agentúr a nevládných organizácií vybudované tisícky zberných vrtov, na ktorých dnes závisí niekoľko desiatok miliónov Bangladéšanov. Vrty pomohli dramaticky obmedziť výskyt parazitárnych ochorení, ale priniesli arzenikózu – vleklú otravu arzénom. Je to choroba, ktorá postupne vedie k oslabeniu celého systému, čo sa obvykle prejavuje škvrnami na koži a neskoršie rakovinou.  $22 \%$  všetkých  $16\,000$  analyzovaných vzoriek podzemných vôd v delte Gangy obsahuje viac než  $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$  arzénu (WHO i naša legislatíva doporučuje, resp. stanovuje pre pitnú vodu limitný obsah  $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$  As). Celkovo je zvýšenými obsahmi arzénu postihnutých asi  $90\,000 \text{ km}^2$ , na ktorých žije  $77$  miliónov ľudí. Zhruba polovica z nich je dnes priamo závislá na podzemných zdrojoch vody bohatých na arzén. Orientálny výskum preukázal, že v dedinách môže byť nejakou viditeľnou formou otravy arzénom postihnutých asi  $20 \%$  populácie, a to i v dedinách, ktoré boli na zberacie vrty pripojené len pred  $7$  rokmi. Tragickým rozmerom situácie je pokračujúca kampaň medzinárodných agentúr, aby ľudia viac využívali podzemnú vodu. Po  $30$  rokoch nedomyslenej medzinárodnej pomoci sa tak stretávame s najväčšou hromadnou otravou v dejinách ľudstva.

Podobné problémy majú aj v Západnom Bengálsku (Das et al., 1994, Chatterjee et al., 1995; Jacobson, 1998). Tu taktiež pitná voda v oblasti  $35\,000 \text{ km}^2$  pozdĺž rieky Gangy v niekoľkých tisíckach studní vykazuje obsah arzénu nad  $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$  s najvyššími obsahmi v rozsahu  $0,190\text{-}$



0,740 mg.l<sup>-1</sup> (1420 vzoriek). K zvýšeniu obsahov arzénu v studničných vodách viedlo zníženie hladiny podzemných vôd v dôsledku zvýšenej požiadavky na zavlažovanie v dobe tzv. zelenej revolúcie na začiatku 70-ich rokov. Príčina nebolo doteraz zodpovedne vysvetlená, ako jedna z možností sa predpokladá, že pyritické vrstvy bohaté na arzén boli v dôsledku takého zníženia hladiny podzemnej vody odokryté a následná oxidácia a vylúhovanie arzénu z týchto vrstiev viedlo k jeho obohateniu v studničných vodách. Tiež je tu možnosť, že použitie zavlažovacích vôd bohatých na arzén malo za následok jeho akumuláciu vo vrchnej vrstve pôd využívaných pre poľnohospodárske účely. Neskúmala sa však totálna expozícia arzénom spolu z pitnej vody i z potravy. Bol však potvrdený vysoký podiel arzenovej lézie kože vo vzťahu k obsahom As u 174 000 obyvateľov z 800 000, ktorí konzumovali arzénom kontaminovanú podzemnú vodu.

V rokoch 1997-1998 vykonali v tzv. „Železnom štvoruholníku“ (Iron Quadrangle) v štáte Minas Gerais v Brazílii (Matschullat et al., 2000) výskum obsahov ťažkých kovov v moči 7-14 ročných detí vo vzťahu k ich obsahom v povrchovej vode (18 vzoriek), riečnych sedimentov (15 vzoriek), pôdach (2 vzorky) a haldovom materiáli (5 vzoriek). Štúdium malo za cieľ vyhodnotiť kontamináciu v aktívnom banskom revíri oblasti mestečka Nova Lima a porovnať ju s kontrolnou oblasťou dediny Brumal v okrese Santa Barbara vzdialenej od neho 60 km. V tejto kontrolnej oblasti je banská činnosť a následné spracovanie rúd relatívne nové oproti oblasti Nova Lima. Oba regióny majú podobnú geologickú stavbu, primárnym zdrojom As akumulácie v prostredí je arzenopyrit asociovaný s hydrotermálnou Au mineralizáciou. V povrchových vodách oblasti Brumal boli koncentrácie As nízke, priemer v povrchových vodách bol 0,0019 mg.l<sup>-1</sup>, ( rozsah koncentrácií 0,0004-0,0031 mg.l<sup>-1</sup>) a boli pokladané ako neovplyvnené ľudskými aktivitami. V riečnych sedimentoch z tejto oblasti boli koncentrácie arzénu v rozsahu 20-158 mg.kg<sup>-1</sup>, priemer 55 mg.kg<sup>-1</sup>. Jediná vysoká hodnota 158 mg.kg<sup>-1</sup> bola zistená v potoku bez mena. Podstatne vyššie boli koncentrácie v oblasti Nova Lima: povrchové vody – priemer 0,0487 mg.l<sup>-1</sup>, riečne sedimenty s rozsahom koncentrácií 50-3200 mg.kg<sup>-1</sup> a priemerom 547 mg.kg<sup>-1</sup>. Obsahy As v pôdach boli rádovo také isté. Zaujímavý je záver výskumu. Autori konštatujú, že v aktívnej banskej oblasti Nova Lima boli zistené zvýšené koncentrácie As v povrchovej vode, riečnych sedimentoch, pôdach, haldovom materiáli a detskom moči. Napriek tomu, že v kontrolnej oblasti okresu Santa Barbara boli obsahy As v povrchových vodách a riečnych sedimentoch podstatne nižšie, zistili sa rovnako zvýšené



obsahy As v moči detí ako v Novej Lime. Z celkovej skúmanej populácie 126 detí z oboch oblastí bolo 20 % kategorizovaných s „vysoko zvýšenými hodnotami“ arzénu v moči, u ktorých nebolo možné vylúčiť negatívne zdravotné dopady pri dlhodobej expozícii. Nezistila sa korelácia s užívanými potravinami, za zdroj kontaminácie sa považovalo vdychovanie pôdneho prachu a používanie pitnej vody so zvýšenými obsahmi arzénu.

Relevantné sú i výsledky výskumu vykonaného v meste Antofagasta v Chile (Borgono a Greiber, 1972). Pitná voda, ktorá tu bola používaná v rokoch 1959-1970 obsahovala 0,8 mg.l<sup>-1</sup> arzénu. Vysoký obsah arzénu bol príčinou značného rozšírenia najrôznejších symptómov As-intoxikácie.

