Metodika pro rychlé měření kontaminovaného krajinného krytu moderními technologiemi

Certifikovaná metodika

Autoři:

Ing.Jiří Hůlka, Ing.Irena Češpírová, Mgr.Aleš Froňka, Ing.Lubomír Gryc
Státní ústav radiační ochrany, v. v. i., Praha

metodika vznikla na základě řešení výzkumného projektu:
VF20102015014 „Výzkum pokročilých metod detekce, stanovení a následného zvládnutí radioaktivní kontaminace“, v rámci programu bezpečnostního výzkumu Ministerstva vnitra ČR

Oponenti:

RNDr.Marcel Ohera

Rok uplatnění metodiky:
2015

Obsah:

Seznam použitých zkratek	3
Cíl a účel metodiky:	4
Úvod: Vymezení oblastí kontaminace krajinného krytu s očekávanými odlišnými přístupy	5
Mimořádné události a jejich očekávaný dopad na okolí podle jejich lokalizace	8
Vlastní popis metodiky	10
• První odhady kontaminace	10
• Pilotní (rychlé) monitorování	10
• Systematické následné monitorování	12
• Rychlý odhad kontaminace plodin	14
• Pravidla pro strategii vzorkování při následném monitoringu	17
Dodatek: Technické poznámky a technické údaje k možnostem měření a stanovení plošné kontaminace leteckými nebo pozemními skupinami	20
Závěr (popis uplatnění certifikované metodiky	28
Seznam související použité literatury	29

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

Seznam zkratek:

ČR	-	Česká republika
HPGe	-	high purity germanium – germanium o vysoké čistotě
IAEA	-	Mezinárodní agentura pro atomovou energii
JE	–	Jaderná elektrárna
LeS	-	letecká skupina
LS	-	laboratorní skupina
MDA	-	mezní detekovatelná aktivita
MMKO	-	měřící místa kontaminace ovzduší
MS	-	mobilní skupina
MU3	-	mimořádná událost stupně 3
RMS	-	Radiační monitorovací síť
SÚRO	–	Státní ústav radiační ochrany, v.v.i.
SÚJB	–	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
SZPI	-	Státní zemědělská a potravinářská inspekce
ZHP	-	zóna havarijního plánování
ŽP	–	životní prostředí

Cíl a účel metodiky

Cílem metodiky je popsat obecný strategický postup pro rychlé stanovení kontaminace krajinného krytu (tj. plošné kontaminace nebo hmotnostní kontaminace plodin) v případě podezření nebo při skutečném rozvoji kontaminace životního prostředí. Účelem rychlého získání dat je potřeba rozhodnout o vhodných opatřeních v zemědělství týkajících se kontaminovaných půd, plodin, hospodářských zvířat a vymezit oblastí s očekávanými odlišnými přístupy k nápravě.

I když v časné fázi havárie je pozornost soustředěna především na ochranu osob (ukrytí, evakuaci, jodovou profylaxi), je včasná reakce na kontaminaci krajinného krytu důležitá pro úspěšná opatření, neboť včasné zabránění rychlé migrace kontaminantu do půd může zlepšit vyhlídky na nápravu území a významně snížit budoucí náklady i psychosociální dopady události.

Metodika se nezabývá technickými detaily jednotlivých přístrojových měření. Nezabývá se ani přímo otázkou následných výpočtů nap. objemů kontaminovaných hmot, to řeší metodiky a doporučení, které na tuto metodiku navazují :

[1]. Metodika pro modelové prognózní stanovení kontaminace plodin (v prvním a dalších letech po havárii)

[2]. Metodika pro hodnocení úrovně kontaminace plodin a rizika vzniku kontaminovaného odpadu (počítačový program SARCA - Spatial Assessment of Radioactive Contamination of Agricultural Crops)

[3]. Doporučení pro obecný postup zjištění a hodnocení rizika kontaminovaných plodin a jejich likvidace

[4]. Souhrn Doporučení a Metodik pro rozhodování při radiační mimořádné situaci, kdy dojde ke kontaminaci hospodářských zvířat a jejich produktů.

[5]. Metodika pro systém odběrů vzorků živočišných produktů z hlediska radioaktivní kontaminace po radiační mimořádné události, včetně sběru kritických informací pro návrh opatření

[6]. Metodika pro likvidaci odpadů ze živočišné výroby v případě radiační mimořádné události.

Úvod: Vymezení oblastí kontaminace krajinného krytu s očekávanými odlišnými přístupy

Podle míry plošné kontaminace je vhodné vymezit pragmaticky tři základní oblasti, které se budou lišit využitelností zemědělských produktů event. tím, zda je možné v oblasti pracovat a pobývat. Je také nutné uvažovat, zda k radioaktivnímu spadu došlo během vegetační sezony (významná povrchová kontaminace plodin) nebo mimo vegetační sezonu (kontaminace v následném roce především kořenovým přestupem).

Tyto tři základní oblasti lze podle míry plošné kontaminace vymezit takto:

Oblast I

Území, kde nebude možný pobyt osob, tj. oprávněně dojde k evakuaci osob, která potrvá minimálně několik dní a následně, pokud došlo k významnému úniku a kontaminaci dlouhodobými radionuklidy (zejména ^{137}Cs, ^{134}Cs ev. ^{90}Sr), může dojít i k přesídlení na delší dobu. Jedná se o oblast, kde je plošná kontaminace řádově jednotky MBq/m^2 a vyšší.

Dojde-li ke kontaminaci během vegetační sezony je zcela jisté, že kontaminace plodin i hospodářských zvířat bude zde první rok po havárii v takovém rozsahu, že přesáhne nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin, které by z nich byly vyprodukovány.
Dojde-li ke kontaminaci mimo vegetační sezonu je vysoce pravděpodobné, že kontaminace plodin kořenovým systémem bude i v dalších letech v takovém rozsahu, že přesáhne nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin, nebude možné uvést zde produkované potraviny na trh ani do individuální spotřeby v prvním ani dalších několika letech po nehodě. Vymezení této oblasti bude postupně upřesňováno a oblast bud stratifikována z hlediska uvolnění některých částí pro zemědělství.

Oblast II

Území, kde bude pravděpodobně možný dlouhodobý pobyt osob, avšak kontaminace velkých skupin plodin/potravin/zvířat s velkou pravděpodobností přesáhnou nejvyšší přípustné úrovně, a velmi pravděpodobně je nebude možné uvést na trh a bude nutná regulace.

Jedná se o oblast, kde je plošná kontaminace řádově desítky kBq/m^2 až jednotky MBq/m^2.

Dojde-li ke kontaminaci během vegetační sezony je velmi pravděpodobné, že kontaminace řady plodin a následně potravin, které by zde byly produkovány (a také hospodářských zvířat) bude zde první rok po havárii v takovém rozsahu, že přesáhne nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin. I v dalších letech po nehodě se mohou vyskytovat některé oblasti a skupiny plodin, u nichž v důsledku kořenového přestupu dojde k nadlimitní kontaminaci plodin.

Dojde-li ke kontaminaci mimo vegetační sezonu, lze očekávat kontaminaci plodin, která přesáhne nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin, jen u některých skupin plodin v důsledku kořenového přestupu. Bude třeba provádět dlouhodobý podrobný monitoring území a vymezovat lokality, kde bude/nebude nutná regulace produkce plodin/potravin, a kde má být zavedeno dlouhodobé sledování potravin.

Oblast III

Území, kde nebude žádný důvod k omezení pobytu osob a kde většinou nedojde k překročení mezní hodnoty v plodinách a potravinách.

Jedná se o oblast, kde je plošná kontaminace řádově maximálně desítky kBq/m^2.

