

BIZONYTALANSÁGOK ÉRTÉKELÉSE ÉS KEZELÉSE A SUGÁRVÉDELMI KÖRNYEZETELLENŐRZÉSBEN

Jakab Dorottya*, Pázmándi Tamás, Zagyvai Péter

HUN-REN Energiatudományi Kutatóközpont, 1121 Budapest, Konkoly-Thege Miklós út 29-33.

*jakab.dora@ek.hun-ren.hu

A kézirat beérkezett: 2024.03.27.

Közlésre elfogadva: 2024.05.29.

The primary objective of environmental radiation monitoring is to monitor the ambient radiation levels (dose rates) and radionuclide concentrations in variant environmental constituents. This includes determining long-term trends as well as promptly detecting short-term and rapid changes in their value. However, these quantities exhibit inherent spatial and temporal variability and heterogeneity, which may introduce significant errors and uncertainties into measurement results. To enhance the reliability of environmental radiation monitoring, improve the measurement capabilities, and facilitate appropriate interpretation and utilization of monitoring data, extensive research has been conducted on assessing and treating uncertainties in environmental radiation monitoring. These studies have focused on identifying and quantifying the key sources of uncertainty in environmental measurements. Additionally, the advantageous and disadvantageous features of different procedures applicable in measurement evaluation have been examined, along with the limitations of their applicability in various environmental measurement problems. Furthermore, solutions and methods have been proposed to support the implementation of reliable and comprehensive measurement evaluation in routine practice, leading to the definition of an improved measurement evaluation procedure.

Keywords: measurement evaluation, measurement uncertainty, detection limit, law of propagation of uncertainties, propagation of distributions, Monte Carlo method, uncertainty contributions

A sugárvédelmi környezetellenőrzés (környezeti monitorozás) elsődleges feladata a környezeti sugárzási szintek és a különböző környezeti elemek radionuklid-koncentrációjának nyomon követése, ideértve az ezekben jelentkező hosszútávú trendek megállapítását, illetve rövid idejű és gyors változások detektálását. Ezen mennyiségeket azonban eredendő térbeli-időbeli változékonyság és heterogenitás jellemzi, potenciálisan jelentős hibákkal és bizonytalanságokkal terhelve a mérési eredményt. A sugárvédelmi környezetellenőrzés megbízhatóságának növelése, a mérőrendszerek teljesítményének javítása és a monitoring tevékenységből nyert adatok megfelelő értelmezésének és felhasználásának támogatása érdekében átfogó kutatás került végrehajtásra a környezeti monitorozásban jelentkező bizonytalanságok értékelésére és kezelésére vonatkozóan. A vizsgálatok egyfelől a környezeti mérések legfőbb bizonytalansági forrásainak azonosítására és számszerűsítésére vonatkoztak. Emellett megállapításra kerültek a méréskiértékelésben használható különböző eljárások előnyei és hátrányai, továbbá alkalmazhatósági korlátaik jelentkezése különböző környezeti mérési problémákban. Ezeken felül a megbízható és teljeskörű méréskiértékelés rutin gyakorlatban való végrehajtását támogató megoldások és egy továbbfejlesztett méréskiértékelési eljárásrend került kidolgozásra.

Kulcsszavak: méréskiértékelés, mérési bizonytalanság, kimutatási határ, bizonytalanságterjedési szabály, valószínűség-eloszlások terjedése, Monte Carlo módszer, bizonytalansági hozzájárulások

BEVEZETÉS

A sugárvédelmi környezetellenőrzés (más néven környezeti monitorozás) kulcsfontosságú, ugyanakkor összetett, többfunkciós szerepet tölt be az egyének és a környezet sugárzásokkal szembeni védelmében. Elsődleges feladata a környezeti sugárzási szintek és a különböző környezeti elemek radionuklid-koncentrációjának nyomon követése. A környezeti monitorozási tevékenység végrehajtását azonban számos kihívás nehezíti. Ezek részben abból fakadnak, hogy a monitoringrendszereknek egymásnak némileg ellentmondó követelményeknek kell megfelelniük:

- a rövid idejű és gyors változások észlelését, ugyanakkor a radionuklid-szelektív mérések végrehajtását egyidejűleg lehetővé tevő mérési képességekkel kell rendelkezniük;
- az eredendően alacsony sugárzási szintek, radionuklid-koncentrációk nyomon követéséhez és már kismértékű szintemelkedések és szennyezések detektálásához szükséges mérési érzékenységgel – és ehhez igazodva kellően alacsony kimutatási határral – kell rendelkezniük, miközben a baleseti szituációkban várható magas szintek mérésére is alkalmasnak kell lenniük.

A környezetben mérendő fizikai hatásokat ugyanakkor eredendő térbeli és időbeli változékonyság, valamint heterogenitás jellemzi, amely nem csak a mérések reprezentativitását csökkentheti, hanem potenciális hibákat és bizonytalanságokat idézhet elő a minőségi és mennyiségi analízisekben.

A *mérési hiba*, amely a *mérési eredmény* és a vizsgálandó fizikai hatást megfelelően kifejező, jellemző és számszerűsítő *mérendő mennyiség* valódi értéke közötti különbséget számszerűsíti, hagyományosan két komponens, a véletlenszerű és a rendszeres (szisztematikus) mérési hiba együtteseként jelentkezik. Ezen komponensek egyike sem kiküszöbölhető, hatásuk azonban rendszerint mérsékelhető, megfelelő korrekciókkal kompenzálható annak érdekében, hogy minél nagyobb legyen a mérési eredmény és a mérendő mennyiség valódi értéke közti egyezést kifejező *mérési pontosság*. A méréshez kapcsolódó véletlenszerű és rendszeres hibák kifejezésén alapuló hibaanalízisek hosszú időn át képezték a méréstudomány (metrológia) gyakorlatának részét. Idővel azonban felismerték, hogy valamennyi ismert és feltételezett hibaösszetevő figyelembevétele és korrekciója ellenére a mérési eredmény bizonytalansággal terhelt maradhat. A mérendő mennyiség ugyanis nem írható le végtelen mennyiségű információ nélkül, így valódi értéke elviekben és a gyakorlatban is megismerhetetlen. Az ismereknek ezen eredendő hiányosságát tükrözi a mérési eredmény bizonytalansága, amelynek értékelése és kifejezése vált mára a mérési eredmény megfelelő értelmezésének általános konszenzuson alapuló megközelítésévé. A *mérési bizonytalanság* a mérni kívánt fizikai hatásra, vagyis a mérendő mennyiségre jellemző mennyiség, amelynek értékelésével biztosítható az eredmények érvényessége, összehasonlíthatósága és metrológiai nyomon követhetősége, csökkentésével növelhető a mérési eredmény megbízhatósága. A sugárvédelmi környezetellenőrzésben szintén kiemelt fontosságú a mérési eljárásra jellemző *kimutatási határ* meghatározása is, hiszen általa ellenőrizhető, hogy a mérési eljárás megfelel-e a hatás kimutatására vonatkozó

követelményeknek, észszerű mértékű lecsökkentésével biztosítható a mérési eljárás alkalmassága a mérési cél kiszolgálására.

