

**SLOVENSKÁ POĽNOHOSPODÁRSKA UNIVERZITA V NITRE**

**FAKULTA EURÓPSKYCH ŠTÚDIÍ A REGIONÁLNEHO ROZVOJA**

**2119148**

**Mobilita rádioaktívneho Cs-137 v poľnohospodárskej krajine  
a seminaturálnom ekosystéme na vybranej lokalite v okrese Nové Zámky**

2010

Bc. Zsolt Schreiner

**SLOVENSKÁ POĽNOHOSPODÁRSKA UNIVERZITA V NITRE**

**FAKULTA EURÓPSKYCH ŠTÚDIÍ A REGIONÁLNEHO ROZVOJA**

**Mobilita rádioaktívneho Cs-137 v poľnohospodárskej krajine  
a seminaturálnom ekosystéme na vybranej lokalite v okrese Nové Zámky**

Diplomová práca

Študijný program: Environmentálne manažérstvo

Študijný odbor: 4.3.3. Environmentálny manažment

Školiace pracovisko: Katedra biochémie a biotechnológie (FBP)

Školiteľ: doc. RNDr. Dana Urminská, Csc.

Konzultant: RNDr. Juraj Miššík

Nitra, 2010

2010 Bc. Zsolt Schreiner

## **ČESTNÉ VYHLÁSENIE**

Čestne vyhlasujem, že som diplomovú prácu vypracoval samostatne, a že som uviedol všetku použitú literatúru súvisiacu so zameraním diplomovej práce.

Nitra .....

.....  
podpis autora DP

## **POĎAKOVANIE**

Touto cestou vyslovujem poďakovanie pánovi RNDr. Jurajovi Miššíkovi za pomoc, odborné vedenie, cenné rady a pripomienky pri vypracovaní mojej diplomovej práce.

Nitra .....

.....  
podpis autora DP

## ABSTRAKT

V tejto práci sa zisťovala merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnych vzorkách pomocou gamaspektrometrických meraní. Vzorky boli odobraté z rôznych pôdnych profilov. Vo všetkých pôdnych profiloch bola zistená vertikálna distribúcia  $^{137}\text{Cs}$  a faktory vplývajúce na distribúciu na príslušných lokalitách. Najvyššie aktivity sa našli v horných vrstvách pôdy do 10-15 cm, s najvyššou hodnotou  $(22,84 \pm 1,84) \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Integrálna plošná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  (z testov jadrových zbraní aj z Černobyľu) sa pohybovala v rozmedzí  $2391 \text{ Bq.m}^{-2}$  až  $4782 \text{ Bq.m}^{-2}$ . Biologický príjem rádiocézia sa hodnotil na základe vzoriek húb. Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  sa u všetkých pôdnych vzoriek aj vzoriek húb porovnával s mernou aktivitou  $^{40}\text{K}$ .

**Kľúčové slová:** rádioaktivita, cézium-137, vertikálna migrácia v pôde, biologický príjem

## ABSTRAKT

In this study, we measured  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations in the soil samples by gamma-spectrometry. Samples were collected from different soil profiles. The vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in collected profiles and the  $^{137}\text{Cs}$  inventory for all locations have been determined. The highest activities were found in the upper 10–15 cm layer, with maximum  $(22,84 \pm 1,84) \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Total  $^{137}\text{Cs}$  inventory (nuclear bomb test and Chernobyl) varied between  $2391 \text{ Bq.m}^{-2}$  and  $4782 \text{ Bq.m}^{-2}$ . Biological uptake of radiocaesium was estimated by study of mushroom samples.  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration was compared to activity concentration of  $^{40}\text{K}$  in all soil and mushroom samples.

**Key words:** radioactivity, caesium-137, vertical migration in soil, biological uptake

# OBSAH

ÚVOD.....	9
<b>1 PRHLAD O SÚČASNOM STAVE RIEŠENEJ PROBLEMATIKY.....</b>	<b>10</b>
1.1 Rádoaktivita a jej zdroje v životnom prostredí.....	10
1.1.1 Rádoaktivita.....	10
1.1.2 Zdroje rádoaktivity prostredia.....	12
1.1.2.1 Prírodné zdroje ionizujúceho žiarenia.....	12
1.1.2.2 Antropogénne zdroje ionizujúceho žiarenia.....	17
1.1.3 Rádoaktivita a životné prostredie človeka.....	21
1.1.3.1 Manažment kontaminovaných území.....	21
1.1.3.2 Jadrová energia a životné prostredie.....	23
1.2 Vplyv rádoaktivity na organizmy.....	23
1.2.1 Mechanizmus biologického účinku žiarenia.....	25
1.2.2 Biochemické účinky žiarenia a poškodenie na molekulovej úrovni.....	26
1.2.3 Účinky žiarenia na úrovni buniek.....	26
1.2.4 Účinky žiarenia na úrovni orgánov.....	27
1.2.5 Účinky žiarenia na úrovni jedincov.....	29
1.2.6 Účinky žiarenia na úrovni druhov.....	31
1.2.7 Účinky žiarenia na úrovni populácií.....	32
1.2.8 Účinky žiarenia na úrovni spoločenstiev a ekosystémov.....	33
1.3 Rádoaktívne cézium Cs-137.....	36
1.3.1 Charakteristika <sup>137</sup> Cs.....	36
1.3.2 Správanie sa <sup>137</sup> Cs v životnom prostredí.....	37
1.3.2.1 Migrácia <sup>137</sup> Cs v pôde.....	37
1.3.2.2 Biologická dostupnosť rádiocézia v závislosti od chemického zloženia pôd.....	39
1.3.2.3 <sup>137</sup> Cs v tele zvierat.....	41
1.3.3 <sup>137</sup> Cs v seminaturálnych ekosystémoch a agroekosystémoch.....	42
1.3.3.1 <sup>137</sup> C v lesnom ekosystéme.....	42
1.3.3.2 <sup>137</sup> Cs v lúčnom ekosystéme.....	44
1.3.3.3 <sup>137</sup> Cs v agroekosystéme.....	45
1.3.4 <sup>137</sup> Cs na Slovensku.....	46

1.3.4.1	Kontaminácia územia Slovenskej republiky rádionuklidom $^{137}\text{Cs}$ .....	46
1.3.4.2	Aktivita $^{137}\text{Cs}$ na území Slovenskej republiky.....	48
1.3.5	Manažment území kontaminovaných $^{137}\text{Cs}$ .....	49
1.3.5.1	Dekontaminácia krajiny prostredníctvom mechanických úprav.....	50
1.3.5.2	Zmeny vo využívaní krajiny.....	50
1.3.5.3	Aplikácia meliorantov a hnojív na obmedzenie prenos rádionuklidov z pôdy do rastlín.....	52
1.3.5.4	Opatrenia pre potraviny pochádzajúce zo zvierat.....	52
1.3.5.5	Opatrenia v lesoch.....	53
1.3.5.6	Zníženie rádioaktivity v potravinách pri ich spracovaní.....	55
1.3.5.7	Bioakumulácia a Fytoremediácia $^{137}\text{Cs}$ .....	55
<b>2</b>	<b>CIEĽ PRÁCE.....</b>	<b>57</b>
<b>3</b>	<b>METODIKA PRÁCE.....</b>	<b>58</b>
3.1	Charakteristika skúmanej lokality.....	58
3.2	Odber vzoriek.....	59
3.2.1	Odber pôdných vzoriek.....	59
3.2.2	Zber vzoriek húb.....	60
3.3	Príprava vzoriek na meranie aktivity $^{137}\text{Cs}$ .....	60
3.4	Meranie aktivity $^{137}\text{Cs}$ .....	61
<b>4</b>	<b>VÝSLEDKY PRÁCE A DISKUSIA.....</b>	<b>63</b>
<b>5</b>	<b>ZÁVER A NÁVRH NA VYUŽITIE POZNATKOV.....</b>	<b>69</b>
<b>6</b>	<b>POUŽITÁ LITERTÚRA.....</b>	<b>70</b>
<b>7</b>	<b>PRÍLOHY.....</b>	<b>76</b>



## ZOZNAM POUŽITÝCH SKRATIEK

**Bq** – Becquerel – SI jednotka aktivity rádioaktívnej látky, také množstvo rádioaktívnej látky, v ktorom nastane jedna rádioaktívna premena za sekundu,  $1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$

**ČSSR** – Československá socialistická republika

**DNA** – deoxyribonukleová kyselina

**EBq** –  $1 \text{ EBq} = 10^{18} \text{ Bq}$

**eV** – elektrónvolt – SI jednotka energie jadrových procesov, energia ktorú získa elektrón pri prekonaní potenciálového rozdielu jeden volt,  $1 \text{ eV} = 1,60206 \cdot 10^{-19} \text{ J}$

**FAO** – Food and Agriculture Organization of the United Nations

**Gy** – Gray – SI jednotka absorbovanie dávky,  $1 \text{ Gy} = \text{J.kg}^{-1}$

**IAEA** – International Atomic Energy Agency of the United Nations

**JE** – Jadrová Elektrárň

**LD<sub>50/30</sub>** – semiletálna dávka pri ktorej uhynie 50% ožiarených jedincov do 30 dní

**LD<sub>100</sub>** – expozícia, ktorá spôsobí smrť všetkých ožiarených jedincov

**LD<sub>min</sub>** – expozícia, ktorá môže spôsobiť smrť

**NCRP** – National Council on Radiation Protection & Measurements

**Sv** – Sievert – SI jednotka dávkového ekvivalentu,  $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$

# ÚVOD

Ekologické súvislosti, vzťahujúce sa na rádioaktivitu v okolitom prostredí, sú často veľmi zložité. Obeh rádioaktívnych látok možno pozorovať v biosfére na všetkých stupňoch ekologickej pyramídy, nezávisle od toho, či ide o rádionuklidy prírodné alebo umelé.

Pri hodnotení účinkov rádioaktívnych látok na biotu má základný význam štúdium rozdelenia a migrácie rádionuklidov v životnom prostredí, účinkov žiarenia na priebeh životne dôležitých procesov a metabolizmu rádionuklidov v živých organizmoch.

Životné prostredie znečistené rádionuklidmi predstavuje ohrozenie zdravia človeka a narušenie biologickej rovnováhy ekosystému. Ich prítomnosť v živých organizmoch môže vyvolať rôzne somatické a genetické zmeny a preto štúdium ich vlastností a správania sa v ekologických systémoch predstavuje jeden z dôležitých predmetov súčasnej rádioekológie.

Pre štúdium interakcie rádionuklidov s prostredím sa efektívne využívajú neplánované emisie z havárií jadrových zariadení a iné udalosti, pri ktorých dochádzalo k uvoľneniu rádionuklidov do biosféry.

Jedným z antropogénnych rádionuklidov, ktorému sa kvôli jeho dlhému polčasu premeny a z toho vyplývajúcej dlhej perzistencii v životnom prostredí venuje veľká pozornosť je  $^{137}\text{Cs}$ . Rádioaktívne cézium vzniká pri jadrovom štiepení a do prostredia sa dostáva pri skúške jadrových zbraní a únikom z jadrových zariadení.

Biologická dostupnosť  $^{137}\text{Cs}$  nezávisí len od jeho elementárnych vlastností a koncentrácie v prostredí ale najmä od jeho mobility, špeciácie, sorpcie a desorpcie. Štúdium vlastností a environmentálneho správania sa rádioaktívneho cézia získava v súčasnej dobe význam z hľadiska optimalizácie manažmentu kontaminovaných území.

# 1 PREHLAD O SÚČASNOM STAVE RIEŠENEJ PROBLEMATIKY

## 1.1 Rádioaktivita a jej zdroje v životnom prostredí

### 1.1.1 Rádioaktivita

Okrem stabilných izotopov má každý prvok aj izotopy, ktorých nuklidy majú menšiu stabilitu. Takéto nestabilné nuklidy, ktoré nazývame rádionuklidy, sa snažia dostať do stabilného stavu. Cesta k stabilite vedie cez vyžiarenie nadbytočnej energie alebo častice. Tento proces nazývame rádioaktivitou (Šáró a Tölgyessy, 1985).

Žiarenie emitované rádionuklidmi predstavuje tok hmotných častíc resp. fotónov, ktorých energia je v rozmedzí keV – MeV, čo niekoľkokrát prevyšuje ionizačnú energiu atómov alebo molekúl (25 eV). Preto pri prechode hmotným prostredím vyvoláva toto žiarenie intenzívnu ionizáciu – odtiaľ ionizujúce žiarenie. Spoločnou vlastnosťou všetkých druhov ionizujúceho žiarenia je vysoká energia, ktorá sa pri prechode cez hmotné prostredie (materiál) prejaví všestrannými účinkami fyzikálneho a chemického charakteru (Janásek a Svetlík, 2005).

Rádioaktivita je jav štatistického charakteru, čo znamená, že dva rovnaké a v rovnakú dobu vzniknuté rádionuklidy žijú rôzne dlhú dobu. Preto zákonitosti, ktoré popisujú rádioaktívnu premenu, sa vždy viažu na veľký súbor rádionuklidov a na veľký počet premien.

**Aktivita** konkrétneho množstva rovnakých nuklidov je definovaná ako počet jeho rádioaktívnych premien za jednotku času. Jednotkou je 1 Becquerel (značka Bq, fyzikálny rozmer  $s^{-1}$ ), čo je aktivita, pri ktorej dochádza k jednej jadrovej premene za 1 s. Rýchlosť rádioaktívnych premien atómov rádioaktívnej látky charakterizujeme polčasom rozpadu.

**Polčas premeny** je čas, za ktorý sa z pôvodného množstva daného typu rádionuklidov premení práve polovica. Po uplynutí dvoch polčasov premeny ostáva 1/4 nepremených rádionuklidov, po troch polčasoch premeny 1/8 atď., znamená to, že počet rádioaktívnych premien neustále klesá.

**Biologický polčas** je čas, za ktorý sa vylúči polovica množstva rádionuklidu prijatého organizmom.

**Efektívny polčas** je čas, za ktorý poklesne počet rádionuklidov v organizme na polovicu v dôsledku fyzikálneho rozpadu, ako aj v dôsledku biologického vylučovania. Efektívny polčas charakterizuje skutočný úbytok množstva rádionuklidov z organizmu.

**Ekologický polčas** je čas, za ktorý poklesne pôvodné množstvo rádionuklidu v určitom ekosystéme na polovicu. Ekologický polčas je spravidla veľmi dlhý, obzvlášť v prírodných ekosystémoch, kde rádionuklidy sú premiestňované vnútri systému. To je dôvodom, že je skoro taký dlhý ako fyzikálny polčas.

**Dávka** je energia žiarenia absorbovaná v hmotnostnej jednotke ožarovanej látky. Jednotkou dávky je gray (značka Gy, fyzikálny rozmer  $\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Dávka 1 Gy potom znamená, že v jednom kilograme ožarovanej látky sa absorbuje energia žiarenia 1 J.

Jednotlivé rádioaktívne premeny sa navzájom líšia mechanizmom premeny, čo sa odráža v druhu emitovaných častíc. Vtedy však ide o proces, pri ktorom je energia uvoľňovaná (tzv. exoergický proces), alebo k rádioaktívnej premene dochádza bez dodania energie z vonka, teda spontánne. Základnými formami spontánných rádioaktívnych premien sú premeny  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  a samovoľné štiepenie niektorých nuklidov (Jandl a Petr, 1988).

### **Rádioaktívna premena $\alpha$**

Žiarenie alfa tvoria pozitívne nabité jadrá hélia ( $^4\text{He}$ ) emitované veľkými nestabilnými jadrami. Alfa častice majú relatívne veľkú hmotnosť, ale iba krátky dolet vo vzduchu (1-2 cm) a môžu byť úplne absorbované listom papiera alebo kožou. Riziko predstavujú najmä pri vstupe do tela inhaláciou alebo ingesciou, kedy môžu byť ožiarené susediace tkanivá (IAEA, 2004).

### **Rádioaktívna premena $\beta$**

Beta častice (elektróny, pozitrony) sú omnoho menšie a ľahšie ako alfa častice a môžu prenikať hlbšie do materiálu alebo tkaniva rýchlosťou blízkej rýchlosti svetla. Môžu byť úplne pohltené tenkou vrstvou plastu, skla alebo kovu. Žiarenie beta obyčajne nepreniká cez vrchnú vrstvu pokožky, ale rozsiahle ožiarenie vysokoenergetickými beta žiariči môže spôsobiť kožné popáleniny. Takého žiariče predstavujú riziko aj pri ich inhalácii a ingescii (IAEA, 2004).

## **Rádioaktívna premena $\gamma$**

Gama žiarenie tvoria vysokoenergetické fotóny (forma elektromagnetického žiarenia ako svetlo) emitované nestabilným jadrom, ktoré v rovnakom čase môže vyžiariť beta časticu. Gama žiarenie spôsobuje ionizáciu okolitých atómov pri prechode látkou, najmä vplyvom interakcie s elektrónmi. Tento typ žiarenia dokáže byť veľmi prenikavý a len značná hrúbka hustého materiálu ako oceľ alebo olovo dokáže zabezpečiť vhodnú ochranu. Z tohto dôvodu gama žiarenie dokáže vnútorné orgány ožiarit vysokou dávkou bez inhalácie alebo ingescie (IAEA, 2004).

## **1.1.2 Zdroje rádioaktivity prostredia**

### **1.1.2.1 Prírodné zdroje ionizujúceho žiarenia**

Živé organizmy na Zemi vznikli a vyvíjajú sa v podmienkach stáleho pôsobenia prírodného rádioaktívneho pozadia. Zdroje žiarenia tvoriace toto pozadie môžeme rozdeliť na vonkajšie a vnútorné. Vonkajšie zdroje sa nachádzajú mimo živých organizmov. Vnútorné zdroje žiarenia spôsobujú rádionuklidy, ktoré sa dostávajú do organizmov inhaláciou, ingesciou a v malej miere transkutánnou resorpciou.

Človek ročne prijíma z prírodného pozadia celkovú dávku okolo 2,4 mSv, z čoho 40 % pripadá na vonkajšie ožiarenie a 60 % ožiarenie z vnútorných zdrojov. Najvýznamnejším zdrojom ročnej efektívnej dávky je inhalácia radónu (1,2 mSv) a jeho produktov s krátkym polčasom rozpadu, ktorých dávka najviac kolíše. Druhou v poradí je dávka z externých zdrojov (0,9 mSv), ktorá prichádza približne rovnomerne z kozmického žiarenia a terestriálnych zdrojov. Príjem prírodných rádionuklidov potravou a pitnou vodou zahŕňa 0,3 mSv výslednej dávky prírodného žiarenia, do ktorej prispieva asi polovicou rádionuklid  $^{40}\text{K}$  (IAEA, 2004).

K prírodným zdrojom ionizujúceho žiarenia patria kozmické žiarenie, kozmogénne rádionuklidy a primordiálne rádionuklidy.

## **Kozmické žiarenie**

Kozmické žiarenie dopadá na zemský povrch z vesmíru a z vrstiev zemskej atmosféry. Predstavuje časovo aj miestne premenný tok častíc s vysokou energiou, jeho veľkosť rastie do určitej hodnoty s nadmorskou výškou.

Kozmické žiarenie možno podľa miesta vzniku rozlišovať nasledovne:

- a) žiarenie produkované Slnkom (solárna zložka)
- b) žiarenie radiačných pásov Zeme
- c) žiarenie produkované galaktickými objektmi (Jandl a Petr, 1988)

*a) Solárna (slnečná) zložka kozmického žiarenia*

Je tvorená väčšinou protónmi, časticami  $\alpha$  a niektorými ľahkými iónmi emitovanými pri erupciách na Slnku, ktoré dosiahnu vonkajšie vrstvy zemskej atmosféry. Jej význam súvisí s periodickou i neperiodickou slnečnou aktivitou. Takisto môže predstavovať nebezpečenstvo pre posádky kozmických lodí.

*b) Žiarenie z radiačných pásov Zeme.*

Radiačné pásy okolo našej planéty vznikajú interakciou magnetického poľa s prúdom elektricky nabitých častíc, pochádzajúcich predovšetkým zo Slnka. Vonkajšia radiačná zóna s pásom protónov a elektrónov s energiou až niekoľko MeV sa nachádza vo vzdialenosti troj až sedemnásobku zemského polomeru (6370 km). Vnútorň radiačný pás vo vzdialenosti niekoľko sto až tisíc km nad zemským povrchom pozostáva z dvoch menších tzv. Van Allenových radiačných pásov. Jeden obsahuje elektróny, druhý protóny, okolo Zeme vytvárajú kruhové prstence.

*c) Galaktická zložka kozmického žiarenia*

Galaktická zložka je tvorená prevažne protónmi, časticami  $\alpha$ , ťažšími jadrami so  $Z > 2$ , elektrónmi a fotónmi. Jej nízkoenergetická zložka (pod 50 GeV) sa nepatrne znižuje v čase maxima slnečnej činnosti, v 11-ročnom cykle. Častice s energiami pod  $10^{18}$  eV pochádzajú z rôznych zdrojov v našej galaxii („Mliečnej ceste“), častice s ešte vyššími energiami prichádzajú z medzigalaktického priestoru a vzdialených galaxií.

## **Kozmogénne rádionuklidy**

Okrem priameho ožarovania zemského povrchu vytvára kozmické žiarenie pri jadrových reakciách s jadrami atmosféry, pôdy a vody kozmogénne rádionuklidy. Z celej rady týchto rádionuklidov existuje v našom životnom prostredí iba niekoľko, ktoré sa vyskytujú v merateľných koncentráciách. Typickými predstaviteľmi sú  $^3\text{H}$  a  $^{14}\text{C}$ , ktoré

vznikajú v horných vrstvách atmosféry reakciami neutrónov s jadrami dusíka. Ďalšími sú napr.  $^7\text{Be}$ ,  $^{22}\text{Na}$  a iné (Jandl a Petr, 1988).

Malá časť kozmogénnych rádionuklidov má extraterestriálny pôvod, vzniká interakciou galaktického kozmického žiarenia s medzihviezdnou hmotou a potom zachytávaná gravitačným poľom Zeme. Produkcia kozmogénnych rádionuklidov narastá s rastúcou zemepisnou šírkou. Mokrý spad predstavuje pre väčšinu vytvorených rádionuklidov efektívnu cestu transportu na zemský povrch. Kozmogénne rádionuklidy sú po svojom vytvorení veľmi účinne zachytávané atmosférickými aerosólmi a zúčastňujú sa pohybu vzdušných mäs, ktoré sú najintenzívnejšie na jar a začiatkom leta. Vo výškach, kde sa vyskytujú už aj oblaky, sú potom zachytávané kvapkami vodných pár a pri zrážkovej činnosti dochádza k ich vymývaniu a transportu na zemský povrch, do litosféry, do povrchových a do podzemných vôd (Šáro a Tölgyessy, 1985).

### **Primordiálne rádionuklidy**

Primordiálnymi rádionuklidmi nazývame tie, ktoré vznikli približne pred 4,5 mld. Rokov pri začiatkovej syntéze prvkov, z ktorých sú zložené planéty slnečnej sústavy. Dodnes sa z nich zachovali iba tie (asi 20), ktoré majú dostatočne dlhú strednú dobu života. Z hľadiska rádioaktivity prírodného prostredia sú významné 4 prírodné zdroje rádioaktivity:  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$ ,  $^{232}\text{Th}$  a prírodný urán (Šáro a Tölgyessy, 1985).

Primordiálne rádionuklidy existujú v pôde, vode a atmosfére.

#### *a) Prírodná rádioaktivita pôdy a hornín*

Viazanie rádionuklidov na pôdu a obohacovanie pôdy nimi má rozhodujúci význam. Z atmosféry, zo zrážkovej vody alebo povrchových vôd viaže pôda štiepne produkty a tieto rádionuklidy zapája do biologických cyklov. Rádionuklidy obsiahnuté v pôdach predstavujú pre človeka zdroj vonkajšej a vnútornej kontaminácie. Z hľadiska vonkajšieho ožiarovania nezáleží na chemickej forme, v akej sú v pôde obsiahnuté, ale z hľadiska vnútornej kontaminácie je táto forma podstatná. Vonkajšie ožiarovanie spôsobuje predovšetkým zložka  $\gamma$ , menej zložka  $\beta$  (Jandl a Petr, 1988).

Prírodná rádioaktivita pôdy závisí od geologických, klimatických, hydrologických pomerov a kultivácii pôdy. Na hladinu rádioaktivity pôdy vplyvajú aj povrchové útvary na Zemi. Je rozdiel medzi zachytávaním rádionuklidov na rovinate alebo kopcovite teréne. Rádioaktivitu pôdy ovplyvňuje mechanická štruktúra a chemické zloženie pôdy ako aj použité

agrochemické a agrotechnické postupy. V tvrdých horninách, ktoré málo podliehajú eróznym vplyvom, sa nachádzajú rádioaktívne kovy vo väčších koncentráciách ako v ostatných. V usadeninách je naopak ich zastúpenie najmenšie. Pôdy vzniknuté na kyslých magmatických zeminách a bridlice obsahujú viac ťažkých rádioaktívnych prvkov ako pôdy vzniknuté na zásaditých horninách (vápenca a pieskovce). Ľahké pôdy ľahko prepúšťajú rádionuklidy do hlbších vrstiev. Z ktorých ich rastliny už nemôžu prijímať a neskoršie transportovať do živočíchov a ľudského organizmu.

Významnú časť prírodnej rádioaktivity pôdy zapríčiňuje izotop prírodného draslíka -  $^{40}\text{K}$ . Priemerný obsah K v pôde je 1-2 %, ale v prípade pôd z granitových hornín až 3-4 %. Aj hnojenie pôd draslíkovým hnojivom zvyšuje aktivitu pôdy. Nachádzame tu aj rubídium, s chemickými vlastnosťami podobnými draslíku, avšak jeho obsah a aktivita sú rádovo nižšie ako u  $^{40}\text{K}$ . Obsah radónu v horných vrstvách pôdy závisí od ročného obdobia, resp. teploty. V lete je koncentrácia maximálna, v zime je minimálna, čo vysvetľuje teplotný gradient. V lete totiž plyny neprúdia smerom von, ale dnu a tak radón zostáva v pôde. Jeho koncentrácia je veľmi závislá na hĺbke, napr. v hĺbke 2,5 m je jeho koncentrácia v pôdnom vzduchu rádovo väčšia ako v hĺbke 0,5 m. obsah uránu v pôde závisí predovšetkým od geologických a geomorfologických pomerov danej lokality (Tölgyessy a Harangozó, 2000).

#### *b) Prírodná rádioaktivita vody*

Rádioaktivita vody je spôsobená stykom vody s horninami, pri ktorom dochádza k rozpusteniu nerastných látok, zvetrávaniu hornín a eróznym vplyvom a tiež interakciou s atmosférou. Tieto procesy sú ovplyvňované chemickým zložením vody. Následkom presunu povrchových a podzemných vôd do riek, jazier a morí prenikajú rádionuklidy do týchto vôd a ich usadenín. Dnové sedimenty riek, morí a oceánov majú vyšší obsah rádionuklidov než ich vody. Varením vody pri príprave potravín obvykle dochádza k zníženiu koncentrácie rádionuklidov. Na druhej strane môže pri varení dochádzať vplyvom chemických prísad k zvýšeniu schopnosti pre príjem rádionuklidov v biologickom systéme (Jandl a Petr, 1988).

Rádioaktivita vody v značnej miere závisí aj od toho, či ide o tečúce alebo stojaté vody. V prípade stojatej vody je určujúcim faktorom hĺbka. Rádioaktivita jazier je väčšia ako riek. Vplyvom usadzovania sa rádioaktívne látky dostávajú do sedimentov a kalov, odkiaľ sa vplyvom mechanických a chemických procesov môžu znova rozpustiť a dostať sa do vody. Organické zlúčeniny a dispergované častice absorbujú na svojom povrchu rádioaktívne látky, čo zapríčiňuje značný pokles špecifickej aktivity vody. Rádioaktivitu vody ovplyvňuje aj prítomnosť živých vodných organizmov, ktoré zachytávajú rádionuklidy prítomné vo vode.



Tento proces môže prebiehať aj v opačnom smere, teda rozkladom biomasy sa rádioaktívne látky znova dostávajú do vody.