Dojde-li ke kontaminaci *během vegetační sezony* je možné i zde, že kontaminace některých plodin v důsledku povrchové kontaminace (např. listové zeleniny apod.) a produktů hospodářských zvířat a tedy produkovaných potravin bude první rok po havárii spíše výjimečně převyšovat nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin. Neočekává se, že by se v dalších letech po nehodě vyskytovaly oblasti a skupiny plodin, u nichž v důsledku kořenového přestupu dojde k překročení nejvyšší přípustné úrovně radioaktivní kontaminace potravin (s výjimkou minoritních potravin např. lesních plodů)

Dojde-li ke kontaminaci *mimo vegetační sezonu*, neočekává se, že by se v dalších letech po nehodě vyskytovaly oblasti a skupiny plodin, u nichž v důsledku kořenového přestupu dojde k nadlimitní kontaminaci plodin (opět s výjimkou minoritních potravin např. lesních plodů)

V této oblasti bude nutno rozhodnout o všech skupinách plodin a potravin, které mohly být nebo byly zasaženy kontaminací tak, že by to mohlo vést k překročení přípustných hodnot v produktech. Bude zavedeno representativní výběrové dlouhodobé sledování potravin/plodin, které budou v těchto oblastech pěstovány.

V souhrnu: z vymezení tří hlavní oblastí je zřejmé, že pro krizové rozhodování v oblasti zemědělství bude nutné vymezit jak oblasti s kontaminací řádu j MBq/m^2, tak oblasti s kontaminací menší než jednotky/desítky kBq/m^2 . Těmito požadavky je dána detekční mez pro rychlé metody.

Mimořádné události a jejich očekávaný dopad na okolí podle jejich lokalizace

Předpovědět obecně rozsah dopadu havárie do oblasti zemědělství (kontaminace krajinného krytu) je obtížné, modelově vygenerované skupiny hypotetických úniků odpovídajících hypotetické havárii ukázaly, že nehomogenita plošné kontaminace na rozsáhlém území (např. kraje) může přesáhnout více než 2 řády a to nejen v blízkém okolí JEZ (resp.ZHP), ale i ve větších vzdálenostech od zdroje.

V následujícím je přehled mimořádných událostí s dopadem na okolí podle místa vzniku a následné možné kontaminace v ČR, který naznačuje, jak rozlehlé území by mohlo být třeba proměřit pilotním rychlým monitoringem. Pro zjednodušení rozhodování o pilotním monitoringu jsou členěny takto:

- Havárie JEZ v ČR s dopadem na okolí vzdušnou cestou (ev. kapalným) únikem
- Havárie JEZ mimo území ČR ale v „blízkém okolí“ (tj.ve vzdálenosti z níž se předpokládá, že radioaktivní kontaminace může dosáhnout naše území do cca 12 hodin – čas je volen z důvodů kombinace možné závažnosti a potřebné rychlosti reakce)
- Havárie JEZ mimo území ČR – ve větší vzdálenosti v Evropě) - tj.ve vzdálenosti z níž se předpokládá, že radioaktivní kontaminace může dosáhnout naše území nad cca 12 hodin
- Havárie JEZ velmi vzdálená od území ČR tj. mimo Evropu a na severní polokouli, předpokládá se, že rad.kontaminace dosáhne území ČR za dny až desítky dnů, a očekávají se nevýznamné objem.akt.ve vzduchu max. řádu jednotky mBq/m^3, a spad max. řádu jednotky Bq/m^2
- mimořádné lokální událost v ČR (mimořádná událost s rozptylem radionuklidů nebo teroristický útok s dopadem na okolí)

Z hlediska strategie rychlého pilotního monitoringu jde o následující problémy a otázky: Očekává se homogenní kontaminace na území ČR? Očekává se překročení limitních hodnot pro plodiny a potraviny (nutnost vymezení oblastí uvedených výše) ? Základní posouzení je v tabulce 1.

Tabulka 1:

Mimořádná událost s dopadem na okolí (životní prostředí) MU3 a její lokalizace	**Očekává se homogenní kontaminace krajinného krytu na území ČR?**	**Očekává se překročení mezních hodnot v zemědělských plodinách?** nutnost vymezení oblastí kontaminace
JEZ v ČR	Kontaminace krajinného krytu v ČR zcela jistě nebude homogenní	Podle závažnosti nehody, možnost překročení při spadu řádu jednotek kBq/m^2 v sezoně a MBq/m^2 mimo sezonu
JEZ mimo území ČR blízké (předpoklad, že radioaktivní kontaminace dosáhne území do cca 12 hodin)	očekává se nehomogenní kontaminace krajinného krytu v ČR	Podle závažnosti nehody, možnost překročení při spadu řádu jednotek kBq/m^2 v sezoně a MBq/m^2 mimo sezonu
JEZ mimo území ČR vzdálené (v Evropě) (předpoklad, že radioaktivní kontaminace dosáhne území v čase za více než 12 hodin)	očekává se nehomogenní kontaminace krajinného krytu v ČR	Jen v případě velmi vážné nehody, a to v sezoně a jen u některých plodin zejména listové zeleniny
JEZ mimo Evropu velmi vzdálené na severní polokouli (předpoklad, že radioaktivní kontaminace dosáhne území za dny až desítky dnů)	Očekává se zanedbatelná a téměř homogenní kontaminace krajinného krytu v ČR objem.akt.ve vzduchu max 1mBq/m^3, spad max. jednotky Bq/m^2	Nepředpokládá se
lokální mimořádná událost např. nehoda s rozptylem radioaktivních látek nebo teroristický útok	Lokální nehomogenní kontaminace krajinného krytu v ČR	Podle závažnosti nehody, Nelze vyloučit

Vlastní popis metodiky

Metodický postup strategie rychlého monitorování kontaminace krajinného krytu je popsán v následujících krocích (obtížnost a rizika jednotlivých zmíněných metod jsou uvedena samostatně dále):

První odhady kontaminace

První **teoretické odhady o plošné kontaminaci** (i objemové aktivitě ve vzduchu) budou získány z prognózy šíření radionuklidů z havarované JE a dat o zdrojovém členu pomocí počítačových modelů (např. programy **este**, Havar) téměř v reálném čase, eventuálně z dat poskytnutých ze zahraničí.

Pilotní (rychlé) monitorování

Na základě prognózovaných odhadů (mapy plošné kontaminace krajinného krytu) se připraví **strategie pilotního rychlého monitorování, cílem je orientační zjištění kontaminace území a** základní ověření modelové (počítačové) prognozy kontaminace. Pilotní měření kontaminace krajinného krytu bude provedeno kombinací leteckých i pozemních měření především dávkového příkonu a laboratorním rozborem vzorků půd i plodin odebraných MS po ukončení úniku a poklesu kontaminace ovzduší.

Technická poznámka ke kapacitě měření: je nutné vzít v úvahu, že rychlost leteckého monitorování (typicky 100 -200 km/h), umožnuje za den (s ohledem na logistická omezení - vzdálenost letiště, tankování, nutný odpočinek pilotů, omezení letů za tmy) monitorovat jedním leteckým prostředkem trajektorii o délce cca 1000 km, přitom šířka monitorované „stopa" je rovna přibližně dvojnásobku výšky letu nad terénem, (tj. při letové výšce 100 m se jedná o šířku cca 200 m). Podrobněji jsou možnosti rozebrány v Dodatku.

S ohledem na kapacitu leteckých měření půjde nejprve o proměření základních trajektorií po větších rozestupech na úrovni jednotek km (podrobněji viz Dodatek). Paralelně jsou připraveny výsledky měření pozemních MS. Při strategii jde o vytvoření plánů trajektorií leteckých měření s uvážením rychlosti monitorování ploch i plánů monitorovacích tras mobilních skupin. Plány trajektorií se volí s ohledem na očekávanou homogenitu kontaminace na území (s uvážením kde došlo k nehodě – tabulka 1), s ohledem na očekávané dávkové příkony a minimální detekovatelné aktivity, postupuje se od předpokládaných nižších hodnot kontaminace k vyšším (z důvodu snížení rizika možné kontaminace). Vhodnou strategií pilotního leteckého monitorování jsou např. „čtvercové" trajektorie (z

důvodů snadnější navigace), postupně se přibližujících se k zdroji kontaminace (místu úniku). Výsledky **pilotního rychlého monitoringu se zobrazí do mapy v podobě trajektorie.**

Technická poznámka k časovému harmonogramu získání dat:

Výsledky se očekávají v časovém horizontu minimálně jednoho dne po skončení úniku (z důvodu minimálního času 12 hodin od startu LeS, vlastní doby letu, zpracování výsledků) .