A mérendő mennyiségre és a mérési eljárásra jellemző mennyiségek meghatározása tehát rendkívüli jelentőségű a mérések átfogó kiértékelésében és a kapott eredmények megfelelő értelmezésében. A méréskiértékelés gyakorlati megvalósításában azonban több kihívás is jelentkezik:

- az ionizáló sugárzások méréseinek, így a sugárvédelmi és környezeti mérések kiértékelése a legelterjedtebb gyakorlat szerint rendszerint a *bizonytalanságterjedési szabályon* alapuló eljárással kerül végrehajtásra. A bizonytalanságterjedési keretrendszer ugyanakkor több alkalmazhatósági korláttal is terhelt (ezek részletezését lásd később), az alkalmazhatósági feltételek ellenőrzésének szükségességét ennek ellenére rendre figyelmen kívül hagyják a gyakorlati alkalmazásokban.
- A méréskiértékelési eljárások a rutinfelhasználók számára sokszor nehezen implementálhatók a gyakorlatban vagy adaptálhatók saját mérési problémákra, részben abból kifolyólag, hogy a vonatkozó útmutatók, szabványok gyakran az alkalmazható módszertanok matematikai szempontú leírását tartalmazzák limitált számú és mérési problémára vonatkozó példa bemutatásával. Ezen felül a méréskiértékelés végrehajtását támogató szoftverek a számítási funkciók ismeretének és megértésének hiányában csak feketedobozként (black box) alkalmazhatók. Ezek a számítási eszközök ugyan lehetővé teszik az automatikus méréskiértékelés végrehajtását, bizonyos funkciók tekintetében hiányosak, limitáltan használhatók lehetnek.
- A mérési teljesítménynek a mérési bizonytalanság és kimutatási határ csökkentése révén elérhető javítása és annak mértéke gondos tervezés hiányában aránytalan lehet a befektetett erőforrások és az elért fejlődés mértékének tekintetében.

A méréskiértékelésben jelentkező, fentiekben tárgyalt kihívások szem előtt tartásával, és a mérési eljárásra és a mérendő mennyiségre jellemző mennyiségek meghatározásának sugárvédelmi környezetellenőrzésben való fontosságát mérlegelve, az elsőszerző doktori kutatása [1] során, amelyet a társszerzők témavezetésével végzett, többek közt a következő jelentősebb kihívások megoldási lehetőségeit járta körül:

- a méréskiértékelési eljárások alkalmazhatósági korlátai jelentkezésének vizsgálata a legelterjedtebb sugárvédelmi környezeti mérésekben;
- egy átlátható és értelmezhető méréskiértékelési eljárásrend kidolgozása, amely kiküszöbölheti az elérhető megoldások esetleges hiányosságait, azok alternatívájaként vagy kiegészítéseként használható, miközben elősegíti a gyakorlati alkalmazást a rutinfelhasználók számára is;
- a környezeti mérések legfőbb bizonytalansági forrásainak azonosítása és számszerűsítése, amelyek csökkentése révén eredményes javulás érhető el a mérési teljesítményben.

ESZKÖZÖK ÉS MÓDSZEREK

A mérésiértékelési módszerek alkalmazhatóságának vizsgálata

A mérendő mennyiséget reprezentáló mérési eredmény lehet egy mérőeszköz vagy mérőrendszer (közvetlen) értékmutatása, az értékmutató szerkezetéről leolvasott analóg vagy digitális kimenet, a jelzett érték vagy mérőjel. A valós mérési körülmények figyelembevétele azonban további befolyásoló mennyiségek, például korrekciós tényezők megállapítását teheti szükségessé a mérendő mennyiség meghatározásához. A mérendő mennyiség ezért legtöbbször nem közvetlenül mérhető érték, hanem az őt befolyásoló $X_1, X_2, \dots, X_m$ mennyiségekből határozható meg közvetetten – amelyek egyike a jelzett érték –, a mérési célhoz megválasztott mérési elvet megfelelően és kellő részletességgel leíró (jellemzően valós, explicit, egyváltozós) *mérési modell* segítségével:

$$y = G(x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (1)$$

ahol:

y a *kimenő mennyiség*, a mérendő mennyiség Y valószínűségi változó hozzárendelésével tekintett értékének becslése (várható értéke),

$x_1, x_2, \dots, x_m$ a *bemenő mennyiségek*, a mérendő mennyiséget befolyásoló $X_1, X_2, \dots, X_m$ mennyiségek becslései (várható értékei),

G a bemenő mennyiségek és a kimenő mennyiség közötti függvénykapcsolat.

Ahogy az a bevezetésben már említésre került, a mérendő mennyiséghez társított standard bizonytalanság megadására általánosan bevett és a sugárvédelmi mérésekben legtöbbször alkalmazott eljárás az *Útmutató a mérési bizonytalanság kifejezéséhez* (angol elnevezésének rövidítéséből GUM) című dokumentumban [2][3] bevezetett bizonytalanságterjedési keretrendszer. A keretrendszer alapjául szolgáló általános bizonytalanságterjedési szabály szerint az $u(y)$ standard bizonytalanság a bemenő mennyiségek $u(x_i)$ standard bizonytalanságának érzékenységi együtthatókkal súlyozott összegzésével adható meg a következők szerint:

$$u(y) = \sqrt{u^2(y)} = \sqrt{\sum_{i=1}^m c_i^2 u^2(x_i) + 2 \sum_{i=1}^{m-1} \sum_{j=i+1}^m c_i c_j u(x_i) u(x_j) r(x_i, x_j)} \quad (2)$$

$$u(y) = \sqrt{\sum_{i=1}^m c_i^2 u^2(x_i)} \quad (3)$$

ahol:

c_i az i -edik érzékenységi együttható, rendszerint a mérési modell X_i változó szerinti, x_i helyen becsült elsőrendű parciális deriváltja, $\frac{\partial G}{\partial x_i}$,

$r(x_i, x_j)$ az x_i és x_j mennyiségekre vonatkozó korrelációs együttható, amely a változók relatív kölcsönös függőségének mértékét jellemzi. Statisztikailag független (nem korrelált) bemenő mennyiségek esetén $r(x_i, x_j) = 0$, ekkor a (2) egyenlet szerinti bizonytalanságterjedési szabály a (3) egyenlet szerinti alakra egyszerűsödik.

A bizonytalanságterjedés szabálya szerint meghatározott $u(y)$ standard bizonytalanság, illetve a mérendő mennyiség valamely lehetséges vagy feltételezett $\tilde{y}$ valódi értékéhez tartozó $\tilde{u}(\tilde{y})$ standard bizonytalanság a mérendő mennyiséget és a mérési eljárást jellemző további mennyiségek – a mérendő mennyiség valódi mennyiségértékének $\hat{y}$ legjobb becslése és az ahhoz társított $u(\hat{y})$ standard bizonytalanság, az $[y^-, y^+]$ lefedettségi tartomány, az y^* döntési határérték és az $y^\#$ kimutatási határ – származtatásához is szükséges. (Ezen, jelen cikkben részleteiben nem tárgyalt jellemző mennyiségek definíciójáról és meghatározásáról részletesen lásd az [1][2][3][4] dokumentumokat.)