Na aktivite podzemných vôd sa najviac podieľa  $^{40}\text{K}$ , ktorého obsah závisí od geológie okolia, od obsahu K rozpusteného vo vode, od použitia priemyselných hnojív, prívodu komunálnych vôd atď. Podstatne vyššia aktivita  $^{40}\text{K}$  je v morskej vode, pretože tá obsahuje popri NaCl aj značné množstvo KCl. Jej aktivita je 10-15 Bq.l<sup>-1</sup>. Z prírodných rádionuklidov treba spomenúť  $^3\text{H}$ . Prírodná tríciová aktivita vôd je 0,6-0,8 Bq.l<sup>-1</sup>. Obsah rádia, radónu,  $^{210}\text{Pb}$  a  $^{210}\text{Po}$  v povrchových vodách závisí od množstva uránu a rádia v nich ako aj od množstva rádioaktívnej látky, ktorá sa dostáva do vody z atmosféry. Vody s aktivitou nad 1370 Bq.l<sup>-1</sup> sa počítajú medzi rádioaktívne minerálne vody. Obsah  $^{14}\text{C}$  v hydrosfére je asi 48 kg, čo je ekvivalentné aktivite 7,8.10<sup>9</sup> GBq. Záchytná doba pre  $^{14}\text{C}$  v horných vrstvách oceánov je 3-4 roky. Z toho vyplýva, že ak nebudú pokračovať pokusy s jadrovými zbraňami, bude maximum kontaminácie  $^{14}\text{C}$  prechádzať do hlbších vrstiev oceánu (Tölgyessy a Harangozó, 2000).

#### a) *Prírodná rádioaktivita atmosféry*

Prírodnú rádioaktivitu atmosféry tvoria rádioaktívne látky emitované z minerálov zemskej kôry a hydrosféry, atmosferické rádioaktívne plyny a tiež aj rádioaktívne produkty interakcie kozmického žiarenia s atómami atmosféry. Znalosť koncentrácie rádionuklidov v atmosfére je významná, pretože na jej základe môžeme odhadnúť zaťaženie živých organizmov prírodným žiarením, študovať stavy atmosféry, zdokonaľiť postupy a techniky ochrany pred žiarením napr. v uránových baniach.

Rádioaktivita atmosféry je spôsobená prevažne  $^{222}\text{Rn}$  a jeho dcérskymi produktmi. Rozpadom  $^{226}\text{Ra}$  dochádza ku vzniku  $^{222}\text{Rn}$ , ktorý uniká (emanuje) z pôdy, hornín, vody stavebného materiálu a zo spalín tuhých palív a zemného plynu. Emanácia  $^{222}\text{Rn}$  do atmosféry je ovplyvňovaná teplotou, tlakom, vetrom a ďalšími klimatickými vplyvmi. S nárastom teploty a poklesom barometrického tlaku sa uvoľňovanie  $^{222}\text{Rn}$  a  $^{220}\text{Rn}$  z hornín a pôdy zväčšuje. Vplyvom rádioaktívnej premeny a premiešania vzduchu, ktoré kolíše s ročnou i dennou dobou, je v prízemných vrstvách atmosféry pozorovaná vyššia koncentrácia radónu. Merania dokazujú minimálnu koncentráciu  $^{222}\text{Rn}$  na jar, a maximum na jeseň. Vysoké hodnoty boli dokázané v skorých ranných hodinách, kedy teplotná inverzia bráni vertikálnej turbulencii vzduchu. Po východe Slnka dochádza k ohrevu zemskeho povrchu a k zvýšenému prúdeniu, čo vedie k poklesu koncentrácie  $^{222}\text{Rn}$ . Zdrojom  $^{222}\text{Rn}$  vo vnútri stavieb je hlavne zemina, na ktorej je postavený dom, stavebný materiál, voda, zemný plyn a studničná voda.

Stavba tvorí pre vzniknutý  $^{222}\text{Rn}$  kontajner, z ktorého radón uniká vetraním a netesnosťami stavby. Vzhľadom na terestriálny pôvod a krátky polčas rádioaktívnej premeny najvyššie koncentrácie radónu sú dosahované v pivniciach a v prízemných priestoroch (Jandl a Petr, 1988).

### 1.1.2.2 Antropogénne zdroje ionizujúceho žiarenia

Prírodné rádioaktívne pozadie malo po milióny rokov, až do začiatku nášho storočia, pomerne stálu hodnotu. V našom storočí v dôsledku skúšok jadrových zbraní mierového použitia rádionuklidov, vývoja a prevádzky jadrových elektrární dochádza k trvalému rastu pozadia rádioaktívneho žiarenia, v životnom prostredí. K hlavným zdrojom kontaminácie životného prostredia antropogénnymi rádionuklidmi patria testy jadrových zbraní a havárie jadrových zariadení.

#### **Testy jadrových zbraní**

Keď boli testované nukleárne zbrane nad zemským povrchu, uvoľnili sa rôzne rádionuklidy od  $^3\text{H}$  (trícium) po  $^{241}\text{Pu}$  do vyšších vrstiev atmosféry. Odtiaľ sa následne dostávali na zemský povrch. Uskutočnilo sa viac ako 500 výbuchov jadrových zbraní, čo viedlo ku globálnemu zamoreniu celej zemegule rádioaktívnymi látkami. Po moratóriu na skúšky jadrových zbraní v atmosfére, t. j. po roku 1962, počet jadrových explózií silne poklesol, ale k výbuchom jadrových náloží v atmosfére dochádzalo naďalej zásluhou Francúzska a Číny, ktoré sa k moratóriu nepripojili. Neskôr boli pozorované dokonca tajné výbuchy jadrových náloží, pripisované Izraelu a Juhoafrickej republike (Šáro a Tölgyessy, 1985). Neskôr skúšky jadrových zbraní vykonala aj India a Pakistan a pravdepodobne aj Severná Kórea.

V prípade jadrových zbraní jedna tretina vznikajúceho ionizujúceho žiarenia pri výbuchu je okamžitým žiarením, ktoré sa vyžiari vo forme fotónov gama a neutrónov počas niekoľkých sekúnd po výbuchu. Ostávajúce dve tretiny, ktoré sú nositeľmi 10 % celkovej uvoľnenej energie, tvorí oneskorené žiarenie štiepných trosiek a indukovaná rádioaktivita konštrukčného materiálu bomby a okolitého materiálu. Pri výbuchu sa vyparí a vyletí do veľkých výšok veľké množstvo materiálu z povrchu zeme. Sú to čiastočky od atomárnych rozmerov až po veľké zrnká piesku. Na týchto čiastočkách sa usadzujú rádioaktívne produkty jadrového výbuchu. Ťažšie častice sa začnú usadzovať na zemský povrch krátko po výbuchu.

Túto zložku nazývame okamžitým rádioaktívnym spadom. Hlavné rádionuklidy uvoľnené pri jadrovom výbuchu sú uvedené v Tab. 1.

**Tab. 1:** Približný výťažok najdôležitejších rádionuklidov pri výbuchu megatonovej jadrovej bomby (Šáro a Tölgyessy, 1985)

Rádionuklid	Polčas premeny	Výťažok PBq. (Mt TNT) <sup>-1</sup> ekvivalentu
<sup>3</sup> H	12,26 r	7400
<sup>14</sup> C	5730 r	1,8
<sup>89</sup> Sr	52,7 d	740
<sup>90</sup> Sr	27,7 r	3,7
<sup>95</sup> Zr	65,5 d	920
<sup>103</sup> Ru	39,5 d	6840
<sup>106</sup> Ru	368 d	1,1
<sup>131</sup> I	8,05 d	4600
<sup>137</sup> Cs	30,0 r	5,9
<sup>144</sup> Ce	284 d	130

Rádioaktívny spad možno rozdeliť do troch časových kategórií, i keď hranice medzi jednotlivými kategóriami sú dosť voľné.

Do prvej kategórie zaraďujeme okamžitý spad, ktorý dopadne do blízkeho okolia výbuchu v prvých hodinách po výbuchu. Tento spad nazývame aj lokálnym spadom, i keď v smere vetra môže siahať až do vzdialenosti niekoľko sto kilometrov.

Do druhej kategórie patrí krátkodobý spad, ktorý je tvorený jemnými čiastočkami a ktorý po výbuchu prenikne iba do nižšej atmosféry (do troposferických výšok). Aerosólový charakter krátkodobého spadu spôsobuje, že jeho usadzovanie trvá niekoľko týždňov, preto zasahuje veľké územia kontinentálnych rozmerov.

Tretiu kategóriu tvorí stratosferický spad. Sú to rádioaktívne atómy, molekuly a častice veľkosti aerosólu, ktoré pri výbuchu prenikli až do atmosféry. Vzhľadom na charakter pohybu stratosferických vzdušných mäs, stratosferický spad dopadá na zemský povrch mnohé mesiace až roky a zasahuje celý povrch Zeme, má globálny celosvetový charakter.

### *Globálny rádioaktívny spad*

Osud rádioaktívnych aerosólových častíc závisí od toho, do akej výšky prenikli pri jadrovom výbuchu. Pri výbuchu, sila ktorého nepresahuje niekoľko sto kt TNT ekvivalentu, rádioaktivita atmosféry trvá iba niekoľko týždňov, čo súhlasí s priemernou dobou pobytu prachových častíc v atmosfére. Približne po dvoch mesiacoch je rádioaktivita atmosféry zanedbateľná, okrem rádionuklidov plynnej povahy, napr.  $^3\text{H}$  a  $^{14}\text{C}$ , ktoré ostávajú v atmosfére nepomerne dlhšie. Troposferická rádioaktivita sa šíri po pásmach v smere pohybu vzdušných mäs. Aktivita spadu však neklesá rovnomerne so vzdialenosťou od miesta výbuchu. Turbulentné prúdenie a zrážky môžu spôsobiť veľké lokálne výkyvy v aktivite spadu aj v miestach vzdialených tisíce kilometrov od miesta výbuchu. V prípade výbuchov, uskutočnených vo vyšších zemepisných šírkach, stredná doba pobytu v stratosfére bola určená na 8 mesiacov a v prípade výbuchov, uskutočnených v oblasti rovníka, na 18 mesiacov.

Koncentrácia rádionuklidov vo vzduchu, zrážkach a potrave ľudí je v súčasnosti o mnoho nižšia ako začiatkom sedemdesiatych rokov, keď dosahovala najvyššie hodnoty. V globálnom meradle sú najdôležitejšími rádionuklidmi z hľadiska ľudskej expozície uhlík-14, stroncium-90 a cézium-137. Malé množstvá týchto rádionuklidov sa dostávajú do tela potravou. Zvyšková aktivita z rádionuklidov v pôde, ktoré emitujú gama žiarenie, malým množstvom tiež prispieva k ľudskej expozícii. Vnútorne a vonkajšie ožiarenie z týchto zdrojov prispieva k ročnej efektívnej dávke veľkosťou 0,005 mSv. Je to výrazne menšie ako v roku 1963, keď dosahoval vrchol 0,1 mSv. Niektoré skupiny ľudí však dostávajú výrazne väčšie dávky z globálneho spadu, ako je priemer. Napríklad začiatkom sedemdesiatych rokov sa zistilo, že pastieri sobov a jeleňov karibu v severnej Európe a v Kanade, dostávajú výrazne väčšie dávky ako ostatní ľudia, lebo sa živia mäsom zvierat konzumujúcich lišajníky, ktoré v sebe efektívne koncentrujú antropogénny  $^{137}\text{Cs}$ . Globálna kolektívna dávka obyvateľstva z testov jadrových zbraní za jeden rok sa predpokladá na 30 000 manSv (IAEA, 2004).

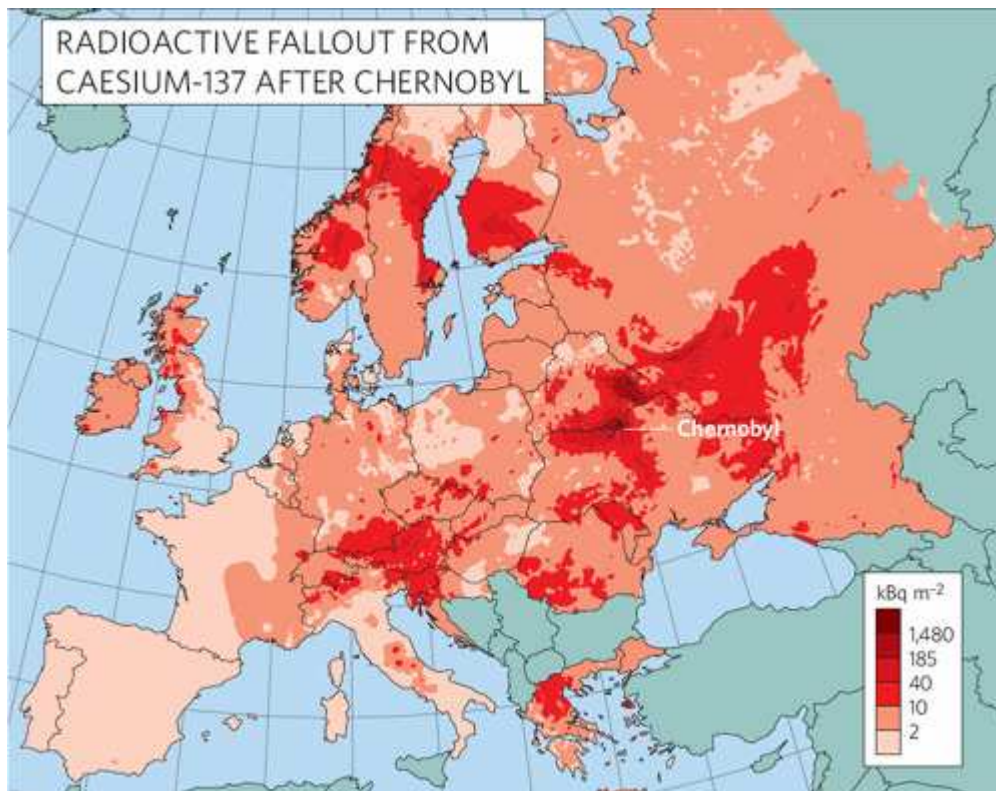
### **Havária v jadrovej elektrárni Černobyl'**

Explózia, ktorá roztrhla nádobu černobyľského reaktora, a následný požiar, ktorý začal 26. apríla 1986 a trval 10 dní, mali za následok bezprecedentný únik rádioaktívnych materiálov do životného prostredia. IAEA charakterizovala túto udalosť ako „najväčšia jadrová katastrofa v ľudskej histórii“ (The Chernobyl Forum, 2006).

Oblak z horiaceho reaktora rozptýlil nad veľkú časť Európy veľké množstvo rádioaktívneho materiálu, napríklad rádionuklidy jódu a cézia. Rádioaktívny jód -131, ktorý najviac zasahuje štítnu žľazu, má krátky polčas rozpadu (8 dní) a z veľkej časti sa rozpadol počas niekoľkých týždňov po havárii. Rádioaktívne cézium-137, ktoré rovnako prispieva k vonkajším ako aj vnútorným dávkam, má omnoho dlhší polčas rozpadu (30 rokov) a v mnohých častiach Európy je stále merateľný v pôde a v niektorých potravinách. K najväčším koncentráciám kontaminácie došlo v rozsiahlych oblastiach Sovietskeho zväzu okolo elektrárne, kde sa dnes nachádza Bielorusko, Ruská federácia a Ukrajina.

Po explózii 26. apríla dochádzalo 10 dní k veľkým únikom rádionuklidov zo 4. bloku černobylského reaktora. Tieto úniky obsahovali rádioaktívne plyny, kondenzované aerosóly a veľké množstvo častíc paliva. Celkový únik rádioaktívnych látok bol okolo 14 EBq vrátane 1,8 EBq jódu-131, 0,085 EBq  $^{137}\text{Cs}$ , 0,01 EBq  $^{90}\text{Sr}$  a 0,003 EBq radioizotopov plutónia. Vzácné plyny tvorili asi 50% celkového úniku (The Chernobyl Forum, 2006).

Požiar spôsobil, že rádioaktívne plyny a častice sa dostali až do výšky okolo 1200 m, čo na jednej strane malo priaznivý dôsledok v pomerne malom množstve spadu v okolí elektrárne a tým i v prekvapivo malej úrovni zamorenia v oblasti, ktorá bola evakuovaná. Na druhej strane však boli vytvorené podmienky pre šírenie rádioaktívneho mraku tisíce kilometrov v smere prúdenia vzduchu. Rádioaktívne látky sa šírili v dvoch smeroch. Medzi 26. až 28. aprílom postupovali severozápadne a prenikli nad severné Poľsko Fínsko a Švédsko. V období od 27. do 29. apríla sa zmenil smer vetra a zanesol rádioaktívny mrak na juh Poľska rakúska, ČSSR, NSF, Švajčiarsko, sever Talianska a východ Francúzska. Po 29. apríli bol spad zistený v Holandsku a Veľkej Británii. Územie Slovenska bolo rádioaktívnym spadom z Černobyľu rovno zasiahnuté, avšak meteorologická situácia v kritických dňoch bola z tohto hľadiska priaznivá, takže množstvo deponovaných rádionuklidov bol v priemere značne menší než v iných európskych štátoch (Jandl a Petr, 1988).



**Obr. 1:** Kontaminácia Európy  $^{137}\text{Cs}$  v dôsledku havárie v JE Černobyľ (Praxis, 2005)

Viac než 200 000 štvorcových kilometrov Európy bolo kontaminovaných  $^{137}\text{Cs}$  nad úroveň  $37 \text{ EBq m}^{-2}$ . Viac než 70% tejto plochy bolo v troch najviac zasiahnutých štátoch - v Bielorusku, Rusku a v Ukrajine. Okrem toho napríklad 96% územia Slovinska, 85% územia Rakúska, 44% územia Nemecka, 80% územia Rumunska, 75% územia Českej republiky a 80% územia Slovenskej republiky bolo tiež zasiahnuté kontamináciou  $^{137}\text{Cs}$  (Mihályi, 2008). Usadzovanie sa výrazne líšilo a zvyšovalo sa v miestach, kde pršalo v dobe, keď prechádzala kontaminovaná masa vzduchu. K usadeniu väčšiny radioizotopov stroncia a plutónia došlo v okruhu 100 km od zničeného reaktora, a to z dôvodu väčších rozmerov častíc.

### 1.1.3 Rádioaktivita a životné prostredie človeka

#### 1.1.3.1 Manažment kontaminovaných území

Mnohé oblasti sveta boli kontaminované rádioaktívnymi látkami, následkom rôznych ľudských činností. Týmto problémom sa zaoberá manažment kontaminovaných území.

Rádioaktívne zamorenie nie je možné likvidovať, ani urýchliť rádioaktívny rozpad. V rádioaktívnych látkach prebieha len samovoľný rádioaktívny rozpad. Pri likvidácii rádioaktívneho zamorenia na všetkých povrchoch rôznych zamorených objektoch a predmetoch ide o to, premiestniť rádionaktívne látky z miesta, kde sú nebezpečné pre osoby (eventuálne flóru a faunu) na miesto, kde je nebezpečenstvo úplne vylúčené alebo aspoň podstatne znížené (Šovčíková, 2005).

Časovanie a charakter opatrení závisí od množstva a zloženia uniknutej zmesi rádionuklidov, ročného obdobia a lokality. Podľa Medzinárodnej agentúry pre atómovú energiu (1994) sa obdobie po jadrovej havárii z hľadiska postupnosti opatrení člení na tri fázy:

1. Včasná fáza – Je to obdobie pred depozíciou rádionuklidov. Opatrenia v tejto fáze pozostávajú z prípravy na rádioaktívnu depozíciu.
2. Stredná fáza – Je to obdobie trvajúce týždne až mesiace, pokiaľ rádionuklidy s krátkym polčasom premeny nezaniknú. Je tu najväčšie nebezpečenstvo vnútornej kontaminácie ľudí, preto sa najdôležitejšie potraviny prísne kontrolujú. Monitoruje sa kontaminácia oblastí.
3. Dlhodobá fáza – Obdobie dlhodobého pôsobenia rádionuklidov s dlhým polčasom premeny. Treba aplikovať vhodný manažment využívania krajiny podľa veľkosti a charakteru kontaminácie.

Opatrenia pri rádioaktívnej kontaminácii územia môžu mať rôzny charakter. V prípade malých lokalít je možné odstrániť kontaminovanú pôdu a ďalší kontaminovaný materiál, ale pri väčších plochách by bol objem odstraňovaného materiálu príliš veľký. Chemické postupy sa tiež dajú použiť na zníženie aktivity ktorá prechádza z pôdy do potravy. (IAEA, 2004). Taktiež je účinná normálna alebo hlboká orba, čím sa rádionuklidy premiestňujú z koreňovej zóny a urýchli sa ich presun do spodných vrstiev pôdy. Pre agroekosystémy je efektívne pestovať druhy a varianty rastlín, ktoré akumulujú len nízke hladiny rádionuklidov (napr. cereálie, hľuzy koreňové plodiny) alebo plodiny, ktoré sa ďalej spracúvajú, čím sa výrazne redukuje kontaminácia (napr. pri cukrovej repe, repke olejnej), prípadne nejedlé plodiny (bavlník, ľan, olejniný pre priemysel). Analogicky možno postupovať aj pri druhoch hospodárskych zvierat.

V súčasnosti sa robia výskumy remediačných schopností rastlín, preto fyto-remediačné technológie sa tiež budú môcť použiť pri odstraňovaní rádioaktívnej kontaminácie.

### 1.1.3.2 Jadrová energia a životné prostredie

Na príklade jadrovej elektrárne Černobyl' sa dá vidieť nebezpečenstvo ktoré môže hroziť ľuďom aj životnému prostrediu zo strany nukleárnych technológií. Práve preto je na jadrovú a radiačnú bezpečnosť jadrových elektrární kladený vysoký dôraz v súčasnosti. Podľa Šovčíková (2005) žiadny iný odbor ľudskej činnosti nemá v súčasnej dobe tak prísne vymedzené pravidlá bezpečnosti ako oblasť jadrovej energetiky a oblasť využívania rádioaktívnych materiálov. Rovnako ako Slovenská republika má väčšina štátov sveta vo svojich právnych predpisoch a bezpečnostných návodoch zakotvené odporúčania a pravidlá vydané Medzinárodnou agentúrou pre atómovú energiu vo Viedni a riadia sa nimi.

Najvýznamnejším zdrojom elektrickej energie v Slovenskej republike sú jadrové elektrárne, ďalej tepelné elektrárne spaľujúce uhle. Nahradzovanie klasických tepelných elektrární jadrovými elektrárnami je ekologickým prínosom. Na rozdiel od elektrární spaľujúcich uhlie jadrové elektrárne neprodukurujú popolček, oxid uhličitý, oxidy dusíka a ďalšie obdobné škodlivé látky znečisťujúce životné prostredie.

Elektrárne spaľujúce uhlie vypúšťajú do životného prostredia obrovské množstvo oxidu uhličitého (napr. v SR v roku 2001 bol podiel CO<sub>2</sub> 42 tisíc ton), čo sa stáva celosvetovým ekologickým problémom najmä preto, že oxid uhličitý je príčinou skleníkového efektu, ktorý vedie k nežiaducemu globálnemu otepľovaniu atmosféry.

Z komínov uhoľných elektrární sú do ovzdušia vypúšťané rádioaktívne látky, ktoré sa nahromadili v uhlí v priebehu geologického vývoja. Odborná literatúra uvádza, že celosvetovo je do životného prostredia vypúšťané z elektrární spaľujúcich uhlie stokrát viac rádioaktivity ako z elektrární jadrových (Šovčíková, 2005).

Alternatívne zdroje energie predstavujú čistejšiu a ekologicky oveľa vhodnejšiu formu výroby elektrickej energie, ale v súčasnom období zatiaľ nedokážu pokryť rastúce energetické nároky. Z tohto hľadiska predstavuje jadrová energetika relatívne čistú a bezpečnú formu výroby elektrickej energie.

## 1.2 Vplyv rádioaktivity na organizmy

Živé organizmy na Zemi vznikli a vyvíjali sa v podmienkach stáleho pôsobenia prírodného rádioaktívneho pozadia. Niektoré štúdie dokazujú, že rádioaktívne žiarenie môže mať pozitívne účinky, či dokonca určitá úroveň prírodnej rádioaktivity je potrebná pre



dostatočnú odolnosť živých organizmov. V prípade ak sú organizmy vystavené vyšším dávkam žiarenia, než pri akej sa vyvíjali, pôsobí toto žiarenie ako ekologická záťaž.

Rádioizotopy, ktoré prenikli do ekosystému, majú tendenciu sa v ňom rozptýliť a preto by sa mohlo zdať, že sa tam vyskytujú v pomerne neškodnej koncentrácii. Na rozdiel od chemickej toxicity však nebezpečenstvo rádiotoxicity spočíva v tom, že rádioaktívne látky sú toxické i vo veľmi malých koncentráciách. V pracovnom ovzduší sa napr. dovoľuje koncentrácia neaktívneho olova až  $10^2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , ale pre rádioaktívne olovo  $^{210}\text{Pb}$  je najvyššia prípustná koncentrácia (NPK) približne  $5 \cdot 10^{-6} \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Šáro a Tölgyessy, 1985).

Rádiotoxicita jednotlivých rádionuklidov závisí najmä od polčasu premeny, druhu energie žiarenia, metabolizmu prvku a biologickej rýchlosti vylučovania rádionuklidu z organizmu. Všeobecne platí, že rádionuklid je tým nebezpečnejší, čím má dlhší polčas premeny, čím má žiarenie vyššiu ionizačnú schopnosť, čím selektívnejšie sa ukladá v určitej časti organizmu a čím ťažšie sa dá odtiaľ odstrániť. Z toho hľadiska rozdeľujeme rádionuklidy do štyroch skupín podľa ich rádiotoxicity vid'. Tab. 2.

**Tab. 2:** Rozdelenie rádionuklidov podľa ich relatívnej rádiotoxicity (Janásek a Svetlík, 2005)

Skupina rádiotoxicity	Rádionuklidy
<b>A</b> Vysoko toxické	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ , $^{210}\text{Pb} + ^{210}\text{Bi}$ , $^{210}\text{Po}$ , $^{211}\text{At}$ , $^{226}\text{Ac}$ + dcérske prvky, $^{228}\text{Ra}$ , $^{227}\text{Ac}$ , transuránové prvky
<b>B</b> Veľmi toxické	$^{45}\text{Ca}$ , $^{59}\text{Fe}$ , $^{89}\text{Sr}$ , $^{91}\text{Y}$ , $^{107}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$ , $^{110}\text{Ag}$ , $^{126}\text{I}$ , $^{129}\text{I}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ , $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ , $^{151}\text{Sm}$ , $^{152}\text{Eu}$ , $^{170}\text{Tl}$ , $^{207}\text{Bi}$ , $^{223}\text{Ra}$ , $^{228}\text{Ac}$ , $^{227}\text{Th}$ , $^{230}\text{U}$ až $^{238}\text{U}$
<b>C</b> Stredne toxické	$^{14}\text{C}$ , $^{16}\text{N}$ , $^{22}\text{Na}$ , $^{24}\text{Na}$ , $^{31}\text{Si}$ , $^{32}\text{P}$ , $^{35}\text{S}$ , $^{36}\text{Cl}$ , $^{42}\text{K}$ , $^{47}\text{Ca}$ , $^{52}\text{Mn}$ , $^{55}\text{Fe}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{59}\text{Ni}$ , $^{63}\text{Ni}$ , $^{65}\text{Zn}$ , $^{72}\text{Ga}$ , $^{73}\text{As}$ , $^{75}\text{Se}$ , $^{82}\text{Br}$ , $^{87}\text{Kr}$ , $^{86}\text{Rb}$ , $^{88}\text{Rb}$ , $^{85}\text{Sr}$ , $^{89}\text{Sr}$ , $^{91}\text{Sr}$ , $^{92}\text{Sr}$ , $^{91}\text{Y}$ , $^{92}\text{Y}$ , $^{93}\text{Y}$ , $^{103}\text{Ru}$ , $^{105}\text{Rh}$ , $^{103}\text{Pd}$ , $^{105}\text{Ag}$ , $^{111}\text{Ag}$ , $^{109}\text{Cd}$ , $^{115}\text{Cd}$ , $^{113}\text{Sn}$ , $^{122}\text{Sb}$ , $^{124}\text{Sb}$ , $^{129}\text{Te}$ , $^{132}\text{Te}$ , $^{133}\text{I}$ , $^{134}\text{I}$ , $^{135}\text{I}$ , $^{135}\text{Cs}$ , $^{136}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{131}\text{Ba}$ , $^{141}\text{Ce}$ , $^{143}\text{Ce}$ , $^{142}\text{Pr}$ , $^{143}\text{Pr}$ , $^{146}\text{Nd}$ , $^{147}\text{Pm}$ , $^{155}\text{Eu}$ , $^{153}\text{Gd}$ , $^{159}\text{Gd}$ , $^{169}\text{Er}$ , $^{171}\text{Er}$ , $^{171}\text{Tl}$ , $^{177}\text{Lu}$ , $^{181}\text{Hf}$ , $^{187}\text{W}$ , $^{183}\text{Re}$ , $^{186}\text{Re}$ , $^{191}\text{Os}$ , $^{190}\text{Ir}$ , $^{192}\text{Ir}$ , $^{194}\text{Ir}$ , $^{191}\text{Pt}$ , $^{193}\text{Pt}$ , $^{197}\text{Pt}$ , $^{196}\text{Au}$ , $^{199}\text{Au}$ , $^{203}\text{Hg}$ , $^{202}\text{Te}$ , $^{204}\text{Te}$ , $^{203}\text{Pb}$ , $^{212}\text{Pb}$ , $^{231}\text{Th}$ , $^{240}\text{U}$
<b>D</b> Mierne toxické	$^3\text{H}$ , $^7\text{Be}$ , $^{13}\text{N}$ , $^{17}\text{N}$ , $^{18}\text{F}$ , $^{38}\text{Ca}$ , $^{37}\text{Ar}$ , $^{41}\text{Ar}$ , $^{51}\text{Cr}$ , $^{69}\text{Zn}$ , $^{71}\text{Ge}$ , $^{77}\text{Kr}$ , $^{85}\text{Kr}$ , $^{71}\text{Ge}$ , $^{85}\text{Kr}$ , $^{87}\text{Rb}$ , $^{97}\text{Nb}$ , $^{97}\text{Ru}$ , $^{115}\text{In}$ , $^{129}\text{Sb}$ , $^{133}\text{Te}$ , $^{135}\text{Xe}$ , $^{131}\text{Cs}$ , $^{139}\text{Ba}$ , $^{141-142}\text{La}$ , $^{145}\text{Ce}$ , $^{145}\text{Pr}$ , $^{144}\text{Nd}$ , $^{147}\text{Sm}$ , $^{165}\text{Dy}$ , $^{187}\text{Re}$ , $^{201}\text{Tl}$

Biologický účinok ionizujúceho žiarenia je veľmi zložitý a závisí od faktorov: druh žiarenia, radiačná dávka, rozdelenie dávky v čase a rozdelenie dávky žiarenia v organizme.