Před zahájením **pilotního monitoringu** je **nutno ověřit**, že koncentrace objemových aktivit radionuklidů v ovzduší (jde především o radioaktivní aerosol a jod), **je již nízká.** Společným problémem obou metod (letecké i pozemní) je riziko kontaminace pracovníků a techniky a její vyřazení z monitorování na delší dobu. Ze zkušenosti z kontaminace povrchů předmětů produkty přeměny radonu v ovzduší (kde je typická hodnota na úrovni 5-10 Bq/m^3) odhadujeme, že pokud je v ovzduší aktivita umělých radioaktivních aerosolů větší než 1 Bq/m^3 je již zvýšené riziko kontaminace přístrojů a techniky a následného vyřazení z měření, kvůli riziku falešně pozitivních hodnot a proto by MISE LETECKÉ SKUPINY NEMĚLA BÝT USKUTEČNĚNA, i když tyto hodnoty nepředstavují riziko pro posádku. Je však možné užití bezpilotních prostředků, jejich rychlost měření plošné kontaminace je však zatím řádově menší (z důvodů nižší rychlosti letu a omezené nosnosti a tím menší citlivosti detektorů).

Pro zjištění hodnot koncentrace objemových aktivit radionuklidů v ovzduší je především třeba vyjít z **přímých měření MMKO** ev.dalších dostupných měření objemových aktivit, dále teprve s uvážením modelové prognozy a údajů o uniku ze zdroje (nepřímo na stav kontaminace ovzduší ukáží časové průběhy dávkového příkonu na terénu). Novou vhodnou metodou ke stanovení objemových aktivit radionuklidů v ovzduší je využití zmíněných DRONů s aerosolovými samplery.

***Technická poznámka**: před očekávaným únikem je třeba veškerou měřící i dopravní techniku důkladně zakrýt proti kontaminaci, která by mohla vést k následným falešně pozitivním výsledkům a falešné interpretaci dat.*

Vzhledem k časovému tlaku je třeba předpokládat, že pilotní monitoring (letecký a pozemní) bude proveden pomocí přístrojů pro měření dávkového příkonu a získaná data z leteckých měření budou přepočtena na dávkový příkon na zemi ev. plošnou kontaminaci krajinného krytu (viz Dodatek). Pro interpretaci měření je třeba znát složení radionuklidů na kontaminovaném terénu alespoň v několika kontrolních bodech – tento údaj by měl být zjištěn laboratorním rozborem odebraného spadu nebo pomocí polovodičové HpGe

spektrometrie in situ (leteckou nebo pozemní skupinou). Nasazení spektrometrických systémů pro fázi pilotního monitorování se nepředpokládá z důvodů, uvedených dále.

V případě **zjištění rozporu mezi počítačovou modelovou prognózou kontaminace krajinného krytu a výsledky pilotního monitoringu** (LeS a MoS), je třeba rozšířit pilotní monitorování, případně provést v modelu nový výpočet s asimilací dat (pokud takový model je k dispozici).

Podle možností (kapacity) leteckých měření se stanoví **zahuštění měření tj. trajektorie s rozestupem několika set metrů** (viz Dodatek - odhad potřebného času měření při různém rozestupu trajektorií).
Výsledky výpočtů plošné kontaminace krajinného krytů z leteckých měření je třeba **verifikovat** na dostatečném počtu míst (počet míst je dán kapacitou měření) a to nejlépe pozemními spektrometrickými měřeními in situ a laboratorním rozborem odebraných vzorků půd. Je třeba počítat, že letecká měření mají větší nejistotu, tuto nejistotu je třeba uvést (alespoň odhadnout).

Mapové plošné zobrazení je vhodné zpracovat teprve tehdy, je-li hustota dat dostatečná (vzdálenost trajektorií do 200 m, to je zpravidla až případ následného monitoringu

<u>Systematické následné monitorování</u>

Na základě vyhodnocení pilotního monitoringu se stanoví strategie **systematického následného monitorování se stanovením radionuklidového složení.** Cílem je již podrobnější vymezení oblastí významných pro zemědělství (viz výše) a přípravy podrobných **plošných** map. Tohoto následného monitorování se účastní letecké i pozemní skupiny vč. odběrů vzorků, úloha leteckých měření je z hlediska množství získaných dat významná.

Technické poznámky

Je třeba počítat s tím, že systém laboratoří RMS je schopen provádět kvalitní gama-spektrometrické rozbory s kapacitou přibližně 1000 analýz denně, při očekávaných měrných hmotnostních aktivitách ve vzorcích vyšších než stovky Bq/kg, tento mimořádný režim jsou laboratoře schopny zajistit po dobu cca 14 dnů. Z tohoto experimentálně zjištěného údaje lze odhadnout, že pokud by kontaminace zasáhla větší plochu než 10 000 km2 a bude třeba provést systematické proměření kontaminace terénu a ověření prognózy získané z modelů i s ohledem na možné nehomogenity, bude to znamenat při plném vytížení laboratoří pouze těmito vzorky přibližně

méně než 1 rozbor na 1 km^2 během prvních 14 dnů. To je vzhledem k očekávaným lokálním nehomogenitám (zejména v případě mokrého spadu) obecně nedostatečné. Proto je zapojení leteckého monitorování výhodné.

Při plánování kapacity leteckého monitoringu je opět nutné vzít v úvahu, že při rychlosti letu (typicky 100 km/h), šířce měřené stopy (typicky 100 -200 m), je rychlost monitorování ploch **cca 10 km^2/h.** Vzhledem k logistickým omezením (vzdálenost letiště, tankování, nutný odpočinek pilotů, omezení letů za tmy) se dá očekávat rychlost monitorování ploch maximálně **cca 100 km^2/den/jeden letecký prostředek.** Je třeba dále uvážit **možnosti detekční techniky z hlediska detekční citlivosti** (MDA i omezení mrtvou dobou) pro technologie HpGe spektrometrie, scintilační spektrometrie. Uvedené spektrometrické systémy (polovodičový i scintilační) selhávají při dávkovém příkonu jednotky mikroGy/h, pokud se jedná měření ve výšce 100 m odpovídá tomu plošná kontaminace jednotky MBq/m^2. Scintilační spektrometrie je nepoužitelná v případě složitého spektra radionuklidů uvolněných po vážné nehodě. V případě vysoké mrtvé doby je vhodně zvolit vyšší letovou hladinu.

Mobilní skupiny zajistí kromě dalšího monitorování po trasách i odběry vzorků pro laboratorní rozbor (viz Strategie odběru vzorků níže), cílem je ověření spektra radionuklidů i míry kontaminace **pro verifikaci výsledků leteckých měření.** Vybrané MS provedou i spektrometrická měření kontaminace in-situ.

Výsledkem následného monitoringu jsou mapy plošné kontaminace krajinného krytu pro jednotlivé radionuklidy.

Rychlý odhad kontaminace plodin

Rychlé odhady kontaminace plodin lze udělat ze znalosti plošné kontaminace a dalších parametrů **stav pokryvu** (výnos, faktor intercepce)**.** Postup vychází z následující myšlenky: hmotnostní zeslabení fotonů gama samotným pokryvem - plodinami (neplatí pro lesní porost!) je zanedbatelné, ať je kontaminace deponovaná na povrchu plodin nebo propadla na půdu, neboť pro většinu rostlinného pokryvu při typických výnosech jednotky kg/m^2 **j**de o „plošnou hmotnost“ řádu jednotek kg/ m^2 , tj. ekvivalent jednotek mm vodního sloupce.