Známy je i prípad endemickej intoxikácie arzénom v prirodzenom geochemickom prostredí v argentínskej provincii Córdoba. Postihnutá oblasť zaberá rozsiahle územie na juhu a východe provincie. Príčinou intoxikácie sú vody prvého vodonosného horizontu obsahujúce v okolí miest Bell Ville a Cintra až 4,5 mg.l<sup>-1</sup>. Toxické účinky arzénu sa prejavujú pigmentáciou pokožky, zatvrdnutými miestami na dlaniach a chodidlách, ktoré degenerujú s vývojom skutočnej As-rakoviny. Obzvlášť vysoký počet prípadov rakoviny kože sa vyskytuje v meste Bell Ville, je však významné, že táto choroba sa prakticky nevyskytuje v centre mesta, kde obyvatelia pijú vodu z rieky, ktorá obsahuje len nepatrné stopy arzénu (Zýka, 1973).

Kutnohorská geochemická anomália ovplyvňujúca už celé storočia životné prostredie omnoho širšieho okolia a v omnoho väčšej miere, než sa pôvodne predpokladalo je nepochybne mimoriadne priaznivou oblasťou pre geomedicínsky výskum. Výsledky orientačnej štúdie o vzťahu medzi chemickým zložením pitných vôd a rozšírením zhubných novotvarov v Kutnej Hore publikoval (Zýka, 1973). Napr. výskumy potvrdili závislosť medzi obsahom As v pitnej vode a rozšírením rakoviny kože ako to uvádza nasledovný prehľad (pozn.: vzorky boli odobraté začiatkom 70-ich rokov prevažne zo súkromných studní).

Štvrť (obec)	Priemerný obsah As $\mu\text{g.l}^{-1}$	Počet ochorení na zhubné novotvary kože na 1000 obyvateľov
Čáslav	3,90	0
Hlízov	7,70	0
Nové Dvory-Ovčáry	4,28	1,17
Kutná Hora-histor.jadro	2,24	1,58
Jakub	4,48	1,90
Církvice	3,67	3,06
Kutná Hora-Hlouška	2,24	3,92
Kutná Hora-Šipší	2,21	5,33
Kutná Hora-Sedlec	2,95	6,87
Kutná Hora-Malín	6,18	11,04
Kutná Hora-Karlov	78,48	10,23
Kutná Hora-Žižkov	25,80	13,20
Kutná Hora-Vrchlice	73,99	20,10

Tab. 6.4 Obsah As v pitných vodách rôznych častí Kutnej Hory (Zýka, 1973)

Súhrn neprofesionálnej (environmentálnej) expozície:

1. Zistená výrazná závislosť „dávka-odpoveď“ medzi užívateľmi pitnej vody s obsahom As 0,30-0,50  $\text{mg.l}^{-1}$  a nad 60  $\text{mg.l}^{-1}$  a výskytom kožných lézií, rakovinou kože a chorobou „black foot“ v provincii Taiwan, Čína (Tseng, 1977).
2. Prevažujúci výskyt nešpecifických symptómov u užívateľov pitnej vody s obsahom As 0,41  $\text{mg.l}^{-1}$  v nemenovanom meste v Mexiku (Cebrian, 1983).
3. Hromadná otrava arzénom v Bangladéši a Západnom Bengálsku pri užívaní pitnej vody s obsahom As nad 0,05  $\text{mg.l}^{-1}$  s rozsahom koncentrácií 0,190-0,740  $\text{mg.l}^{-1}$  (Das et al., 1994; Chatterjee et al., 1995).
4. Ohrozenie detskej populácie v oblasti banskej ťažby Au v štáte Minas Gerais, Brazília s nasledovnými priemernými obsahmi As v zložkách životného prostredia: povrchové vody 0,0487  $\text{mg.l}^{-1}$ , riečne sedimenty 547  $\text{mg.kg}^{-1}$  (Matschullat et al., 2000).
5. As-intoxikácia v Chile z pitnej vody s obsahom 0,8  $\text{mg.l}^{-1}$  As (Borgono a Greiber, 1972).
6. Endemická intoxikácia arzénom v argentínskej provincii Córdoba v dôsledku jeho vysokého obsahu 4,5  $\text{mg.l}^{-1}$  v pitných vodách (Zýka, 1973).
7. Zistená závislosť medzi obsahom As v pitných vodách nad 0,006  $\text{mg.l}^{-1}$  a rozšírením rakoviny kože v Kutnej Hore a okolí (Zýka, 1973).

## LITERATÚRA

---

- Adriano, D. C., 2001: Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability And Risk of Metals. Springer Verlag, Berlin, 867
- Alloway, B. J. – Ayres, D. C., 1993: Chemical Principles of Environmental pollution. Blackie Academic and Professional, London, 291
- Alloway, B. J., (Ed.),1990: Heavy Metal in Soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow and London, 339
- An, J. – Ueda, H. – Matsuda, K., 2003: Simulated impacts of SO<sub>2</sub> emissions from the Miyake volcano on concentration and deposition of sulphur oxides in September and October of 2000. Atmos. Environ., 37, 3039-3046
- Andráš, P. – Krížáni, I. – Jeleň, S., 2004: Minerály ako súčasť ľudského tela. Mineralia slovaca, 36, 129-136
- Antimony. Guidelines for drinking water quality, 2<sup>nd</sup>. Ed., Vol. 2, Health criteria and other supporting information, WHO, Geneva, 1996, 147-156
- Appleton, J. D., 2007: Radon: Sources, Health Risks, and Hazard Mapping. Ambio: A Journal of The Human Environment, Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm, 36, 1, 85-89
- ATDSR – Agency for Toxic Substances and Diseases registry, 1992: Toxicological profile for antimony. US Public Health Service, US Department of Health and Human Services
- Bache, B. W., 1986: Aluminium mobilisation in soils and waters. Journal of the Geol. Soc., London, 143, 699-706
- Barnet, I., 1992: Radon v geologickém prostředí. ČGÚ, Praha, 156
- Bates, M. - Begg, J., 1997: Volcanic emissions and the risk to the public. New Zealand Public Health Rep., 4, 11/12, 81-83
- Baubron, J. C. – Allard, P. – Toutain, J. P., 1990: Diffuse volcanic emissions of carbon dioxide from Vulcano Island, Italy. Nature, 344, 51-53
- Baudo, R., 1987: Heavy Metal Pollution and Ecosystem recovery, Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery. Elsevier Sciences Publishers, Amsterdam, 325
- Baxter, P. J. – Baubron, J. C. – Coutinho, R., 1999: Health hazards and disaster potential of ground gas emissions at Furnas volcano, Sao Miguel, Azores. J. Volcanol. Geotherm. Res., 92, 95-106
- Bencko, V.- Cikrt, M.- Lener, J., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka, GRADA Publishing, Praha, 282

Bender, D. A., 2005: A Dictionary of Food and Nutrition. From Encyclopedia.com: <http://www.encyclopedia.com/doc/1039-referencemanwoman.html>