A bizonytalanságterjedési szabály a G mérési modell elsőrendű Taylor-soros kifejtésén alapuló közelítésre épül. A közelítés, így a bizonytalanságterjedésen alapuló méréskiértékelés érvényessége megköveteli, hogy a mérési modell lineáris vagy linearizálható legyen. A mérendő mennyiséggel nem-lineáris viszonyban álló bemenő mennyiségek jelenléte ugyanis szignifikáns csontkítási hibához vezethet a Taylor-soros közelítésében. Amennyiben a mérési modell nem-linearitása jelentős, a Taylor-soros kifejtés magasabb rendű tagjainak figyelembevétele szükséges, amelyek meghatározása azonban algebrailag bonyolult és számításigényes feladat, különösen nagyszámú bemenő mennyiség esetén.

A mérendő mennyiség meghatározásához szükséges információk a bemenő mennyiségekről és a bemenő és kimenő mennyiségek közti (függvény)kapcsolatról rendelkezésre álló ismeretekből adódnak. A bizonytalanságterjedési keretrendszer esetében a bemenő mennyiségekre vonatkozó információk x_i becsült értékükön és $u(x_i)$ standard bizonytalanságukon alapulnak. Ezek észlelési sorozatok (ismételt megfigyelések) statisztikai elemzésén keresztül, vagy a rendelkezésre álló ismeretekre és információkra (például historikus mérési adatra, gyártói specifikációra, hitelesítési, kalibrálási, vagy kézikönyvi adatra) alapozott tudományos megítélés, fizikai vagy mérés technikai megfontolások révén határozhatók meg. A bizonytalanságterjedésen alapuló értékelés alkalmazhatóságának további feltétele, hogy a kimenő mennyiség normális (vagy Student-) eloszlással jellemezhető vagy közelíthető legyen. Ez a feltétel teljesül akkor, ha a bemenő mennyiségek a mellett, hogy a mérendő mennyiséggel lineáris viszonyban állnak, normális eloszlást követnek. Az eredményül kapott kimenő mennyiség konvolúciós eloszlása továbbá akkor tekinthető jó közelítéssel normálisnak, ha a centrális határeloszlás-tétel feltételei teljesülnek, a független, nem-normális eloszlású X_i bármelyik $c_i^2 u^2(x_i)$ komponense lényegesen kisebb az $u^2(y)$ varianciánál.

A bizonytalanságterjedési keretrendszer alkalmazhatósági feltételeinek megsértése esetén a valószínűség-eloszlások terjedésén alapuló eljárás jelenthet ideális alternatívát. Ebben a módszerben a jellemző mennyiségek a mérendő mennyiség $f_Y(\tilde{y}|\mathbf{a})$ a posteriori (utólagos) valószínűség-eloszlásának momentumaként és kvantiliseiként, vagy azokból kiindulva kerülnek számszerűsítésre. Ezen származtatott eloszlás a bemenő mennyiségekhez rendelt

$f_{X_i}(\tilde{x}_i|\mathbf{a}_i)$ valószínűség-eloszlásokkal (és az azokból képzett $f_X(\tilde{\mathbf{x}}|\mathbf{a})$ együttes bemenő valószínűség-eloszlással) konzisztens lesz. A valószínűségeloszlás-hozzárendelések minden rendelkezésre álló információ X_i -re vonatkozó $\mathbf{a}_i$ részhalmazán alapulnak. A valószínűség-eloszlások terjedése az eloszlás jellegét és jellemzőit is szem előtt tartja, nem korlátozódik tehát az eloszlás csak bizonyos paramétereinek figyelembevételére, szemben a bizonytalanságterjedéssel, amelyben a valószínűség-eloszlás a várható érték és szórás megállapításához szükséges alátámasztó információ csupán ($\mathbf{a}_i = \{x_i, u(x_i)\}$).

A valószínűség-eloszlások terjedésénél az elsődleges mérési eredmény az $f_Y(\tilde{y}|\mathbf{a})$ *a posteriori* valószínűség-eloszlás várható értéke, az $u(y)$ standard bizonytalanság az $f_Y(\tilde{y}|\mathbf{a})$ varianciájának négyzetgyöke. Amennyiben – az [5][6][7] útmutatókkal összhangban – *Monte Carlo módszert* (MCM) alkalmazunk az $f_Y(\tilde{y}|\mathbf{a})$ származtatásához, $j = 1, 2, \dots, n_M$ Monte Carlo kísérlet végrehajtásával, a bemenő mennyiségek $f_{X_i}(\tilde{x}_i|\mathbf{a}_i)$ valószínűségi eloszlásaiból inverz transzformációs mintavétel segítségével generáljuk a bemenő mennyiségek $\mathbf{x}_{(j)} = \{x_{1,j}, x_{2,j}, \dots, x_{m,j}\}$ készleteit. Az így generált $\tilde{x}_i$ lehetséges mennyiségértékeket a mérési modellbe behelyettesítve mindegyik $\mathbf{x}_{(j)}$ készlethez meghatározható a mérendő mennyiség egy lehetséges mennyiségértéke, $y_j = G(\mathbf{x}_{(j)}) = G(x_{1,j}, x_{2,j}, \dots, x_{m,j})$. Az MCM alkalmazásánál az y elsődleges mérési eredmény az $\mathbf{y}_M = \{y_1, y_2, \dots, y_{n_M}\}$ vektor számtani középértékeként ((4) egyenlet), az $u(y)$ standard bizonytalanság az $\mathbf{y}_M$ vektor tapasztalati szórásaként ((5) egyenlet) adható meg:

$$y = \frac{1}{n_M} \sum_{j=1}^{n_M} y_j. \quad (4)$$

$$u(y) = \sqrt{\frac{1}{n_M-1} \sum_{j=1}^{n_M} (y_j - y)^2}. \quad (5)$$

A valószínűség-eloszlások terjedésén alapuló kiértékelési eljárás megfelelően kezeli a nem-lineáris mérési modelleket, másfelől nem korlátozódik normális eloszlásokra. Ennélfogva a bizonytalanságterjedéshez képest realisztikusabb elemzést tesz lehetővé, illetve szélesebb körű mérési problémára alkalmazható megbízhatóan. Érvényessége azonban nagyban függ a bemenő mennyiségekre vonatkozó valószínűségeloszlás-hozzárendelések megfelelőségétől, amely így a mennyiségekre vonatkozó adekvát információk és azok minél teljesebb körű rendelkezésre állását igényli.