Na základě zjištěných hodnot

- **plošné kontaminace A_s** (zjištěné např. leteckým měřením)
- **výnosu V** (zjištěného např dálkovým měřením nebo i pouhým odhadem ze stavu plodin/růstové funkce)
- **faktoru intercepce radionuklidů na plodinách F** (resp. komplementárně procent propadu na zemský povrch - s uvážením závislosti na mokrém a suchém spadu)

lze odhadnout hmotnostní aktivitu plodiny A podle vzorce

$$\mathbf{A = F \times A_s / V}$$

kde je

- A - hmotnostní aktivita v rostlině (Bq/kg)
- F - faktor intercepce
- A_s - plošná aktivita (Bq/m^2)
- V - výnos (kg/m^2)

Výnosem je chápána hmotnost nadzemní biomasy v kg/m^2, respektive části plodin, které jsou sklízeny. Zde je potřeba poznamenat, že hmotnost nadzemní biomasy je hmotností živých rostlin, respektive aktuální hmotností nadzemní biomasy. V případě, že je t5eba znát přepočet na sušinu biomasy, je nutné znát obsah vody v biomase, který lze zjistit vážením nativního (živého) a usušeného vzorku. Faktor intercepce je ukazatel poměru plošné aktivity, která je zachycena porostem. Hodnoty plošné aktivity a množství biomasy na dané ploše jsou parametry, které lze zjistit přímo v terénu měřením, na základě modelů nebo odborným odhadem. Faktor intercepce závisí na několika proměnných. Zásadní je zde index listové plochy, tedy pokryvnost listová (LAI; m^2/m^2), tj. plocha listů v průmětu nad plochou povrchu půdy. Druhým faktorem je hodnocený radionuklid, kdy např. jód se chová jinak než cesium. Třetím zásadním faktorem je úhrn srážek za sledované období od radiační havárie. Zpravidla

se jedná o období 48 hodin. Pro předpoklad suché depozice jsou hodnoty intercepčního faktoru pro vybrané radionuklidy při různé listové pokryvnosti uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2 Hodnoty intercepčního faktoru pro suchou depozici a pro různý index listové plochy (LAI), respektive pokryvnost a vybrané radionuklidy (přepočteno podle Metodika SARCA 2015).

LAI (m^2/m^2)	**Pokryvnost (%)**	Intercepční faktor		
		I	Cs	Sr
0	0	0,00	0,00	0,00
0,5	12,5	0,06	0,12	0,23
1	25	0,12	0,23	0,46
1,5	37,5	0,17	0,35	0,69
2	50	0,23	0,46	0,92
2,5	62,5	0,29	0,58	1,00
3	75	0,35	0,69	1,00
3,5	87,5	0,40	0,81	1,00
4	100	0,46	0,92	1,00
4,5	100	0,52	1,00	1,00
5	100	0,58	1,00	1,00
5,5	100	0,64	1,00	1,00
6	100	0,69	1,00	1,00

Z tabulky je patrná jasná závislost hodnoty intercepčního faktoru na listové pokryvnosti, která se ovšem obtížně stanovuje. Praktickým vodítkem pro odhad LAI může být zápoj vegetačního krytu. Ve většině případů, tj. u většiny plodin lze pro zapojený porost uvažovat hodnoty LAI větší než 4. Pro nezapojený porost doporučujeme uvažovat hodnotu LAI úměrnou pokryvnosti, tedy pokud je pokryvnost 25 %, potom odhadnutá hodnota LAI bude 1, pro 50 % 2 a pro 75 % lze uvažovat hodnotu LAI = 3.

Poněkud komplikovanější je situace v případě mokrého spadu, při kterém dochází k většímu přechodu radioaktivního materiálu na povrch půdy (propadávající kapky, stékání, smývání, apod.). Pro odhad intercepčního faktoru pro mokrý spad existuje sice vzorec pro výpočet, nicméně pro značnou komplikovanost výpočtu a zpravidla nedostatek dat o průběhu a intenzitě srážek během kontaminace, je vhodnější brát v úvahu konzervativnější odhad pro suchý spad. Jen pro ilustraci, při plném zápoji porostu (LAI = 5) a úhrnu srážek 10 mm je intercepční faktor roven hodnotě 0,10, zatímco pro suchý spad je hodnota intercepčního faktoru rovna jedné.

Výše uvedený přístup lze považovat za orientační, kdy odhady jsou zatíženy řadou nejistot. V případě povrchové kontaminace plodin je proto potřeba vycházet z přímých měření. Pro

pokročilejší odhad povrchové kontaminace plodin a zemědělské půdy na širším území a pro odhad a stanovení řady dalších parametrů byl vytvořen program SARCA.

Pro základní představu o možné plošné kontaminaci plodin lze jako hrubé základní vodítko použít orientační hodnotu plošné kontaminace Cs-137 1 kBq/m^2. Při jejím překročení je možné s velkou mírou nejistoty, že dojde k překročení referenční hodnoty 1000 Bq/kg v plodinách/rostlinách v důsledku povrchové kontaminace plodin bezprostředně po radioaktivním spadu. Tento odhad vychází z velmi pesimistického odhadu, že na 1 m^2 je výnos 1 kg plodiny (tzn. 10 t/ha) a faktor intercepce (záchytu) je 1 tj., že se na rostlinách zachytí všechna kontaminace. Pokud nejsou k dispozici lepší odhady [2], může být uvedená hodnota v první fázi použita pro velmi konzervativní pilotní vymezení oblasti, kde mohou být vzrostlé plodiny povrchově kontaminovány tak, že by nemusely vyhovět přípustné hodnotě pro trh.

Pravidla pro strategii vzorkování při následném monitoringu

Na základě předběžných znalostí o rozsahu kontaminace (primární krátkodobý monitoring, který vymezil oblasti zájmu) je připravena strategie pro systematický následný monitoring vymezené oblasti. Strategie tohoto monitoringu je již založena na přímém měření vzorků plodin a půd a vychází z kapacit monitorovací sítě. Monitoring může být ad hoc doplněn monitorováním mobilními skupinami.

Pro strategii rozhodování o vzorkování a měření v oblasti plodin (a potravin) je důležitá kapacita vzorkování a kapacita měření systému laboratoří v České republice, která je cca 1000 vzorků denně. Do vzorkování se zapojí rezortní mobilní skupiny SÚJB vč. mobilních skupin rezortních ústavů, dále se předpokládá zapojení HS, ÚKZÚZ, SZPI a patrně dalších subjektů *ad hoc*.

Pověření pracovníci pro odběr vzorků (inspektoři) musí být pro odběr vzorků proškoleni a poučeni tak, aby nedošlo ke kontaminaci vzorků a falešně pozitivním výsledkům. Lze předpokládat, že budou odebírat vzorky na úrovni jednotek až desítek kBq/kg v oblasti II a III. Nelze obecně počítat s tím, že by vstupovali do Oblasti I (která byla evakuována). Z kapacitních důvodů v případě odběru velkého množství vzorků v krátkém časovém úseku může být počet pracovníků navýšen dalšími proškolenými osobami.

Metody výběru vzorků monitorování krajinného krytu

Existuje mnoho metod pro výběr vzorků **monitorování krajinného krytu**. Podle [7] jsou pro výběr vzorků obecně používány metody:

- prostý náhodný výběr
- systematický výběr v mřížce
- dvojstupňový výběr
- stratifikovaný výběr
- kriticky posouzený výběr
- dvojitý výběr a
- dvoufázový výběr

Prostý náhodný výběr (náhodný výběr místa pro odběr) může v případě, kdy rozsah výběru je malý, vést k tomu, že budou vynechána místa s nejvyšší kontaminací. Proto i náhodný výběr míst je nutné statisticky zhodnotit, jestli je síla informace statisticky dostatečná .

Systematický výběr v mřížce je založen na vytvoření vzorkovací mřížky anebo vzorkovacího obrazce (trojúhelníkového anebo čtvercového). K tomuto typu výběru většinou postačuje použití menšího počtu vzorků/měřicích bodů k získání stejné přesnosti jako u ostatních metod. Může na druhou stranu vést k chybě, pokud je území kontaminováno spadem horkých částic s menším průměrem plochy dopadu, než je zvolená vzdálenost v mřížce anebo pokud se v rozptýlení kontaminantu vyskytují cyklické trendy obdobné periodě zvolené mřížky .