### 1.2.1. Mechanizmus biologického účinku žiarenia

V dôsledku ožiarenia biologického väziva dochádza k pohlcovaniu energie a nastáva ionizácia a excitácia atómov a molekúl ožarovanej látky. Radiačno-chemické a radiačno-biologické zmeny môžu byť vyvolané priamym a nepriamym účinkom žiarenia.

Pod priamymi účinkami žiarenia sa rozumie jeho priamy vplyv na štrukturálny útvar organizmu (molekula, bunka, orgán).

Nepriamy účinok je sprostredkovaný funkčnými poruchami spôsobenými mimo postihnutej jednotky (voľnými radikálmi, kyslíkovým efektom a pod.).

Pri priamom účinku ionizujúce častice, ktoré zasiahli jednotlivé atómy molekuly uvoľnia chemické väzby a umožnia rozpad, prípadne inaktiváciu zasiahnutej molekuly. Pri látkach s nízkym obsahom vody je to pravdepodobne hlavný spôsob, ako vzniká poškodenie ožiarení. Keďže podstatnú časť tela organizmov tvorí voda, prvotné procesy sú v značnej miere určované absorpciou žiarenia vodou nachádzajúcou sa v bunkách. V dôsledku ionizácie molekula vody disociuje, pričom vznikajú agresívne radikály a silné oxidanty  $\text{OH}^\cdot$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{HO}_2$ ,  $\text{H}^+$ . Vysoká reaktivita radikálov je podmienkou chemických reakcií medzi nimi a aktívnymi skupinami biologicky dôležitých proteínových makromolekúl, nachádzajúcich sa v ich bezprostrednej blízkosti. V týchto reakciách sa realizuje prevažne deštrukcia zložiek biologických látok, čo vedie k zmenám tých metabolických procesov, ktorých sa tieto zložky zúčastňujú.

Biologický účinok žiarenia treba chápať ako súhrn čiastkových dejov prebiehajúcich v určitom časovom slede:

1. excitácia a ionizácia molekúl vody, tvorba molekulového vodíka a peroxidu vodíka, vznik radikálových produktov rádiolýzy vodných sústav, ionizácia a excitácia biomolekúl priamym a nepriamym pôsobením,
2. chemické zmeny, ktoré zapríčinia stratu alebo zmenu špecifických vlastností zasiahnutej molekuly,
3. modifikácia biochemických a fyziologických procesov v latentnej perióde,
4. pozorovateľné zmeny.

## 1.2.2 Biochemické účinky žiarenia a poškodenie na molekulovej úrovni

Z hľadiska pôsobenia vysokoenergetického žiarenia na živé systémy je okrem rádiolýzy vody dôležitý účinok žiarenia na makromolekuly, najmä proteíny, nukleové kyseliny a enzýmy.

Z poškodení na molekulovej úrovni treba v prvom rade spomenúť zmeny na kyseline deoxyribonukleovej (DNA). Predpokladá sa, že vplyvom žiarenia nastáva pretrhnutie vodíkových väzieb medzi dvoma polynukleotidovými reťazcami, alebo vznikajú nové väzby vnútri molekuly DNA. Na žiarenie sú citlivé aj základné zložky DNA. DNA sa syntetizuje v ožiarených bunkách pomalšie ako v neožiarených.

Zmeny analogického charakteru možno pozorovať aj na proteínových makromolekulách. Proteíny pri ožiarení denaturujú. V roztokoch obsahujúcich kyslík sa ožiarené proteíny prejavujú peroxidovými radikálmi. Aktivita enzýmových proteínov sa ožiarением znižuje.

Účinok žiarenia na enzýmy sa môže najlepšie posudzovať zisťovaním stupňa aktivity enzýmu. Aplikáciou patričných dávok žiarenia nastáva inaktivácia enzýmov. V bunke sú enzýmy na presne vymedzenom mieste, kde vykonávajú svoju funkciu. Po ožiarení sa pozoruje v cytoplazme zvýšenie aktivity enzýmov, zavinené ich uvoľnením z bunkových súčastí a reparačnými procesmi. Pri väčšine organizmov, pri ktorých sa zistila alterácia enzýmovej aktivity, boli na zmenu aktivity enzýmov potrebné oveľa väčšie dávky ako tie, ktoré vyvolávajú mutácie, alebo bránia rastu a deleniu buniek. Naopak, po ožiarení stúpajú v krvnom sére hladiny niektorých enzýmov.

Konečný výsledok poškodenia po ožiarení je ovplyvnený nielen citlivosťou ožiareného substrátu, ale i reparačnými mechanizmami. Z uvedeného dôvodu je značná časť radiačných poškodení reverzibilná (reparabilná). Bunky sú vybavené enzýmovými systémami, ktoré môžu za vhodných podmienok radiačné poškodenie čiastočne alebo úplne napraviť. Aj enzýmový reparačný systém je citlivý na žiarenie. Preto sa predpokladá, že pri rôznych dávkových hladinách prebiehajú reparačné procesy odlišne.

## 1.2.3 Účinky žiarenia na úrovni buniek

Základnou štrukturálnou a funkčnou jednotkou živých organizmov je bunka. Bunka zasiahnutá určitou dávkou žiarenia je často schopná sa v krátkom čase zotaviť a odstrániť škody, ktoré v nej žiarenie spôsobilo (reverzibilné zmeny). Niekedy sú tieto

zmeny trvalé, bunka už nie je schopná sa z nich zotaviť a hynie (ireverzibilné zmeny). Citlivosť bunky na žiarenie najviac ovplyvňuje mitotická aktivita buniek. Bunky po mitóze alebo s malou rýchlosťou delenia sú relatívne citlivé. Je pravdepodobné, že určité druhy poškodenia počas ožarovania bunku neusmrtia, ale sa prejavajú až pri bunkovom delení. Niektoré poškodenia buniek sa môžu odstrániť, no úprava musí prebehnúť pred začatím delenia bunky.

Kým intenzita zmien vyvolaných žiarením neprekročí určitú hranicu, môže nastať obnovenie pôvodného stavu bunky. Po prekročení tejto hranice nastáva okamžitá smrť bunky, alebo vzniknú skryté poruchy, ktoré sa však nemusia prejavovať počas života bunky, ale až neskôr, v niektorej ďalšej generácii.

Žiarenie spôsobuje v bunke morfológické (rozpad bunky, zastavenie mitotickej činnosti, chromozómové zmeny), biochemické (zastavenie syntézy nukleových kyselín, narušenie činnosti enzýmov) a funkčné zmeny.

Výrazným zmenám podliehajú v jadre chromozómy, v ktorých žiarenie vyvoláva mutácie. Pod mutáciou rozumieme zmenu genetickej informácie zakódovanej vo forme poradia purínových a pyrimidínových zásad v DNA. Vplyvom žiarenia v najjednoduchšom prípade môže dôjsť k zmene poradia týchto zásad, k poškodeniu ich chemickej štruktúry, k plnej strate alebo naopak k pribudnutiu nadpočetnej zásady. Sú to všetko zmeny na úrovni molekúl ktoré postihujú spravidla jediný gén, a preto sa nazývajú aj bodovými mutáciami. Mutácie geneticky rozhodujúcich častí alebo komplex týchto mutácií na najdôležitejších miestach chromozómu má potom za následok vznik jedinca s odlišnými vlastnosťami (mutant), alebo môže mať pri poškodení väčšieho rozsahu za následok zastavenie syntézy DNA a zánik jedinca. Ak nastane mutácia v zárodkovej bunke, prenesie sa na všetky bunky nového organizmu, ktoré vznikli pohlavnou cestou. O somatickej mutácii hovoríme vtedy, keď nastáva v telovej bunke. Keďže mutovaný gén nie je v zárodkovej bunke, neprenáša sa na ďalšie generácie a rozšíri sa len na určitý okruh buniek. Predpokladá sa, že aj rakovina alebo leukémia sa začínajú ako somatická mutácia v niektorej bunke, či už samovoľne alebo vplyvom vysokoenergetického žiarenia a chemických rakovinotvorných látok.

#### **1.2.4 Účinky žiarenia na úrovni orgánov**

Zmeny na jednotlivých bunkách sa prejavujú v priebehu času aj na orgáne ako celku. Keďže účinok rádioaktívneho žiarenia sa najvýraznejšie prejavuje poruchami delenia buniek, je zrejmé, že zmeny budú najnápadnejšie na orgánoch, v ktorých prebieha intenzívne bunkové

delenie. Rozličnú vnímavosť buniek, tkanív alebo orgánov na žiarenie vyjadrujeme pojmami rádiosenzitivita a rádiorezistencia. Tieto pojmy sú relatívne – pomáhajú porovnávať citlivosť buniek, tkanív alebo organizmov. Podľa klesajúcej rádiosenzitivity možno orgány v tele človeka a vyšších živočíchov zoradiť takto:

1. lymfatické tkanivo (protilátkotvorné bunky, lymfatické uzliny, slezina),
2. sliznica tenkého čreva,
3. kostná dreň (granulocyty, trombocyty, erytrocyty,
4. gonády (semenník, vaječník),
5. endotel ciev,
6. bazálna vrstva (epidermis),
7. očná šošovka,
8. alveolárna výstelka pľúc,
9. obličkové tubuly, slinné žľazy a chuťové poháriky, pečeň, pankreas, štítna žľaza, nadobličky, hypofýza,
10. spojivové tkanivo,
11. kostné bunky,
12. nervové tkanivo,
13. svalové tkanivo.

Rádiosenzitivitu možno vyjadriť počtom zničených buniek po aplikácii určitej dávky. Bunky sú spravidla rádiosenzitívne vtedy, keď sa rýchle rozmnožujú a sú najmenej morfológicky a funkčne diferencované. Všeobecne možno povedať, že charakter zmien pozorovaných na orgáne závisí od toho, kde sa v danom orgáne nachádza deliaca skupina buniek. Ak sa nachádza vnútri, ako napr. u sleziny, dochádza vnútri orgánu k nekróze a k degeneratívnym procesom, prejavujúcim sa nápadným zmenšením orgánu. Ak je deliace tkanivo uložené na povrchu, ako napr. u čreva, dochádza vplyvom poškodenia žiarením k porušeniu súvislosti krycej vrstvy, ktoré môže zasahovať aj do hlbších vrstiev.

## 1.2.5 Účinky žiarenia na úrovni jedincov

Biologické účinky žiarenia na jedinca sú rôzne, majú odlišný mechanizmus a závisia od mnohých faktorov.

Pri ožiarení organizmu odlišujeme ožiarenie z vonkajších a vnútorných zdrojov. Pri vnútornej kontaminácii rádioaktívne látky vnikajú do organizmu, kde sa ukladajú a potom sa uplatňujú ako vnútorné žiariče.

Keďže citlivosť rôznych tkanív na ionizujúce žiarenie je rozdielna, stanovenie biologického účinku sa preto nezaobíde bez zistenia dávok žiarenia, ktoré jednotlivé orgány dostali. Dôležité je preto i hromadenie rádioaktívnych izotopov v nich. Orgány, ktorých ožiarenie má v daných podmienkach expozície pre organizmus najzávažnejšie dôsledky, sa označujú ako kritické orgány. Niekedy sa kritický orgán veľmi obtiažne stanovuje, pretože distribúcia a exkrécia rádioaktívneho izotopu a rádiosenzitivita orgánov závisí od mnohých faktoroch a môže sa v jednotlivých prípadoch veľmi líšiť. Kritický orgán sa určuje podľa najväčšej koncentrácie rádioaktívnych látok, dôležitosti orgánu pre správnu funkciu organizmu a jeho rádiosenzitivity. Záleží na tom, či sa rádioaktívne izotopy rozdeľujú v organizme rovnomerne alebo nie. Ak ide o rovnomernú distribúciu, je hlavným kritériom rádiosenzitivita a za kritický orgán sa považuje predovšetkým krvotvorné a zárodočné tkanivo. Pri nerovnomernom rozdelení je za kritický orgán považovaný ten, v ktorom je rádioaktívny izotop najväčšmi koncentrovaný, lebo tento orgán obdrží najväčšiu dávku (Beneš, 1974).

Účinky ionizujúceho žiarenia sa z praktického hľadiska delia podľa času prejavov účinkov od ožiarenia na skoré (včasné) a neskoré. Podľa toho, či ovplyvňujú len poškodeného jednotlivca, alebo sa prenášajú aj na ďalšie pokolenia, delia sa na somatické a genetické. A podľa toho, či od prijatej dávky závisí pravdepodobnosť prejavu účinku, alebo miera prejavu účinku, sa delia na stochastické a nestochastické (deterministické).

### **Deterministické a stochastické účinky žiarenia**

K deterministickým účinkom (tj. zákonito závislým od dávky) patrí napríklad akútne poškodenie vnútorných orgánov alebo akútne poškodenie kože z ožiarenia. Pre tieto účinky platí vzťah dávky a účinku. V oblasti najmenších dávok efekt poškodenia nenastáva. Pri určitej vyššej dávke sa efekt prejaví u malého percenta ožiarených, to je oblasť prahovej

dávky pre sledovaný efekt. S ďalším stúpaním dávky stúpa percento postihnutých jedincov, až pri určitej dávke je postihnutie 100 % ožiarených.

Platí vzťah:

- pre každý efekt existuje dávkový prah
- vedľa pravdepodobnosti odozvy aj jej intenzita závisí od dávky.

Pre stochastické účinky, ku ktorým patrí vznik nádorov a genetických účinkov, platí závislosť zvýšenia účinku s dávkou žiarenia aj pre oblasť najnižších dávok a nie je tu vyjadrená závislosť účinkov od dávky, t. j. väčšia dávka nevyvoláva rast agresívnejších nádorov, alebo vážnejších vrodených porúch. Zvýšenie dávok žiarenia je spojené so zvýšením pravdepodobnosti vzniku účinkov na zasiahnutých tkanivách alebo orgánoch a táto závislosť platí aj pre oblasť najmenších dávok. Pri rozložení dávky v čase sa preto dávka za dlhé obdobie sčítava.

### **Somatické a genetické účinky žiarenia**

Toto rozdelenie spočíva v tom, že somatické účinky sa prejavujú u ožiareného jedinca a genetické účinky u ďalších generácií.

Somatické poškodenie organizmu ionizujúcim žiarením zahŕňa jeho účinok na veľký bunkový kolektív, vytvárajúci určité tkanivá alebo orgány. Somatické poškodenie organizmu nezahŕňa však len poškodenia spôsobené zánikom buniek, ale patria sem aj niektoré poškodenia neskoršie, prejavujúce sa naopak bujnením buniek následkom zmeny informácií nesených bunkou. Tieto informácie vo forme kyseliny deoxyribonukleovej (DNA) sa môžu vplyvom žiarenia poškodiť. Poškodená informácia sa môže prenášať pri DNA-biosyntéze, ktorá sa uskutočňuje pri každom delení buniek, pričom štruktúra prítomnej molekuly, slúžiaca pre novú ako matrica sa prejaví podľa Weish (1990) ako „tlačová chyba“ v dedičnej informácii dcérskej bunky. Takejto zmene sa hovorí mutácia. Mutácia v telovej bunke sa rozšíri len na určitý okruh buniek, ktoré vznikli obyčajným delením z bunky postihnutej mutáciou a môže sa prejavíť neskorým somatickým účinkom vo forme zhubného nádoru. Ak však dôjde k mutácii v zárodočných bunkách, prenesie sa na všetky bunky nového organizmu, ktoré vznikli pohlavnou cestou. Táto zmena sa nazýva genetickým účinkom a postihuje neožiarené potomstvo ožiarených jedincov.

Často sa uvádza, že somatické poškodenie organizmu ionizujúcim žiarením nastáva až pri omnoho vyšších dávkových ekvivalentoch ako poškodenia genetické, čo nie je už dnes pokladané za správne. Predpokladá sa, že rovnako ako pri účinkoch genetických neexistuje zrejme ani u niektorých neskorých somatických účinkoch prahová dávka a každá dávka je spojená s určitou pravdepodobnosťou poškodenia. Preto u neskorých somatických zmien a zmien genetických nie je možné ani spoľahlivo preukázať príčinnú súvislosť medzi konkrétnymi poškodeniami a ožiaréním, lebo ide o také poškodenia, ktoré môžu byť alebo sú spôsobené aj inými príčinami ako ionizujúcim žiarením. Podľa D'Arrigo (2004) u takého organizmu, ktorý už bol vystavený žiareniu a pôsobeniu stresu, môže radiačná expozícia s vyššou pravdepodobnosťou viesť ku vzniku rakoviny. Keď má organizmus lepšiu imunitu, alebo iné faktory vplývajúce na vznik rakoviny pôsobili menej, pri rovnakej radiačnej expozícii u tohto organizmu nemusí dôjsť k vzniku rakoviny.

### 1.2.6 Účinky žiarenia na úrovni druhov

Okrem rozdielov v citlivosti medzi jednotlivými druhmi tkanív existujú podstatné rozdiely medzi jednotlivými druhmi organizmov. Celková radiačná citlivosť sa najčastejšie určuje pomocou jednorazového celotelového ožiarénia a charakterizuje sa semiletálnou dávkou  $LD_{50/30}$  (polovičná smrteľná dávka, pri ktorej uhynie 50 % ožiarených jedincov do 30 dní). Zhruba možno povedať, že čím je organizmus fylogeneticky nižší, tým je odolnejší voči ionizujúcemu žiareniu. Napr.  $LD_{50/30}$  pri ožiarení žiarením gama sa pohybuje od 5 až 7 Gy u ošípaných a opíc, cez 10 Gy u hadov a až po takmer 1 kGy u škorpiónov a améb. Najodolnejším organizmom je druh baktérií *Micrococcus radiodurans* s  $LD_{50/30} = 7,5$  kGy. U človeka sa  $LD_{50}$  odhaduje na 4,5 Gy,  $LD_{min}$  (expozícia, ktorá už môže spôsobiť smrť) je 1 až 2,5 Gy a  $Ld_{100}$  (expozícia, ktorá spôsobuje smrť všetkých ožiarených jedincov) sa udáva 6 až 10 Gy (Šáro a Tölgyessy, 1985).

Rastliny všeobecne lepšie znášajú rádioaktivitu ako živočíchy, ale aj tu sa dajú pozorovať rozdiely v radiačnej citlivosti u rôznych druhov rastlín. Bolo dokázané, že citlivosť vyšších rastlín k žiareniu je priamo úmerná veľkosti jadra alebo presnejšie objemu chromozómov alebo obsahu DNA. Rastliny s veľkým objemom chromozómov sú usmrtené akútnymi dávkami nižšími ako 10 Gy, zatiaľ čo rastliny s malým počtom chromozómov môžu prežiť dávku 500 Gy a vyššiu (Odum, 1977).

Pri pôsobení vysokých dávok  $\gamma$ -lúčov na les, je ten poškodzovaný selektívne, jednotlivé úrovne sú postihnuté jedno za druhým. V závislosti od rastu intenzity žiarenia sú



najprv vyradené stromy, potom najvyššie kroviny, potom polo kroviny, potom trávy a nakoniec lišajníky a machy (Duvigneaud, 1988).

### 1.2.7 Účinky žiarenia na úrovni populácií

Prejavy rádioaktívneho žiarenia na úrovni populácie podľa Copplestone a. i. (2000) :

- nárast mortality
- nárast chorobnosti
- zníženie plodnosti, úrodnosti
- sterilita
- zhoršenie celkového fyziologického stavu
- genetické poškodenie

Rovnaké dávky a expozície ionizujúceho žiarenia nemajú rovnaký vplyv na každého člena populácie. Na odlišnosti týchto účinkov vplyvajú faktory ako: vek, pohlavie, výživný a zdravotný stav členov populácie.

Akútne účinky vyšších dávok žiarenia na populácie organizmov sa mohli pozorovať po havárii v jadrovej elektrárni Černobyl' a to v jej blízkom okolí, kde došlo k usadeniu väčšiny rádionuklidov stroncia a plutónia. Ožiarenie rádionuklidmi uvoľnenými po havárii malo početné negatívne účinky na rastliny a zvieratá žijúce v oblasti s vysokou expozíciou, čiže do vzdialenosti 20 – 30 km od miesta úniku. Mimo tejto uzatvorenej zóny neboli u zvierat a rastlín hlásené žiadne akútne účinky vyvolané žiarením.

Vplyv rádioaktívneho žiarenia sa prejavil zvýšením odumierania ihličnanov a zmenšením populácií bezstavovcov a cicavcov žijúcich na zasiahnutých stanovištiach a ďalej strata reprodukčnej schopnosti u mnohých rastlín a živočíchov. Neboli hlásené žiadne negatívne účinky vyvolané žiarením u rastlín a zvierat, vystavených v priebehu prvého mesiaca po havárii kumulatívnej dávke menšej ako 0,3 Gy.

Po prirodzenom znižovaní expozičnej úrovne vplyvom rozpadu a migrácie rádionuklidov sa biologické populácie začali zotavovať z akútneho vplyvu žiarenia. Už v prvom vegetačnom období po havárii sa populačná životaschopnosť rastlín a zvierat značne obnovila, čo bolo spôsobené kombináciou reprodukcie a imigrácie z menej postihnutých oblastí. Bolo potrebných niekoľko rokov, aby sa zvieratá a rastlinstvo zotavilo zo závažnejších negatívnych účinkov žiarenia (The Chernobyl Forum, 2006).

Pôsobenie žiarenia na genetiku, čo sa týka somatických a zárodočných buniek sa sledovalo u rastlín a zvierat v uzavretej zóne počas prvých rokov po havárii. Počas tohto výskumu sa v miestnych populáciách zistil zvýšený výskyt cytogénnych anomálií vnútri aj mimo uzavretej zóny. Nie je známe, či pozorované cytogénne anomálie v somatických bunkách majú zhubný biologický význam.

Regenerácia postihnutej flóry a fauny v uzavretej zóne bola uľahčené vylúčením ľudských činností, napríklad ukončením poľnohospodárskych a priemyselných činností. Výsledkom bolo že populácie mnohých rastlín a zvierat sa skutočne rozšírili a súčasné environmentálne podmienky majú pozitívny vplyv na flóru a faunu v uzavretej zóne. Podľa The Chernobyl Forum (2006) uzavretá zóna sa paradoxne stala jedinečnou rezerváciou pre biodiverzitu. Napríklad sa rozšírila populácia orla morského. Pred rokom 1986 sa v tejto oblasti tento vzácny dravý vták takmer nevyskytoval.

### 1.2.8 Účinky žiarenia na úrovni spoločenstiev a ekosystémov

Ak by bolo rastlinné spoločenstvo vystavené dlhodobému pôsobeniu vysokých dávok ionizujúceho žiarenia, podľa Odum (1977) nastalo by prispôsobenie a ustáľovanie, behom ktorého by mohli byť vylúčené citlivé kmene alebo druhy.

Dôsledky zamorenia  $\gamma$ -žiarením sledovala experimentálne v dubovom a borovicovom lese v Brookhavene Woodwellova pracovná skupina. Gamažiarič, z ktorého oloveného štítu možno ľubovoľne vypúšťať lúče  $^{137}\text{Cs}$ , bol umiestnený v lese; po šiestich mesiacoch ožarovania bolo zistených 5 pásiem koncentrácie, jasne vyznačených zmenami vegetácie (Duvigneaud, 1988).

1. **Dávka vyššia ako 2 Gy za deň:** devastované pásmo, kde neprežila žiadna vyššia rastlina: lišajník však môže tu vegetovať, pokiaľ expozícia neprekročí 10 Gy za deň.
2. **Dávka od 2 do 1,5 Gy za deň:** pásmo, v ktorom prežije ostrica *Carex pensylvanica* a vytvorí súvislú pokrývku.
3. **Dávka od 1,5 do 0,4 Gy za deň:** pásmo suchomilných krovín, v ktorom rastú dva druhy borievky (*vaccinium*) a jeden druh gaylussacie (*Gaylussacia baccata*). *Quercus illicifolia* prežíva na samotnej hranici.
4. **Dávka od 0,4 do 0,16 Gy za deň:** pásmo dubov z pomedzi ktorých vyhynuli borovice.

5. **Dávka menšia ako 0,16 Gy za deň:** zmiešaný les dubov a borovíc. Pásmo postupne prechádza do prírody nenarušenej žiarením, vegetácia sa už nemení, je len v rôznom stupni poškodená.

Tak je pôsobenie  $\gamma$ -lúčov les doslova poškodzovaný selektívne, jednotlivé úrovne sú postihované postupne; v závislosti od rastu intenzity žiarenia sú najprv vyradené stromy, potom najvyššie kroviny (*Gaylussacia*), potom polo kroviny (*Vaccinium*), potom trávy a nakoniec lišajníky a machy. Zdá sa, že výška je nevýhodou: borovice sú mimoriadne citlivé.

Podľa Duvigneaud (1988) k rovnakým dôsledkom vedú v tom istom type lesa opakované požiare, les ustúpi najprv suchým porastom dubu, gaylussacie a borievky (čo zodpovedá dlhodobému ožarovaniu 0,4 Gy za deň) a nakoniec pokrývke z *Carex pensylvanica*.

Ešte pri žiarení zodpovedajúcom iba 0,002-0,05 Gy za deň sa zistilo spomalenie rastu rastlín a zníženie druhovej rozmanitosti živočíchov. Ak by les prežil pomerne vysoké dávky, 0,1-0,4 Gy za deň, znamenalo by toto žiarenie pre stromy záťaž, ktorá by ich v určitých zónach učinila náchylnými k poškodeniu hmyzom, a tým aj k zvýšeniu počtu hmyzu.

Ak je lesné spoločenstvo vystavené účinkom silného žiarenia len na krátku dobu, objaví sa po zdanlivom úhyne stromov vegetácia príznačná pre opustené pole, teda jednoročné buriny a trávy, ale v nasledujúcich rokoch, bez ďalšieho ožiarovania, sa stromy tvrdých listnatých drevín spamätajú a nechajú vyrásť korene a výhonky z kmeňových pupencov a vytvoria tak mladinu, ktorá čoskoro zatieni porast opustených polí.

Rôzne spoločenstvá reagujú na rádioaktívne žiarenie rozdielnym spôsobom. Podľa Odum (1977) bylinné spoločenstvá vo včasnom štádiu sukcesie sú všeobecne odolnejšie než vyrastené lesy nielen preto, že mnohé bylinné druhy majú malé jadrá, ale i preto, že majú nad zemou omnoho menej "nekrytej" biomasy a že sa i rýchlejšie obnovujú zo semien alebo z chránených podzemných častí.

Paralelne s experimentom v zmiešanom lese ožaroval Woodwell izotopom  $^{137}\text{Cs}$  rovnako v Brookhavene rok starý úhor, zarastený hustým kobercom mrlíkov (*Chenopodium*) a ďalších jednoročných burín. V porovnaní s kontrolnými neožiarenými systémami je na začiatku situácia priaznivejšia: dávka 10 Gy na deň znižuje rozmanitosť len o 50 %. Ďalej vznikajú pásma podľa gradientu klesajúcej rádioaktivity:

1. *Senecio* (starček) odoláva dávkam väčším ako 100 Gy na deň.

2. Pôvodné spoločenstvo mrlík biely (*Chenopodium album*) rosička (*Digitaria*) a proso (*Panicum*) sa pri dávkach nižších ako 3 Gy na deň nemenia. Mierne poškodenia však vznikajú až od 1 Gy na deň (Duvigneaud, 1988).