A bizonytalanságterjedésen és az eloszlások terjedésén alapuló, MCM-t alkalmazó eljárások alkalmazhatósága egyaránt megvizsgálásra került a legelterjedtebb sugárvédelmi környezetellenőrzési mérési problémák – dózis- és dózisteljesítmény-mérések és környezeti minták radioanalízise – mérés kiértékelésében. Mindez az adott mérési problémákra eltérő mérési modellek definiálásával, továbbá számos, egymástól különböző, alapvetően valós mérési problémákból vett, esetenként hipotetikus, de realisztikus paraméterkészleteket alkalmazásával került végrehajtásra. Az ilyen módon előidézett változó körülmények között megállapításra került a különböző kiértékelési eljárásokkal kapott eredmények egyeztetősége, a különbözőségek jelentkezése és okai. (A részletes elemzésekhez lásd [1][8][9].)

A környezeti dózismérésekre vonatkozóan például elemzésre kerültek az eredendően felírható nem-lineáris és az abból képzett, linearizált mérési modell alkalmazásának hatásai. Ezen méréstípus esetében a besugárzási körülmények minél pontosabb figyelembevétele, így a megbízható mennyiség- és bizonytalanságvértékelés érdekében a jelzett dózisérték r (relatív) válaszokkal osztandó ((6) egyenlet). Ezen mennyiségek a dózismérő által jelzett érték és a besugárzási dózismennyiség konvencionális valódi értékének hányadosai, az egyes befolyásoló mennyiségeknek általuk számszerűsített, kijelzett értékre gyakorolt hatása a válasz megváltozását eredményezi. A mérési modell a nevezőben szereplő r mennyiségek tekintetében nem-lineáris, amelyek szignifikáns $u_{rel}(r) = u(r)/r$ relatív bizonytalansága sértene a bizonytalanságterjedés érvényességéhez szükséges feltételezések teljesülését. Összhangban például [10] ajánlásaival, a válaszjellemzők inverzeként kiszámított k korrekciós faktoroknak a bevezetésével, vagyis $k = 1/r$ változótranszformációval ugyanakkor általában lineáris mérési modell ((7) egyenlet) állítható elő:

$$h = \frac{N_0}{r_{nl} \prod_{q=1}^m r_q} M - h_{BG} \quad (6)$$

$$h = N_0 k_{nl} \prod_{q=1}^m k_q M - h_{BG} \quad (7)$$

ahol:

$h = H^*(10)$ a környezeti dózisegyenérték, a környezeti dózismérések mérendő mennyisége,

M a kijelzett (mért) dózisérték, a kiolvasási jelekből a dozimetriai rendszer algoritmusával generált érték, amely jellemzően a doziméter és a kiolvasó inherens jelzésével korrigált nettó sugárzás indukálta jelzés (vagy eleve algoritmizált úton megadva, vagy az M_0 inherenshátér-járulék egy újbóli, „nullás” kiolvasással meghatározott értékének kivonásával: $M = M_g - M_0$),

N_0 a kalibrációs tényező a valódi referencia dózisérték és a kijelzett dózisérték hányadosa referencia sugárzási térben és körülmények között végzett független mérésnél (a vizsgálatok során a (6) egyenlet nevezőjében a kiolvasó r_{ref} érzékenységevel és a detektor r_{det} normalizációs tényezőjével, illetve a (7) egyenletben a vonatkozó k_{ref} és k_{det} korrekciós faktorokkal figyelembe véve, erről részletesebben lásd [1][9]),

r_{nl}, k_{nl} a válasznak a dózis megváltozásával jelentkező nem-linearitását kifejező választényező és korrekciós faktor,

r_q, k_q ($q = 1, \dots, m$) relatív válaszok és az ezekből képzett korrekciós faktorok, tipikusan $\prod_{q=1}^m r_q = r_{env} r_{E,\alpha}$, ahol r_{env} a környezeti hatásokra – hőmérséklet, relatív nedvességtartalom, légnyomás stb. – mutatott relatív válasz, $r_{E,\alpha}$ a jelzés sugárzás energiájára és irányára mutatott függését kifejező relatív válasz, illetve $\prod_{q=1}^m k_q = k_{env} k_{E,\alpha}$,

$h_{BG} = \dot{h}_{BG} t$ a háttérsugárzás dózisa, a háttérsugárzás $\dot{h}_{BG}$ dózisteljesítménye és a két kiolvasás között eltelt t idő szorzata.

A környezeti dózismérésekre vonatkozó vizsgálatokhoz különböző bemenő paraméterkészletek lettek definiálva. A mérendő mennyiséget befolyásoló és emiatt a mérési modellbe bevonandó rendszerjellemzők értékei egyfelől a foton- és béta-sugárzás egyéni, munkahelyi és környezeti monitorozásának passzív integráló dozimetriai rendszereire vonatkozó szabványban [11] előírt, a paraméterek maximálisan megengedett legnagyobb hatása alapján kerültek meghatározásra. Ezek rendszerint $\pm r\%$ aszimmetrikus relatív tartományokként definiált értékek, amelyek $r_{(-)}$ alsó és $r_{(+)}$ felső határából kiindulva a k korrekciós faktorokra szimmetrikus tartomány számítható ki ($r \in [r_{(-)} \dots r_{(+)}] \rightarrow k = 1/r \in [1/r_{(+)} \dots 1/r_{(-)}] = [k_{(-)} \dots k_{(+)}]$). A méréskiértékelések ezen felül a rendszerjellemzőknek kísérletileg (pl. típusvizsgálatban) vagy modellezéssel számszerűsített értékeiből kiindulva is elvégzésre kerültek. A vizsgálatok tárgyát képezte továbbá annak megállapítása, hogy a mérési és besugárzási körülmények figyelembevétele – tipikusan a sugárzás energiájától és irányától való függés és a háttér dózisarulék – hogyan befolyásolja a dózis- és dózisteljesítmény-mérések méréskiértékelésének eredményeit. [1][9][12]

A környezeti mérések bizonytalansági forrásainak azonosítása és számszerűsítése

A legelterjedtebb környezeti mérésekre nézve – dózis- és dózisteljesítmény-mérések és környezeti minták (levegő, légköri kihullás, talaj) radioanalízise – azonosításra kerültek a mérendő mennyiséget és annak bizonytalanságát befolyásoló hatások és az azokat kifejező, mérési modellbe beillesztendő paraméterek. Ezen források mérési bizonytalansághoz való hozzájárulásának tipikus értékei több megközelítésből kiindulva is meghatározásra kerültek. A mérési modellekben szereplő bemenő mennyiségek értékeinek és bizonytalanságainak megadásakor részben a paraméterek elviekben lehetséges értékei lettek figyelembe véve, elsősorban szakirodalmi források, vagy például – a már említett – szabványban megengedett határértékek alapján. Emellett jellemző paraméterértékkészletek lettek definiálva a KFKI Telephelyi sugárvédelmi környezetellenőrző rendszer valós környezeti méréseinek elmúlt években több százas nagyságrendben történő kiértékelésével, eltérő mintavételi és mérési körülményekre (időtartamokra, gyakoriságokra, mintamennyiségekre stb.) vonatkozóan is.