Dvojstupňový výběr (výběr ve shlucích) bývá používán v situacích, kdy dochází k heterogennímu výskytu kontaminantu v prostoru (shlukovitý charakter), což vede k velké nehomogenitě měřeného parametru ve vzorcích z daného prostoru anebo území. V těchto případech jsou shluky vybírány náhodně a všichni jedinci/vzorky ve shluku jsou měřeny.
Jinou formou výběru ve shlucích je výběr, kdy rozhodování o dalším dodatečném výběru vzorku je přijímáno přímo v terénu, když se vyskytnou neočekávané hodnoty měřeného parametru, jde tedy o přizpůsobení výběru situaci v terénu.

Stratifikovaný výběr znamená, že území, ze kterého vybíráme vzorky, před započetím výběru rozdělíme na homogenní podskupiny (strata). V každé z nich jsou potom vzorky odebrány náhodným anebo systematickým výběrem. Výhoda stratifikace je v tom, že při rozděleni na homogenní *straty* má odhad střední hodnoty pro každou *stratu* zvlášť menší směrodatnou odchylku a i celkový odhad střední hodnoty má menší směrodatnou odchylku v porovnání s prostým náhodným výběrem.

Kriticky posouzený výběr zahrnuje použití profesionální expertního odhadu pro výběr míst odběru. Chyba v odhadu by mohla být kritická v případě, že území je vysoce kontaminováno, proto je tato metoda doporučena pouze pro území s nízkou kontaminací.

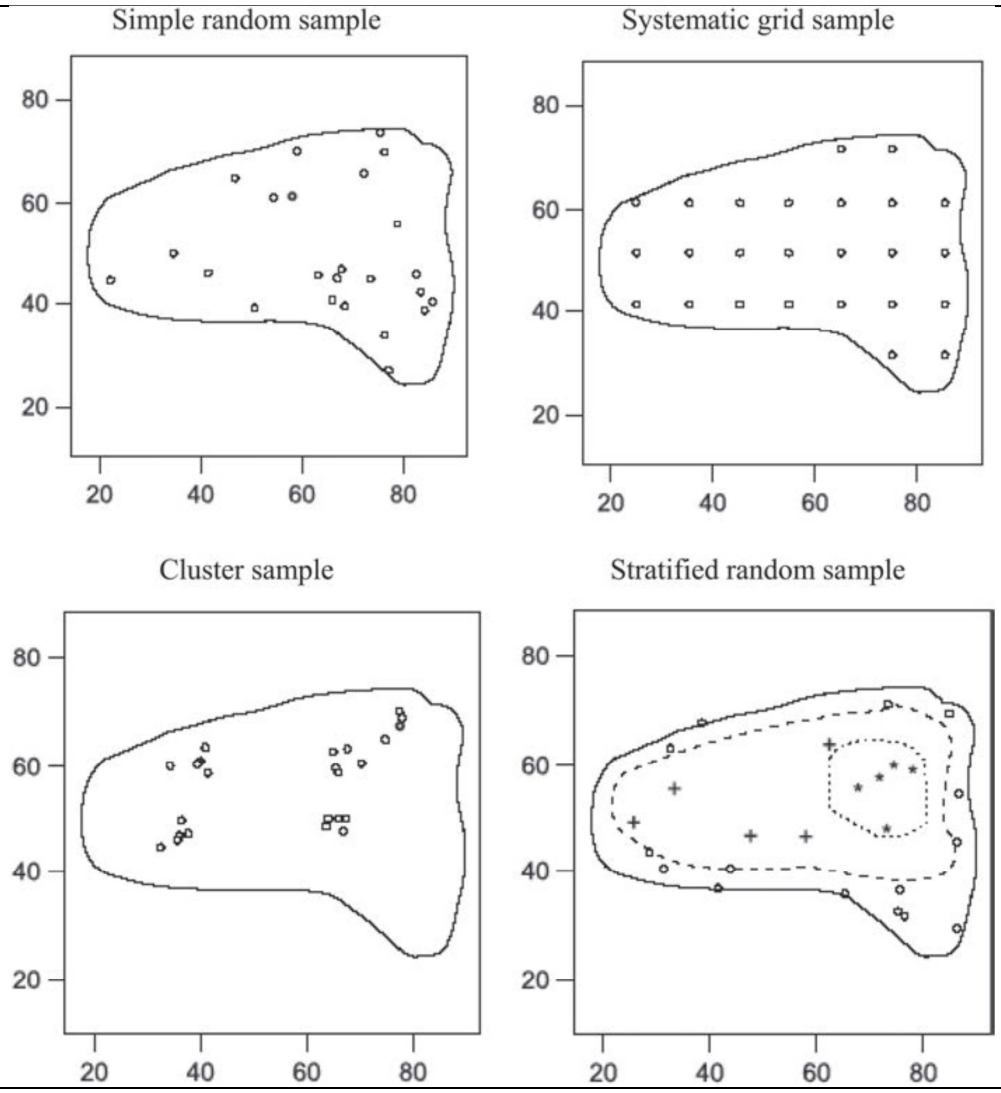
Dvojitý výběr může být použit v případě, že v jednom vzorku může být měřeno více parametrů. Metoda je použitelná pokud jeden z parametrů může být měřen účinněji (snadněji, levněji) než jiný z parametrů, související s měřeným. Na základě měřeného tedy může být předpovězena hodnota „složitějšího“ parametru. Jednodušším měřením jsou tedy vytříděny vzorky, které není třeba dále proměřovat složitějším způsobem, od těch, které měřeny být musejí.

Dvoufázový výběr je založen na vytyčení prvotních jednotek (území), některé z nich jsou poté náhodně zařazeny do výběru. V každé takto náhodně vybrané oblasti jsou znovu náhodně odebrány vzorky. Tato metoda obvykle bývá levná a použitelná pro složky různých odhadů.

Všechny výše uvedené metody mají své výhody i nevýhody, které přispívají k nejistotě. Je proto nutné brát toto na vědomí a přizpůsobit použitou metodu odběru reálné situaci. Velikost výběru může být přizpůsobena specifickým potřebám a může se měnit také v časovém průběhu nápravy.

Některé z těchto metod výběru jsou graficky znázorněny na následujícím obrázku 1, převzato z [7].

Obr.1 - Některé z metod výběru - graficky znázorněno



DODATEK :

Technické poznámky a technické údaje k možnostem měření a stanovení plošné kontaminace leteckými nebo pozemními skupinami

a) Výhody a rizika leteckých a pozemních měření

Letecká měření

- Pokud je letecké měření založeno pouze na přímém měření dávkového příkonu – to se může stát v případě nedostupnosti spektrometrických měření - je interpretce výsledků měření bez znalosti radionuklidového složení spadu poměrně obtížná úloha. Máme na mysli jak přepočet na dávkový příkon ve výšce 1 m nad zemí tak výpočet plošné kontaminace, neboť pokles dávkového příkonu ve vzduchu s výškou klesá pro jednotlivé radionuklidy odlišně a dále je třeba uvážit problému udržet letovou hladinu při výšku letu typicky 100 m
- Pokud je letecké měření založeno na spektrometrickém měření, jde zpravidla o spektrometrii scintilační NaJ(Tl). Ta je již dnes sice automaticky propojená s pozicí a výškou letu a pracuje v kontinuálním režimu, je však vyvinuta pro měření ne příliš složitých spekter zejména pro mapování výskytu prvků uranové, thoriové řady a K-40. Na tomto všudypřítomném pozadí je scintilační spektrometrie schopna odlišit zpravidla Cs-137 případně některé další jednotlivé radionuklidy jde-li o relativně jednoduché spektrum. V případě složitých spekter odpovídající desítkám radionuklidů po vážné havárii JEZ není pro jejich analýzu rozlišovací schopnost NaJ(Tl) dostatečná
- Pro monitorování kontaminace v případě složitých spekter je sice mimořádě vhodná polovodičová spektrometrie, především HpGe (polovodičové HpGe spektrometrie se dosud používalo k ověření vektoru radionuklidů ve vybraných místech). Detekční účinnost polovodičová HpGe spektrometrie je proti spektrometrii scintilační NaJ(Tl) řádově nižší (vzhledem k podstatně menší velikosti dostupných detektorů HpGe), její použití při kontaminaci na úrovni jednotky až desítky kBq/m^2) je velmi omezené. Je použitelná při kontaminaci řádu stovky kBq/m^2.
- Další polovodičové spektrometrické metody (např.založené na scintilační spektrometrii LaBr3 nebo polovodičové Cd(Zn)Te zatím nejsou dovedeny do praktického použití ve smyslu automatizovaného měření s polohou a výškou
- Všechny spektrometrické systémy mohou narazit na problém vysoké mrtvé doby (a tím zahlcení detektorů, zhoršení rozlišení atd.) při nasazení ve vysoce kontaminovaných oblastech. Tento problém nastává v poli záření gama (podle typu detektoru) již při hodnotách řádově jednotky/desítky µGy/h, tyto hodnoty odpovídají na terénu kontaminaci terénu řádově jednotky MBq/m^2 (podle druhu radioizotopu), v obvyklé letové výšce (cca 100 m) je odpovídající dávkový příkon přibližně o řád nižší. Lze tedy odhadnout, že spektrometrické systémy budou při letu ve výšce 100 m použitelné zhruba při povrchové kontaminaci terénu řádu jednotek až desítek MBq/m^2.