## Bioakumulácia

Čím vyššie sa organizmus nachádza v potravinovom reťazci, tým viac rádionuklidov sa koncentruje v jeho tele. Proces bioakumulácie je obzvlášť škodlivý pre zvieratá, ktoré sa nachádzajú na vrchole potravinového reťazca, lebo koncentrácia rádionuklidov v ich tele je rádovo vyššia (D'Arrigo, 2004). Ako náhle sa rádionuklidy dostanú do trofických reťazcov, môžu sa hromadiť v určitých organizmoch alebo orgánoch, tam sa koncentrujú tak dlho, až dosiahnu nebezpečné výšky pre príslušný organizmus, poprípade i pre konzumentov, ktorí sa ním živia.

Pomer medzi obsahom izotopov v organizme a prostredím nazývame faktorom koncentrácie. Výsledky výskumu, amerických rádioekológov na vodných trofických reťazcoch pomocou rádioaktívneho fosforu  $^{32}\text{P}$ :

Faktor koncentrácie	
Voda .....	1
Vegetácia .....	0,1
Hmyz a kôrovce .....	0,1
Husi a kačice .....	7500
Husie a kačacie vajcia .....	200 000

Absorpcia rádioizotopov a ich koncentrácia na rôznych stupňoch trofických reťazcov je veľmi komplexným problémom, ktorý závisí od mnohých faktorov.

Sú to napríklad:

1. *Vlastnosti rádioizotopov* – najdôležitejšie sú samozrejme tie izotopy, ktoré majú dlhý polčas rozpadu, a obzvlášť tie, ktoré sa hromadia v určitých tkanivách:  $^{90}\text{Sr}$  v kostiach  $^{131}\text{I}$  v štítnej žľaze,  $^{137}\text{Cs}$  v svaloch. Rádioizotopy, ktoré vstupujú do trofických reťazcov vo vode, do rastlín takmer neprenikajú a ide o iné ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{95}\text{Zn}$  atď.) ako tie, ktoré zisťujeme na súši, kde sa v rastlinách a živočíchoch koncentruje  $^{90}\text{Sr}$  a  $^{137}\text{Cs}$ .

2. *Výrazná špecifickosť faktorov koncentrácie* – v jednom ekosystéme to môže byť u rôznych druhov 1 : 200 až 1 : 1 500 000, niektoré druhy majú takú schopnosť koncentrácie,

že sa môžu stať toxickými v prostredí celkom neofenzívnom (viď. akumulácie  $^{32}\text{P}$  v kačacích vajciach)

3. *Vlastnosti prostredia a obsah minerálnych látok* – v trofických reťazcoch sa zložky prostredia stretávajú s rádioizotopmi, ktoré tam prenikajú. Vplyv izotopov je tým silnejší, čím je počet zložiek v prostredí menší, znamená to, že organizmy žijúce v chudobnom prostredí sú kontaminované ľahšie než tie, ktorých prostredie je bohaté. Napríklad na ovce, ktoré sa pasú na chudobných lúkach, hromadia v kostiach viac  $^{90}\text{Sr}$  ako ovce z pastvín bohatých. Faktor koncentrácie sa uplatňuje viac v sladkej vode ako v morskej a obvykle tiež viac vo vode než na suchej pôde. Podobný vplyv má štruktúra ekosystémov: nízka vegetácia (vresoviská, horské lúky atď.) pôsobí ako pasca na rádioaktívne prvky (Duvigneaud, 1988).

## 1.3 Rádioaktívny izotop cézia - $^{137}\text{Cs}$

### 1.3.1 Charakteristika

Céziu je mäkký striebrolesklý alkalický kov sivobielej farby, ktorý sa v stabilnej forme vyskytuje ako  $^{133}\text{Cs}$ . Je mimoriadne reaktívny a v prírode sa s ním stretávame len vo forme zlúčenín. Existuje 11 hlavných rádioaktívnych izotopov cézia, z nich najvýznamnejšie sú  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ .  $^{137}\text{Cs}$  má počas rádioaktívnej premeny 30,17 rokov. Beta premena  $^{137}\text{Cs}$  je sprevádzaná emisiou fotónov gama stredne vysokých energií.

Céziu-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) je najdôležitejším rádionuklidom s dlhým polčasom premeny, ktorý významnou mierou prispieva k dávkam rádioaktívneho žiarenia u ľudí a iných organizmov, ako následok nehôd jadrových elektrární a testov jadrových zbraní. V posledných desaťročiach bolo  $^{137}\text{Cs}$  najhojnejším reziduálnym rádionuklidom v komplexe nukleárnych zbraní v U.S. DOE (Department of Energy), v zariadeniach na prepracovanie jadrového paliva, v prevádzkach jadrových elektrární, celosvetovo v pôdach ako výsledok globálneho rádioaktívneho spadu z testov nukleárnych zbraní a v Sovietskom zväze a v ostatných častiach Európy vplyvom havárie v Černobyľe. Okrem toho, je tu nebezpečenstvo použitia  $^{137}\text{Cs}$  teroristami na vytvorenie takzvanej “špinavej bomby”(NCRP,2006).

Hlavným zdrojom  $^{137}\text{Cs}$  v biosfére sú testy jadrových zbraní, uskutočnené Spojenými štátmi a Sovietskym zväzom v rokoch od 1940 do 1960. Približne 1 Ebq ( $10^{18}$  Bq)  $^{137}\text{Cs}$  sa uvolnilo do biosféry. Z toho 90% pochádzal z atmosferických výbuchov jadrových zbraní,

približne 6% z nehody v jadrovej elektrárni Černobyl' a zvyšné 4% z procesov prepracovania jadrového paliva. Z nehôd jadrových reaktorov, Černobyl'ská havária 26. apríla 1986 v Ukrajine uvolnila do prostredia o mnoho viac rádioaktívnych látok, vrátane  $^{137}\text{Cs}$ , ako všetky ostatné jadrové havárie spolu.

Okrem relatívne veľkého množstva,  $^{137}\text{Cs}$  má aj iné charakteristiky, ktoré prispievajú k jeho významu z hľadiska dávok ionizujúceho žiarenia. Napríklad má stredne dlhý polčas premeny (30 rokov), emituje vysokoenergetické beta častice, má štiepny produkt s veľmi krátkym polčasom premeny ( $^{137\text{m}}\text{Ba}$ ) emitujúci silné gama žiarenie a kvôli svojim chemickým vlastnostiam je schopný prenosu cez životné prostredie a potravinové reťazce. Z roztoku môže byť efektívne prijatý rastlinami a živočíchmi ho dokážu asimilovať do svojich tiel, kvôli chemickej podobnosti so základným nutričným prvkom, draslíkom. Hlavným faktorom ktorý zabraňuje prenosu  $^{137}\text{Cs}$  do živých organizmov je tendencia viazať sa, niekedy až nevrtné, na ílové minerály, prítomné vo väčšine pôd a sedimentov (NCRP, 2006).

### 1.3.2 Správanie sa $^{137}\text{Cs}$ v životnom prostredí

Hlavným rezervoárom  $^{137}\text{Cs}$  v biosfére je pôda, prípadne sedimenty. Do pôdy sa obvykle dostáva depozíciou z atmosféry. Viac ako 80%  $^{137}\text{Cs}$  je silne viazaného na pôdne častice. Aktivita s hĺbkou klesá exponenciálne. 85%  $^{137}\text{Cs}$  zo spadajú po havárii JE Černobyl' sa nachádza v hĺbke do 10 cm. Koncentrácia rádionuklidov zachytených v povrchovej vrstve pôdy sa úmerne s časom znižuje, a to jednak rádioaktívnou premenou, transportom do rastlín a tak isto migráciou do hlbších vrstiev pôdy, veternou eróziou a vymývaním vodou.

Do pôdy sa rádionuklidy dostávajú prevažne z atmosféry a priamou kontamináciou. Vzhľadom na zložitosť systému akým je pôda, sú procesy chemických zmien rádionuklidov ovplyvňované mnohými faktormi. K tým najdôležitejším patrí druh pôdy, pH, obsah humusu, redoxný potenciál, iónovýmenná kapacita, sorpčné vlastnosti, obsah niektorých prvkov (Provazník a i., 2003).

#### 1.3.2.1 Migrácia $^{137}\text{Cs}$ v pôde

Dávka rádioaktívneho žiarenia spôsobená antropogénnymi rádionuklidmi podstatne závisí od vertikálnej migrácie rádionuklidov v pôde. Dávka vonkajšieho ožiarovania gama lúčmi postupne klesá, ako sa rádionuklidy presúvajú do hlbších vrstiev pôdy, lebo zväčšujúca sa hrúbka zeminy nad rádionuklidmi odtieňuje prechod gama lúčov na povrch.

Vnútoraná kontaminácia rádioaktívnymi látkami je tiež závislá od vertikálnej migrácie, ktorá určuje dĺžku času ich prítomnosti v pôdnych vrstvách, ktoré sú významné z hľadiska koreňového príjmu rastlinami (Schimmack a Schultz, 2006).

Informácie o prítomnosti rádionuklidov v terestrických ekosystémoch a ich migrácii v pôde majú rozhodujúci význam z hľadiska ich dlhodobého správania sa v životnom prostredí, ich príjmu flórou a faunou, vrátane potravinového reťazca človeka a rovnako možnosti kontaminácie podzemných vôd. K základným procesom ktoré riadia mobilitu rádionuklidov (a ostatných prvkov) v pôde patria konvekčný transport vodou, difúzny pohyb v roztoku a fyzikálno-chemická interakcia v pôdnej matrici. Okrem týchto abiotických procesov pôdna fauna tiež prispieva k prenosu rádionuklidov v pôde (Kirchner a i., 2009).

Od roku 1960 sa vedecký záujem zameriava na predvídanie environmentálnych vplyvov rádioizotopov, s dlhým polčasom premeny, ako je  $^{137}\text{Cs}$ . Tieto rádionuklidy majú rôznu schopnosť viazať sa na pôdy. Rýchlosť transportu v pôde je 1 cm za rok, alebo menej, čo ukazuje, že hlavná časť pôvodnej aktivity pretrváva v koreňovej zóne desaťročia.

#### *Závislosť vertikálnej migrácie $^{137}\text{Cs}$ od času*

Obyčajne sa pohyb rádiocézia v pôde plynutím času nemení. Podľa niektorých štúdií však vplyvom času nastávajú podstatné zmeny migračných vzťahov. Silné dažde počas fázy depozície môžu mať vplyv na počiatočné migračné pomery. Infiltráciou vody rýchlosťou od  $0,2 \text{ cm h}^{-1}$  cez póry, sa pôda nasycuje, pričom interakcia rozpustených látok s pôdou je veľmi podstatná. Záznamy o určitej pomalej, takmer nevratnej fixácii rádiocézia na pôdne zložky prispieva k teórii spomalenia migračnej dynamiky  $^{137}\text{Cs}$  v pôde v závislosti od času (Kirchner a i., 2009).

#### *Vplyv štruktúry pôdy na migráciu $^{137}\text{Cs}$*

Migračné pomery  $^{137}\text{Cs}$  sú odlišné pri všetkých typoch pôd. Našli sa významné rozdiely medzi hlinou a ostatnými pôdnymi štruktúrami (hlinitý piesok, naplavenina, piesok, rašelina) a to v pomalšej migračnej dynamike v hlinitých pôdach. Výrazné rozdiely sa ukazujú aj medzi piesočnatými pôdami a rašelinami. Vo všeobecnosti sa dá povedať, že mobilita rádionuklidov narastá v postupnosti: humusové alpínske pôdy – podzolové pôdy – hnedozeme – černozeme (Kirchner a i., 2009).

### *Vplyv častíc štiepneho materiálu na migráciu rádionuklidov v pôde*

Počas Černobyľskej havárie sa mnoho látok z horiaceho reaktora dostalo do atmosféry. Tieto látky boli transportované vo forme plynných aerosólov. Preto rádioaktívny spad z tohto zdroja obsahoval malé častice štiepneho materiálu. Rovnaké častice boli prítomné aj v spade z testov nukleárných zbraní. Rádionuklidy prítomné v časticiach štiepneho materiálu sú takmer imobilné, ale vplyvom rozpadu a fyzického premiešania týchto častíc vo vrchnej vrstve pôdy (napr. redistribúciou, alebo čiastočným transportom cez trhliny v pôde počas silných dažďov), mohlo nastať ich premiestňovanie. Rádionuklidy z deponovaných častíc štiepneho materiálu majú v porovnaní s ich viac pohyblivými kationovými formami z kondenzovaných aerosóloch, oveľa nižšiu mobilitu a oneskorenú migráciu. Rozdiely sú signifikantné (Kirchner a i., 2009).

### 1.3.2.2 Biologická dostupnosť rádiocézia v závislosti od chemického zloženia pôd

$^{137}\text{Cs}$  spoločne s  $^{96}\text{Rb}$  a  $^{40}\text{K}$  sa chová rovnako ako draslík. Vo vzťahu k základným nutričným prvkom, ktoré sú kontinuálne prijímané, si organizmus vytvára mechanizmus, ktorý tieto prvky odmietne, hneď ako ich množstvo prekročí určitú hranicu. Väčšina rádionuklidov je však prijímaná v tak malej chemickej koncentrácii v porovnaní s ostatnými prvkami v potrave, že k tejto regulácii nedochádza.

Biodostupnosť prvkov je silne ovplyvnená vlastnosťami pôdy ako napr. obsahom draslíka a oxidov železa, hliníka a mangánu, organickej frakcie pôdy a pH. Kľúčovým faktorom ovplyvňujúcim adsorpciu cézia je obsah a typ ílových minerálov prítomných v pôde.

Množstvo ílových minerálov v pôde a ich vlastnosti, hrajú dôležitú úlohu pri výskyte  $^{137}\text{Cs}$  v pôdach, lebo sú schopné na seba cézium viazať. Tento prvok je v pôde prítomný takmer výlučne vo forme iónov  $\text{Cs}^+$ , ktoré môžu vytvárať rôzne nekovalentné chemické väzby (Kabai, 2003).

Skutočný účinok polutantu závisí od jeho toxicity a mobility v pôdach, pričom mobilita je silne závislá od interakcií s rozdielnymi zložkami pôdy, z tohoto dôvodu je nevyhnutné poznanie chemického zloženia pôd. Mechanizmy a dynamika interakcií sa študuje z pohľadu adsorpcie a desorpcie. Komplexnosť problému viazania a následnej biodostupnosti rádiocézia v pôdach spočíva v rozmanitosti jeho väzieb. Ako už bolo



spomenuté, rádiocéziu je takmer výhradne prítomné v iónovej forme, avšak môže tvoriť komplexné zlúčeniny s mnohými organickými komponentmi. Céziu tiež môže tvoriť špecifické, veľmi pevné komplexy s kyanoželezitanmi. Okrem toho, céziu sa veľmi silne viaže na častice ílových minerálov v pôdach (Varga a Jakubík, 2003).

Z hľadiska rastlinných živín, sa céziu dá členiť na rôzne formy:

1. Vo vode rozpustná forma (prispieva k príjmu do rastlín)
2. Zameniteľná forma (hlavne zamenou s iónmi  $K^+$  a  $NH_4^+$  sa stáva prijateľným koreňovou sústavou)
3. Oxidovateľná forma, viazaná na organické látky (rastliny ho dokážu prijať len ak dôjde k jeho oxidácii alebo biodegradácii, čím nastáva jeho desorpcia)
4. Forma rozpustná v kyseline, alebo nerozpustná (rastliny ju ťažko alebo vôbec nedokážu prijať, pevne sa viaže k pôde)

Tieto formy sa navzájom nevyklučujú. Prakticky 1. a 2. forma sa stáva vhodnou na príjem. Podľa štúdií je 25-65 %  $^{137}Cs$  rozpustné vo vode, kým 20-40 % je prítomná v iónovo zameniteľnej forme. Pravdepodobnosť príjmu 3. a 4. formy rastlinami je veľmi malá.

Szabó (2008) tvrdí, že podľa (Kanyar, 1999) sa  $^{137}Cs$  v prírode pevne a trvalo viaže k pôde. Aj malé množstvo ílových minerálov v pôde stačí na jeho fixáciu. Výnimku však tvoria pôdy s veľkým obsahom organickej hmoty. Na týchto miestach sa rýchlo stráca z povrchových vrstiev pôdy a za krátke obdobie môže dosiahnuť hladinu podzemnej vody (Szabó, 2008)

Viacero štúdií sa venovalo dostupnosti a imobilizácii  $^{137}Cs$  v organických pôdach, resp. v organickej frakcii pôd. Napriek vysokému obsahu organickej hmoty v pôde (46–83%) sa len veľmi malé množstvo rádiocézia viazalo na organickú hmotu (4–10%). Prídavok organickej hmoty do referenčných ílových minerálov zapríčiňuje pokles distribučného koeficientu  $K_d$  o jeden poriadok, čo potvrdzuje hypotézu, že organická hmota znižuje adsorpciu rádiocézia v ílových mineráloch. Z toho vyplýva, že odstránením organickej hmoty z ílových minerálov dosiahneme nárast jeho adsorpcie. Predpokladá sa, že nielen množstvo organickej hmoty, ale aj jej povaha a interakcie sú významné pri týchto procesoch. Tieto výsledky potvrdzujú, že aj napriek vysokému obsahu organickej hmoty v pôde, sorpcia rádiocézia je silne ovplyvňovaná prítomnosťou ílových minerálov, väzba môže byť dokonca považovaná za ireverzibilnú. Pôdy, ktoré vykazujú vysokú biodostupnosť rádiocézia sú

takmer vždy bohaté na organickú hmotu, majú nízky obsah ílových minerálov, najmä illitov, ktoré sú známe svojou schopnosťou veľmi pevne viazať cézium na tzv. FES (ang. frayed edge sites) ílových minerálov v pôdach. Tieto pôdy majú tiež vyšší obsah vody a voľných iónov  $\text{NH}_4$  (Varga a Jakubík, 2003).

Aj Larsson (2008) tvrdí, že narastaním obsahu ílových minerálov, narastá sorpcia  $^{137}\text{Cs}$  na povrch negatívne nabitých koloidov. Podľa výskumov, v pôdach bohatých na humus môže byť príjem  $^{137}\text{Cs}$  koreňovou sústavou veľmi vysoký. Katióny  $\text{Cs}^+$  sa skôr adsorbujú na organické látky, ale v prípade keď klesne ich koncentrácia v pôdnom roztoku, môžu byť z týchto miest okamžite, do roztoku doplnené. Tu sa však nerozlišujú katióny  $\text{Cs}^+$  od katiónov  $\text{K}^+$ , preto je pomer migrácie cézia v organických a podzolových pôdach najvyšší, lebo nastáva kompetícia medzi iónmi. Pričom pri zväčšujúcom sa obsahu ílových minerálov zas narastá sorpcia  $^{137}\text{Cs}$  na negatívne nabité koloidy (Larsson, 2008).

Tieto procesy sú silne ovplyvnené prítomnosťou iných iónov a hodnotou pH. V prípade kyslého pH sa polovica  $\text{Cs}^+$  rozpustí v priebehu 1 roka, kým v zásaditom prostredí je k tomu potrebných najmenej 14 rokov. Kyslé pomery obvykle spomaľujú sorpciu v pôdach s vysokým aj nízkym obsahom organických látok.

Množstvo kumulovaného rádionuklidu tiež závisí od metabolizmu a fyziologických charakteristík organizmu, ktoré ovplyvňujú príjem, vstrebávanie, distribúciu v tkanivách a záchyt rádionuklidov rastlinami a živočíchmi.

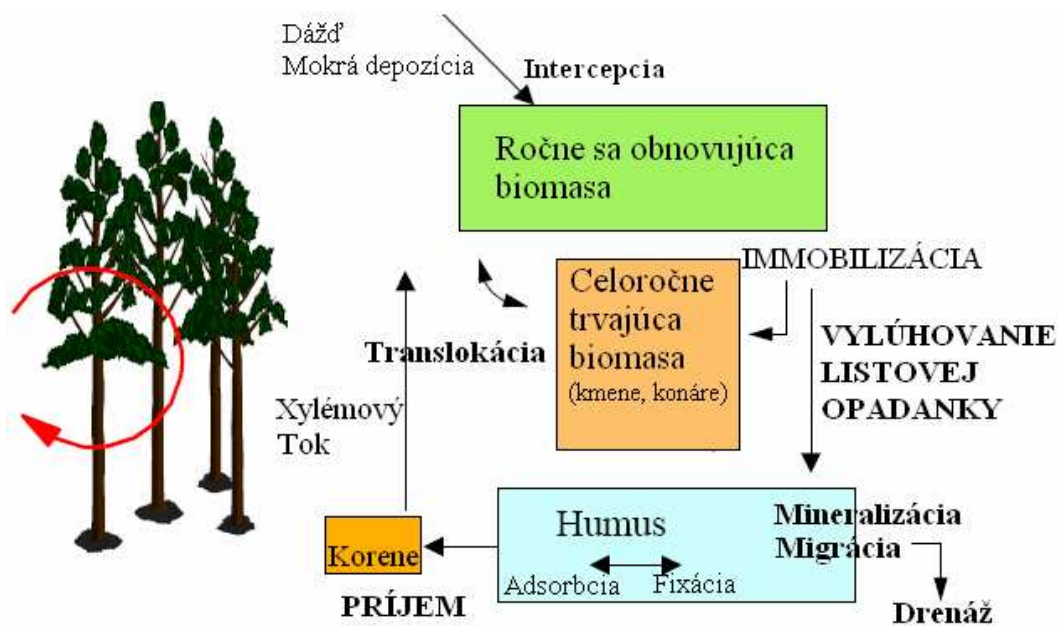
### 1.3.2.3 $^{137}\text{Cs}$ v tele zvierat

$^{137}\text{Cs}$  je rádionuklid, ktorý sa v tele zvierat hromadí vo svalovej hmote. V tele vyšších živočíchov pochádza 92-98%  $^{137}\text{Cs}$  z potravy. Podľa Hrušovského (1990) cézium, podobne ako aj jeho biogénny analóg draslík, sa ľahko vstrebáva do žalúdočno-črevného traktu. Krvou sa tento prvok viac-menej rovnomerne rozdelí v celom tele, v prípade kontinuálneho príjmu sa postupne akumuluje vo svalstve a v ostatných mäkkých tkanivách. Pri kontaminácii ingesciou sa až 48% prijatého množstva rádionuklidov cézia kumuluje v svalovine. Najnižší akumulačný faktor pre cézium sa zistil u oviec. Vo všeobecnosti je tento nižší u prežúvavcov než u neprežúvavcov. Po prijíme cézia u laktujúcich zvierat sa rýchlo objavuje v mlieku. V mlieku kráv sa maximálna koncentrácia zodpovedajúca 5-10% z prijatého množstva na 1 l mlieka dosahuje po 9-49 hodinách (Hrušovský, 1990).

### 1.3.3 $^{137}\text{Cs}$ v seminaturálnych ekosystémoch a agroekosystémoch

#### 1.3.3.1 $^{137}\text{Cs}$ v lesnom ekosystéme

Biogeochemický cyklus lesného ekosystému je spravidla kombináciou dvoch navzájom prepojených cyklov, menovite geochemického a biologického cyklu. Geochemický cyklus je otvorený cyklus zahrňujúci dve hlavné komponenty – vstup a výstup prvkov dovnútra a von z lesného ekosystému. Geochemický cyklus je priamo spojený s biologickým cyklom, ktorý zahrňuje obeh prvkov prechádzajúcich biomasou pri jej raste a odumieraní. Schéma pohybu rádiocézia na základe biogeochemického cyklu v lesnom ekosystéme je zobrazené na Obr. 2.



**Obr. 2:** Schéma biogeochemického cyklu rádiocézia v lesnom ekosystéme (IAEA-BIOMASS, 2002)

Hlavným spôsobom kontaminácie stromov depozíciami  $^{137}\text{Cs}$  z Černobyľu (60–90%), bola priama intercepcia rádionuklidov vo forme aerosólov a ich následné vstrebávanie do štruktúrnych častí stromov. Zmeny ktoré nasledovali v kontaminácii stromov po počiatočnom rádioaktívnom spade sa zahrňujú do dvoch procesov. Prvou je hlavný a relatívne prudký proces samo-dekontaminácie v korunách stromov, prostredníctvom zmývania usadených častíc z povrchu listov a ostatných častí stromu. Po tomto procese nasleduje príjem cez koreňovú sústavu, ktorý prebieha dlhodobo, tak ako rádiocézium postupne preniká do

pôdneho profilu. Podobne ako v prípade jeho biologického analógu, draslíka, je obeh rádiocézia v lese relatívne rýchly a rovnomerný a jeho redistribúcia prebieha aj mnoho rokov po atmosferickom spade. Pri rozklade organickej hmoty na povrchu pôdy, sa postupne uvoľňuje aj rádiocéziu a kontaminuje vegetáciu lesného spoločenstva. Samozrejme, jednotlivé druhy rastlín majú rozdielnú schopnosť prijímať a akumulovať tieto rádionuklidy. Príjem rádiocézia je spravidla limitovaný fixáciou tohto rádionuklidu ílovými minerálmi (IAEA-BIOMASS, 2002).

Aktivita rádiocézia je najvyššia v pôde, na rozhraní vrstvy humusu a minerálneho podložia. S rastúcou hĺbkou jeho podiel v pôde klesá. Spomedzi rastlín sa najvyššia koncentrácia  $^{137}\text{Cs}$  vyskytuje v papradiach, o niečo nižšia v brusnici čučoriedkovej a v rôznych trávach.

V plodniciach hubách sa všeobecne nachádza viac rádioaktivity ako v iných potravinách. Koncentrácia rádionuklidov v hubách je do značnej miery závislá od hĺbky v ktorej sa nachádzajú ich mycéliá. Samozrejme tie, ktorých mycéliá zasahujú rozhranie organickej a minerálnej vrstvy, majú vyššiu koncentráciu rádionuklidu.

Prostredníctvom rastlín a húb sa rádiocéziu dostáva v rámci potravinového reťazca do tel zvierat. Najvyššia koncentrácia sa nachádza v svalovine diviakov, ktorá v niektorých oblastiach Európy zostáva na rovnakej úrovni od doby Černobyľskej havárie (Zölzer a i., 2007).

Významným javom pri opakovanom obehú rádiocézia v lese, je jeho čiastočná akumulácia v konároch a kmeňoch, čiže v dreve, ktoré predstavuje hlavnú časť lesnej biomasy.

Väčšina rádiocézia akumulovaného vegetáciou, opakovane obieha v ekosystéme, lebo sa dostáva späť na povrch pôdy zvyškami odumretých rastlín, kde naďalej ostáva v biologicky dostupnej forme. Nastáva aj vnútorné premiestňovanie rádiocézia v rastlinstve, ale spravidla prebieha v oveľa menšej miere, ako výmena medzi pôdou a lesnou vegetáciou.

Výsledky meraní rádiocézia u vysokej zveri, diviačej zveri, lesné rastliny a huby (hlavne zo stredoeurópskych lesov) ukazujú že kontaminácia rádiocéziom klesá s ekologickým polčasom približne 12 rokov. Niektoré výsledky z Ukrajiny však ukazujú, že rádiocéziu v lese je oveľa perzistentnejšie. V niektorých prípadoch je pokles aktivity rádiocézia spôsobený len rádioaktívnou premenou a preto sa ekologický polčas blíži alebo rovná fyzikálnemu polčasú pre  $^{137}\text{Cs}$  - 30 rokom (Pröhl a i., 2006).

### 1.3.3.2 $^{137}\text{Cs}$ v lúčnom ekosystéme

Prenos rádionuklidov z pôdy do vegetácie závisí od mnohých faktorov. V tejto súvislosti sa zavádza pojem prenosový koeficient, čo je pomer koncentrácie aktivity rádionuklidu v rastline ku koncentrácii v pôde. Prenosový koeficient rádiocézia pre lúčnu vegetáciu závisí najmä od druhu pôdy.

**Tab. 3:** Štandardné prenosové koeficienty pôda-tráva (Zölzer, 2007).

Druh pôdy	Cs-137
Piesočnatá	0,041
Hlinitá	0,037
Ílovitá	0,12

Podľa Pröhla a i. (2006) nárast koncentrácie rádiocézia v lúčnej vegetácii na nenarušovanej pôde typicky klesá v priebehu prvých 5-6 rokov po vstupe rádionuklidov do systému pôda-rastlina, ekologickým polčasom v rozsahu 1-4 rokov. Po tomto období nasleduje pomalý pokles s ekologickým polčasom medzi 5 a 15 rokov. Tieto ekologické polčasy neplatia všeobecne, ale zdajú sa byť špecifické pre vegetáciu rastúcu na rašeline a na minerálnych pôdach ale menej zodpovedajú skutočnosti pre hlinité pôdy.