Bezák, V. – Suk, M., (Eds.), 1999: Kameň a víno. Geologická služba SR, Bratislava, 67

Bírová, A. – Bíro, O. – Kormaník, P., 1985: Vplyv pitnej vody na mozgovocievne ochorenia v okrese Michalovce. Čs. Hyg., 30, 347 - 353

Bodiš, D. – Rapant, S. (Eds.), 1999: Geochemický atlas SR, časť VI. Riečne sedimenty. MŽP SR a Geologická služba SR, Bratislava, 145

Bolt, B. A. – Horn, W. L. – MacDonald, G. A. – Scott, R. F., 1982: Geological Hazards. Springer – Verlag, New York, 450

Borgono, J. M. - Greiber, R., 1972: Epidemiological study of arsenicism in the city of Antofagasta. Trace substances in environment. Health V., Proc. 5th Ann. Conf., Univ. Of Missouri

Bostrom, H. - Wester, P., O., 1967: trace elements in drinking water and death rate in cardiovascular disease. Acta Med. Scand., 181, 4

Bowell, R. J. - McEldowney, S. - Warren, A. - Mathew, B. - Bwankuzo, M., 1996: Environmental Geochemistry and Health, Geol. Soc. Special Publication No. 113, s. 107-130

Cadmium, 1994 World Health Organization, Geneva. (Environmental Health Criteria, No. 134)

Cadmium. Guidelines for drinking water quality. 2nd ed. Vol. 1. Recommendations. Geneva, WHO, 1993, 195-201

Catling L., Abubakar I., Lake I., Swift L., Hunter P., 2005: Review of evidence for relationship between incidence of cardiovascular diseases and water hardness. University of East Anglia and Drinking Water Inspectorate, Norwich, Norfolk, NR47TJ, 142

Cebrian, M. E., 1983: Chronic arsenic poisoning in the north Mexico. Human Toxicology, 2, s. 121-133

Cílek, V., 1998: Arzen v podzemních vodách Bangladeše. Vesmír, 77, 11, 607

Clayton, D. B., 1989: Water pollution at Lowermoore North Cornwall: Report of the Lowermoore incident health advisory committee. Truro, Cornwall District Health Authority, 22

Copper. Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva, 1998, 31-46

Crawford, D. M.- Morris, J. N., 1967: Lead in drinking water. Lancet, 1087-1088

Čerňanský, S. – Urik, M. – Ševc, J. – Khun, M., 2007: Biosorption and Biovolatilization of Arsenic by Heat-Resistant Fungi. Environ. Sci. Poll. Res., Vol. 14, 1, 31-35

Čížek, P., 1995: Prirodzená rádioaktivita a radónové riziko. In: Geofaktory životného prostredia regiónu Žiarska kotlina a banskoštiavnická oblasť. Geol. ústav D. Štúra, Bratislava, 29-33

Čurlík, J. – Šefčík, P. – Šurina, B., 1997: Metodika pre zostavenie pôdných a pedogeochemických máp. Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, Bratislava, 50

Čurlík, J. – Šefčík, P., 1999: Geochemický atlas SR, časť V. Pôdy. MŽP SR, VÚPOP, Bratislava, 99

Čurlík, J., 1988 Geochémia geologických procesov. Hypergénne procesy. Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava, 230

Dabeka, R. W. - McKenzie, A. D. - Lacroix, G. M. A. - Cleroux, C. - Bowe, S. - Graham, R. A., Conacher, H. B. S. - Verdier, P., 1993: Survey of arsenic in total diet food composites and estimation of the dietary intake of arsenic by Canadian adults and children. Journal of the association of Official Analytical Chemists International, 76, 14-25

Dabeka, R. W. - McKenzie, A., D. - Lacroix, G., M., A., 1987: Dietary intake of lead, cadmium, arsenic and fluoride by canadian adults: a 24-hour duplicate diet study. Food additives and contaminants, 4, 89-101

Daniel, J. – Lučivjanský, L. – Stercz, M., 1996: Geochemický atlas Slovenska, časť IV. Prírodná rádioaktivita hornín. MŽP SR a Geologická služba SR, Bratislava; Uranpress, s.r.o., Spišská Nová Ves, 88

Das, D. - Chatterjee, A. - Samanta, G. - Mandal, B. - Chowdhury, T. R., 1994: Arsenic contamination in groundwater in six districts of West Bengal, India: the biggest arsenic calamity in the world. Analyst, 119, 168-170

Davies, D., J., A., 1990: Lead intake and blood lead in two-year-old U.K. urban children. Sci. Total. Environment, 90, 13-29

De Vos, R. H. - Van Dokkum, W., - Olthof, P. D. A. - Quiruns, J. K. - Muys, T. - Van der Poll, J. M., 1984: Pesticides and other chemical residues in Dutch total diet samples. Food Chemical Toxicology, 22, 1, 11-21

Dissanayake, C. B. – Chandrajith, R., 2009: Introduction to Medical Geology. Springer –Verlag Berlin Heidelberg, 297

Dissanayake, C., B., 1991: The fluoride in the groundwater of Sri Lanka – Environmental Management and Health. International Journal of Environmental Studies, 38, s. 137 – 156.

Djordjevič, M., 1998: Epidemiological and time variations of cardiovascular diseases in Serbia. KBC „Bežanska kosa“ Belgrade, 24-31

Draft toxicological profile for antimony and compounds. Atlanta, GA, US Department of Health and Human Services, 1990

Driehaus, W., 1994: Arsenentfernung mit Manganoxid und Eisenoxid in der Trinkwasseraufbereitung. *Forschriftberichte VDI, Reihe 15: Umwelttechnik* 133

Driscoll, C. T., 1984: A procedure for fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Analytical Chem.*, 16, 267-283

Durand, M. – Grattan, J., 2001: Effects of volcanic air pollution on health. *Lancet*, 357, 164-167

Ellis, K. J., 1990: „Reference man and woman“ more fully characterized. Variations on the basis of body, size, age, sex and race. *Biol. Trace Element Res.* 26-27, 385-400

EPA – U.S. Environmental Protection Agency, 1984: Health Assesment Document for Inorganic Arsenic. EPA/540/1-86/020. Office of Research and Development, Washington, DC.