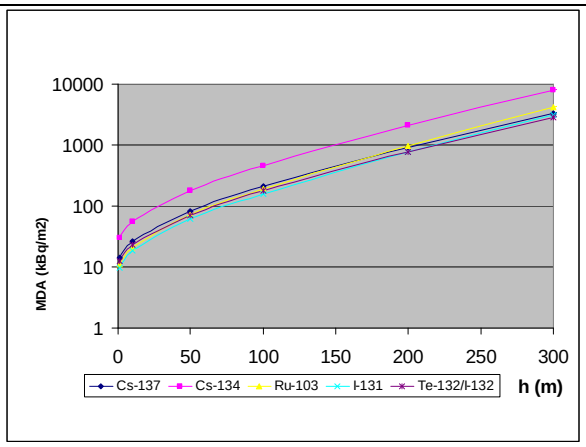
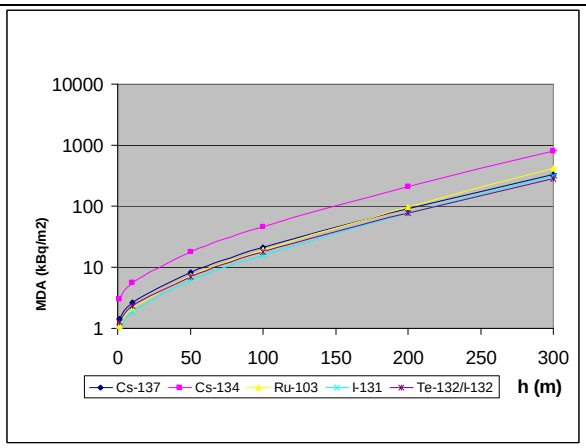
Pozemní (automobilová) měření

- Pokud je pozemní měření založeno pouze na prostém měření dávkového příkonu (v případě nedostupnosti spektrometrických měření), je interpretce výsledků tzn. přepočet dávkového příkonu na plošnou kontaminaci bez znalosti radionuklidového složení spadu stejně tak obtížná jako u měření leteckých.
- Samostatným problémem je riziko odlišně kontaminované vozovka od okolního terénu, zejména v případě mokrého spadu (intenzivního deště), specificky kontaminace okraje vozovky po velkém dešti. To může vést jak k falešně pozitivním tak negativním závěrům o kontaminaci terénu.
- v případě spektrometrických měření narazí pozemní měření na podobné problémy jako měření letecká (viz výše).
- Za specifický problém pozemních metod měření v terénu je třeba považovat realizovatelnost v oblasti vysoké kontaminace (řádu MBq/m2) jak z hlediska vstupu mobilní skupiny do kontaminovaných prostor, tak rizika kontaminaci pracovníků a techniky a tím problém falešné interpretace dat

b) Možnosti stanovení MDA při použití systémů leteckých spektrometrických měření

Polovodičová spektrometrie:

Je uvedena závislost MDA na výšce letu pro stanovení plošné kontaminace pomocí letecké HpGe spektrometrie a časy měření 1s a 10s (odvozeno pro HpGe detektor relativní účinnosti 15 %)

Obr 2 MDA pro plošnou aktivitu (letecká HpGe spektrometrie) interval měření 1s	Obr.3 MDA pro plošnou aktivitu (letecká HpGe spektrometrie) interval měření 10 s
	

Poznámka:

Výpočty minimálních detekovatelných plošných aktivit (MDA) pro radionuklidy deponované na povrchu pro leteckou **HpGe** spektrometrii byly provedeny z účinnostní kalibrace HpGe detektoru (pro nekonečnou kontaminovanou plochu) a pro následující parametry: výšky letu (10-300m), doby měření 1-10 s, vybrané klíčové radioizotopy (^{131}I, ^{132}Te, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{103}Ru). Výsledky jsou přehledně na následujících obrázcích, pro doby měření (1-10 s) jsou MDA v rozmezí 20-200 kBq/m^2 .

Scintilační spektrometrie NaI(Tl) systém IRIS 90m nad zemí – standardní metoda

Tabulka 3

Radionuklid	MDA pro IRIS 90m nad zemí
^{137}Cs	6kBq/m^2 *(lze patrně dosáhnout 1kBq/m2*
^{60}Co	3kBq/m^2*(lze patrně dosáhnout 1kBq/m2*

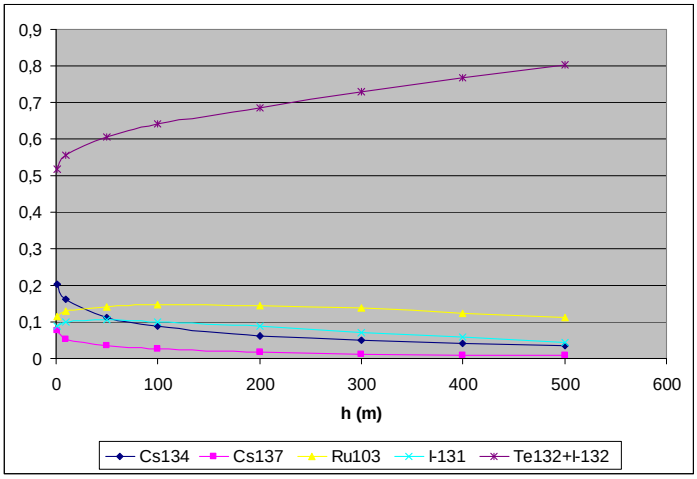
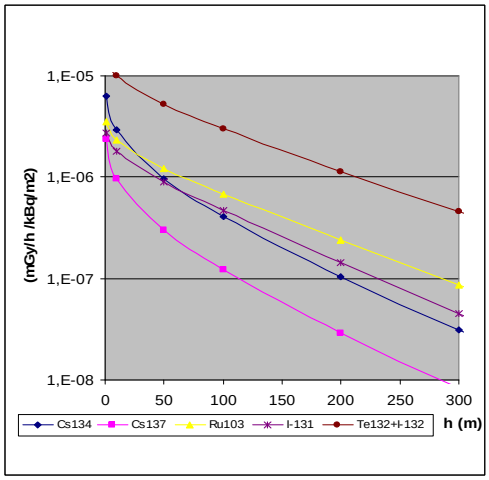
c) Maximální dávkové příkony (a související veličiny), kde lze spektrometrické systémy ještě použít ke spektrometrickým měření (z hlediska mrtvé doby)