Az X_i bemenő mennyiségeknek a mérendő mennyiséghez társított mérési bizonytalansághoz való hozzájárulása a $h(y, x_i)$ hozzájárulási együtthatón keresztül jellemezhető, amely – nem korrelált bemenő mennyiségek esetére – a következőképpen adható meg:

$$h(y, x_i) = \left[\frac{c_i u(x_i)}{u(y)} \right]^2. \quad (8)$$

Mivel a bizonytalanságterjedési szabály alkalmazásához a c érzékenységi együttható alapértelmezetten meghatározandó, a hozzájárulási együtthatók közvetlen eredményként megkaphatók. Ezzel szemben az MCM-alapú valószínűségeloszlások-terjedését alkalmazó méréskiértékelésben az érzékenységi együttható nem kerül kiszámításra, meghatározása ((9) egyenlet) érzékenységvizsgálat segítségével végezhető, melyből $h(y, x_k)$ hozzájárulási együttható a már ismert logika szerint kiszámítható ((10) egyenlet):

$$c_k = \frac{u(y_{(k)})}{u(x_k)} \quad (9)$$

$$h(y, x_k) = \left[\frac{c_k \cdot u(x_k)}{u(y)} \right]^2 = \left[\frac{u(y_{(k)})}{u(y)} \right]^2 \quad (10)$$

ahol:

$y_{(k)}$ és $u(y_{(k)})$ azon $\mathbf{x}_{(k,j)} = \{x_1, \dots, x_{k,j}, \dots, x_m\}$ sorvektorokra kiszámított $y_{k,j}$ mennyiségértékek számtani közepe és szórása, ahol az egyik X_k ($1 \leq k \leq m$) bemenő mennyiséget $f_{X_i}(\tilde{x}_i | \mathbf{a}_i)$ sűrűségfüggvényéből mintázzuk a többi bemenő mennyiség várható értékén rögzítésével egyidőben ($X_i = x_i, i \neq k$),

$u(x_k)$ az X_k bemenő mennyiség mintavételezéssel kapott lehetséges mennyiségértékeinek szórása.

A mérési (analitikai) bizonytalanság értéke nem csak a befolyásoló mennyiségeken alapuló modellezési eljárással – bizonytalanságterjedéssel vagy valószínűség-eloszlások terjedésével –, hanem az ismételt megfigyelések statisztikai elemzésén (empirikus eljárás) alapuló értékelés útján is megállapításra került. Ez a KFKI Telephelyen a légkörkihullás-mintavételezésre és -mérésekre vonatkozóan végrehajtott többéves méréssorozat segítségével vált lehetővé, amelynek keretében többek között a száraz és nedves kiülepedés elkülönített és együttes mintavételezésének, valamint a különböző mintavételi gyakoriságoknak a légköri kihullásban mért aktivitáskoncentrációk értékére gyakorolt hatása is az elemzés tárgyát képezte (lásd [1][13][14]). Az azonos körülmények között végrehajtott párhuzamos mintavételek és mintamérések a mintavételi bizonytalanság meghatározására és mértékének mérési bizonytalansággal való összevetésére is lehetőséget teremtettek.

Méréskiértékelési eljárásrend kidolgozása

A méréskiértékelések egy, a meglévő lépéssorok felülvizsgálatával és továbbfejlesztésével újonnan definiált, a bizonytalanságterjedésen alapuló és az MCM-alapú valószínűségeloszlások-terjedését alkalmazó kiértékelési módszert egyaránt magában foglaló, többlépéses eljárásrend alapján kerültek végrehajtásra.

Az eljárásrend különböző lépéseiben használandó megoldásokra számos alternatív módszer alkalmazhatósága is részletesen meg lett vizsgálva, az egyes módszerek előnyeinek és korlátainak megállapítása érdekében. Elemezve lett például az érzékenységi együtthatók numerikus differenciáláson alapuló, véges (centrális, haladó, retrográd) differenciákat használó közelítéssel való megadásának alkalmazhatósága, amely módszerre akkor lehet szükség, ha az érzékenységi együtthatók nem adhatók meg analitikusan, a mérési modell parciális deriválásával, vagy nem állnak explicit módon rendelkezésre a kiértékelési modell vagy algoritmus számítógépes kód formájában való hozzáférhetősége miatt. Vizsgálva lett továbbá az is, hogy az MCM-alapú méréskiértékelésben a hozzájárulási együtthatók érzékenységvizsgálat útján történő meghatározása mellett milyen többletinformációt jelenhet egy, a lineáris regresszió alapuló módszer a mérési modell linearitásának megállapításában. De tanulmányozásra került a leggyakrabban hivatkozott és alkalmazott $[y^<, y^>]$ szimmetrikus

lefedettségi tartomány hátrányainak kompenzálhatósága is az $[y^<, y^>]$ *legsűkebb lefedettségi tartomány* definiálása útján, valamint a bizonytalanságterjedésen alapuló kimutatásihatárszámítás alapvetően implicit összefüggésének explicitté alakítása és iteratív megoldásának lehetősége. (A vizsgálatok és eredmények részletesebb kifejtéséhez lásd [1][8][9].)

A gyakorlati alkalmazhatóság biztosítása érdekében az eljárásrendbe olyan megoldások kerültek beépítésre, amelyek a széleskörben hozzáférhető és a legelterjedtebben használt szoftverkörnyezetben (Microsoft Excel) végrehajthatók. A méréskiértékelési eljárásrend és az abban foglalt módszerek funkcionalitása, használhatósága és teljesítménye más, rendelkezésre álló méréskiértékelési eszközökkel és szoftverekkel [15][16] végzett összehasonlító elemzés útján került validálásra.