Fergusson, J. A., 1990: The heavy elements, chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Oxford, 614

Forbes, W. F., 1994: Geochemical risk factors for mental functioning based on the Ontario longitudinal study of aging (LSA): II. The role of pH. *Canadian Journal of Aging*, 13. S. 249-267

Foster, H. D., 2002: The Geography of Disease Family Trees: The Case of Selenium. In: Bobrowsky, P. and A. A. Balkema (eds.): *Geoenvironmental Mapping: Methods, Theory And Practice*, 497-529

Frank, V., 1987: Kadmium v prostredí a jeho vzťah k výžive. *Výživa Zdrav.*, 32, 2, 31-32

Friberg, L. - Nordberg, G. F. - Vouk, V. B., eds., 1986: Handbook of the toxicology of metals. Vol. II., Amsterdam, Elsevier, 130-184

Friberg, L., 1975: Toxic metals and their implication for human health. In: *International Conference on heavy metals in the Environment. Proceedings*, Vol. 1, Toronto, Ontario, 21-34

Galal-Gorchev, H., 1991: Dietary intake of pesticide residues, cadmium, mercury and lead. *Food additives and contaminants.*, 8, 6, 793-806

Gibson, R. S. - Gage, L. A., 1982: Changes in hair arsenic levels in breast and bottle fed infants during the first year of infancy. *Science of the total environment*, 26, 33-40

Gough, L., P. - Shacklette, H. - T., Case, A., A., 1979: Element Concentrations Toxic to Plants, Animals, and Man. *Geol. Surv. Bull.* 1466, Washington, 80

Gruntorád, J. – Mazáč, O., 1995: Impact of Subtle Dynamic Geofactor on Environment. *Acta Universitatis Carolinae, Environmentalica* 8, 3-53

Gunderson, E. L., 1995: FDA Total Diet Study, July 1986-April 1991, dietary intakes of pesticides, selected elements and other chemicals. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists International*, 78, 6, 1353-1363

Guo, H-R. - Tseng, Y-Ch., 2000: Arsenic in drinking water and bladder cancer: comparison between studies based on cancer registry and death certificates. *Environmental Geochemistry and Health*, 22, 83-91

Hamilton, E. I., 1979: *The Chemical Elements and Man*. Charles C. Thomas Publ., Springfield, Ill.

Handa, B., K., 1988: Occurrence and distribution of chromium in natural waters of India. *Advances in environmental science and technology*, 20, 189-214

Hansel, A., - Oppenheimer, C., 2004: Health Hazards from Volcanic Gases: A Systematic Literature Review. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 59, 12, 628-639

Harman, D., 1965: Possible role of drinking water copper. *Clin. Res.*, vol. 13. No. 1

Hopkins, L., L., 1971: Chromium nutrition in man. Trace substances in environment. *Health, Proc. 4<sup>th</sup> Ann. Conf., Univ. of Missouri*, 231-232

Hovorka, D., 1990: *Sopky, vznik, produkty, dôsledky*. VEDA, Bratislava, 156

Hovorka, D., 2010: *Človek a Zem v interakcii*. VEDA, Bratislava, 254

Howard, A. D. – Remson, I., 1978: *Geology in environmental planning*. McGraw – Hill Book Company, New York, 583

Howe, G., M., 1961: The geographical variations of disease mortality in England and Wales in the midtwentieth century. *Advancement of Science*, 3, 25-32

<http://www.cprm.gov.br/publique/media/Selinus.pdf> Citované 1. 7. 2011

Chatterjee, A. - Das, D. - Mandal, B. K. - Chowdhury, T. R. - Samanta, G. - Chakraborti, D., 1995: Arsenic in groundwater in six districts of West Bengal, India: the biggest arsenic calamity in the world. *Analyst*, 120, 643-650

Chitarov,, N. I. – Vojtov, G. I. – Lebedev, V. S., 1974: O geochimických predzvestníkach zemljetreseníj. *Nauka, Moskva*, 165-170

Chmielewská, E. – Berdrna, Z., 2007: *Rizikové látky a environmentálne hazardy*. Cicero, Bratislava, 114

Chmielewská, E., 2000: *Magické čaro Turecka alebo Cappadocie ?* *Minerália slovaci*, 32, 2, 27-28

Chromium. Guidelines for drinking-water quality, 2<sup>nd</sup> ed. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva, 1996, 206-215

IARC, 1998 International Agency for research on Cancer. Cadmium, nickel, some epoxides, miscellaneous industrial chemicals and general considerations on volatile anaesthetics. Lyon, 39-74

IARC. International Agency for Research on Cancer. Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1-42. Lyon 1987, 139-142

ICRP, 1975: Official Definition of „Reference Man“. Report of The Task Group on Reference Man. ICRP Publication Nr. 23, Oxford, Pergamon Press, 5

Igumnov, V. A. – Gevorkian, R. G., 1983: Poiski geochimičeskich predvestnikov zemljetrese-nija na prognostičeskich poligonach Armjanskoj SSR. Hidrochimičeskije metody poiskov rud-ných mestoroždenij i prognoza zemljetrese-nij. Nauka, Novosibirsk, 128-131  
IPCS, Environmental Health Criteria Series, No. 224: Arsenic (2<sup>nd</sup> edition), 9

Jacobson, G., 1998: Arsenic poisoning from groundwater in Bengal. Cogeoenvironment Ne-wsletter, (Australian Geol. Surv), 13, 7-11

Janča, J., 1992: Co nám chybí. Eminent, Praha, 122

Jung, W. – Knitschke, G. – Gerlach, R., 1974: Zur geochemischen Stoffbilanz des Kupferschie-fers im Südostharzvorland. Z. angew. Geol., 20, 6, 248-256

Jurkovič, Ľ. – Khun, M. – Urminská, J., 1998: Problematika fluóru v Žiarskej kotline z aspektu medicínskej geochemie. In: Environmentálna geochemia (O. Ďurža, ed.), GS SR a PriF UK, Bratislava, 23-25

Kabata-Pendias, A. – Mukherjee, A. B., 2007 Trace Elements from Soil to Human. Springer, Berlin, 550

Kabata-Pendias, A. – Pendias, H., 2001: Trace elements in soils and plants, 3<sup>rd</sup> ed., CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, 403

Kane, J. S. – Arbogast, B. – Leventhal, J., 1990: Characterization of Devonian Ohio Shale SDO-1 As A USGS Geochemical Reference Sample. Geostandard Newsletter, 14, 1, 169-196

Khun, M. – Ďurža, O. – Milička, J. – Dlapa, P., 2008: Environmentálna geochemia. Geo-Grafika, Bratislava, 278

Khun, M. 1983: Geochemický výskum čiernych bridlíc kryštalinika Malých Karpát. Manus-kript. Katedra geochemie a mineralógie PriF UK Bratislava, 177

Khun, M., 1998: Medicínska geochemia. In: Environmentálna geochemia, O. Ďurža, (ed.), PriF UK a Geologická služba SR, Bratislava, 20-22



Khun, M., 2001: Zhodnotenie potenciálneho vplyvu geochemického prostredia na zdravotný stav obyvateľstva v oblasti SGR. Čiastková záverečná správa. ŠGÚDŠ a Katedra geochémie PriF UK, Bratislava, 24

Khun, M., 2002: Kontaminácia zložiek životného prostredia regiónu Žiarskej kotliny fluórom. Manuskript. Katedra geochémie PriF UK, Bratislava, 13