Tabulka 4

Detektor	**max hodnoty, kdy lze nasadit**
HPGe 10%	jednotky mikroGy/h … odpovídá jednotky MBq/m^2
CZT 1cm^3	jednotky mGy/h
LaBr3 - 1.5x1.5´´	jednotky mikroGy/h … odpovídá jednotky MBq/m^2
NaI(Tl) - 3x3´´	jednotky mikroGy/h … odpovídá jednotky MBq/m^2
NaI(Tl) GR135	jednotky mikroGy/h … odpovídá jednotky MBq/m^2
IRIS	250tis imp/s - deklarováno 100 tis imp/s - ověřeno (cca MBq/m^2 ^{137}Cs ve 100m pro 16 l)

d) K možnému využití přímého leteckého měření dávkového příkonu k odhadu MDA

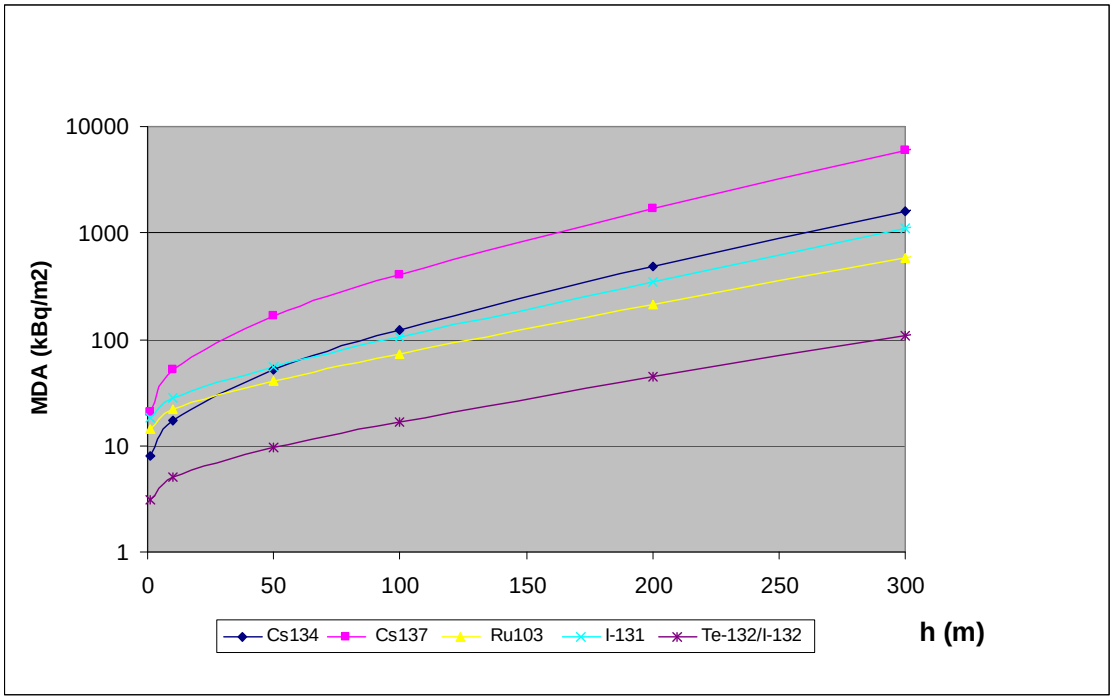
Letecké měření dávkového příkonu může sloužit **k hrubému odhadu** plošné kontaminace (deponované na povrchu krajinného krytu). Je-li známo radionuklidové složení kontaminace (vektor aktivity radionuklidů), lze z tohoto vektoru a zvýšeného dávkového příkonu odhadnout plošnou kontaminaci radionuklidy (alespoň klíčovými z hlediska opatření v zemědělství). K tomu je nutné znát konversní koeficienty mezi plošnou aktivitou a dávkovým příkonem v dané výšce letu. V prvních týdnech po nehodě zjednodušuje situaci fakt, že relativně nejvýznamnější příspěvek k dávkovému příkonu je dán izotopy Te^{132}/I^{132}, tato skupina spolu s I^{131} během prvních dvou týdnů po nehodě zcela dominuje. Tyto izotopy jsou i významně zastoupeny při úniku .

Obr 4. Podíl na dávkovém příkonu od významných radionuklidů (při jednotkové kontaminaci) pro různé výšky letu	**Obr 5 Závislost dávkového příkonu na výšce letu pro důležité radionuklidy nad nekonečnou plochou kontaminovanou 1 kBq/m2**
	

Poznámka: závislosti vypočteny programem MicroShield pro různé výšky letu a pro klíčové radionuklidy - tj. izotopy, které přispívají k nejvyššímu dávkovému příkonu při vážné nehodě jaderného zařízení (zejména jde o ^{131}I, ^{132}Te/ ^{132}I, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{103}Ru)

Pro reinterpretaci měřených hodnot je otázkou, *co lze považovat za „zvýšený“ dávkový příkon*. V České republice se variace dávkového příkonu [9] (od terestrálních radionuklidů) pohybuje v rozmezí do 0,220 µGy/h , průměrná hodnota 0,05 µGy/h. (V běžně používané výšce letu 100 m dojde k zeslabení pole ve srovnání s povrchem Země - výpočet nad nekonečnou deskou s obsahem **uranové řady** byl proveden programem Microshield). Lze odhadnout, že ve výšce letu 100 m navýšení hodnoty měřeného dávkového příkonu o 0,050 µGy/h může být považováno za „signál“ svědčící o zvýšené kontaminaci umělými radionuklidy. Z této hodnoty vycházíme při odhadu MDA.

Obr 6 : Odhad MDA pro plošnou kontaminaci a klíčové radionuklidy, výšku letu 100 m a předpoklad, že zvýšení o 50nGy/h nad pozadí je pozitivní signál způsoben kontaminovaným terénem umělými radionuklidy



Minimálně detekovatelné aktivity byly vypočteny pro tyto parametry

- předpoklad, že zvýšení o 0,050 µGy/h nad pozadí je pozitivní signál způsoben kontaminovaným terénem
- klíčové radioizotopy (^{131}I, ^{132}Te/ ^{132}I, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{103}Ru), (výpočet je proveden vždy za hypotetického předpokladu, že každý z nich je v kontaminaci přítomen samotný)
- výšky letu (10-300m),

Hodnoty MDA pro klíčové radionuklidy se pohybují v rozmezí jednoho řádu 30-300 kBq/m^2.

Měřící rozsahy a parametry vybraných dostupných přístrojů pro měření dávkových příkonů

Tabulka 5

Přístroj	rozsah měření	Jednotka	Provozní teplota [°C]
GR 130	0.01 ÷ 50	mikroSv/h	-10 ÷ +50
GR 135 (rozšířený rozsah)	1e-5 ÷ 100	mSv/h	-10 ÷ +50
DC 3E	0.1 ÷ 10	mGy/h	-10 ÷ +50
FH 40G	1e-4÷ 1000	mSv/h	-30 ÷ +55
RDS - 120	1e-5 ÷ 10000	mSv/h	-30 ÷ +55
NB 3201	3e-5 ÷ 100	mGy/h	-10 ÷ +55
RSS 112	< 10	mikroGy/h	-25 ÷ +55
InSpector 1000	1e-5 ÷ 100	mSv/h	-10 ÷ +55

Poznámka: K poklesu dávkového příkonu v čase po kontaminaci území směsí radionuklidů

Po MU3, kdy je uvolněna směs štěpných a korozních radionuklidů, dochází po kontaminaci touto směsí k poklesu dávkového příkonu od ukončení štěpné reakce [8] podle vztahu

$D = Do \cdot t^{-1.2}$

kde

- D je dávkový příkon v čase,
- Do počáteční dávkový příkon
- t čas (ve dnech)

(odpovídá např. snížení 10x po 7 dnech).