EREDMÉNYEK

A méréskiértékelési módszerek alkalmazhatóságának vizsgálata

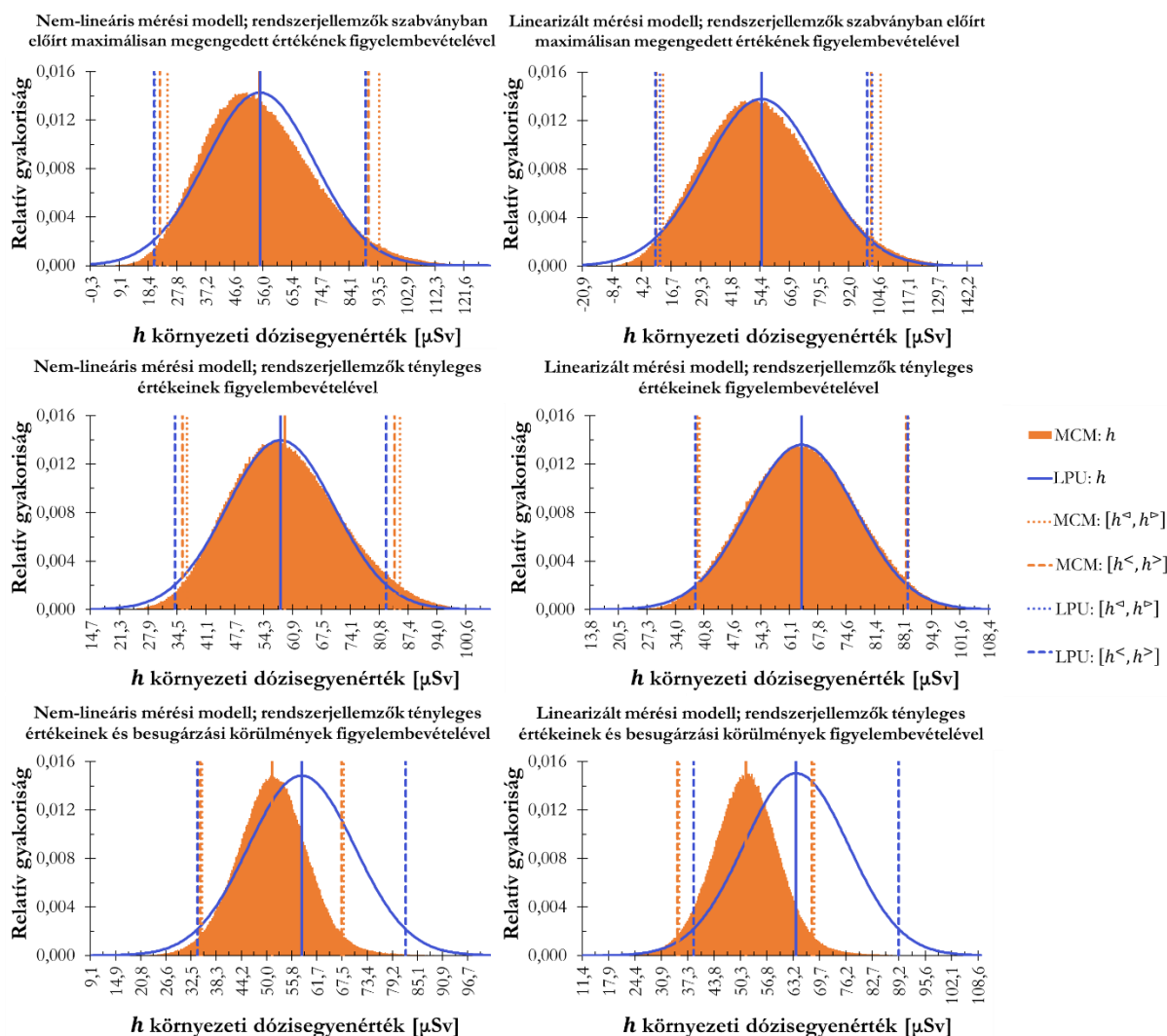
Több mérési problémán keresztül is igazolást nyert, hogy a környezeti monitorozás rutin gyakorlatában is csorbulhat a méréskiértékelésben leggyakrabban alkalmazott bizonytalanságterjedési keretrendszer érvényessége. A sugárvédelmi mérésekre ugyanis sok esetben eredendően nem-lineáris mérési modell írható fel, a mérési modell nevezőjében szereplő mennyiségek – a számláláson alapuló vagy spektrometriai aktivitáskoncentráció-méréseknél például az ε detektálási határfok, az m mintamennyiség, vagy potenciálisan figyelembe vett korrekciós tényezők – a modell nem-linearitását eredményezhetik. A bizonytalanságterjedés összefüggésének megbízható alkalmazásához az y kimenő mennyiséggel nem-lineáris viszonyban álló x_i bemenő mennyiség(ek) relatív bizonytalanságát kellően kicsire ($u(x_i)/x_i = u_{rel}(x_i) < 10\%$) szükséges csökkenteni. A bizonytalansági összetevők csökkentése a mérési teljesítmény javítása mellett így a bizonytalanságterjedési keretrendszeren alapuló méréskiértékelés megfelelőségének biztosításához is hozzájárulhat. Egyes mérési problémáknál megvalósítható a mérési modell linearizálása. A környezeti dózismérések vizsgált példája azonban demonstrálta, hogy ez adott esetben csak a modell egyszerűsítésével végrehajtható, amely a kiszámítást megkönnyíti ugyan, de információvesztéshez vezethet. A dózisméréseknél alkalmazott mérési modell a $k = 1/r$ változótranszformációval például akkor linearizálható (lásd a (6) és (7) egyenleteket), ha nem teszünk különbséget a természetes eredetű háttérsugárzásra adott r_{BG} (különösen a másodlagos kozmikus sugárzásra adott, a töltéssel rendelkező komponensekre mutatott érzékenység miatt egységnyinél nagyobb) válasz és a sugárzás energiájára és irányára mutatott $r_{E,\alpha}$ válasz között ($r_{BG} = r_{E,\alpha}$).

Ugyanakkor szemléltetésre került, hogy a bizonytalanságterjedési keretrendszer érvényességét nem csak a kimenő mennyiséggel nem-lineáris viszonyban álló és nem-normális eloszlású bemenő mennyiség(ek) relatív bizonytalanságának nagysága, hanem mérési bizonytalansághoz való hozzájárulásuk is meghatározza. Több mérési problémán és számítási példán keresztül is bemutatásra került, hogy a nem-normális eloszlású bemenő mennyiségek bizonytalansági hozzájárulásának növekedésével és dominánssá válásával egyre jobbra torzul a

kimenő mennyiség eloszlása a mennyiséget jellemző paraméterek meghatározásában alapértelmezettnek vett normális eloszláshoz képest.

A környezeti dózis- és dózisteljesítmény-mérések esetére nézve bemutatásra került, hogy amennyiben a mérőrendszerek karakterisztikájáról nem rendelkezünk megfelelő információval, a mérendő mennyiséget befolyásoló rendszerjellemzők és paraméterek szabványban előírt megengedett legnagyobb hatása alapján becslés adható a mérési bizonytalanságra. Azonban az ezen megközelítésben figyelembe veendő nem-normális eloszlással jellemezhető, kiemelten az r_{nl} és $r_{E,\alpha}$ választényezők és a vonatkozó k_{nl} és $k_{E,\alpha}$ korrekciós faktorok jelenléte és az $r_{E,\alpha}$ és $k_{E,\alpha}$ domináns bizonytalansági hozzájárulása még az eredendően nem-lineáris mérési modell megfelelő linearizálásánál is korlátozhatja a bizonytalanságterjedésen alapuló méréskiértékelés alkalmazhatóságát (lásd az 1. ábra felső sorban szereplő diagramjait). (A dózisválasz nem-linearitását kifejező r_{nl} és k_{nl} paraméterekre egyenletes eloszlást feltételezhetünk, hiszen a szabványban előírt tartományon egyenletes valószínűséggel vehetnek fel mennyiségértékeket. Az $r_{E,\alpha}$ és $k_{E,\alpha}$ paraméterekre nézve háromszögeloszlást definiálhatunk, kifejezve azon tulajdonságukat, hogy lehetséges mennyiségértékeiket a szabványban előírt megengedett legnagyobb hatás megszabta szélsőértékekhez közel kisebb valószínűséggel veszik fel, mint az intervallum középpontjának közelében. Mivel szélsőértékeik a sugárzás extrém α beesési szögei mellett (és kis E energiák esetén) jelentkeznek, a környezetben széles szögtartományban beeső sugárzás miatt előfordulásuk nem tekinthető nagyon valószínűtlennek – ahogyan ez történne a normális eloszlás esetében.)