Khun, M., 2007: Problematika prírodných obsahov fluóru vn pôdach Žiarskej kotliny. Manuskript, Katedra geochémie PriF UK, Bratislava, 36

Khun, M. – Rapant, S., 2002: geomedicína na Slovensku. Biológia, ekológia, chémia. Roč. 7, mim. č., -15

Kim, K-W. - Thornton, I., 1993: Influence of Uraniferous Black Shales on Cadmium, Molybdenum and Selenium in Soils and Crop Plants in the Deog-Pyong Area of Korea. Environmental Geochemistry and Health, 15, 2/3,119-133

Kohák, E., 1993: Člověk, dobro a zlo. O smyslu života v zrcadle dějin (Kapitoly z dějin morální filosofie). Ježek, Praha, 271

Kohutková, I., 2011: Udržateľný rozvoj a kvalita života v chránených územiach. Písomná práca k dizertačnej skúške. PriF UK Bratislava, 59

Komatina, M. M., 2004: Medical Geology. Effects of geological Environments on Human Health. Elsevier, Heidelberg, 488

Kováčiková, V., 2011: Analýza vzťahu medzi tvrdosťou vody podzemnej vody a výskytom kardiovaskulárnych ochorení na Slovensku. Manuskript. Katedra geochémie PriF UK, Bratislava, 67

Kožíšek, F., 2000: Zdravotní rizika pití demineralizované vody. SZÚ – Národní referenční centrum pro pitnou vodu, Praha, 22

Kožíšek, F., 2003: Zdravotní význam „tvrdosti“ pitné vody. SZÚ – Centrum hygieny životního prostředí, Praha, 21

Krajčír, A., 1989: Rozšírenie kliešťovej encefalitídy na západnom Slovensku vo vzťahu k vybraným geografickým prvkom. Geogr. čas., 41, 48-70

Kukal, Z., 1982: Přírodní katastrofy. Horizont, Praha, 256

Lead. Guidelines for drinking-water quality, 2<sup>nd</sup> ed., Vol. 2 Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva, 1996, 254-275

Li, X. - Thornton, I., 1993: Arsenic, antimony and bismuth in soil and pasture herbage in some old metalliferous mining areas in England. Environmental Geochemistry and Health, 15, 2/3, 135-144

Li, Y., 1984: Why are the chemical compositions of living organisms so similar ? Schweiz. Z. Hydrol., 4612, 176-184

Li, Y., 2000: A compendium of geochemistry: from solar nebula to the human brain. Princeton University Press, new Jersey, 475

Lučivjanský, L., 1995: Prírodná rádioaktivita vôd Žiarskej kotliny. In: Geofaktory životného prostredia regiónu Žiarska kotlina a banskoštiavnická oblasť. Geol. ústav D. Štúra, Bratislava, 35-44

Maksimovič, Z., 1998: Magnezijum i kalcijum v pijačoj vodi i smertnost od kardiovaskularnih bolesti u Srbiji. Prvi simpozijum o magnezijumu. SANU, Beograd, 1-3

Martin, R. B., 1986: The Chemistry of Aluminium as Related to Biology and Medecine. Clinical Chemistry, 32, 1797-1806

Martyn, C. A. - Barker, D. J. - Osmond, C. - Harris, E. C. - Edwardson J. A. - Lacey, R. F., 1989: Geographical relation between Alzheimer's disease and Al in drinking water. The Lancet, 1, 59-62

Masironi, R., 1970: Cardiovascular mortality in relation to radioactivity and hardness of local water supplies in the USA. Bul. WHO. Vol. 43, No. 5

Matrka, M. - Rusek, V., 1994: Prumyslová toxikologie. Univerzita Pardubice, Fak. Chemicko-technologická, 157

Matschullat, J. - Borba, R. P. - Deschamps, E. - Figueiredo, R. - Gabrio, T. - Schwenk, M., 2000: Human and environmental contamination in the Iron Quadrangle, Brazil. Applied Geochemistry, 15, 181-190

Matula, M. – Ondrášik, R., 1990: Inžinierska geológia v ochrane a tvorbe životného prostredia. Mineralia slovac, ALFA Bratislava, 22, 5, 385-392

Melicherčík, M. - Melicherčíková, D., 1997: Bioanorganická chémia. Príroda, a.s., Bratislava, 188

Melicherčíková, D. - Melicherčík, M., 1996: Toxické účinky hliníka na ľudský organizmus. Acta Universitatis Matthaei Bellii, Banská Bystrica, 3, 177- 185

Melicherčíková, D. - Melicherčík, M., 1995: Ortuť v životnom prostredí. Acta Universitatis Matthaei Bellii, Pedagogická fakulta, 2, 195-206

Mercury. Guidelines for drinking water quality, 2<sup>nd</sup> ed., Vol. 2. Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva, 1996, 285-298

Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), 1998: Survey of Lead, Arsenic and other Metals in Food. Food Surveillance Paper No. 52, HMSO London

- Möller, L. (ed.), 2000: Environmental Medicine. Fälth and Hässler AB, Sweden, , 328
- Mrňa, F., 1991: Užité geochemie. ACADEMIA, Praha, 420
- Müller, M. - Anke, M., 1994: Distribution of cadmium in the food chain (soil-plant-human) of a cadmium exposed area and the health risks of the general population. The Science of Total Environment, 156, 151-158
- Murty, K. S. N. - Tjell, J. C. - Gopalachari, N. C., 1986: Lead and cadmium content of Indian flue-cured tobacco. Plant and Soil, 95, 281-284
- National Food Agency of Denmark (NFAD), 1990: Food Monitoring in Denmark, Nutrients and Contaminants 1983-1987, Publication Nr. 195
- National Research Council, 1977: Copper. Washington, Acad. Sci., 115
- Ondrášik, R. – Gajdoš, V., 2006: Geologické riziká a ich hodnotenie pri projektovej príprave a využívaní krajiny. Acta Environmentalica Univ. Comenianae (Bratislava), 14, 2, 83-99
- Pacione, M., 2003: Urban environmental quality and human wellbeing – a social geographical perspective. Landscape and Urban Planning, Vol. 65, 1-2, 19-30
- Pačes, T., 1982: Voda a Země. Academia, Praha, 174
- Pačes. T., 1983: Základy geochemie vod. Academia, Praha, 300
- Pelig-Ba, K. B. - Biney, C. A. - Antwi, L. A., 1991: Trace metal concentrations in borehole waters from Upper Regions and the Accra Plains of Ghana. Water, Air and Soil pollution, 59, 333-345
- Pennington, J. A. - Schoen, S. A., 1995: Estimates of dietary exposure to aluminium. Food additives and contaminants, 12, 1, 119-128
- Petersen, G., 1989: Model studies on the atmospheric transport and deposition of mercury. Inter. Conference "Heavy Metals in the Environment", vol. 1, Geneva, 48-52
- Peterson, P., J. - Williams, W. P. - Yang, L. - Wang, W. - Hou, S -, Li, R. - Tan, J., 2001: Development of indicators within different policy contexts for endemic arsenic impacts in the People's Republic of China. Environmental Geochemistry and Health, 23, 159-172
- Pinneker, E. V. – Škandrij, B. O. – Jasko, V. G., 1983: Hidrogeochmičeskije prezvestniki zemlejetresenij (na primere Bajkalskoj riftovoj zony). Hidrochimičeskije metody poiskov rudnych mestoroždenij i prognoza zemljetresenij. Nauka, Novosibirsk, 120-123
- Pitter, P., 1990: Hydrochemie. SNTL, Praha, 568