Na tuto skutečnost je třeba brát zřetel v tom smyslu, že pokud není možné provést mapování během krátké doby (řádu 1 den), kdy lze opravu na pokles dávkového příkonu ještě zanedbat, je třeba korigovat dávkové příkony k jednotnému datu (nejlépe datu ukončení jaderné reakce

e) Časová náročnost na provedení leteckého monitoringu podle vybraných trajektorií při rychlosti letu 100 km/h

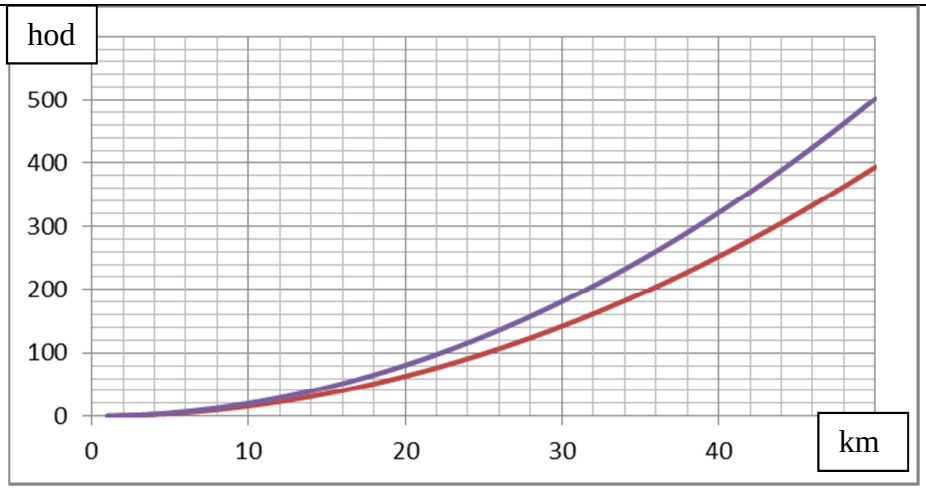
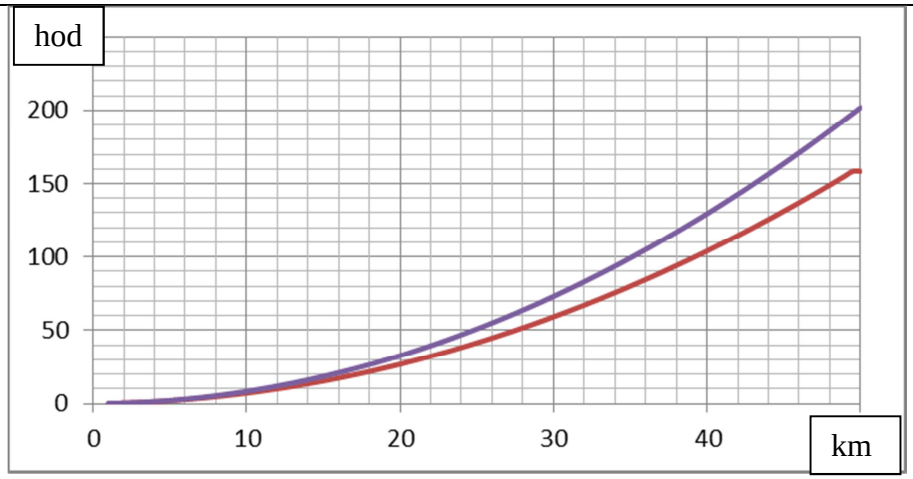
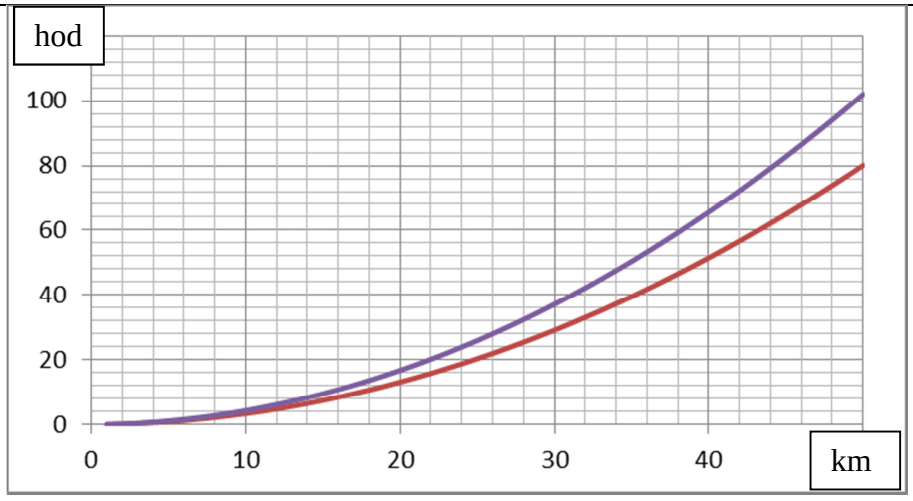
Pro pilotní orientační průzkum (po kružnici nebo čtverci) je vypočten nezbytný čas k letu (jde o sumu po všech trajektoriích až do uvedené vzdálenosti od středu (Tab.6)

Tabulka 6 :

R (km) od stredu JE	**obvod kruhu**			**suma obvodu**			cas (hod
1	6,3	6	**0,1**	8	8	**0,1**	
2	12,6	19	**0,2**	16	24	**0,2**	
3	18,8	38	**0,4**	24	48	**0,5**	
5	31,4	69	**0,7**	40	88	**0,9**	
10	62,8	132	**1,3**	80	168	**1,7**	
20	125,6	257	**2,6**	160	328	**3,3**	
30	188,4	446	**4,5**	240	568	**5,7**	
40	251,2	697	**7,0**	320	888	**8,9**	
50	314,0	1011	**10,1**	400	1288	**12,9**	

Na následujícím obrázku 7 je zobrazeno totéž při větší hustotě trajektorií (rozestup po 200, 500 m a 1 km)

Obr. 7. Odhad času v hodinách (svislá osa) , který je potřebný k nalétání všech trajektorii počínaje od středu, při rozestupech 200 m, 500 m, 1 km (rychlost letu 100 km/h). Vypočteno pro **celkovou vzdálenost** od místa úniku v km . *Samostatně pro trajektorie tvaru kružnice – červená/spodní linie a čtverce- fialová/horní linie*

trajektorie po 200 m	
trajektorie po 500 m	
Trajektorie po 1 km	

Závěr

Srovnání novosti postupů

Metodika pro rychlé měření kontaminovaného krajinného krytu moderními technologiemi (pro oblast zemědělství) nebyla dosud v České republice zpracována, jedná se tedy o novou metodiku.

Popis uplatnění certifikované metodiky

Metodika je určena k uplatnění pro SUJB, dále Ministerstvo zemědělství, Krizový štáb kraje při rozhodování o optimálním nasazení specializovaných mobilních skupin leteckých ev. pozemních pro získávání informací o kontaminaci krajinného krytu pro opatření v zemědělství (tj. o využitelnosti rostlin/plodin ev. hospodářských zvířat v potenciálně kontaminované oblasti, o množství odpadů (kontaminovaných hmot) i jako podklad pro strategii nápravy území).

Seznam související použité literatury

[1]. Doporučení pro obecný postup zjištění a hodnocení rizika kontaminovaných plodin a jejich likvidace SURO Praha 2015, výstup projektu: **VF20102015014**

[2]. Metodika pro modelové prognózní stanovení kontaminace plodin (v prvním a dalších letech po havárii) SURO Praha 2015 , výstup projektu: **VF20102015014**

[3]. Metodika pro hodnocení úrovně kontaminace plodin a rizika vzniku kontaminovaného odpadu (počítačový program SARCA - Spatial Assessment of Radioactive Contamination of Agricultural Crops) SURO Praha 2015 , výstup projektu: **VF20102015014**

[4]. Souhrn Doporučení a Metodik pro rozhodování při radiační mimořádné situaci, kdy dojde ke kontaminaci hospodářských zvířat a jejich produktů. SURO Praha 2015 , výstup projektu: **VF20102015014**

[5]. Metodika pro systém odběrů vzorků živočišných produktů z hlediska radioaktivní kontaminace po radiační mimořádné události, včetně sběru kritických informací pro návrh opatření SURO Praha 2015 , výstup projektu: **VF20102015014**

[6]. Metodika pro likvidaci odpadů ze živočišné výroby v případě radiační mimořádné události. SURO Praha 2015 , výstup projektu: **VF20102015014**

[7]. IAEA-TECDOC-1363. *Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data.* Vienna: IAEA, 2003. 152 s. ISBN 92-0-108303-3.

[8]. Glasstone and Dolan, The Effects of Atomic Weapons, 1977

[9]. Manová M, Matolín M: Radiometrická mapa České republiky, Český geologický ústav, Praha 1995