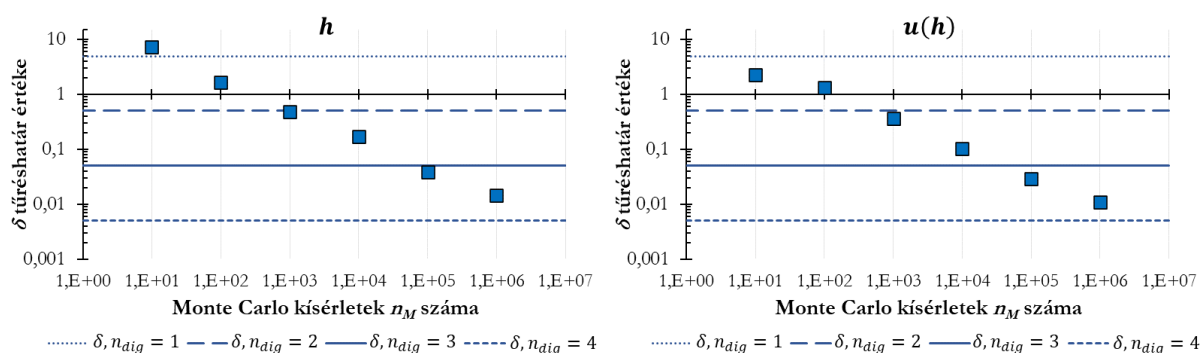
Demonstrálva lett továbbá, hogy a bizonytalanságterjedéses módszer korlátozottan használható a besugárzási körülmények figyelembevételével végzett kiértékelésben is, tekintve, hogy a kimeneti mennyiségről és annak valódi eloszlásáról csak korlátozott információt tud nyújtani. Az ekkor figyelembe veendő tényezők némelyikének, tipikusan az $r_{E,\alpha}$ és $k_{E,\alpha}$ mennyiségeknek a beeső sugárzás energia- és szögeloszlását egyaránt figyelembe vevő és a $\dot{h}_{BG}$ háttérsugárzási dózisteljesítmény csapadék előidézte dózisteljesítmény-növekmények miatti jobbra tolódó, valós mérési körülményekre nézve reprezentatívabb eloszlásai aszimmetrikusak, akár diszkrét is lehetnek, amelyek a bizonytalanságterjedési keretrendszerben nem vehetők tekintetbe, ellentétben az MCM-mel végzett eloszlások terjedésével. Az ebből fakadó elvi különbség akár 50%-ot meghaladó eltérést is okozhat a két kiértékelési módszer eredményei között (lásd az 1. ábra alsó sorban szereplő diagramjait).



1. ábra. Bizonytalanságterjedési szabályon (angol megfelelőjének rövidítéséből LPU, kékkel) és MCM-alapú valószínűségeloszlások-terjedésén alapuló méréskiértékelés (narancssal) eredményeként kapott h környezeti dóziségyenérték eloszlása és becslése (valamint a $[h^<, h^>]$ szimmetrikus $[h^<, h^>]$ legszűkebb lefedettségű tartomány határai) nem-lineáris (bal oldalt) és linearizált (jobb oldalt) mérési modell esetén, eltérő paraméterkészletek figyelembevételével [1][9]

Ahogy erre a módszertant leíró szakaszban már utaltunk, az MCM-alapú méréskiértékelés érvényessége is bizonyos feltételekhez kötött. Egyfelől megszabja a bemenő mennyiségek valószínűségeloszlás-hozzárendeléseinek és a belőlük származtatott kimenő mennyiség eloszlásának megfeleltetése, amelyet az határoz meg, hogy az eloszlások a valósághoz mennyire jól illeszkedve jellemzik a kérdéses mennyiséget. Általánosan kijelenthető, hogy minél nagyobb n_M Monte Carlo kísérletszám szükséges ahhoz, hogy a mintavételezéssel kapott lehetséges mennyiségértékek adott Monte Carlo futtatáson belül kevésbé szóródjanak (vagyis a mennyiség mintázott értékeinek szórásaként meghatározott bizonytalansága minél kisebb legyen), illetve, hogy a származtatott jellemző mennyiségek értéke futtatásról futtatásra minél kevésbé legyen változó, stabilizálódjon. A nagyobb kísérletszám azonban megnövekedett számításigényigényt és futtatási időt von maga után. A gyakorlatban tehát a Monte Carlo

kísérletek számát egyszerre kell optimalizálni a rendelkezésre álló számítási kapacitásokhoz és a numerikus eredmények (jellemző mennyiségek) elérni kívánt pontosságához. A numerikus eredmények statisztikai értelemben akkor tekinthetők stabilizáltnak, ha az adott n_M Monte Carlo kísérletszám mellett elvégzett ismételt futtatások eredményeinek átlagához tartozó szórás kétszerese ($2s_{avg}$) egy, az értékek adott n_{dig} értékes jegyre vonatkozó egyezését kifejező δ numerikus tűréshatáron belül marad. A 2. ábra mutatja be, hogy a 10 ismételt Monte Carlo futtatásban kapott h környezeti dózisegyenérték mérendő mennyiségre és a hozzá társított $u(h)$ standard bizonytalanságra vonatkozó $2s_{avg}$ hogyan csökken az n_M Monte Carlo kísérletek megnövelt számával. Látható, hogy a numerikus eredmények 2 értékes jegyre elvart egyezéséhez tipikusan már $n_M = 10^3 \dots 10^4$ számú Monte Carlo kísérlet is elegendő, 3 értékes jegy esetén viszont legalább $n_M = 10^5$ kísérletszám szükséges a numerikus eredmények stabilizálódásához.



2. ábra. 10 ismételt Monte Carlo futtatásban kapott h környezeti dózisegyenérték mérendő mennyiségre és a hozzá társított $u(h)$ standard bizonytalanságra kapott értékek átlagához tartozó szórás kétszeresének ($2s_{avg}$, kék négyzet) változása az n_M Monte Carlo kísérletek függvényében [1]

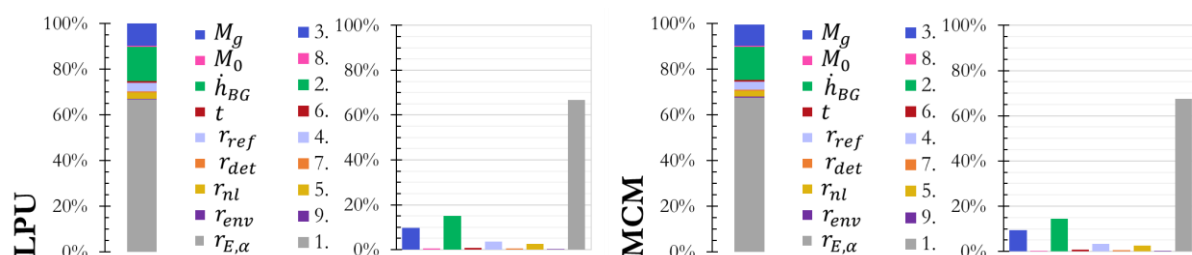
A környezeti mérések bizonytalansági forrásainak azonosítása és számszerűsítése

Ahogy az előzőekben ismertettük, a bizonytalansági hozzájárulások számszerűsítése egyfelől információval szolgál a bizonytalanságterjedési keretrendszer megfelelőségének értékeléséhez. Az erre vonatkozó eredmények másfelől elősegítik a hatékony bizonytalanság- és kimutatásihatár-csökkentést is. A hozzájárulási együtthatók meghatározása révén ugyanis azonosíthatók a mérendő mennyiséghez társított standard bizonytalanság azon, legnagyobb hozzájárulású bizonytalansági komponensei, amelyek csökkentésével hatásos javulás érhető el a mérési teljesítményben, elkerülve azt, hogy aránytalan erőfeszítéseket összpontosítsunk a nem jelentős hozzájárulású komponensek bizonytalanságának redukálására.