- Podoba, J., 1962: Endemická struma na Slovensku. VEDA Bratislava, 164
- Raga, G. B. – Kok, G. L. - Baumgardner, D. 1999: evidence for volcanic influence on Mexico City aerosols. *Geophys. Res. Lett.*, 26, 1149-1152
- Ramnarong, V., 1991: Groundwater quality monitoring and management in Thailand. Proc. of the Expert Group Meeting on Groundwater Monitoring in Asia and the Pacific, Bangkok
- Rapant, S. – Letkovičová, M. – Cvečková, V. – Fajčíková, K. – Galbavý, J. – Letkovič, M., 2010: Environmentálne a zdravotné indikátory Slovenskej republiky. ŠGÚDŠ, Bratislava, 244
- Rapant, S. –Vrana, K. – Bodiš, D., 1996: Geochemický atlas SR, časť I Podzemné vody. MŽP SR a Geologická služba SR, Bratislava, 127
- Rapant, S. – Bodiš, D. – Khun, M. – Letkovičová, M., 2000: Application of the regional geochemical baseline data in environmental geochemistry and geomedecine. In: 31st International geological Congress, Rio de Janeiro. CPRM Geological Survey of Brazil, CD ROM, nestr.
- Rapant, S. – Cicmanová, S. – Khun, M. – Lučivjanská, V. – Mackových, D. – Pramuka, S., 2002a: Medical geochemistry research in Slovak Republic. *Geologica carpathica*, Bratislava, Vol. 53, special iss., nestr.
- Rapant, S. – Khun, M. – Jurkovič, Ľ. – Letkovičová, M., 2002b: Geochemical background on The Health State of Population of The Slovak Republic. *Slov. Geol. Magazine*, 8, 2, 137-145
- Rapant, S. – Cicmanová, S. – Dietzová, Z. – Khun, M., 2002c: Medical Geology Research in Zlatá idka District, Slovakia. In: Proceedings of the Society of Environmental geochemistry and Health 20th European Conference, Debrecen, Univ. Centre of Agricult. Sci., 22
- Rapant, S. – Khun, M., 2002d: Medical Geology Research in The Slovak Republic. In: medical Geology newsletter, No. 5, Sao paulo: Cogeoenvironment Working Group on Medical Geology, 14-16
- Rapant, S. – Cicmanová, S. – Khun, M., 2003: Medical geology research in Slovakia, it's background methodology and preliminary results. *Krystalinikum*, 29, 61-70
- Rapant, S. – Lipovská, M. – Khun, M. – Ženišová, Z., 2004: Environmental and health risk assessment maps: application of geochemical survey data. In: *Water Rock Interaction*, Vol. 2, Taylor and Francis Group, London, 1625-1628
- Rapant, S. – Cvečková, V. – Dietzová, Z. – Khun, M., 2009: medical geochemistry research in Spišsko-Gemerské Rudohorie Mts., Slovakia. *Environ. Geochemistry and Health*, Vol. 31, 1, 11-25
- Rapant, S. – Fajčíková, K. – Khun, M. – Cvečková, V., 2011: Application of health risk assessment method for geological environment at national and regional scales. *Environ. Earth Sci*, Vol. 64, 2, 513-521

Reimann, C. - de Caritat, P., 1998: Chemical elements in the environment. Factsheets for the geochemists and environmental scientist. Springer Verlag, Heidelberg, Berlin, New York, 398

Risk Assessment Forum, 1988: Special Report on ingested inorganic arsenic. Skin cancer, nutritional essentiality. Washington DC., US Environmental protection Agency, EPA-625/3-87/013.

Ros, J. P. M. - Sloof, W., eds., 1987: Integrated criteria document cadmium. Bilthoven, Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Report no. 758476004.

Sauer, H. I. - Parke, D., W. - Neill, M., L., 1971: Association between drinking water and death rates. Trace substances in environment. Health, Proc. 4th Ann. Conf. Univ of Missouri

Selinus, O. – Alloway, B. J. – Centeno, J. A. – Finkelman, R. B. – Fuge, R. – Lindh, U. - Smedley, P., 2005: Essentials of Medical Geology. Impacts of The Natural Environment on Public Health. Elsevier Academic Press, London, 812

Selinus, O., 2004: Medical Geology: an emerging speciality. TERRAE, 1, 1, 8-15

Shacklette, H. T. - Sauer, H. I. - Miesch, A. T., 1970: Geochemical environments and cardiovascular mortality rates in Georgia. Geol. Surv. Prof. Paper 574-C.

Shiller, A. M. - Boyle, E. A., 1987: Variability of dissolved trace metals in the Mississippi River. Acta Geochim. Cosmochim, 51, 3273-3277

Shookner, M., 1997: The quality of life in Ontario: quality of life index. Ontario Social development Council and Social Planning Network in Ontario, 20

Schneider, G., 1980: Naturkatastrophen. F. Enke Verlag, Stuttgart, 364

Schroeder, H., A., 1966: Municipal drinking water and cardiovascular death rates. Jour. Amer. Med. Assoc., 195, No. 2

Skinner, H. C. W., 2000: Minerals and human health. EMU Notes in Mineralogy, Vol. 2, Chapter 11, Eötvös University Press, Budapest, 383-412

Slooff, W., 1989: Integrated criteria document chromium. Bilthoven Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Report no. 758701002

Smernica rady 98/83/ES z 3. novembra 1998 o kvalite vody určenej na ľudskú spotrebu

Smith, B. - Breward, N. - Crawford, M. B. - Galimaka, D. - Mushiri, S. M. - Reeder, S., 1996: The environmental geochemistry of aluminium in tropical terrains and its implications to health. Env. Geochemistry and Health, Geol. Soc. Special Publication No. 113, s. 141-152

Snyder, W. S. – Cook, M. I. – Nasset, E. S. – Karhausen, L. R. – Howells, G. P. – Tipton, I. H., 1975: Report of the Task Group on Reference Man, ICRP, No. 23, Oxford, Pergamon Press, 512