Viacero štúdií sa venovalo vertikálnej migrácii rádionuklidov cézia v nenarušených lúčnych pôdach. Podľa meraní Schimmacka a Schultzeho (2006) sa 50% aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v roku 1988 sústreďovalo do vrchných 2,7 cm pôdy, do roku 2001 sa táto hĺbka zväčšila na 5,8 cm. Podľa výsledkov týchto meraní mobilita  $^{137}\text{Cs}$  poklesla na tretinu. Tieto výsledky sú porovnateľné s inými štúdiami. Bunzla a. i. (1995) hodnotia profil Černobylského rádiocézia od roku 1988 do 1995. Stredný polčas prechodu  $^{137}\text{Cs}$  cez hrúbku 1cm vo vrchnej časti pôdy narástol z 0,7 rokov na 2 roky, čo súhlasí so spomalením mobility na tretinu (Schimmack a Schultz, 2006).

Zadržiavanie rádiocézia vo vrchnej organickej vrstve pôdy závisí od množstva produkovanej biomasy, ktorá sa po odumretí každoročne dostáva späť do pôdy a premieňa sa na humus.

### 1.3.3.3 $^{137}\text{Cs}$ v agroekosystéme

Hlavný rozdiel v migrácii  $^{137}\text{Cs}$  v obrábanej a v neobrábanej pôde je, že na ornej pôde je cézium rozdelené viac menej rovnomerne v celom pôdnom profile do hĺbky pravidelnej orby. Je to zapríčinené sústavným rozrušovaním vrchnej vrstvy pôdy. Rádionuklidy sa nedržia na povrchu pôdy, ale orbou sú obracané do hlbších horizontov. Rozrušený povrch umožní aj rýchlejší prienik  $^{137}\text{Cs}$  cez pôdny profil.

Keďže sa rádioaktívne cézium nekonzcentruje vo vrchných vrstvách pôdy, aj príjem cez koreňovú sústavu plytko koreniacich rastlín je nižší.

Aktivita rádiocézia v poľnohospodárskej pôde priamo súvisí s vnútornou kontamináciou ľudí, lebo rádioaktivita z tejto pôdy sa priamo dostáva do ľudskej potravy.

V roku 2008, tak ako aj počas predchádzajúcich rokov, bolo možné na území Slovenskej republiky z umelých rádionuklidov vo vzorkách potravín detekovať iba rádionuklid  $^{137}\text{Cs}$  (Správa o stave životného prostredia SR, 2009).

**Tab. 4:** Aktivita  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,  $\text{Bq}\cdot\text{l}^{-1}$ ) v potrave a poľnohospodárskych produktoch v roku 2008 na území SR (ÚVZ SR, 2009)

Produkt	Typ	Priemer	Min.	Max.	Jednotka
Mlieko	Čerstvé	0,1	0,06	0,14	Bq/l
Mäso hov.	Čerstvé	-	-	-	
Mäso brav.	Čerstvé	<0,10	-	-	Bq/kg
Mäso divina	Čerstvé	-	-	-	
Hydina	Čerstvé	-	-	-	
Obilniny	Sušina	0,03	0,01	0,05	Bq/kg
Zemiaky	Sušina	0,03	0,01	0,04	Bq/kg
Zelenina	Sušina	0,05	0,02	0,08	Bq/kg
Ovocie	Sušina	<0,03	-	-	Bq/kg
Lesné plody	Čerstvé	-	-	-	
Tráva	Čerstvé	<1,0	-	-	Bq/kg
Huby	Sušina	-	3,8	299,0	Bq/kg

Podľa autorov štúdie (Správa o stave životného prostredia SR, 2009) uvedené hodnoty nepredstavujú nebezpečné množstvá, pretože hmotnostná aktivita pre zásahovú úroveň pre

$^{137}\text{Cs}$  pre deti do 10 rokov veku by nemala presiahnuť  $1 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$  pri zelenine, obilninách a ovocí a  $1 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$  pri mlieku, mliečnych výrobkoch a mäse. Tieto hodnoty pre dospelých sú  $3 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$  pre rovnaké produkty.

### 1.3.4 $^{137}\text{Cs}$ na Slovensku

#### 1.3.4.1 Kontaminácia územia Slovenskej republiky rádionuklidom $^{137}\text{Cs}$

Významným zdrojom kontaminácie územia Slovenskej republiky rádionuklidmi bol globálny rádioaktívny spad z testov jadrových zbraní. Najvyššia hodnota celoročného spadu  $^{137}\text{Cs}$  v období 1962-1975 bola dosiahnutá v roku 1963 (v Bratislave  $1061 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , v Jaslovských Bohuniciach  $1029 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ). Do roku 1975 spad  $^{137}\text{Cs}$  poklesol na hodnotu  $128 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  v Bratislave a  $0,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  v Jaslovských Bohuniciach (Csupka a i., 1987).

Rádioaktivita na Slovensku sa ešte intenzívnejšie začala monitorovať po havárii v jadrovej elektrárni Černobyl'. Po tejto udalosti bola radiačná situácia na území vtedajšieho ČSSR meraná monitorovacou sieťou, ktorá zahŕňovala laboratória mnohých organizácií. Výsledky meraní boli zhromažďované a vyhodnocované v Centre hygieny žiarenia v Inštitúte hygieny a epidemiológie v Prahe.

Nad územím Slovenska boli pozorované tri prechody výrazne kontaminovaných vzduchových hmôt a to 30. 4., od 3. do 4. 5. a okolo 7. 5. 1986.

Merania objemových aktivít  $^{137}\text{Cs}$  [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ] v aerosólovej forme v prízemnej vrstve atmosféry boli vykonávané od 30. 4. do 12. 5. 1986. Priemerné hodnoty objemovej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v tomto období boli v Jaslovských Bohuniciach  $1,04 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ , v Košiciach  $0,73 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  a v Bratislave  $1,35 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Najvyššie hodnoty dosahovala 1. 5., keď boli v Bratislave a v Jaslovských Bohuniciach namerané maximá  $3,85 - 4,17 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Intenzívna depozícia rádionuklidov na území Slovenskej republiky bola pozorovaná pri prvom a treťom prechode kontaminovaných vzdušných hmôt. Väčšie intenzity depozície boli spojené s mokrým spadom, lebo zrážky efektívne vymývajú rádionuklidy z atmosféry. V Košiciach priemerná hodnota denného spadu  $^{137}\text{Cs}$  zo suchej depozície bola  $43 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , kým denný spad z mokrej depozície bol rádovo väčší. 1. 5. bola nameraná hodnota  $404 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  a 10.5. až  $1000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Aj na iných lokalitách boli namerané podobné hodnoty. Priemerný

denný spad suchej depozície v Bratislave bol  $68 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  a mokrá depozícia dosahovala hodnotu  $348 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  (Zpráva o radiační situaci, 1987).

Pre ocenenie spadu a kontaminácie pôdy bol uskutočnený celoštátny jednorázový odber vzoriek a to medzi 16. a 18. 6. 1986. Vzorky boli odobraté na miestach, aby čo najlepšie reprezentovali distribúciu rádioaktívneho spadu na území štátu. Vzhľadom k tomu, že z každého okresu bolo odobratých 10 až 15 vzoriek, získané informácie preukázali variabilitu na území veľkosti okresu, kraja a republiky. Je zrejmä väzba oblastí vyšších úrovní spadu na zrážkovú činnosť a longitudinálnu distribúciu priemerných koncentrácií  $^{137}\text{Cs}$  v atmosfére.

**Tab. 5:** Tabuľka stredných hodnôt aritmetického priemeru plošnej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ] na územiach krajov a okresov v roku 1986 (Zpráva o radiační situaci, 1987).

Okresy Západoslovenského kraja	$^{137}\text{Cs}$ [kBq/m <sup>2</sup> ]	Okresy Stredoslovenského kraja	$^{137}\text{Cs}$ [kBq/m <sup>2</sup> ]	Okresy Východoslovenského kraja	$^{137}\text{Cs}$ [kBq/m <sup>2</sup> ]
Bratislava	2.09	Banská Bystrica	3.31	Bardejov	2.05
Bratislava-vid.	1.69	Čadca	2.23	Humenné	1.17
Dunajská Streda	12.20	Dolný Kubín	4.43	Košice-mesto	1.97
Galanta	7.27	Lipt. Mikuláš	3.01	Košice-vidiek	1.89
Komárno	10.51	Lučenec	4.67	Michalovce	1.10
Levice	6.41	Martin	1.11	Poprad	3.33
Nitra	6.98	Pov. Bystrica	1.08	Prešov	2.18
Nové Zámky	4.67	Prievidza	3.09	Rožňava	2.49
Senica	2.18	Rim. Sobota	2.33	Spišská N.Ves	1.70
Topoľčany	1.89	Veľký Krtíš	2.21	Stará Lubovňa	5.27
Trenčín	2.72	Zvolen	3.66	Svidník	1.64
Trnava	3.54	Žiar n.Hron.	8.47	Trebišov	2.89
<b>Kraj</b>	<b>4.96</b>	Žilina	2.00	Vranov n.Toplou	1.58
		<b>Kraj</b>	<b>3.25</b>	<b>Kraj</b>	<b>2.24</b>

Súčasne s meraním aktivity atmosféry a spadu bola na niektorých stanovištiach sledovaná aktivita trávneho porastu. Napríklad v lokalite Bratislava-Mlynská dolina, v období od 1. 5. do 27. 5. 1986, sa merné hodnoty cézia v tráve pohybovali v rozmedzí



200-660 Bq.kg<sup>-1</sup> (čerstvej hmotnosti). Z týchto výsledkov sa počítala priemerná merná aktivita u sena okolo 500 Bq.kg<sup>-1</sup> pre <sup>137</sup>Cs a u novozaložených senáží a siláží na 200 Bq.kg<sup>-1</sup> konzervovanej hmoty (Zpráva o radiační situaci, 1987).

Tieto údaje sú dôležité z hľadiska prenosu rádiocézia z rastlín do hospodárskych zvierat. Na území Slovenska koncom apríla 1986 dojnice prevažne skrmovali čerstvé zelené krmivo, kým v Čechách dieta dojníc obsahovala zelené krmivo len z časti a denná dávky sa dopĺňala konzervovaným krmivom z minulej žatvy. Rozdielne postupy sa výrazne prejavili v množstve rádionuklidov v mlieku týchto dojníc. V máji bola priemerná objemová aktivita <sup>137</sup>Cs v mlieku 31 Bq.dm<sup>-3</sup> na území Čiech, kým na Slovensku v danom období bola nameraná hodnota priemernej objemovej aktivity 74 Bq.dm<sup>-3</sup> (Zpráva o radiační situaci, 1987).

Zvýšené hodnoty aktivity boli zistené u všetkých druhov húb. Z merania početných vzoriek čerstvých plodníc z rôznych lokalít sa zistila priemerná hodnota približne 290 Bq.kg<sup>-1</sup> čerstvých plodníc pre <sup>137</sup>Cs a 130 Bq.kg<sup>-1</sup> pre <sup>134</sup>Cs, samozrejme s veľkým rozpätím medzi minimálnou a maximálnou hodnotou (Zpráva o radiační situaci, 1987).

#### 1.3.4.2 Aktivita <sup>137</sup>Cs na území Slovenskej republiky

Merania aktivity rádiocézia na území Slovenska boli vykonávané v rámci viacerých geologických úloh, realizovaných v rokoch 1990 – 2003 v regionálnych mierkach prieskumných prác v leteckej i pozemkovej modifikácii. Výstupom riešenia geologickej úlohy bol súbor máp plošnej aktivity <sup>137</sup>Cs územia Slovenskej republiky v mierke 1 : 200 000 a 1 : 500 000. Mapy dokumentujú stav kontaminácie územia Slovenska týmto rádionuklidom k referenčnému dátumu 01.01.2005-obrázok 3 v prílohe (Mapy plošnej aktivity <sup>137</sup>Cs územia Slovenska, 2005)

Mapa plošnej aktivity <sup>137</sup>Cs bola zostavená na základe výsledkov leteckých a pozemných gamaspektrometrických meraní aktivity <sup>137</sup>Cs územia Slovenska (celkom 19791 objektov, vrátane výsledkov digitalizovaných leteckých meraní z oblasti Veľkej Bratislavy) v regionálnych mierkach prieskumných prác (1 : 200 000 až 1 : 25 000), s kondíciou 1 – 4 body merania na 10 km<sup>2</sup>.

Najnižšie plošné aktivity sú koncentrované na východnom Slovensku, v strednej časti južného Slovenska a na západnom Slovensku v širšom okolí povodia Váhu a Nitry. Zvýšené aktivity <sup>137</sup>Cs (nad 3000 Bq.m<sup>-2</sup>) boli zaznamenané v nepravidelnom, cca 40 km širokom pásme približne sv. - jz. smeru, pokrývajúceho oblasť Vysokých a Nízkyh Tatier, Štiavnických vrchov, Pohronského Inovca, Podunajskej hornatiny a Podunajskej nížiny

v širokom okolí Galanty a Dunajskej Stredy. V tomto pásme – pri Banskej Štiavnici (18 077 Bq.m<sup>-2</sup>), Novom Tekove (28 684 Bq.m<sup>-2</sup>) a Košútoch (23 054 Bq.m<sup>-2</sup>) – boli vymapované aj najvyššie plošné aktivity <sup>137</sup>Cs v rámci územia Slovenska (Mapy plošnej aktivity <sup>137</sup>Cs územia Slovenska, 2005)

Okrem tohto hlavného pásma, boli rádioaktívnym spadom zasiahnuté aj iné oblasti, nepravidelne rozložené na území Slovenska. Jedná sa prevažne o vyššie položené lokality v Turzovskej vrchovine, Podbeskydskej Brázde a v Spišsko-gemerskom krase. Najvyššie plošné aktivity <sup>137</sup>Cs v týchto oblastiach boli nižšie a nepresiahli 12 300 Bq.m<sup>-2</sup>.

Ďalšie hodnoty plošných aktivít nad 10 000 Bq.m<sup>-2</sup> boli namerané bodovo v údolí potoka Veselianska v Podbeskydskej brázde - 12317 Bq.m<sup>-2</sup> , vo Vysokých Tatrách v oblasti Zmrznutého plesa - 10407 Bq.m<sup>-2</sup> , v Bánovskej pahorkatine v obci Zlatníky - 10225 Bq.m<sup>-2</sup> , v Žitavskej nive južne od Zlatých Moraviec - 13962 Bq.m<sup>-2</sup> , pri Novej Bani - 16497 Bq.m<sup>-2</sup> , východne od obce Rákoš - 12252 Bq.m<sup>-2</sup> a pri obci Devičany - 14293 Bq.m<sup>-2</sup> .

Plošná aktivita rádiocézia v rozmedzí od 1000 do 2000 Bq.m<sup>-2</sup> pokrýva 48,8 % plochy územia Slovenskej republiky. Druhý najvyšší podiel má aktivita v rozmedzí od 2000 do 3000 Bq.m<sup>-2</sup> a pokrýva 19,3 % územia. Oblasti s najnižšou aktivitou do 500 Bq.m<sup>-2</sup> zaberajú len 4% celkovej plochy. Územia s plošnou aktivitou <sup>137</sup>Cs vyššou ako 10 000 Bq.m<sup>-2</sup> nepokrývajú ani 1% rozlohy Slovenska a nad hodnotou 15 000 Bq.m<sup>-2</sup> sa nachádza len 0,006 % plochy územia (Mapy plošnej aktivity <sup>137</sup>Cs územia Slovenska, 2005)

### **1.3.5 Manažment území kontaminovaných <sup>137</sup>Cs**

Po tom ako sa kontaminácia rozptýlila v biosfére sa postupom času zväčšuje aj rozsah príslušných opatrení. Odstraňovanie kontaminovaných pôdnych vrstiev a nakladanie s nimi je (v podstate) jednoduché a netrvá dlho, má však (dlhotrvajúce) následky. Zmena krajiny prináša so sebou technické, ekonomické a sociálne problémy ktorých urovanie trvá dlhý čas. Táto podkapitola v značne redukovanej forme uvádza súbory opatrení obsiahnuté v autoritatívnom dokumente Medzinárodnej agentúry pre atómovú energiu (IAEA, 1994).

### 1.3.5.1 Dekontaminácia krajiny prostredníctvom mechanických úprav

Deponované rádiocéziu z povrchu pôdy prechádza pôdnym profilom len veľmi pomaly, preto väčšina  $^{137}\text{Cs}$  je dlhodobo zadržovaná vo vrchných vrstvách pôdy do hĺbky niekoľkých cm. Toto umožňuje použiť mechanické spôsoby dekontaminácie.

#### **Orba na zriadenie rádionuklidov v koreňovej zóne**

##### *a) Jednoduchá orba*

Orba do hĺbky 20-30 cm. Kontaminácia ostáva v týchto vrstvách pôdy ale jej koncentrácia je výrazne znížená. Efektívnosť závisí od typu a hĺbky pôdy od (druhu) pestovaných rastlín a hlavne od hĺbky ich koreňovej sústavy.

##### *b) Hlboká orba*

Môže sa vykonávať do hĺbky viac ako 1 m. obmedzujúcim faktorom je len dostupná technika. Hlboká orba výrazne znižuje príjem rádionuklidov, hlavne u rastlín s plytkými koreňmi.

#### **Odstránenie hornej vrstvy kontaminovanej pôdy**

Odstraňuje sa vrstva pôdy do hĺbky 10 cm. Odstraňuje sa tým 95 % deponovaného materiálu. Táto technika môže byť menej efektívna ak sa vykoná rok alebo neskôr po rádioaktívnej depozícii. Najväčšou nevýhodou týchto postupov sú veľké logistické ťažkosti a problém nakladania s odstránenou kontaminovanou zeminou.

#### **Stabilizácia povrchu pôdy pre zabránenie opätovného rozptýlenia rádionuklidov**

Deponované rádionuklidy sú schopné sa z povrchu pôdy ďalej rozšíriť do okolia. Ich stabilizácia znižuje toto riziko a môže viazať rádionuklidy na danom mieste natrvalo alebo kým sa neaplikujú techniky dekontaminácie. Na stabilizáciu sa môže použiť voda, zemina, asfaltové typy materiálov, alebo syntetické polyméry.

#### **Pridávanie sorbentov na zabránenie migrácie rádionuklidov**

### 1.3.5.2 Zmeny vo využívaní krajiny

Sú potrebné kvôli tomu, že  $^{137}\text{Cs}$  a iné rádionuklidy s dlhým polčasom premeny zotrávajú v prostredí aj desaťročia po ich depozícii.

## **Základné opatrenia**

- a) *Výber vhodných druhov plodín ktoré akumulujú v sebe menšie množstvo rádionuklidu ako tie ktoré sa bežne pestujú na príslušnej lokalite*
- b) *Výber alternatívnych ale porovnateľných plodín ktoré akumulujú menšie množstvo rádionuklidu*
- c) *Pestovanie plodín ako cukrová repa alebo repka olejná, ktoré sú ďalej spracované a kontaminácia je tým redukovaná.*

Existujú významné rozdiely v príjme rádionuklidov z pôdy u rôznych druhov rastlín a tiež koncentrácia prijatého rádionuklidu v jedlých a nejedlých častiach rastliny je tiež odlišné. Preto výmena plodín môže znamenať podstatné zníženie v úrovni kontaminácie. Napríklad pestovanie obilnín namiesto listovej zeleniny zabezpečí zníženie prijatého cézia na jednu pätinu, pretože príjem do zrn je nízky. Teda obilniny sa môžu pestovať aj tam, kde je pre úroveň kontaminácie pre zeleninu príliš vysoká. Avšak prechod na pestovanie obilia môže byť významnou zmenou vo využívaní pôdy a môže mať vážne sociálne a ekonomické následky. Hoci sa môžu nájsť rôzne odchýlky v prenose rádiocézia z pôdy do rastlín, ale dá sa povedať, že prenosový koeficient u rastlín pestovaných na tej istej pôde narastá v poradí: obilie < koreňová zelenina < tráva < hl'uzová zelenina < strukoviny < listová zelenina (IAEA, 1994).

## **Pestovanie nekonzumných plodín ako ľan bavlna okrasné rastliny alebo olejnice pre priemysel.**

Využívanie krajiny na chov zvierat neprodukujúcich mlieko alebo pre zvieratá nechované pre mäso. Po havárii v Černobyle bola koncentrácia rádiocézia v mäse hovädzieho dobytku regulovaná programom postupného kŕmenia pre maximálne využitie dostupného krmiva za produkcie prijateľne nízkych úrovní kontaminácie mäsa. Najviac kontaminované krmivo sa dávalo v mladom veku zvierat. Pri postupnom znižovaní kontaminácie krmiva sa mäso zvierat v poslednom štádiu dostalo na prijateľnú úroveň kontaminácie (IAEA, 1994).

## **Zmena druhov zvierat**

Napríklad vymeniť nahradiť ovce alebo kozy za hovädzí dobytok. Tieto menšie prežúvavce obvykle akumulujú v sebe viac rádionuklidov ako kravy, ktoré sa pasú na tej istej lúke. Úroveň rádiocézia v mlieku a mäse môže byť (2 až 5 krát vyššia).

## **Zmena krajiny na lesnícke využitie**

Využíva sa v prípade keď je úroveň kontaminácie krajiny príliš vysoká na to, aby sa mohla využívať na poľnohospodárske účely. Pri  $^{137}\text{Cs}$  ktorý má polčas premeny 30 rokov môže uplynutie dlhého času od výsadby stromov po ich výrub znamenať výhodu pri redukcii množstva rádioizotopov.

### **1.3.5.3 Aplikácia meliorantov a hnojív na obmedzenie prenosu rádionuklidov z pôdy do rastlín**

Opatrenia na zníženie príjmu  $^{137}\text{Cs}$  rastlinami:

- zvýšenie koncentrácie nutričného prvku ( $\text{K}^+$ ) pre zníženie príjmu  $^{137}\text{Cs}$
- immobilizácia rádiocézia adsorpciou na pridané ílové minerály alebo zeolity alebo zrážaním prostredníctvom nerozpustných solí.

## **Používané látky**

### *a) Vápenaté soli*

Vápenie redukuje príjem rádiocézia zvýšením iónovo výmennej kapacity pôdy. Je to najefektívnejšie pri aplikácii na organické pôdy.

### *b) Draselné hnojivá*

### *c) Aluminosilikáty*

### **1.3.5.4 Opatrenia pre potraviny pochádzajúce zo zvierat**

Úroveň kontaminácie rádiocéziom v potravinárskych produktoch zo zvierat môže byť vysoká aj napriek pomerne nízkej úrovni kontaminácie ekosystému.

Dôvody sú nasledovné:

1. miestny druh pôdy umožňuje značný príjem cézia
2. niektoré druhy rastlín akumulujú relatívne veľké množstvo rádiocézia
3. tieto oblasti sú často využívané pre pastvu menších prežúvavcov ktoré v telách akumulujú väčšie množstvo  $^{137}\text{Cs}$ .

Opatrenia sa môžu rozdeliť do štyroch kategórií:

- obmedzenie vstupu rádionuklidov
- redukcia absorpcie prijatých rádionuklidov
- blokovanie príjmu a transportu cez orgány
- zvýšenie vylučovania akumulovaných rádionuklidov.

### **Všeobecné opatrenia**

*a) Premiestnenie zvierat z kontaminovaných pasienkov alebo oblastí a/alebo kŕmenie zvierat nekontaminovanými krmivami.*

*b) Pestovať krmivá s menšou kontamináciou.*

*c) Produkty živočíšnej výroby nepoužiť pre ľudskú spotrebu ale ako potravu pre zvieratá. Zničenie týchto produktov sa využíva len vo výnimočných prípadoch.*

### **Špeciálne opatrenia pre rádiocézium**

*a) Zväčšenie výšky rezu pri žatve, vrátane trávy, siláže, sena a obilia (obdobie tesne po kontaminácii).*

Ak sa nepoužijú spodné časti rastlín, v ktorých sa koncentruje najviac aktivity, môže to znamenať trojnásobné zníženie množstva  $^{137}\text{Cs}$  v kravskom mlieku.

*b) Používať monitoring na zabránenie porážania vysoko kontaminovaných jatočných zvierat.*

*c) Odklad porážky jatočných zvierat pre zníženie kontaminácie ich mäsa.*

### **Podávanie chemických prostriedkov viažucich rádionuklidy pre zníženie absorpcie**

*a) pruská modrá*

Je veľmi účinným prostriedkom na zabránenie absorpcie  $^{137}\text{Cs}$  v črevách. Pri dávke  $1\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti denne sa dá čakať 50 % zníženie a pri dávkach  $5\text{-}10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  denne 90 % zníženie prenosu rádionuklidov do mäsa a mlieka.

*b) ílové minerály zeolity pridávané do potravy*

50 % zníženie pri dávke  $0,5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  telesnej hmotnosti denne.

#### **1.3.5.5 Opatrenia v lesoch**

Existuje široký výber opatrení ktoré sa dajú použiť v lesných ekosystémoch. Najefektívnejšie metódy často zahrňujú širokú škálu agrotechnických (vrátane chemických a

biologických) a manažérskych prístupov. Pretože úplná dekontaminácia je nemožná, implementácia efektívneho manažmentu je základom, hlavne v prípade depozícií rádionuklidov s dlhým polčasom rozpadu.

### **Reštriktívne opatrenia**

a) *Obmedzenie vstupu do lesa.*

b) *Predchádzanie vzniku požiaru špeciálnymi obmedzeniami a manažmentovými opatreniami.*

Je to nevyhnutnosťou vo vysoko kontaminovaných lesoch, (napr.: v okolí Černobyľu), pre zabránenie opätovného rozptýlenia kontaminantov.

### **Dekontaminačné procesy**

a) *Zbieranie a prenos kontaminovaného opadaného lístia/ihličiny.*

Je to najefektívnejšie opatrenie, ak depozícia nastala pred jeseňou. Prakticky sa to realizuje len na malých plochách ako parky a záhrady.

b) *Aplikácia defoliantov a následný prenos lístia.*

c) *Výrub a odstránenie dreva.*

d) *Odstránenie vrchnej vrstvy pôdy.*

### **Použitie chemikálií**

a) *Chemické ošetrovanie pôdy.*

Vápnenie alebo hnojenie pre zníženie prenosu rádionuklidov do lesných rastlín.

b) *Podávanie látok viažucich rádiocéziom lovnjej zveri na zníženie aktivity v ich mäse.*

### **Spracovanie dreva**

a) *Znižovanie kontaminácie dreva odstraňovaním kôry, alebo chemickými prostriedkami ako alkohol alebo terpentín.*

b) *Používanie dreva ako palivo.*

Najmä v prípade  $^{137}\text{Cs}$  je problémom narábanie s popolom.

### **Zmeny vo využívaní a manažmente lesa**

a) *Zmeny v zbere a príprave potravinárskych produktov z lesa.*

b) *Zmeny v čase lovu, pre zníženie kontaminácie v mäse lovnjej zveri.*

Dvoj až trojnásobné zníženie v kontaminácii mäsa céziom môže závisieť od ročného obdobia na základe príslušnej stravy zvierat.

### 1.3.5.6 Zníženie rádioaktivity v potravinách pri ich spracovaní

Dôležitou súčasťou manažmentu kontaminovaných území je spôsob spracovania poľnohospodárskych produktov pochádzajúcich z týchto území.

Spôsoby spracovania potravín pre zníženie rádioaktívnej kontaminácie sa delia na:

- Čistenie povrchu ako umývanie, oplachovanie.
- Odstraňovanie častí s vyššou kontamináciou ako lúpanie, odstraňovanie vrchných listov, vykosťovanie.
- Procesy ako blanšírovanie, marinovanie, výroba syra, produkcia oleja.

### **Zníženie množstva $^{137}\text{Cs}$ v produktoch z mlieka**

Spracovanie kontaminovaného mlieka je dobrým príkladom toho, ako sa dá správnymi postupmi minimalizovať aktivitu v potravinárskych produktoch.

Céziu sa pri spracovaní mlieka pohybuje s tekutými zložkami mlieka a mliečnych produktov, preto je jeho koncentrácia v masle, smotane a syre pomerne nízka. Do sladkej smotany prechádza asi 15% aktivity, z nej len malá časť prechádza do masla. V prepustenom masle potom nie je žiadne rádiocéziu. Väčšia aktivita (80%) rádiocézia zostáva v srvátke a len asi 1% prechádza do kazeínu. Aktivita v syroch závisí od druhu vyrábaného syra. Výroba takého druhu syra u ktorého je známe, že obsahuje málo rádiocézia, je jeden z najlepších spôsobov spracovania kontaminovaného mlieka (IAEA, 1994).

### 1.3.5.7 Bioakumulácia a Fytoremediácia $^{137}\text{Cs}$

Bioakumulácia rádionuklidu je rôzna u rozličných druhov rastlín. Výsledky laboratórnych pokusov fytoextrakcie ukazujú rôzne hodnoty fytoextrakčnej účinnosti u testovaných druhov rastlín. Úbytok východzej rádioaktivity z pôdy u Pelišky jarnej bol 10%, u Slničnice obrej 30%, u Kukurici siatej 30%, u Repky ozimnej 40% a u Horčici bielej 70%.

$^{137}\text{Cs}$  sa v nadzemných častiach koncentruje najvýznamnejšie u horčice a repky. Je to až trojnásobné množstvo v nadzemných častiach vzhľadom na koreňové, pri celkovej extrakcii okolo 60% východzej aktivity (Smrček, 2003).



Barátová tvrdí, že horčica transportuje do nadzemných častí do 90% akumulovaného cézia z hydroponických roztokov. 67,1% aktivity rádiocézia sa sústreďuje v listoch, 23,8% v stonke a 9,1% v koreňoch rastlín. Koncentrácia cézia počítaná na suchú hmotu v jednotlivých orgánoch horčice je v pomere [Cs]korene : [Cs]stonky : [Cs]listy = 1,3 : 1 : 1,1. Získané údaje poukazujú na vyššie riziko prenikania radiotoxického  $^{137}\text{Cs}$  do potravinového reťazca cez koreňovú zeleninu v omnoho väčšej miere ako cez iné poľnohospodárske plodiny. Na druhej strane transportovateľnosť cézia z koreňového systému do nadzemných častí dáva možnosť využiť rastliny s malým podielom koreňovej časti na celkovej hmotnosti biomasy na dekontamináciu pôdy znečistenej rádiocéziom (Barátová a i., 2006).

## 2 CIEĽ PRÁCE

Cieľom práce je dokumentovať mieru rádioaktívnej kontaminácie vybranej lokality, zistiť úroveň aktivity antropogénneho rádionuklidu  $^{137}\text{Cs}$  a jeho hĺbkový profil v pôde. Overiť prechod  $^{137}\text{Cs}$  do plodníc húb a získané údaje porovnať s úrovňou aktivity prírodného rádionuklidu  $^{40}\text{K}$ . V diskusii interpretovať namerané dáta a zhodnotiť použiteľnosť nálezov z hľadiska manažmentu územia.

## **3 METODIKA PRÁCE**

### **3.1 Charakteristika skúmanej lokality**

#### **Lokalizácia územia**

Analyzované územie sa nachádza v južnej časti západného Slovenska, v Nitrianskom kraji, v Novozámockom okrese, v katastrálnom území obce Dubník.

Z geografického hľadiska územie leží na Podunajskej nížine na západnom úpätí Pohronskej pahorkatiny v časti Novozámockej pláňavy.

#### **Geologický podklad**

Západná rovinatá časť územia leží na širokých terasách pokrytých sprašou, viatymi pieskami a piesčitými sprašami. Východná časť sa nachádza na chrbtoch pahorkatiny s treťohorným uložením (Atlas krajiny Slovenskej republiky).

#### **Klimatické podmienky**

Klimatické podmienky sú definované ako teplé s priemerne 50 a viac letnými dňami za rok. Územie sa nachádza na rozhraní okrsku teplého, veľmi suchého pásma, s miernou zimou s teplotami v januári  $> -3$  °C. Leží v najteplejšej oblasti Slovenska s priemernou ročnou teplotou vzduchu: 9-10 °C. Priemerná ročná suma globálneho žiarenia je 1300 KWh·m<sup>-2</sup> (Atlas krajiny Slovenskej republiky).

#### **Reliéf**

Z hľadiska typu erózo-denudačného reliéfu patrí táto oblasť k zvlneným rovinám. Územie má nadmorskej výške 146 m.n.m. s malými výškovými rozdielmi. Nachádzajú sa tu mierne diferencované morfoštruktúry bez agradácie.

#### **Pôda**

Územie má lužné, černozemné a hnedozemné pôdy. Patrí do zrnitostnej triedy – hlinitá pôda. Reakcia pôdy je stredne alkalická – 7,8 pH.

## **Voda**

Územie patrí do povodia rieky Nitry. Priemerný ročný úhrn zrážok predstavuje 550-600 mm. Hydrogeologický ukazovateľ prietochnosti je nízky  $T < 1,10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  (Atlas krajiny Slovenskej republiky)

## **3.2 Odber vzoriek**

### **3.2.1 Odber pôdných vzoriek**

Odobralo sa 5 pôdných sond. Prvé štyri boli odobraté vo štvorci s hranou dlhou 150 m na rozhraní lesného a lúčneho ekosystému. 2 sondy sa odobrali z lesnej pôdy, 2 z lúčnej pôdy. Piata pôdna sonda sa odobrala v agroekosystéme, z ornej pôdy.

Pred odberom pôdných vzoriek sa najprv vykopala pomocná jama na odkrytie pôdneho profilu. Z vertikálne zarovnanej steny sa následne odobrala pôdna sonda do hĺbky 50 cm. Pôdne vzorky mali rozmery 15 x 15 cm a odoberali sa po vrstvách s hrúbkou 5 cm. Týmto spôsobom sa z 1 pôdnej sondy získalo 10 pôdných vzoriek (s objemom  $1,125 \text{ dm}^3$ ). Pre presné získanie vzoriek sa k pôdnej stene priložili dve lišty vo vzdialenosti 15 cm od seba. Táto vzdialenosť tvorila šírku odoberaných vzoriek. Na lištách boli vyznačené dieliky po 5 cm. Pri jednotlivých dielikoch sa do vertikálnej pôdnej steny zatĺkla kovová platnička do hĺbky 15 cm. Zemina sa následne oddeľovala nožom. Jednotlivé pôdne vzorky sa samostatne ukladali do igelitových sáčkov. Každá sa presne označila ku ktorej pôdnej sonde patrí a z ktorej vrstvy bola odobratá. Boli tiež zaznamenané údaje o reliéfe odberového miesta.

#### **Pôdna sonda I.**

Bola odobratá z lúčnej pôdy. Miesto odberu bolo postihnuté vodnou eróziou, keďže sa nachádzalo na záplavovom území blízkeho vodného toku. Terén mal sklon  $3^\circ$ . Pôda bola pokrytá len riedkou vegetáciou. Odber sa uskutočnil 1.12.2008.

#### **Pôdna sonda II.**

Bola odobratá z lesnej pôdy. Na mieste odberu bol povrch pôdy rozrušený do hĺbky niekoľkých cm, keďže lokalita bola navštevovaná diviачou zverou. Terén mal sklon  $2^\circ$ . Odber sa uskutočnil 6.12.2008.

### **Pôdna sonda III.**

Bola odobratá z lesnej pôdy. Toto miesto leží 150 m od miesta odberu 2. pôdnej sondy, ale na tomto mieste neboli badateľné stopy rozrušovania pôdy diviачou zverou. Povrch pôdy bol pokrytý vrstvou opadanky. Terén mal sklon 20°. Odber sa uskutočnil 6.12.2008.

### **Pôdna sonda IV.**

Bola odobratá na nevyužívanej lúke na ktorej už ustupovali trávy a zarastala krovinnou vegetáciou. Terén mal sklon 20°. Odber sa uskutočnil 6.12.2008.

### **Pôdna sonda V.**

Bola odobratá z ornice vo vzdialenosti 2 km od lokality odberu prvých štyroch pôdnych sond. Miesto odberu malo minimálny sklon terénu. Odber sa uskutočnil 2.1.2009.

## **3.2.2 Zber vzoriek húb**

Vzorky húb sa zbierali v mesiacoch júl–september v roku 2009 z lesného ekosystému na skúmanej lokalite.

Druhy zbieraných húb a dátum ich zberu:

- Hnojník atramentový (*Coprinopsis atramentaria*), 20.7.2009.
- Fúkavec sivý (*Bovista plumbea*), 9.8.2009.
- Suchohrúb žltomäsový (*Xerocomus chrysenteron*), 16.8.2009.
- Čechratec obrovský (*Leucopaxillus giganteus*), 31.8.2009.
- Pečiarka poľná (*Agaricus campester*), 20.9.2009.

## **3.3 Príprava vzoriek na meranie aktivity $^{137}\text{Cs}$**

Vzorky pôd boli vysušené. Odmerala sa ich hmotnosť (váhy Satorius 1264 MP). Každá vzorka získala laboratórny kód, podľa ktorého sa vzorka ďalej evidovala. Jednotlivé vzorky boli rozdrvené na jemno a preosiate cez sito s veľkosťou ôk 2mm, pričom sa oddelila jemnozeme od zvyšku. Zvyšok tvorili kamene, korenie hrubšia zemina a iný materiály ktoré boli zachytené sitom. Hmotnosť jemnozeme a zvyšku bola tiež odmeraná. Jemnozeme sa nasypali do marinelliho nádob(výrobca ÚVVVR Praha, česká republika) s objemom 1 dm<sup>3</sup>

a ich hmotnosti boli tiež odvážené. Všetky údaje sa zaznamenávali do tabuliek, vid'. Tab. 6 v prílohe.

Vzorky húb boli vysušené a podľa množstva sa vkladali do marinelliho nádob s objemom 1 dm<sup>3</sup> alebo 0,5 dm<sup>3</sup>. Hmotnosti boli tiež zaznamenané.

### 3.4 Meranie aktivity <sup>137</sup>Cs

Merná aktivita <sup>137</sup>Cs bola analyzovaná pracovníkmi Laboratória rádiometrie a rádioekológie v Nitre (Štátny veterinárny a potravinový ústav Bratislava). Nitra pomocou polovodičovej gamaspektrometrie. Akumulácia energetického spektra fotónov v rozsahu 60 keV až 2000 keV trvala pre jednu vzorku cca 90 000 s na niektorom zo štyroch polovodičových detektorov, pripojených na štvorlíniový modulárny gamaspektrometer CANBERRA/ NUCLEAR DATA (USA). Detektory z vysokočistého germánia s relatívnou účinnosťou od 16 % až po 25 % na energii 1333 keV a s rozlišovacou schopnosťou (parameter FWHM – plná šírka čiary v polovici maxima píku) 1,8 keV až 2,4 keV boli pre zníženie prírodného pozadia umiestnené v tieniacich krytoch, ktorých steny sa skladajú z 10 cm vrstvy olova a tenkej (4-10 mm) vrstvy elektrolytickej medi. Detektory sú umiestnené v kryostatoch, chladených na teplotu varu kvapalného dusíka, čo umožňuje použitie meracích napätí 3500-5000 V. Celá meracia aparatúra gamaspektrometra je pre ďalšie zníženie prírodného pozadia umiestnená v klimatizovanom betónovom bunkri bez okien, s hrúbkou betónovej steny vo všetkých smeroch minimálne 1 m (táto hrúbka je ekvivalentná ďalej 10 cm vrstve olova okolo detektorov). Spektrá boli namerané s rozlíšením 4096 kanálov, vyhodnocované pomocou upraveného firemného gamaspektrometrického súboru programov ND-ASAP na počítači IBM PC.

Všetky štyri HPGe detektory gamaspektrometra boli overené Laboratóriom ionizujúceho žiarenia Slovenského metrologického ústavu v Bratislave, a to v oblasti energií 60 keV až 2 MeV pre štandardné geometrie (1 MN, 5MB, 3 MB). Verifikácia kvality kalibrácie bola zabezpečená medzilaboratórnymi porovnávacími meraniami organizovanými Medzinárodnou atómovou agentúrou (IAEA) vo Viedni. Pri nich žiadna z meracích liniek gamaspektrometra LRR V Nitre nepreukázala odchýlku vyššiu než 6 % od výsledných stredných hodnôt daných medzilaboratórnym porovnávaním. Vnútna kontrola v LRR bola zabezpečená pomocou referenčných materiálov (IAEA Viedeň).

Získané energetické spektrá gama žiarenia sú archivované v elektronickej forme pre ďalšie spracovanie. Výsledky analýz boli vo forme výsledkových protokolov, obsahujúcich

podstatne viac analyzovaných umelých a prírodných rádionuklidov, než ktoré boli predmetom štúdia v tejto práci, vid'. Obr. 9 v prílohe.

### Výpočet integrálnej plošnej aktivity $^{137}\text{Cs}$

$$A_s = \sum_{i=1}^n a_i \qquad a_i = \frac{A_i * m_i}{S_i}$$

$A_s$  – integrálna plošná aktivita

$a_i$  – plošná aktivita i-tej vrstvy

$A_i$  – merná aktivita v i-tej vrstve

$m$  – hmotnosť i-tej vzorky

$S_i$  – plocha i-tej vrstvy

### Výpočet aktivity rádionuklidu k danému referenčnému dátumu

$$A_t = A_0 \cdot e^{-0,693 \cdot \frac{(T_t - T_0)}{T_{1/2}}}$$

$A_t$  – aktivita izotopu v čase  $t$

$A_0$  – aktivita izotopu v čase  $t = 0$

$T_t$  – dátum v čase  $t$

$T_0$  – dátum c čase keď poznáme  $A_0$

$T_{1/2}$  – polčas rádioaktívnej premeny daného izotopu

## 4 VÝSLEDKY PRÁCE A DISKUSIA

Analyzovalo sa päť pôdných sond, ktoré sa odobrali v mesiacoch december 2008 až január 2009. Vzorky pochádzali z lesnej, lúčnej a poľnohospodárskej pôdy z okolia obce Dubník v Novozámockom okrese. Na rovnakej lokalite sa uskutočnil aj zber vzoriek piatich druhov húb v mesiacoch júl – september v roku 2009. Vzorky boli analyzované na obsah antropogénneho rádionuklidu  $^{137}\text{Cs}$  pomocou gamaspektrometrickej metódy. Výsledky stanovenia merných aktivít rádionuklidu  $^{137}\text{Cs}$  v pôdných vzorkách sú uvedené v tabuľkách 9 až 13 v prílohe a znázornenie vertikálneho rozvrstvenia rádiocézia v pôdnom profile pre jednotlivé pôdne sondy sú uvedené v prílohe v grafoch 1 až 5.

Na základe zistených merných aktivít pôdných vzoriek boli pre jednotlivé odberové miesta vypočítané integrálne plošné aktivity  $^{137}\text{Cs}$ , ktoré sú uvedené v tabuľke 8 v prílohe. Najvyššia integrálna plošná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  do hĺbky 50 cm bola zistená u pôdnej sondy II. –  $4782 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , najnižšia bola u pôdnej sondy III. –  $2391 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Priemerná integrálna plošná aktivita skúmanej oblasti vypočítaná z hodnôt piatich pôdných sond je  $3317 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Táto hodnota je vyššia ako plošná aktivita vyplývajúca z mapy plošnej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  územia Slovenskej republiky, uvedenej na obrázku 3 v prílohe, kde sa hodnoty pre okolie obce Dubník pohybujú od  $500$  do  $2000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Tento rozdiel je zapríčinený tým, že plošné aktivity  $^{137}\text{Cs}$  použité na mapovom diele Štátneho geologického ústavu Dionýza Štúra sa merali menej detailnými metódami, ktoré zaznamenali len aktivitu horných vrstiev pôdy a nie všetku aktivitu celého pôdneho profilu.

Výraznejšie rozdiely v integrálnej plošnej aktivite jednotlivých odberových miest sa nedajú vysvetliť rozdielmi v množstve a intenzite rádioaktívneho spadu, keďže prvé štyri odberové miesta sú od seba vzdialené len 150 metrov. Nakoľko prevládajúcim mechanizmom depozície rádionuklidov bol v čase preletu rádioaktívnej vzdušnej hmoty nad Slovenskom vlhký spad a kontaminačná epizóda trvala len niekoľko dní, hlavným činiteľom spôsobujúcim značné rozdiely v plošnej hustote depozitu na povrch pôdy bola intenzita zrážok, smer a rýchlosť vetra a uhol dopadu zrážok vzhľadom na normálu povrchu pôdy v danom mieste. Ďalším faktorom, ktorý výrazne vplýva na distribúciu rádioaktivity v prostredí po dlhšom čase je vplyv reliéfu krajiny na sekundárnu redistribúciu rádioaktivity. Z výsledkov sa dá vidieť, že dve najvyššie hodnoty integrálnej plošnej aktivity sa namerali na miestach pod svahom (pôdna sonda I. a II.), kým nižšie hodnoty boli zistené na odberových miestach na svahu. Dá sa objaviť súvislosť medzi tým, že miesto kde sa zistila najvyššia integrálna plošná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  leží pod svahom kde bola integrálna plošná aktivita najnižšia.



U pôdnej sondy II. bola táto hodnota dvojnásobne väčšia ako u pôdnej sondy III., čo je výrazný rozdiel. Dá sa to vysvetliť tým, že rádionuklidy zo svahu mohli byť transportované povrchovo tečúcou vodou do nižšie položených miest. Najviac sa aktivita hromadí v priehlbinách, ktoré stekajúcu vodu zhromažďujú. To mohol byť prípad odberového miesta II.

Vertikálne rozvrstvenie rádiocézia v pôdnom profile na jednotlivých odberových miestach je odlišné kvôli rôznym typom ekosystémov, z ktorých boli odobraté a odzrkadľuje pomery na daných lokalitách.

$^{137}\text{Cs}$  sa v povrchových vrstvách pôdy najviac zdržiaval v lesnom ekosystéme, odkiaľ pochádzali pôdne sondy II. a III.

Pri pôdnej sonde III. sa dá vidieť exponenciálny pokles aktivity do hĺbky 40 cm pod ktorou sa už  $^{137}\text{Cs}$  nenachádza, alebo je pod hranicou minimálnej detekovateľnej aktivity. Najvyššia úroveň mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  bola v hornej vrstve pôdy do hĺbky piatich centimetrov -  $(16,96 \pm 1,37) \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Vertikálne rozvrstvenie rádiocézia na tomto odberovom mieste sa presne zhodovalo s predpokladaným spôsobom správania sa  $^{137}\text{Cs}$  v lesnej pôde.  $^{137}\text{Cs}$  sa hromadí a dlhodobo zdržiava v hornej humusovej vrstve pôdy, odkiaľ je pre rastliny ľahko prístupný. Väčšina rádiocézia akumulovaného vegetáciou sa opakovane dostáva späť na povrch pôdy odumretými zvyškami rastlín a opadankou.  $^{137}\text{Cs}$  cyklicky obieha v systéme pôda-vegetácia, kým jeho migrácia do hlbších pôdných horizontov nastáva len pomaly (Nimis, 1996).

Najvyššia merná aktivita pôdy  $(22,84 \pm 1,84) \text{ Bq.kg}^{-1}$  sa namerala v pôdnej sonde II. a to vo vrstve (5 až 10) cm. Vysoká úroveň mernej aktivity sa dala pozorovať aj v nasledujúcej vrstve do 15 cm -  $(21,03 \pm 1,69) \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Na tejto lesnej lokalite sa aktivita nekoncentrovala bezprostredne na povrchu pôdy do horných piatich centimetrov. Kvôli chýbajúcej vrstve opadanky, sa dá predpokladať, že sa  $^{137}\text{Cs}$  nedostávalo späť do organického horizontu a rozrušovaný povrchu pôdy urýchlil jeho pohyb do nižších vrstiev pôdy. To vysvetľuje zvýšenú aktivitu v hĺbke 10-15 cm. Urýchlením vertikálneho pohybu rádiocézia sa aktivita preniesla do daných hĺbok. Okrem vyššie uvedeného javu koncentrácie aktivity pod svahom aj tento faktor mohol spôsobiť, že sa tu namerala najvyššia merná aktivita z pomedzi všetkých pôdných vzoriek. Pri tejto pôdnej sonde sa objavuje ďalšie maximum v hĺbke 40 cm, čo je s vysokou pravdepodobnosťou cézium pochádzajúce z testov jadrových zbraní. Je to dôležitý údaj podľa ktorého sa zistila rýchlosť vertikálnej migrácie  $^{137}\text{Cs}$  v pôde, čo je približne 1 cm za rok (ak za čas depozície určíme dobu po vyvrcholení testov jadrových zbraní), čo je v súlade aj s inými autormi (Kirchner a i. 2009). Pri ostatných aktivitách sa

nedala rozlíšiť aktivita černobyľského a bombového spadu, ani zistiť aké množstvá rádioaktivity pochádzali z jednotlivých zdrojov.

Na základe údajov z pôdnej sondy II. je možné odhadnúť plošnú aktivitu  $^{137}\text{Cs}$  pochádzajúcu z testov jadrových zbraní na asi  $380 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  a z Černobyľu  $4400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Súčasný pomer bombového a Černobyľského rádiocézia na tejto lokalite by v takomto prípade bol 1 : 11.

Prevedením týchto hodnôt aktivity na referenčný rok 1986 sa vypočítala merná aktivita černobyľského cézia v čase depozície -  $7460 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . V tom istom čase mohla byť hodnota už prítomnej plošnej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  z pokusov jadrových zbraní okolo  $620 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Hodnota predpokladaného černobyľského spadu na tejto lokalite je vyššia ako stredná hodnota plošných aktivít v okrese Nové Zámky v roku 1986, ktorá bola  $4,67 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Viac sa približuje plošným aktivitám okolitých okresov ktoré mali vyššie stredné hodnoty. Okres Komárno  $10,51 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , okres Levice  $6,41 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , okres Nitra  $6,98 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  (Zpráva o radiačnej situácii, 1987).

U pôdnej sondy I. sa najvyššia merná aktivita sústreďovala do horných 15 cm s maximom vo vrstve od 10 do 15 centimetrov -  $(11,72 \pm 0,95) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Na rozdiel od výsledkov ostatných pôdných sond sa tu nachádza pomerne vysoká aktivita  $^{137}\text{Cs}$  aj v spodnejších vrstvách pôdy, až do hĺbky 50 cm. Je pravdepodobné, že rádiocéziu na tomto odberovom mieste nachádza aj vo väčších hĺbkach, kde merania neboli vykonané. Z meraní vyplýva, že sa vplyvom určitého faktora musela zvýšiť rýchlosť vertikálneho pohybu  $^{137}\text{Cs}$  v pôde. Aktivita sa z povrchových vrstiev za krátky čas presunula do väčších hĺbok. Takýto jav nastáva, ako to uvádzajú Nimis (1996), Kirchner a i. (2009) a ďalší, pri prívalových dažďoch, keď sa infiltráciou vody cez póry rýchlosťou nad  $0,2 \text{ cm}\cdot\text{h}^{-1}$  pôda nasycuje a nastáva voľný pohyb rozpustených látok v pôdnom substráte. Pri týchto podmienkach dokáže rádiocéziu za krátky čas prejsť pôdnym profilom do veľkých hĺbok. Rovnaký jav môže nastať pri zaplavení územia vodou. Je pravdepodobnejšie, že nasýtenie pôdneho profilu nastalo pri povodni (povodniach). Pôda mohla byť niekoľkokrát zmáčaná keď blízky vodný tok zaplavil danú lokalitu.

Vertikálne rozvrstvenia  $^{137}\text{Cs}$  v prípade pôdných sond IV. a V. sú si veľmi podobné napriek tomu, že boli odobraté z rôznych lokalít a z rozdielnych typov ekosystémov.

Pôdna sonda IV. bola odobratá z neobrábanej lúčnej pôdy, ale rozptýlenie rádiocézia v pôdnom profile je typické skôr pre ornú pôdu. Po získaní tejto informácie bolo dotazovaním zistené, že príslušná plocha bola do deväťdesiatych rokov 20.storočia oraná. To znamená, že po depozícii černobyľského spadu sa rádionulidy pri prvej orbe rovnomerne premiešali do

hlbky 20 cm. Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  v týchto pôdnych vrstvách sa pohybovala od  $(7,37 \pm 0,60) \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $(7,07 \pm 0,58) \text{ Bq.kg}^{-1}$ . V rámci danej veľkosti neistoty merania sa jedná o prakticky rovnaké hodnoty.

Pri pôdnej sonde V., ktorá bola odobratá z ornice je  $^{137}\text{Cs}$  rovnomerne rozptýlené v pôdnom profile do hĺbky 25-30 cm bez vystupujúceho maxima. Toto rozvrstvenie rádiocézia spôsobuje každoročné premiešavanie zeminy pri orbe. Hodnoty mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  sa pohybujú v rozmedzí od  $(6,84 \pm 0,55) \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $(3,89 \pm 0,32) \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Malé množstvá rádiocézia nachádzajúce sa v hĺbkach pod 30 cm u pôdnej sondy IV. aj V. s vysokou pravdepodobnosťou pochádzajú zo spadů z pokusov jadrových zbraní a vertikálnou migráciou sa presunuli do príslušných hĺbok.

Z výsledkov vyplýva vysoká premenlivosť rozptylu rádioaktívnej kontaminácie v krajine. Už v prípade vzdialenosti 150 metrov sú badateľné značné rozdiely v plošnej aktivite  $^{137}\text{Cs}$  a v jeho distribúcii v pôdnom profile. Je to zapríčinené celým radom faktorov, ako reliéf, teplota, typ a zloženie pôdy, hydrologické pomery, flóra a fauna a iné, vplyvom ktorých rádioaktívna kontaminácia nadobúda mozaikovitý charakter v krajine.

Výsledky sú porovnateľné s výsledkami rádiometrických meraní zložiek životného prostredia v Maďarskej republike, v rámci ktorých sa vykonávali merania aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v horných desiatich centimetroch pôdy. Nížinný charakter územia je blízky pomerom juhozápadného Slovenska. Hodnoty mernej aktivity v roku 2006 sa pohybovali od  $0,69 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $34 \text{ Bq.kg}^{-1}$  s priemernou ročnou hodnotou  $9,5 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a v roku 2007 od  $1,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $71 \text{ Bq.kg}^{-1}$  s priemernou ročnou hodnotou  $9,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . V porovnaní s výsledkami zo skúmanej lokality (od  $6 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $22 \text{ Bq.kg}^{-1}$  s priemerom  $10,4 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) sa dá vidieť širšie rozmedzie merných aktivít  $^{137}\text{Cs}$ , priemerné hodnoty sú však blízke (Kocsy, Kerekes, a i. 2008).

Z pomedzi ostatných detekovaných prírodných a antropogénnych rádionuklidov bol z hľadiska aktivity a biologického príjmu najvýznamnejší rádioaktívny izotop  $^{40}\text{K}$ . Výsledky gamaspektrometrického stanovenia mernej aktivity  $^{40}\text{K}$  v pôdnych vzorkách sú uvedené v tabuľkách 9 až 13 v prílohe. Znázornenie vertikálneho rozvrstvenia  $^{40}\text{K}$  v pôdnom profile pre jednotlivé pôdne sondy sú uvedené v grafoch 6 až 10 v prílohe.  $^{40}\text{K}$  je prirodzene sa vyskytujúci primordiálny rádionuklid s polčasom premeny  $1,28 \cdot 10^9$  rokov. Nakoľko výskyt  $^{40}\text{K}$  v prírodnej zmesi izotopov draslíka je  $0,0118 \%$ , jeho špecifická aktivita je  $31,7 \text{ kBq.kg}^{-1}$

prírodného draslíka. Na rozdiel od  $^{137}\text{Cs}$ , ktorý sa do pôdy dostáva len infiltráciou z povrchu,  $^{40}\text{K}$  je prirodzenou súčasťou hornín a pôdy, preto jeho výskyt je viac menej rovnomerný v celom pôdnom profile. Znížené množstvá  $^{40}\text{K}$  v povrchových vrstvách pôdy môžu byť spôsobené zvetrávaním, vyplavovaním vodou alebo biologickým príjmom draslíka vegetáciou. Priemerná merná aktivita  $^{40}\text{K}$  v pôdnych vzorkách bola  $584 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Zistené hodnoty mernej aktivity prírodného  $^{40}\text{K}$  boli vo všetkých pôdnych vrstvách najmenej 25 násobne vyššie ako merné aktivity  $^{137}\text{Cs}$ . Keďže draslík je biogénnym prvkom,  $^{40}\text{K}$  sa prirodzene dostáva do tela organizmov, v rátane ľudí, kde spôsobuje vnútorné ožiarenie.

Biologický príjem rádiocézia sa sledoval v odobratých vzorkách húb. Výsledky gamaspektrometrického stanovenia mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  v plodniciach húb sú uvedené v tabuľke 14 v prílohe. Najvyššia hodnota mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  bola zistená pre druh Fúkavec sivý (*Bovista plumbea*) –  $(4,83 \pm 0,63) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  suchej hmotnosti a najnižšia hodnota bola nameraná u Čechratca obrovského (*Leucopaxillus giganteus*) –  $(0,22 \pm 0,11) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  suchej hmotnosti.

Hodnoty merných aktivít  $^{40}\text{K}$  boli u všetkých druhov húb vyššie v porovnaní s  $^{137}\text{Cs}$ . Najvyššia hodnota  $^{40}\text{K}$  bola nameraná u Pečiarky poľnej (*Agaricus campester*) –  $(1283 \pm 97) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  suchej hmotnosti. Tento druh huby je jedlý pre človeka a vyhľadávaný aj voľne žijúcou zverou.

Merná aktivita  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách húb z rôznych krajín sa pohybuje od  $0,05 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$  do  $1,5 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Kalač, 2001), čo zodpovedá zisteným hodnotám.

Z výsledkov vyplýva, že druhy s najvyššou mernou aktivitou  $^{40}\text{K}$  koncentrovali v sebe najnižšiu hladinu  $^{137}\text{Cs}$ . Nakoľko cézium je chemickým analógom draslíka, vyšší obsah prístupného draslíka v pôde znižuje príjem málo mobilného rádiocézia.