Staessen, J., A. - Vyncke, Q. - Lauwerys, R. R. - Roels, H., A. - Celis, H., G., 1992: Transfer of Cadmium from a Sandy Acidic Soil to Man: A Population Study. *Environmental Research*, 58, 25-34

Stock, P. - Davies, R., 1960: Epidemiological evidence from chemical and spectrographic analyses that soil is concerned in the causation of cancer. *Brit. Jour. Cancer*, 1, 14

Strehlow, C. D. - Barltrop, D., 1987: Temporal trends in urban and rural blood lead concentration. *Environmental Geochemistry and health*, 7, 9, 74

Suk, M. – Steklík, J., 1995: *Geologie a víno*. Moravské zemské muzeum a Nadace Litera, Brno, 68

Suk, M., 1996: *Geologické faktory v ochraně životního prostředí*. Masarykova Universita, Fakulta přírodovědecká, Brno, 85

Svobodová, L., 2007: Kvalita života. In: J. Šubrt (ed.) *Soudobá sociologie II. Teorie sociálního jednání a sociální struktury*. Karolinum, Praha, 370

Škárka, B. - Ferenčík, M., 2000: *Biochémiá*. Alfa Bratislava, 354

Tao, S., S.-H. - Bolger, P. M., 1999: Dietary arsenic intakes in the United States: FDA Total Diet Study, September 1991-December 1996. *Food Additives and Contaminants*, 16, 11, 465-472

Thornton, I. (ed.), 1983: *Applied Environmental Geochemistry*. Academic Press, London, 501

Thornton, I. 1996: Sources and Pathways of Arsenic in the Geochemical Environment: Health Implications. In: Appleton, . D. J – Fuge, R. – McCall, G. J. H., 1996: *Environmental geochemistry And health*. Geol. Soc., London, Spec. Publ. 113, 153-161

Tseng, W. P., 1977: Effects of dose-response relationship of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspectives*, 19, 109-119

Turekian, K. K. – Wedepohl, K. H., 1961: Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geol. Soc. Amer. Bull.*, 72, 172-192

Turner, R., C., 1967: Unusual group of tumours among schoolgirls. *Brit. Jour. Cancer*, 1, vol. 2, 123-131

U.S. Environmental Protection Agency. Deposition of Air Pollutants to the Great Waters. First Report to Congress. EPA-453/R-93-055. Office of Air Planning and Standards, Research Triangle Park, NC, 1994

Urieta, I. - Jalon, M. - Eguileor, I., 1996: Food surveillance in the Basque Country (Spain). II. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M<sub>1</sub>, iron and zinc through the Total Diet Study 1990/1991. *Food Additives and Contaminants*, 13, 29-52

Urminská, J. – Khun, M. – Jurkovič, Ľ., 1998: Radónové riziko a prirodzená rádioaktivita územia Žiarskej kotliny a ich vyťah k zdravotnému stavu obyvateľstva. In: *Súčasný trendy výskumu v oblasti geochémie*. GÚ PrIF UK, Bratislava, 47-53

Van Dokkum, W. - de Vos, R. H. - Muys, T. - Wesstra, J. A., 1989: Minerals and trace elements in total diets in the Netherlands. *British Journal of Nutrition*, 61, 7-15

Vaskovič, N. – Jovič, V., 1993: Geochemijske karakteristike jugoistočnoj dela Surduličkog granitoidnog masiva. *Vesnik*, ser. A, B. knj. 54, Beograd, 97-112

Vignati, D., 2004: Trace metal partitioning in freshwater as a function of environmental variables and its implications for metal bioavailability. Ph.D. Thesis, Université de Geneve, 163

Vine, J. D. – Tourtelot, E. B., 1970: Geochemistry of Black Shale Deposits – A Summary. *Econ. Geol.*, New Haven, 65, 253-272

Waalkes, M., P. - Rehm, S., 1994: Cadmium and prostate cancer. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 43, 251-269

Ware, G., ed., 1989: Mercury. USEPA Office of Drinking Water Health advisories. Reviews of environmental contamination and toxicology, 107, 93-102

West, J. - M., Gardner, S., J. - Paintsil, A. - Smedley, P. L. - Pelig-Ba, K. B. - Darty, G., 1995: Vulnerability of shallow groundwater due to natural geochemical environment – Obuasi, Ashanti Region and Bolgatanga, Upper East Region, Ghana. *British geological Survey, Technical Report, WE/93/6R*

Wettstein, A., 1991: Failure to find a relationship between mnemonic skills of octogenarians and aluminium in drinking water. *Int. Archives of occupational and environmental health*, 63, 97-103

WHO (2004): Guidelines for drinking-water quality. 3<sup>rd</sup> ed. Vol. 1, Geneva, 184-186

WHO 1997: Aluminium. Geneva, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 194)

WHO 2006: Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda, Volume 1 – Recommendations

WHO Guidelines for drinking – water quality, Geneva. WHO/HSE/WSH/09.01/10. 1 – 4

WHO, 1984: Guidelines for drinking-water quality: Volume 2. Health criteria and other supporting information. Geneva

WHO, 1996: Arsenic, Guidelines for drinking water quality. Health criteria and other supporting information. 2<sup>nd</sup> ed., Vol. 2. Geneva, 156-167

WHO, 2009: Hardness in drinking – water. Background document for development of WHO. Guidelines for drinking-water quality. Geneva, WHO/HSE/WSH/09.01/10, 1-8

WHO, 1998: Aluminium. Guidelines for drinking-water quality, 2<sup>nd</sup> Ed. Addendum to Vol. 1. Recommendations. Geneva, 1998, 3-4

Wilson, A. T., 1966: Lead absorption and the health of community. Practitioner, vol. 197, No. 1177

World Health Organization. GEMS – Global fresh water quality. Oxford, 1989, Blackwell Reference

World Health Organization. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Cambridge, Cambridge University Press, 1989, 163-219

[www.redcrosstn.sk/dokumenty/Cinnost-obyvateľstva-pri-zemetrasení.pdf](http://www.redcrosstn.sk/dokumenty/Cinnost-obyvateľstva-pri-zemetrasení.pdf)

[www.udalosti.noviny.sk/zo-zahranicia/13-03-2011/prva-sprava-v-japonsku-vybuchla-sopka.html](http://www.udalosti.noviny.sk/zo-zahranicia/13-03-2011/prva-sprava-v-japonsku-vybuchla-sopka.html)

[www.vulkan.kvalitne.cz/stupnice.html\\_msocom\\_1](http://www.vulkan.kvalitne.cz/stupnice.html_msocom_1)

Zýka, V., 1972: Geochemické prostředí a choroby oběhu krevního. Geol. Pruzk., 8, 233-238

Zýka, V., 1972a: Geochemické prostředí a zhubné choroby. Vlastivědný ústav Olomouc, 62

Zýka, V., 1973: Geochemické prostředí a rozšíření rakovinových chorob v Kutné Hoře. Sbor. Geol. Věd, ř. TG, 11, 155-181

Ženišová, Z. – Fláková, R., 2007: Minerálne vody Slovenska. [www.geovzdelavanie.sk/pdf/9\\_2.pdf](http://www.geovzdelavanie.sk/pdf/9_2.pdf)



## REGISTER

---

- antimón, 109, 160-164  
arzén, 23-26, 103, 122-132, 154, 160-161, 164  
biominerály, 177  
biosféra, 7, 10-14, 17, 28, 171  
cunami, 14-15, 29-31, 33, 36, 80, 84-85, 86, 87-88, 97, 99  
čierne bridlice, 19, 26, 46, 48, 139  
činnosť  
    vulkanická, 51, 75-80, 99, 150, 153  
deficit, 6, 9-10, 21-22, 27, 45, 58, 101-112, 142-145, 154, 165, 178  
faktory  
    endogénne, 179  
    environmentálne, 6-8  
    exogénne, 179  
    geofyzikálne, 88  
    geografické, 6  
    geochemické, 9, 23, 68, 101, 112, 181  
    geologické (aj geofaktory), 5, 7, 11-13, 22-23, 27, 38, 39-41, 181  
    geomorfologické, 69  
    klimatické, 6, 69, 168  
fluoróza, 9, 27, 106  
funkcie  
    biologické, 20, 172  
geobariéry, 13  
geofaktory, pozri *faktory geologické*  
geochémia, 10, 34, 41, 63, 162  
    environmentálna, 10, 118  
    medicínska, 7  
geológia  
    medicínska, 7, 8  
geopotenciály, 13  
hliník, 39-40, 61, 103, 106, 113-122, 164  
chróm, 20, 105, 140-144, 164  
interakcia, 11-13, 17, 19, 21-22, 54-55, 60, 64, 120  
kadmium, 21-22, 104, 127, 133-139, 151, 164  
katastrofy, 14, 29, 30-31, 32-33, 75, 78-79, 83, 85-86, 97, 99, 109, 181, 182  
klasifikácia  
    prírodných vôd, 60  
    vody podľa tvrdosti, 166  
kvalita  
    vody, 8, 68, 163-164  
    života, 5, 11, 13-15, 16, 22, 27, 72  
magnitudo, 81, 84, 88  
meď, 20-21, 145-149, 164  
mineralizácia, 35, 61-62, 66-68, 105, 110, 130, 162-163  
nadbytok, 7, 22, 27, 29, 52, 101-108, 110-112, 146, 165  
nerastné suroviny, 12-13  
oblaky, 16, 75, 77, 78-79, 92  
ohnisko, 80, 81, 88  
olovo, 8, 109, 155-160, 164  
ortuť, 22, 43, 75, 107, 150-154, 164  
otrava  
    endemická, 23, 131, 132  
    hromadná, 25, 129, 132, 137, 152  
plyn  
    vulkanický, 16-18, 29  
pohyby  
    recentné tektonické, 73  
    svahové, 29, 32, 98, 182  
    tektonické, 29, 72, 73-75, 85  
pole  
    elektrické, 30, 33, 89, 90, 92, 181  
    gravitačné, 13, 97  
    magnetické, 30, 33, 89, 181  
    rádioaktívne, 91, 93  
potravový reťazec, 5, 10, 21, 58, 67, 106-107, 135, 137-139, 156, 162-163  
povodne  
    sopečné, 75, 78  
procesy  
    endogénne, 12, 60  
    exogénne, 12, 69, 98-100  
    geochemické, 29, 59  
    geologické, 7, 11-12, 18, 28, 51, 98-100  
    pedogénne (aj pôdotvorné), 8, 54-55, 56, 179  
    sopečné, 75, 78  
    zvetrávacie, 5, 19, 42, 54-56, 124  
produkt  
    lesný, 58

- poľnohospodársky, 58, 108
- vulkanický, 17
- prostredie
  - geochemické, 7, 30, 101, 112-113, 162, 179
  - geologické, 7, 11-13, 28, 48
  - horninové, 12, 49, 167
- prúdy
  - bahnotoky, 75, 77-78
  - lávové, 32, 75-76
- prvky
  - makroprvky, 8, 20, 35, 51-52, 55
  - stopové, 7, 9-10, 17, 19, 20-22, 41, 46, 51-61, 66, 68, 101, 104-105, 107, 109, 112, 143, 145, 172, 179, 181-182
- radiácia, 91-95
- reliéf, 12, 29, 35, 69-72
- riziko, 30
  - geologické, 16, 28-32
  - radiačné, 17
  - radónové, 96
  - zdravotné, 45, 179
- roztok
  - pôdny, 56
- sopka, 9, 15-16, 31, 75-80, 87, 99
- stupnica
  - MCS, 82
  - MSK, 83
  - Richterova, 37, 81-82, 88
- ťažké kovy, 16, 19, 41, 42, 46-48, 58, 61, 75, 130, 139, 151, 153
- tefra, 17, 75, 76, 77-78
- trhliny, 73, 82-83
- tvrdosť
  - vody, 104, 112, 165-171
- víno, 49-53, 125, 156, 160
- vlny (priečne, pozdĺžne), 80-81
- voda
  - atmosférická, 60
  - fosílna, 60, 64
  - liečivá, 66-67
  - magmatická, 60
  - metamorfná, 60
  - meteorická, 60, 64-65
  - minerálna, 64, 66, 67, 73-74, 79, 107, 110
  - morská, 18, 46-47, 60, 62, 72-73, 142, 147, 162, 179-180
  - podzemná, 7, 10, 12, 13, 25-29, 33-34, 37-38, 49, 58-60, 62, 64-66, 68, 79, 83, 94, 112, 118, 120-121, 123-124, 128-130, 142, 147, 153, 162-163, 167
  - povrchová, 23, 27, 49, 58-61, 63-64, 112, 119-120, 123-124, 130, 132, 138, 142, 147, 153-154, 163-165
  - termálna, 64, 66
  - vulkanická, 60
- zemetrasenie, 15-16, 29-38, 74, 78, 80-88, 181-182
- zeolity, 43
- zlomy, 29, 34, 36, 49, 65, 73-75, 80, 85, 119
- zloženie
  - hornín, 45, 51, 467
  - chemické orgánov človeka, 7, 173, 175, 177-179
  - morskej vody, 62, 180
- zosuvy, 30-33, 51, 69, 78, 82-85, 97-99
- zvetrávanie, 19, 25, 29, 41-42, 46-47, 54-56, 63
- žiarenie (ionizujúce, neionizujúce), 13, 109, 91-96