Akumulácia rádiocézia v plodniciach hub, kvôli jeho premenlivým množstvám v rôznych hĺbkach pôdy, závisí vo veľkej miere od hĺbky výskytu mycélií.

Je známe že huby v sebe dokážu koncentrovať veľké množstvo rádiocézia. Kalač (2001) tvrdí, že po Černobyľskej havárii to môžu byť desiatky  $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$  suchej hmotnosti húb. Hoci v pôdach bolo rádiocéziom všade prítomné, merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  v plodniciach húb bola nízka. Môže to znamenať, že väčšina  $^{137}\text{Cs}$  je v pôde viazané v biologicky neprijateľnej forme.

U divo rastúcich húb sa odporúča ich varenie. Po 20 minútach varenia rozkrájaných húb *Xerocomus chrysenteron* sa 87%  $^{137}\text{Cs}$  uvolnilo do variacej vody (Kalač, 2001).

U fúkavca sivého (*Bovista plumbea*) sa namerala aj vyššia aktivita rádioizotopu berília-7, čo je kozmogénny rádionuklid s polčasom premeny 53,28 dní. Merná aktivita  ${}^7\text{Be}$  bola  $(86,75 \pm 8,19) \text{ Bq. kg}^{-1}$ , ktorá kvôli krátkemu polčasu rádioaktívnej premeny rýchlo klesá.

Výsledky ukázali, že úroveň antropogénnej rádioaktivity na skúmanom území je v porovnaní s prírodnou rádioaktivitou rádovo menšia. Kontaminácia rádioaktívnym céziom nie je pre ľudí ani pre ostatné organizmy nebezpečná. Hoci každá nová expozícia zvyšuje pravdepodobnosť vzniku stochastických a neskorých somatických účinkov u jedinca, takáto miera zvýšenia rádioaktivity nad úroveň prírodnej, nepredstavuje pre populácie, druhy a spoločenstvá organizmov ani celý ekosystém žiadne nebezpečenstvo.

Ak by sa mali z hľadiska manažmentu územia aplikovať opatrenia pre radiačnú ochranu, bolo by v prvom rade potrebné vykonať podrobnejší výskum radiačnej situácie. Kvôli mozaikovitému charakteru rádioaktívnej kontaminácie by sa mohli odhaliť miesta s vyššou aktivitou. Aj v prípade týchto lokalít by sa mohli uplatniť len najjednoduchšie opatrenia odporúčané Medzinárodnou agentúrou pre atómovú energiu, ako hlboká orba alebo nepestovanie koreňovej zeleniny priamo pre ľudskú spotrebu.

## 5 ZÁVER A NÁVRH NA VYUŽITIE POZNATKOV

Prieskum vertikálneho rozloženia aktivity izotopu  $^{137}\text{Cs}$  v pôde v katastri obce Dubník preukázal veľkú variabilitu a kvalitatívne rozdielne v profily na ornej pôde a seminaturálnych nenarušených pôdach.

Najvyššie hodnoty boli namerané vo vrchných vrstvách pôdy. V prípade nenarušenej pôdy sa aktivita koncentrovala v horných 10-15 cm, s najvyššou hodnotou mernej aktivity ( $22,84 \pm 1,84$ )  $\text{Bq.kg}^{-1}$ . Vertikálny profil  $^{137}\text{Cs}$  v pôde bol odlišný na každom odberovom mieste. Pre každú lokalitu špecifické rozvrstvenie vzniklo vplyvom faktorov ako reliéf, typ a zloženie pôdy, hydrologické pomery, flóra a fauna. Integrálna plošná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  sa pohybovala v rozmedzí  $2391 \text{ Bq.m}^{-2}$  až  $4782 \text{ Bq.m}^{-2}$ . Aj v prípade malých vzdialeností sa objavili podstatné rozdiely v aktivite aj distribúcii  $^{137}\text{Cs}$  v pôde.

Analýza prechodu  $^{137}\text{Cs}$  z pôdy do plodníc húb dokázala nízku úroveň biologickej dostupnosti rádiocézia. Najvyššia zistená merná aktivita vo vzorkách húb mala hodnotu ( $4,83 \pm 0,63$ )  $\text{Bq.kg}^{-1}$  suchej hmotnosti u Fúkavca sivého (*Bovista plumbea*).

Na sledovanej lokalite nepresiahla pozorovaná najvyššia aktivita  $^{137}\text{Cs}$  v žiadnej pôdnej vrstve 4% aktivity biogénneho  $^{40}\text{K}$ . Na základe zistených údajov sa dá konštatovať, že úroveň kontaminácie skúmanej lokality rádiocéziom nie je pre ľudí a iné organizmy nebezpečná. Manažmentové opatrenia pre zníženie úrovne antropogénnej rádioaktivity by znamenali minimálny úžitok za cenu vysokých nákladov a sú preto neopodstatnené.

Hodnotenie pohybu  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnom profile a jeho biologická dostupnosť je v súčasnosti predmetom záujmu kvôli možnosti popísať cesty sekundárneho prenosu aktivity v ekosystéme a potravných reťazcoch. Vzhľadom na mozaikovitý charakter rozptýlenia rádioaktívnej kontaminácie v krajine môže sledovanie časových zmien v horizontálnej a vertikálnej distribúcii  $^{137}\text{Cs}$  prispieť k spresneniu modelov na hľadanie optimálnych metód manažmentu kontaminovaných území v prípade možných budúcich nehodových epizód spojených s nekontrolovaným uvoľnením rádiocézia do životného prostredia.

Získané údaje o integrálnej plošnej aktivite boli získané metrologicky overenou a akreditovanou analytickou metódou, preto ich bude možné kedykoľvek v budúcnosti použiť ako spoľahlivé dáta dokumentujúce stav na uvedenej lokalite na konci prvého desaťročia 21. storočia. Vzhľadom na fyzikálny polčas rádioaktívnej premeny  $^{137}\text{Cs}$  bude aktivita tohoto rádionuklidu merateľná rovnakou metódou ešte aj v 24. storočí.

## 6 POUŽITÁ LITERTÚRA

ANTONY, Katarína. 2003. Aktivita  $^{90}\text{Sr}$  v plodoch a listoch brusnice čučoriedkovej (*Vaccinium myrtillus*) v dvoch lokalitách severného Slovenska: diplomová práca. Nitra: SPU, 2003. 60 s.

BARÁTOVÁ, Z. – SEKÁČOVÁ, J. – HORNÍK, M. – PIPÍŠKA, M. – AUGUSTÍN, J. 2006. Bioakumulácia  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{60}\text{Co}$  horčicou bielou *Sinapis alba* L. a zelerom voňavým *Apium graveolens* L. In *Nova biotechnologica*, roč. 6, 2006, č. 1, s. 7-18.

BENEŠ, Jaroslav. 1974. Radioaktivní zamoření biosféry. 1. vyd. Praha, 1974. 236 s.

BOSSEW, P. – DITTO, M. – FALKNER, T. – HENRICH, E. – KIENZL, K. – RAPPELSBERGER, U. 2001. Contamination of Austrian soil with caesium-137. In *Journal of environmental radioactivity*, roč. 55, 2001, s. 187-194.

COPPLESTONE, D. – TOAL, M.E. – JOHNSON, M.S – JACKSON, D. – JONES, S.R. 2000. Environmental effects of radionuclides – observetionon natural ecosystems. In *Radiation and health*, roč. 20, 2000, č. 2, s. 29-40.

CSUPKA, Š. – CARACH, J. – PETRÁŠOVÁ, M. 1987. Environmental radioactivity in Slovakia/Czechoslovakia in 1961 – 1975. Bratislava: Regional station of hygiene, 1978, 226 s.

D'ARRIGO, Diane. 2004. Ionizing radiation from nuclear power and weapons and its impact on animals. [online]. 2004. Dostupné na: <<http://www.nirs.org/radiation/radstds/radiationandanimals.pdf>>

DOLHAŃCZUK-ŚRÓDKA, A. – MAJCHERCZYK, T. – SMUDA, M. – ZIEMBIK, Z. – WACLAWEK, M. 2006. Spatial  $^{137}\text{Cs}$  distribution in forest soil. In *Nukleonika*, roč. 51, 2006, č. 2, s. 69-79.

DUVIGNEAUD, Paul. 1988. Ekologická syntéza. 1. vyd. Praha: Academia, 1988. 416 s.

GERAS'KIN, S.A. – EVSEEVA, T.I. – BELYKH, E.S. – MAJSTRENKO, T.A. – MICHALIK, B. – TASKAEV, A.I. 2007. Effects on non-human species inhabiting areas with enhanced level of natural radioactivity in the north of Russia. In Journal of environmental radioactivity, roč. 94, 2007, s. 151-182.

HANÁK, J. – MÜLLER, P. – MÜLLEROVÁ, H. KAŠPAREC, I. – PECINA, V – ABRAHAM, M – VELEBA, B. 2007. Kontaminace půd v horských oblastech severní Moravy izotopem <sup>137</sup>Cs. In Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku v roce 2006, 2007, 105-107 s.

HINCA, Róbert. 2008. Radiačná bezpečnosť a ochrana pred žiarením. Bratislava: KJFT FEI STU, 2008. 91 s.

HRUŠOVSKÝ, Jozef a i. 1990. Metódy stanovenia rádionuklidov cézia, stroncia a jódu v požívatinách, krmovinách, vode a v pôde. 1. vyd. Bratislava, 1990. 124 s.

IAEA. 2004. Radiation, People and the Environment. Austria: IAEA, February 2004, 80 s. IAEA/PI/A.75/04-00391.

IAEA. 1994. Technical reports no. 363. Guidelines for agricultural countermeasures following an accidental release of radionuclides. A joint undertaken by the IAEA and FAO, Vienna, 1944, 115 s. ISBN 92-0-100894-5.

IAEA-BIOMASS. 2002. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. Austria: IAEA, August 2002, 136 s. ISBN 92-0-114902-6.

JANÁSEK, Dušan – SVETLÍK, Jozef. 2005. Radiačná, chemická a biologická ochrana, 1. vyd. Žilina: Žilinská univerzita, 2005. 129 s. ISBN 80-8070-431-7.

JANDL, Jaromír – PETR, Ivo. 1988. Ionizující záření v životním prostředí. 1. vyd. Praha: SNTL, 1988. 200 s.

KABAI, Éva. 2003. Hosszú felezési ideju radionuklidok viselkedésének tanulmányozása a talaj-növény rendszerben: dizertačná práca. Budapešť: BME, 2003. 129 s.



KALAČ, Pavel. 2001. A review of edible mushroom radioactivity. In Food Chemistri, roč. 75, 2001, s. 29-35.

KAŇKOVÁ, Jaroslava. 2007. Cesium 137 v lesním ekosystému : diplomová práce. České Budějovice: JU, 2007. 118 s.

KEREKES, A. – BOKORI, E. – GUCZI, J. – KOCSY, G. a i. 2008. Környezeti sugáregészségügyi mérésieredmények 2006-ban. In Egésztudomány, roč. 52, 2008, č. 2, s. 56-69.

KIRCHNER, G. – STREBL, F. – BOSSEW, P. – EHLKEN, S. – GERZABEK, M.H. 2009. Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soils, In Journal of environmental radioactivity, roč. 100, 2009, s. 716-720.

KLINDA, Jozef – LIESKOVSKÁ, Zuzana a i. 2009. Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2008. 1. vyd. Bratislava: MŽP SR, Banská Bystrica: SAŽP. 308 s. ISBN 978-80-88833-53-6

KOCSY, G. – GUCZI, J. – KEREKES, A. a i. 2008. Környezeti sugáregészségügyi mérésieredmények 2007-ben. In Egésztudomány, roč. 53, 2009, č. 1, s. 41-56.

KOPRDA, Vasil. 1990. Jadrová energetika a vnútorná kontaminácia rádioaktívnymi látkami. In Jadrová energetika a jej vplyvy na životné prostredie: Zborník referátov z konferencie. Modra: Harmónia, 1990, s. 53 – 76.

LARSSON, Maja. 2008. The influence of soil properties on the transfer of <sup>137</sup>Cs from soil to plant. Sweden: SLU, 2008. 42 s.

LAUKOVÁ, Marcela. 2006. Aktivita antropogénnych a prírodných rádionuklidoch vo vzorkách včelieho medu z oblasti Horného Liptova: diplomová práce. Nitra: SPU, 2006. 88 s.

LUIGI, Pier. 1996. Radiocesium in plants of forest ecosystems. In Studia Geobotanica, roč. 15, 1996, s. 3-49.

MIHÁLYI, Diana. 2008. Csernobil múltja, jelene és jövője, hatása a XXI. Századra. Egy újra előkerülő katasztrófa vagy létezik végleges megoldás?. Budapest: ZMNE, 2008. 25 s.

NCRP. 2006. Report No. 154, Cesium-137 in the Environment: Radioecology and Approaches to Assessment and Management. NCRP, 2006, 382 s. ISBN-13: 978-0-929600-8.

NIMIS, P.L., 1996. Radiocesium in plants of forest ecosystem. In *Studia Geobotanica*, roč. 15, 1996, s. 3-49

ODUM, E. P. 1977. *Základy ekologie*. Praha: Academia Praha, 1977. 736 s.

PETERSON, Joh a i. 2007. Radiological and chemical fact sheets to support health risk analyses for contaminated areas. Argonne national laboratory, march 2007. 133 s.

PORTO, P. – WALLING, D.E – TAMBURINO, V. – CALLEGARI, G. 2003. Relating caesium-137 and soil loss from cultivated land. In *Catena*, roč. 53, 2003, s. 303-326.

PROVAZNÍK, Karel a i. 2003. Kontrola a monitoring cizorodých látek v zemědělské půdě a vstupech do půdy: výskumná správa. Brno: UKZUZ, 2003. 56 s.

PROVAZNÍK, Karel a i. 2004. Kontrola a monitoring cizorodých látek v zemědělské půdě a vstupech do půdy: výskumná správa. Brno: UKZUZ, 2004. 59 s.

PRÖHL, G. – EHLKEN, S. – FIEDLER, I. – KIRCHNER, G. – KLEMT, E. – ZIBOLD, G. 2006. Ecological half-lives of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in terrestrial and aquatic ecosystems, In *Journal of environmental radioactivity*, roč. 91, 2006, s. 41-72.

SIMONOF, Monique – SERGEANT, Claire – POULAIN, Sébastien – PRAVIKOFF, Michael. 2007. Microorganisms and migration of radionuclides in environment. In *Chimie*, roč. 10, 2007, s. 1092-1107.

SCHIMMACK, W. – SCHULTZ, W. 2006. Migration of fallout radiocaesium in a grassland soil from 1986 to 2001 Part I: Activity–depth profiles of <sup>134</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs. In *Science of the Total Environment*, roč. 368, 2006, s. 853-862.

SCHLAGHAMERSKÝ, J. Ochrana životního prostředí – radioaktivita a jaderná energie.[online]. B. m. : B. v., 51 s. Dostupné na: <[http://www.sci.muni.cz/botzool/study/ozp/OZP\\_radioaktivita\\_nastroje-ochranyZP\\_07.pdf](http://www.sci.muni.cz/botzool/study/ozp/OZP_radioaktivita_nastroje-ochranyZP_07.pdf)>

SMRČEK, Stanislav. 2003. Fytoremediace - metoda dekontaminace půd a vod znečištěných organickými látkami, kovy a radionuklid: Habilitačné spisy. Praha: ČVUT, 2003, 20 s.

STRAND, Per – BORRETREN, Peer. 2004. Radioactivity in the Environment – the International Conference in Monaco, 1-5 September, 2002. In Journal of environmental radioactivity, roč. 74, 2004, s. 1-5.

SZABÓ, Katalin, Zsuzsanna – UDVARDI, Beatrix. 2008. A  $^{137}\text{Cs}$  kimutathatósága Pest megyei talajmintákban. Budapest: ELTE, 2008. 44 s.

ŠÁRO, Štefan - TÖLGYESSY, Juraj. 1985. Rádioaktivita prostredia. 1. vyd. Bratislava: Alfa. 1985. 304 s.

ŠOVČÍKOVÁ, Ľubica a i. 2005. Závažné priemyselné havárie a ich následky. Žilina: FŠI ŽU, EDIS, 2005. 141 s. ISBN 80-8070-467-8.

ŠVEC, Jiří. 2005. Radioaktivita a ionizující záření. 1. vyd. Ostrava, 2005. 36 s. ISBN: 80-86634-62-0.

The Chernobyl Forum: 2003–2005. 2006. Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-Economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine. Austria: IAEA, April 2006, 57 s. IAEA/PI/A.87 Rev.2 / 06-09181

TÖLGYESSY, J. – HARANGOZÓ, M. 2000. Rádioekológia. Banská Bystrica: Univerzita Mateja Bella, Fakulta prírodných vied, 2000, 131 s., ISBN 80-8055-346-7.

VARGA, Radoslav – JAKUBÍK, Juraj. 2003. Sorpcia a chemická špeciácia  $^{137}\text{Cs}$  v pôde. In Nova Biotechnologica, roč. 3, 2003, č. 2, s. 32-42.

WEISH, Peter. 1990. Atómová energia, zdravie a životné prostredie. In Jadrová energetika a jej vplyvy na životné prostredie: Zborník referátov z konferencie. Modra: Harmónia, 1990, s. 53 – 76.

ZÖLZER, Friedo – KUMA, Pavel – NAVRÁTIL, Leoš. 2007. Mechanizmus účinků ionizujícího záření. České Budějovice: b. v. 2007. 21 s.

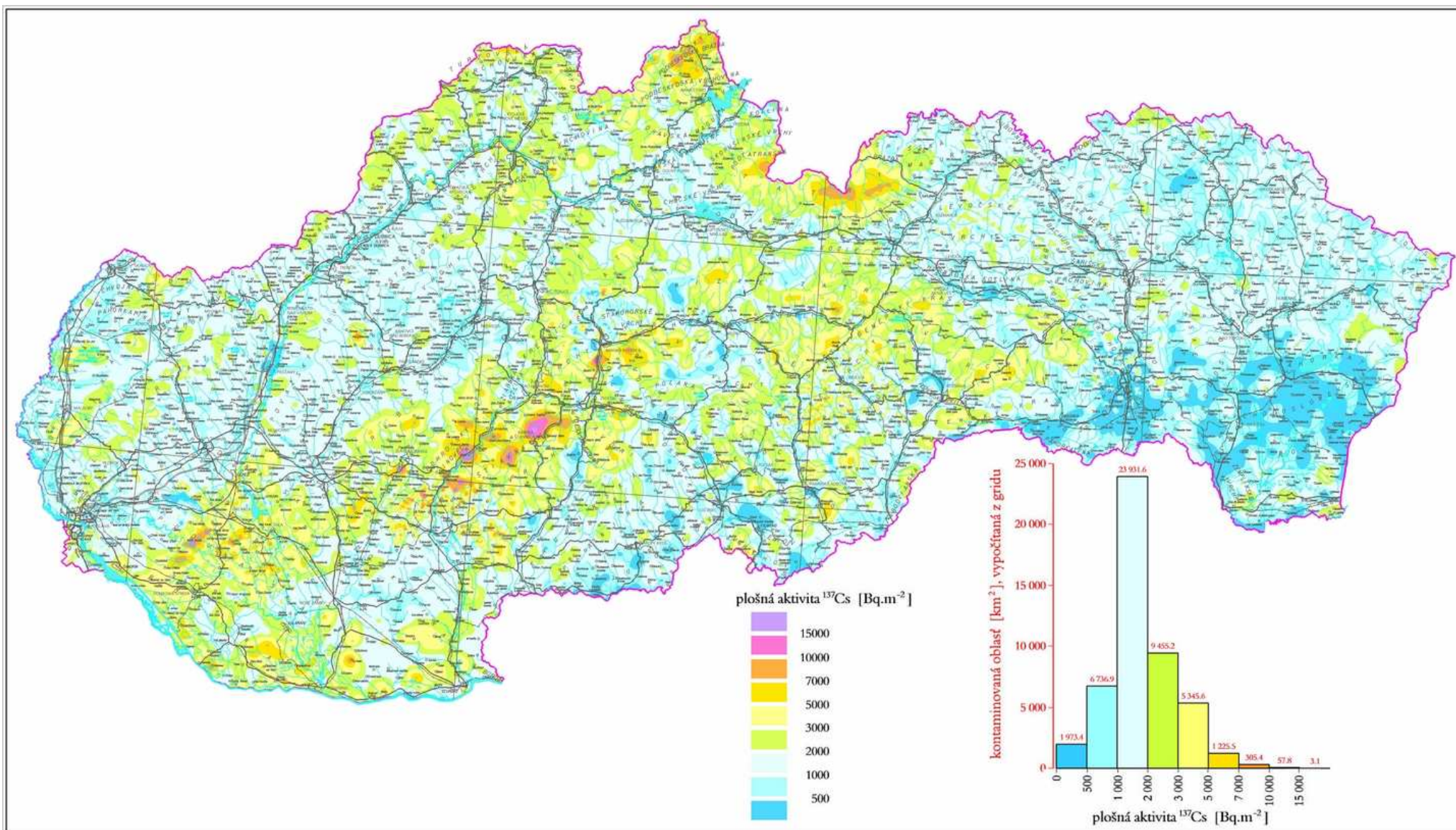
ZÖLZER, Friedo. 2007. Radioekologie. České Budějovice: b. v. 2007. 16 s.

ZPRÁVA O RADIAČNÍ SITUACI. 1987. Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl. Praha: Institut hygieny a epidemiologie, 1987, 168 s.

Atlas krajiny Slovenskej republiky. [online]. Enviroportál. Dostupné na: <<http://globus.sazp.sk/atlassr/>>

Mapy plošnej aktivity <sup>137</sup>Cs územia Slovenska v mierke 1 : 200 000. [online]. ŠGUDŠ. Dostupné na: <[http://www.geology.sk/?pg=download.mapy\\_cs](http://www.geology.sk/?pg=download.mapy_cs)>

## **7 PRÍLOHY**



**Obr. 3:** Mapa plošnej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  územia Slovenskej republiky (Gluch, Čížek, Smolárová, 2005)





**Obr. 4:** Odber pôdnej sondy II.



**Obr. 5:** Pomocná jema pri odbere pôdnej sondy III.



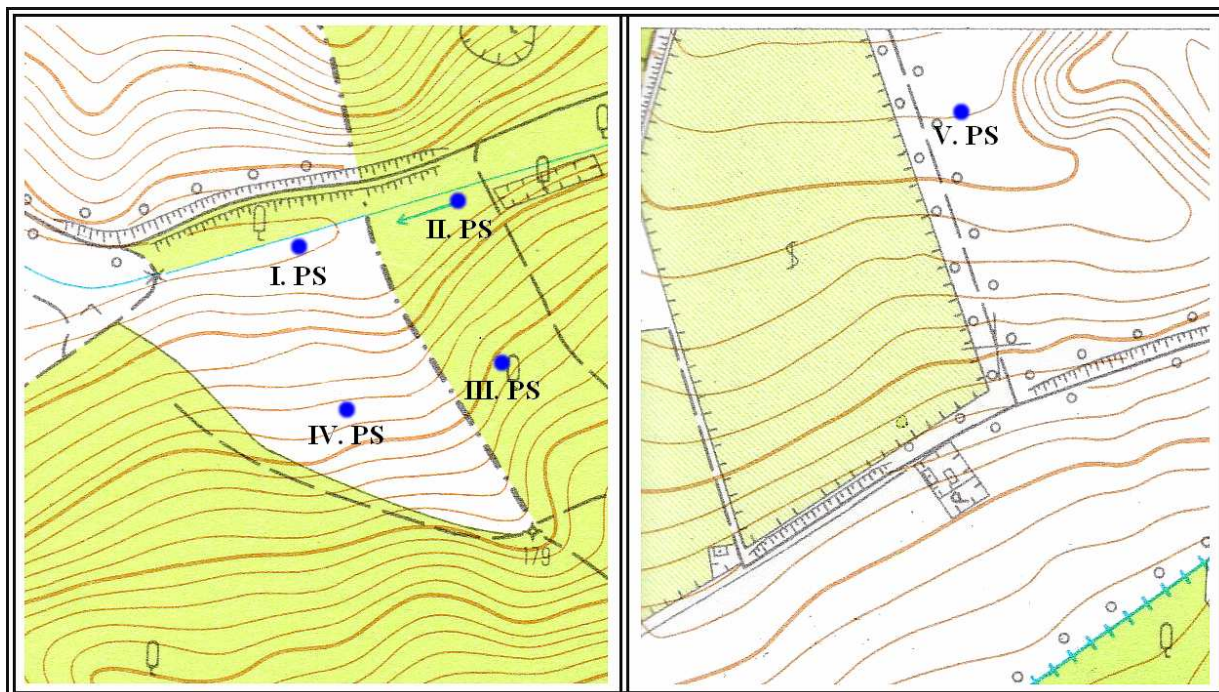


**Obr. 6:** Odber pôdnej sondy I.



**Obr. 7:** Čechratec obrovský (*Leucopaxillus giganteus*)-vľavo  
a Pečiarka poľná (*Agaricus campester*)-vpravo





**Obr. 8:** Miesta odberu pôdnych sond (ÚGKK SR z mapového listu 45-42-07)

Nuclide activity report, Wed Jul 15 16:05:50 2009

---

SPU#513 PODA 1.220KG 1MN      Spectral file name: D070709.1  
 Sample date: 06-JUL-09 07:00:00      Acq date: 09-JUL-09 16:25:47      Live: 203000 s  
 Det: Canberra 2519/a      SL: 0.6460      ZE: -0.9195      QU: 0.0000E+000      FWHM: 1.76 keV  
 Sens: 4.00      Energy tol: 1.50 keV      Peak width: 3.00 FWHM      Conf.level: 4.66  
 Lib: DEBO5.LIB      nsigma: 2.0      Eff.file name: AIMN300.EFF      B-unc: 8.0%

---

Nuclide	Sbhr	Half-life	Key line	Mean activity [Bq/kg]
BE-7	NP	53.2	D 477.61	<= MDA = 1.42
CS-134	FP	754.3	D 604.69	<= MDA = 0.14
CS-137	FP	30.25	Y 661.66	16.96 +/- 1.37
K-40	NP	1.26E+009	Y 1460.83	586.42 +/- 47.11
CO-60	AP	5.272	Y 1332.50	<= MDA = 0.16
RA-226P	NP	1600	Y 351.92	35.05 +/- 2.93
TH-232P	NP	1.04E+011	Y 238.63	50.88 +/- 4.08
U-235	NP	7.037E+008	Y 143.76	2.38 +/- 0.56
RA-226	NP	1600	Y 186.21	54.09 +/- 5.89
U-238P	NP	4.468E+009	Y 63.29	31.48 +/- 5.00
I-131	FP	8.021	D 364.48	<= MDA = 0.21
AG-110M	AP	249.8	D 884.68	<= MDA = 0.19

---

Unidentified energy lines:

46.62 52.84 73.17 75.04 77.30 84.35 87.43 90.13 99.50 105.56  
 109.11 115.36 129.30 144.28 154.27 163.54 199.61 209.54 216.35 236.45 241.89  
 259.40 270.54 277.75 288.49 300.45 328.38 332.78 401.65 409.82 439.69  
 453.33 463.35 487.75 511.09 562.87 572.35 580.88 666.06 702.71 742.89 755.88  
 763.99 769.01 772.91 782.80 786.35 795.65 806.87 831.41 836.28 840.70  
 861.33 893.77 904.77 934.81 950.35 959.08 965.58 1001.85 1066.36 1070.85 1079.17  
 1094.74 1111.56 1134.56 1155.87 1208.68 1239.07 1282.21 1378.75 1386.53 1402.71  
 1409.30 1497.23 1502.58 1510.41 1514.12 1539.82 1544.81 1581.96 1584.79 1589.54  
 1593.91 1622.18 1626.28 1632.18 1639.47 1662.66 1667.44 1731.19 1766.05 1839.84  
 1849.05 2105.35 2120.20 2174.39 2206.14 2449.95 2587.69 2617.05  
 \*\*\*\*\*

**Obr. 9:** Príklad výsledkového protokolu gamaspektrometrickej analýzy (vzorka 513)

**Tab. 6:** Tabuľka údajov o príprave vzoriek pôdy na určenie mernej aktivity <sup>137</sup>Cs

Poradové číslo vzorky	Označenie vzorky	Hrubá hmotnosť (g)	Hmotnosť jemnozeme (g)	Hmotnosť zvyšku (g)	Hmotnosť navážky (g)
493	Pôda I./1	1390,3	1311,6	73,2	1251,2
494	Pôda I./2	1609,1	1412,33	191,24	1252,18
495	Pôda I./3	1509,7	1307,73	183,42	1149,80
496	Pôda I./4	2163,4	1667,52	495,86	1224,23
497	Pôda I./5	2039,7	1835,99	184,36	1416,11
498	Pôda I./6	2062,6	1877,91	165,68	1354,53
499	Pôda I./7	2093,1	1868,05	211,56	1341,64
500	Pôda I./8	2007,3	1843,56	150,91	1300,41
501	Pôda I./9	1794,4	1683,06	95,00	1269,97
502	Pôda I./10	2080,6	2038,81	26,71	1400,61
503	Pôda II./1	1557,2	1524,73	18,31	1302,02
504	Pôda II./2	1422,3	1283,46	122,86	1257,87
505	Pôda II./3	1610,4	1489,03	92,6	1288,48
506	Pôda II./4	1444,4	1308,1	122,73	1305,68
507	Pôda II./5	1540,7	1495,5	26,33	1360,75
508	Pôda II./6	1779,3	1726,35	42,03	1233,09
509	Pôda II./7	1788,4	1631,9	131,5	1247,04
510	Pôda II./8	1692,3	1420,89	184,15	1249,40
511	Pôda II./9	1574,3	1463,18	94,56	1336,87
512	Pôda II./10	2060,5	1880,03	156,77	1272,20
513	Pôda III./1	1502,8	1344,62	136,39	1218,03
514	Pôda III./2	1755,7	1464,47	268,0	1247,35
515	Pôda III./3	1321,6	1250,75	58,0	1250,75
516	Pôda III./4	1804,8	1599,96	185,39	1308,07
517	Pôda III./5	1927,2	1761,45	152,34	1226,92
518	Pôda III./6	1998,7	1818,47	163,5	1313,90
519	Pôda III./7	1873,6	1787,86	70,12	1271,90
520	Pôda III./8	2143,9	2026,3	17,78	1318,57
521	Pôda III./9	1832,2	1695,42	125,9	1252,43
522	Pôda III./10	2084,9	1969,1	100,3	1217,72
523	Pôda IV./1	1628,9	1463,6	156,17	1253,73
524	Pôda IV./2	1868,2	1736,31	123,51	1293,99
525	Pôda IV./3	1905,8	1759,64	136,8	1289,92
526	Pôda IV./4	2010,5	1755,54	246,11	1248,00
527	Pôda IV./5	1627,4	1335,88	283,58	127,95
528	Pôda IV./6	2118,6	1826,41	279,05	1338,1
529	Pôda IV./7	2007,0	1706,91	294,29	1322,05
530	Pôda IV./8	1735,5	1493,55	233,83	1277,28
531	Pôda IV./9	2194,4	1867,77	314,5	1291,41
532	Pôda IV./10	2144,8	1931,63	202,89	1324,92
533	Pôda V./1	1927,0	1662,6	254,4	1181,45
534	Pôda V./2	1727,1	1488,83	215,63	1266,09
535	Pôda V./3	1487,5	1506,44	135,33	1250,95
536	Pôda V./4	1595,3	1433,14	134,85	1298,58
537	Pôda V./5	1422,6	130,01	96,28	1270,29
538	Pôda V./6	1656,5	1502,63	140,74	1265,73
539	Pôda V./7	1477,9	1461,29	89,08	1271,65
540	Pôda V./8	1810,9	1638,94	144,82	1368,07
541	Pôda V./9	1556,0	1369,63	164,58	1271,08
542	Pôda V./10	1735,2	1431,63	282,76	1218,68

**Tab. 7:** Tabuľka údajov o príprave vzoriek húb na určenie mernej aktivity <sup>137</sup>Cs

Poradové číslo vzorky	Druh huby	Hmotnosť navážky (g)
556	Fúkavec sivý	33,08
557	Suchohrúb žltomäsový	57,88
558	Hnojník atramentový	27,52
570	Čechratec obrovský	131,84
571	Pečiarka poľná	85,39

**Tab. 8:** Integrálne plošné aktivity  $^{137}\text{Cs}$  na odberových miestach

	<b>Integrálna plošná aktivita <math>^{137}\text{Cs}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}</math>)</b>
Pôdna sonda I.	3840
Pôdna sonda II.	4782
Pôdna sonda III.	2391
Pôdna sonda IV.	2855
Pôdna sonda V.	2715
<b>Priemer</b>	<b>3317</b>

**Tab. 9:** Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách z pôdnej sondy I.

<b>Pôdna vrstva (cm)</b>	<b>Merná aktivita <math>^{137}\text{Cs}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Merná aktivita <math>^{40}\text{K}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}</math>)</b>
0-5	7,18 ± 0,59	558,13 ± 44,82
5-10	10,05 ± 0,82	559,36 ± 44,9
10-15	11,72 ± 0,95	559,84 ± 44,97
15-20	3,16 ± 0,27	542,65 ± 43,57
20-25	3,74 ± 0,33	522,17 ± 42,05
25-30	3,64 ± 0,31	553,87 ± 44,44
30-35	3,54 ± 0,3	544,1 ± 43,69
35-40	3,76 ± 0,32	544,25 ± 43,67
40-45	1,49 ± 0,15	542,07 ± 43,53
45-50	1,42 ± 0,14	486,93 ± 39,1

**Tab. 10:** Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách z pôdnej sondy II.

<b>Pôdna vrstva (cm)</b>	<b>Merná aktivita <math>^{137}\text{Cs}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Merná aktivita <math>^{40}\text{K}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}</math>)</b>
0-5	11,59 ± 0,94	493,27 ± 39,62
5-10	22,84 ± 1,84	578,29 ± 46,43
10-15	21,03 ± 1,69	592,55 ± 47,54
15-20	7,76 ± 0,63	585,77 ± 46,97
20-25	1,9 ± 0,18	580,76 ± 46,66
25-30	0,66 ± 0,09	594,31 ± 47,72
30-35	0,68 ± 0,1	586,19 ± 47,05
35-40	2,37 ± 0,21	596,1 ± 47,83
40-45	1,32 ± 0,14	589,86 ± 47,39
45-50	0,29 ± 0,08	584,53 ± 46,91

**Tab. 11:** Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách z pôdnej sondy III.

<b>Pôdna vrstva (cm)</b>	<b>Merná aktivita <math>^{137}\text{Cs}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}</math>)</b>	<b>Merná aktivita <math>^{40}\text{K}</math> (<math>\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}</math>)</b>
0-5	16,96 ± 1,37	586,42 ± 47,11
5-10	7,96 ± 0,65	607,25 ± 48,72
10-15	4,69 ± 0,39	609,34 ± 48,87
15-20	2,83 ± 0,24	593,98 ± 47,59
20-25	0,97 ± 0,1	619,94 ± 49,71
25-30	0,31 ± 0,08	606,52 ± 48,67
30-35	0,12 ± 0,07	605,06 ± 48,57
35-40	0,15 ± 0,07	598,07 ± 47,97
40-45	0 ± 0,13	600,28 ± 48,13
45-50	0 ± 0,15	612,63 ± 49,15

**Tab. 12:** Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách z pôdnej sondy IV.

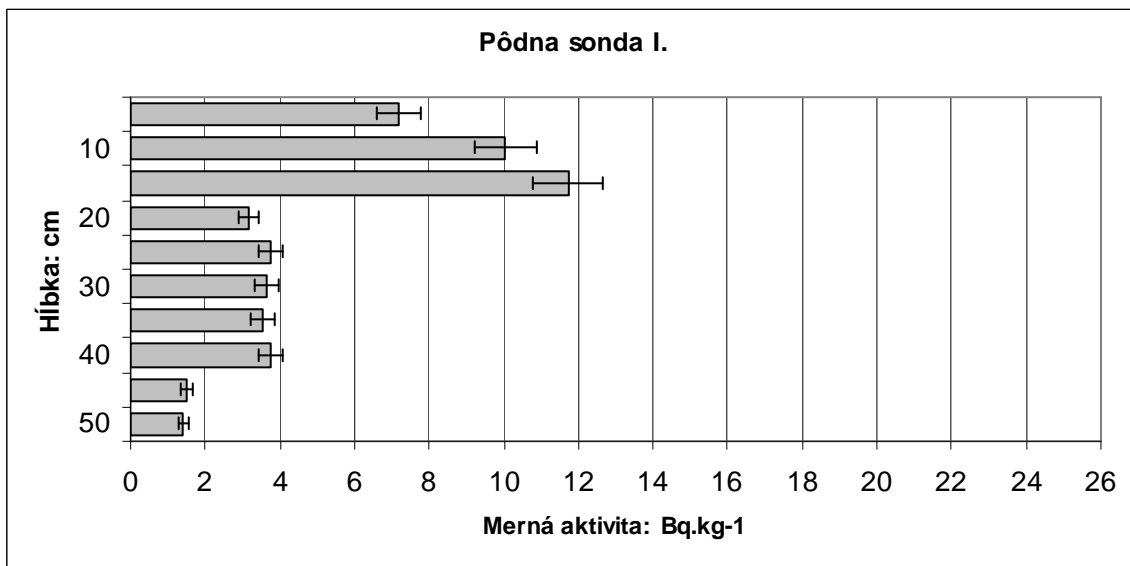
Pôdna vrstva (cm)	Merná aktivita $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Merná aktivita $^{40}\text{K}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
0-5	$7,07 \pm 0,58$	$616,71 \pm 49,46$
5-10	$7,14 \pm 0,58$	$620,23 \pm 49,75$
10-15	$7,34 \pm 0,60$	$629,28 \pm 50,46$
15-20	$7,37 \pm 0,60$	$629,91 \pm 50,48$
20-25	$4,73 \pm 0,39$	$645,62 \pm 51,77$
25-30	$0,65 \pm 0,08$	$624,78 \pm 50,09$
30-35	$0,23 \pm 0,06$	$623,98 \pm 50,02$
35-40	$0,18 \pm 0,05$	$632,16 \pm 50,65$
40-45	$0,18 \pm 0,06$	$629,77 \pm 50,48$
45-50	$0,16 \pm 0,07$	$631,64 \pm 50,65$

**Tab. 13:** Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách z pôdnej sondy V.

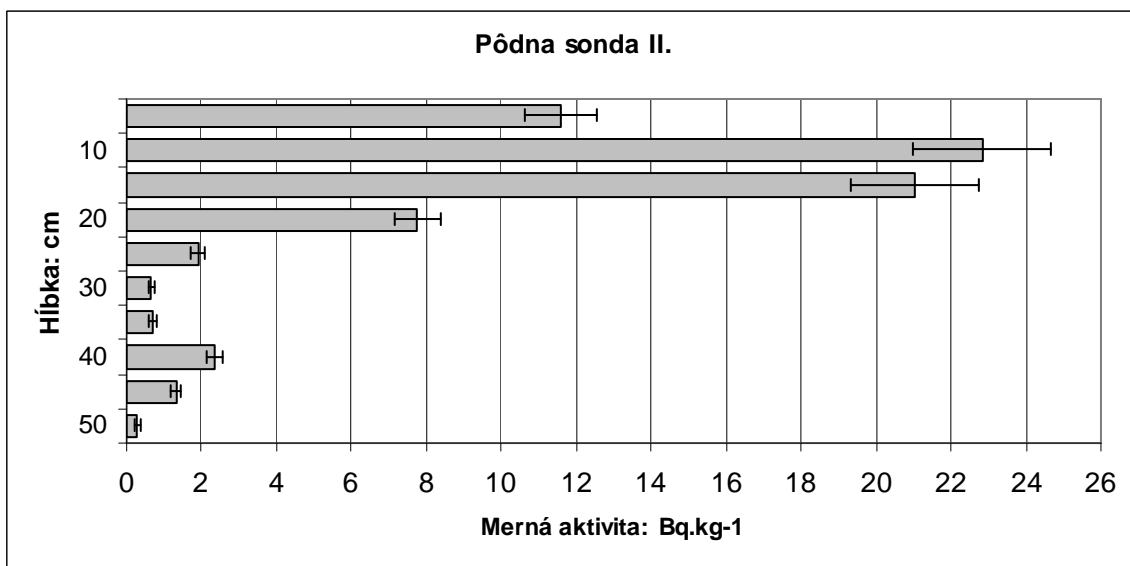
Pôdna vrstva (cm)	Merná aktivita $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Merná aktivita $^{40}\text{K}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
0-5	$6,79 \pm 0,55$	$604,63 \pm 48,43$
5-10	$6,41 \pm 0,52$	$567,41 \pm 45,48$
10-15	$6,84 \pm 0,55$	$607,13 \pm 48,65$
15-20	$6,79 \pm 0,56$	$602,18 \pm 48,31$
20-25	$5,97 \pm 0,49$	$605,48 \pm 48,61$
25-30	$3,89 \pm 0,32$	$591,13 \pm 47,41$
30-35	$0,50 \pm 0,08$	$598,04 \pm 47,98$
35-40	$0 \pm 0,13$	$559,48 \pm 44,87$
40-45	$0 \pm 0,14$	$493,26 \pm 39,6$
45-50	$0,12 \pm 0,06$	$434,34 \pm 34,89$

**Tab. 14:** Merná aktivita  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  vo vzorkách húb

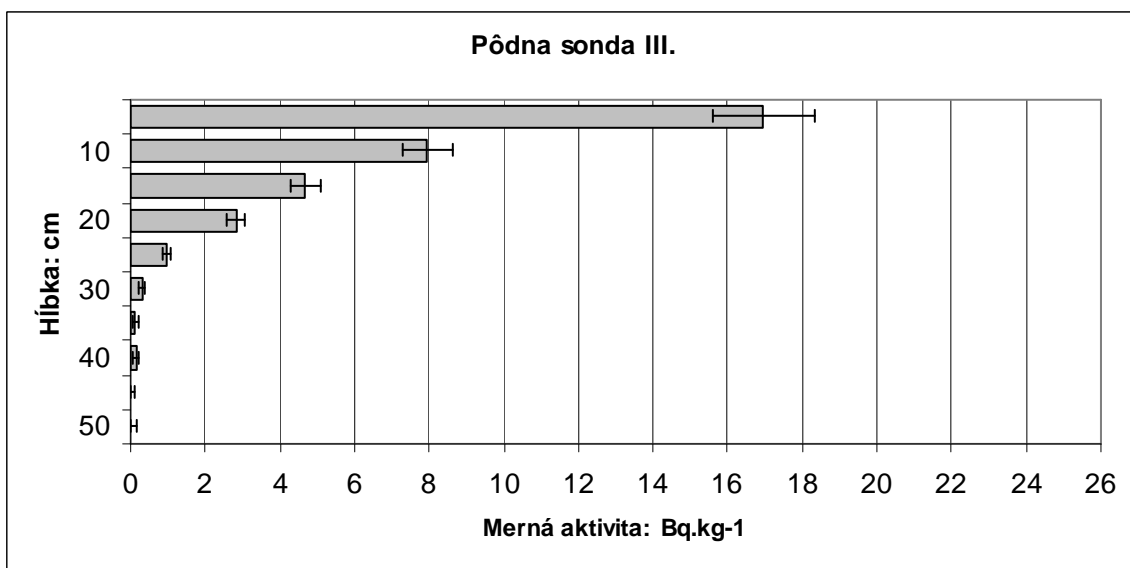
Druh huby	Merná aktivita $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) suchej hmotnosti	Merná aktivita $^{40}\text{K}$ ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) suchej hmotnosti
Hnojník atramentový ( <i>Coprinopsis atramentaria</i> )	$3,19 \pm 0,54$	$940,89 \pm 81,96$
Fúkavec sivý ( <i>Bovista plumbea</i> )	$4,83 \pm 0,63$	$56,35 \pm 7,45$
Suchohrúb žltomäsový ( <i>Xerocomus chrysenteron</i> )	$1,29 \pm 0,32$	$457,09 \pm 48,81$
Čechratec obrovský ( <i>Leucopaxillus giganteus</i> )	$0,22 \pm 0,11$	$956,46 \pm 72,21$
Pečiarka poľná ( <i>Agaricus campester</i> )	$0,32 \pm 0,20$	$1283,76 \pm 97,25$



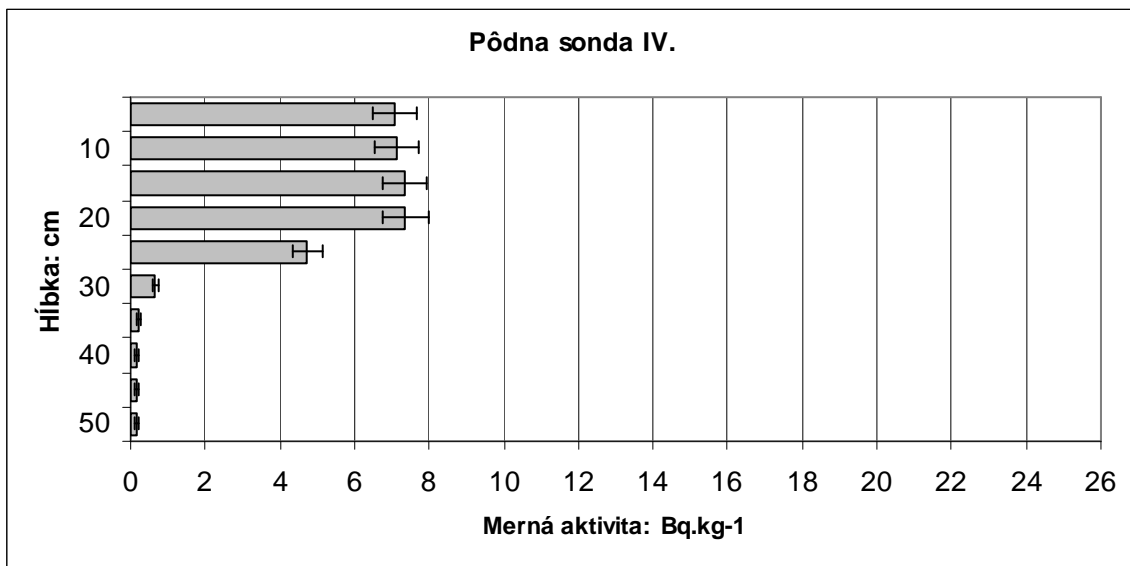
**Graf 1:** Hodnoty mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy I.



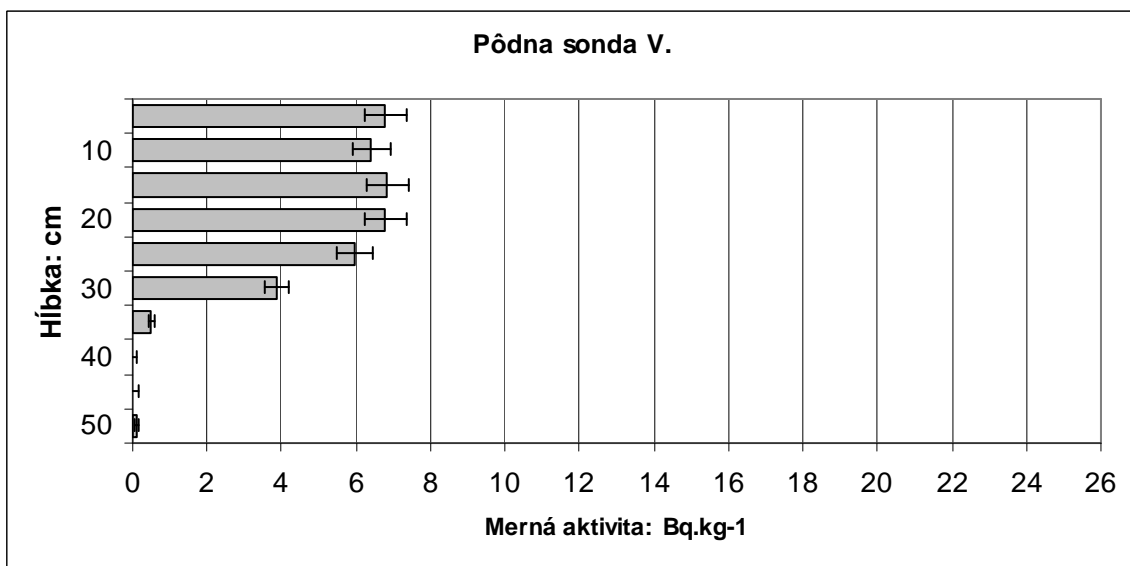
**Graf 2:** Hodnoty mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy II.



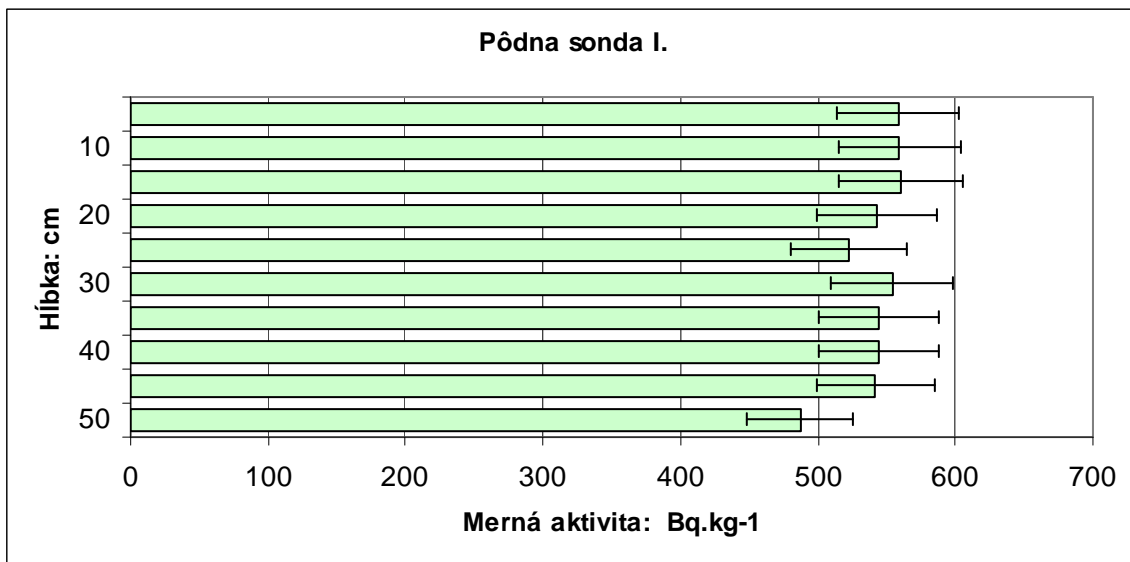
**Graf 3:** Hodnoty mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy III.



**Graf 4:** Hodnoty mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy IV.



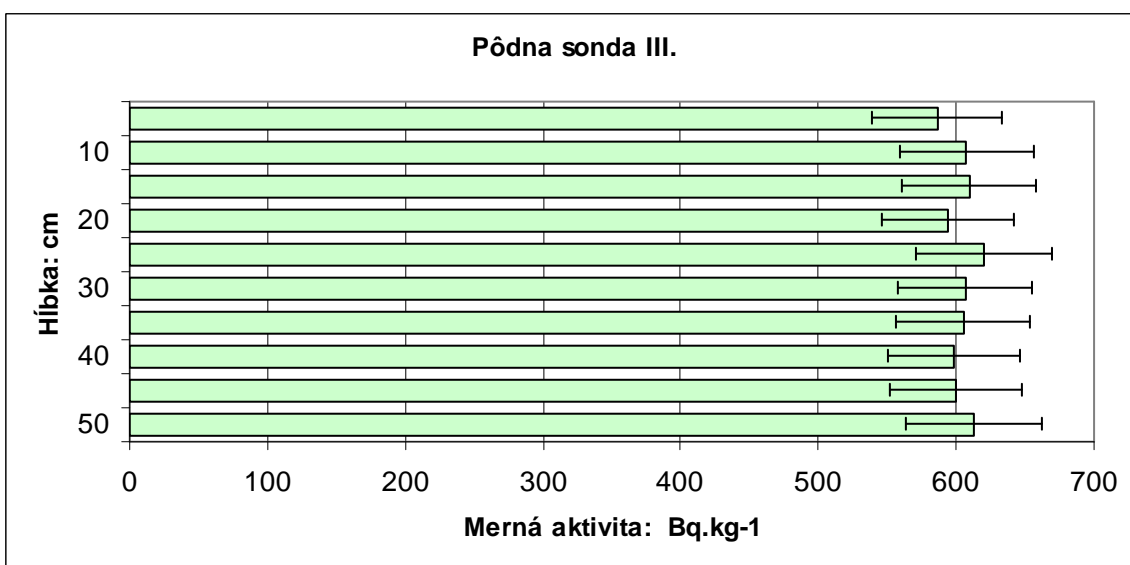
**Graf 5:** Hodnoty mernej aktivity  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy V.



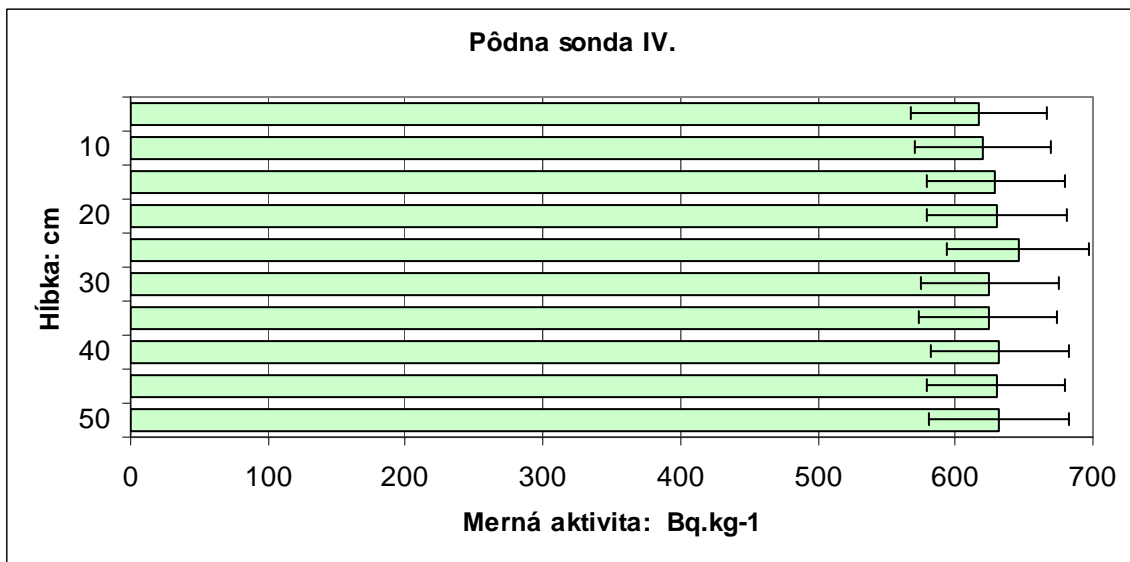
**Graf 6:** Hodnoty mernej aktivity  $^{40}\text{K}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy I.



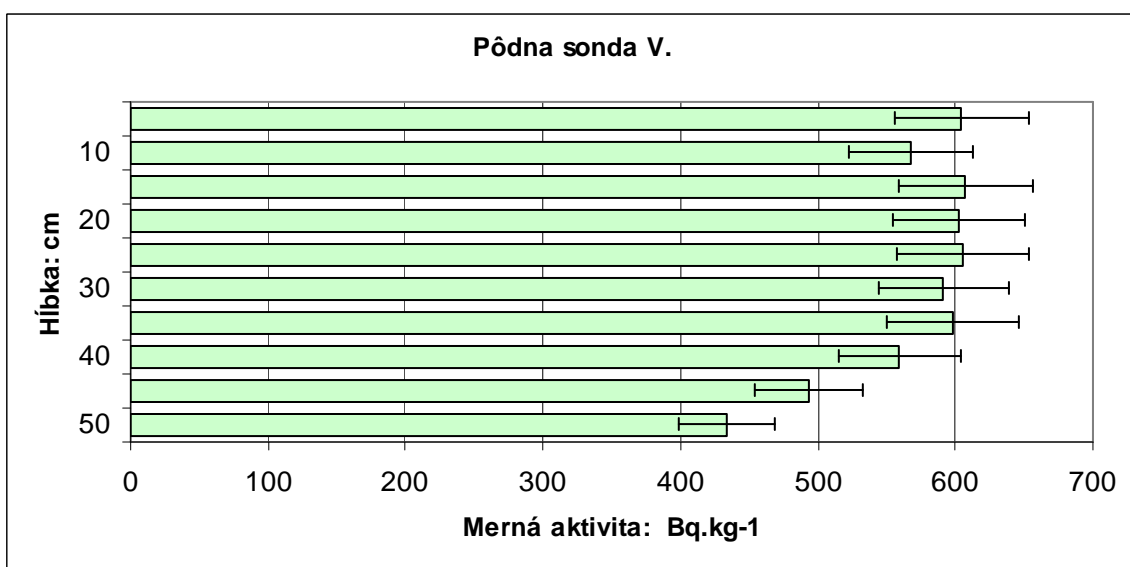
**Graf 7:** Hodnoty mernej aktivity  $^{40}\text{K}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy II.



**Graf 8:** Hodnoty mernej aktivity  $^{40}\text{K}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy III.



**Graf 9:** Hodnoty mernej aktivity  $^{40}\text{K}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy IV.



**Graf 10:** Hodnoty mernej aktivity  $^{40}\text{K}$  v pôdnom profile u pôdnej sondy V.