A környezeti dózis- és dózisteljesítmény-mérések esetében rendszerint az $r_{E,\alpha}$ választényező vagy a mérési modelltől függően a vonatkozó $k_{E,\alpha}$ korrekciós faktor dominálja a bizonytalanságot (lásd a 3. ábrát). Megengedett értékeikre nézve a vonatkozó szabványban [11] meglehetősen széles tartomány definiált: a sugárzás energiájára és irányára mutatott $r_{E,\alpha}$ válasz -29% és +67% közé kell, hogy essen, amely alapján a $k_{E,\alpha}$ korrekciós faktor maximálisan megengedett értéke $\pm 40\%$ szimmetrikus tartományon belül kell, hogy maradjon. Mindez a

paraméter 10%-ot meghaladó relatív bizonytalanságát eredményezi. A mérőrendszer rendszerjellemzőinek tényleges bizonytalanságai a szabványban megengedett értékeknél jellemzően kisebbek. A rendszerjellemzők valódi paraméterértékeinek és azok bizonytalanságainak például típusvizsgálat útján történő számszerűsítése és a mérendő mennyiség kiszámításában való figyelembevétele tehát a mérési bizonytalanság csökkentését eredményezi. A példaszámításokban a mérési bizonytalanság akár kevesebb mint a felére csökkenthetővé vált a vizsgált mérőrendszer valódi rendszerjellemzőinek és a besugárzási körülményeknek a figyelembevételével (vesd össze a mérendő mennyiség lehetséges mennyiségértékeinek szóródását az 1. ábra felső és középső sorban szereplő diagramjain).

A bizonytalanság-összetevők hozzájárulásának számszerűsítése szempontjából fontos eredmény annak igazolása is, hogy a bizonytalanságterjedés során meghatározott bizonytalanság-összetétel még abban az esetben is pontosan megadja a befolyásoló mennyiségek sorrendjét bizonytalansági hozzájárulásuk nagysága szerint, azonosítva a domináns hozzájárulású bizonytalanság-összetevőket, ha a mérési eljárásra és a mérni kívánt fizikai hatásra jellemző értékekre inadekvát becslést ad.



3. ábra. A környezeti dózismérés bizonytalanság-készlete és a figyelembe vett befolyásoló mennyiségek sorrendje (1.–9.) bizonytalansági hozzájárulásuk nagysága szerint, a bizonytalanságterjedési szabályon (angol megfelelőjének rövidítéséből LPU, bal oldalt) és az MCM-alapú valószínűségeloszlások-terjedésén alapuló (jobb oldalt) elemzési módszerekkel meghatározva, nem-lineáris mérési modell esetén, a rendszerjellemzők tényleges értékeit figyelembe vevő paraméterértékkészletekből kiindulva [1][9]

A légkörikihullás-mérések mintavételi és a minták gamma-spektrometriai elemzésében jelentkező analitikai (mérési) bizonytalanság számszerűsítésére vonatkozó vizsgálatok az 1. táblázatban összesített eredményeket adták. Látható, hogy az ismételt megfigyelések statisztikai elemzésén (empirikus eljárás) alapuló értékeléssel kapott mintavételezési bizonytalanság többszöröse volt az analitikai (mérési) bizonytalanság így becsült értékének, az általuk kiadott teljes bizonytalanságot 90%-ot meghaladó hozzájárulással dominálva. A befolyásoló mennyiségeken alapuló modellezési eljárással – bizonytalanságterjedéssel vagy az eloszlások terjedésével – kapott analitikai bizonytalanság rendre nagyobbak adódtak az empirikus eljárással becsült analitikai bizonytalansághoz képest. Ennek oka, hogy az empirikus eljárással kapott becslés az analitikus bizonytalanságnak csak egy részét, a megismételhetőségi összetevőit tartalmazza. Míg az analitikai bizonytalanság empirikus eljárással számszerűsített értéke 10% alatt maradt, a modellezési eljárással számszerűsített értéke kis aktivitáskoncentrációnál akár az 50%-ot is meghaladta. A gamma-spektrometriai mérési bizonytalanság legnagyobb hozzájárulású befolyásoló mennyisége a nettó csúcsterület volt

(tipikusan 85%-ot meghaladó domináns bizonytalansági hozzájárulással). Például a mérési idő megnövelésével vagy a kiszámításánál figyelembe vett csatornaszám-tartomány megváltoztatásával redukált bizonytalansága az analitikus bizonytalanságot akár 30%-ot, a kimutatási határt akár 50%-ot meghaladó mértékben csökkentette (lásd [1][17]).

1. táblázat. Léggöríkihullás-mérések mintavételi és analitikai (mérési) bizonytalanságának számszerűsítése [1]

Értékelési eljárás	Bizonytalansági forrás	Relatív bizonytalanság (%)			Relatív hozzájárulás a teljes bizonytalansághoz (%)		
		Min.	Max.	Átlag	Min.	Max.	Átlag
Empirikus	Mintavétel	12,6	17,8	15,5	92,1	100	97,0
	Mérési (analitikus)	0,320	5,21	2,29	0,0385	7,92	3,03
	Teljes	12,7	18,5	15,8	100	100	100
Modellezés	Mérési (analitikus)	4,11	52,9	26,5	-	-	-

Méréskiértékelési eljárásrend kidolgozása

A kidolgozott méréskiértékelési eljárásrend részletes leírását és az abban alkalmazott módszerek megfelelőségének vizsgálatát az elsőszerző doktori értekezése [1] tartalmazza. A munka egyik fontos eredményeként egy módszertani útmutató [18] is kidolgozásra került az Országos Atomenergia Hivatal számára a sugárvédelmi környezetellenőrző mérések kiértékeléséről és az adatsorok elemzéséről. A méréskiértékelési eljárásrend gyakorlati alkalmazhatóságát a dokumentumban számos, a sugárvédelmi környezetellenőrzés gyakorlatából vett példa, magyarázó értelmezés, javaslat és számítási séma segíti.

Az eljárásrend teljeskörű méréskiértékelés végrehajtását biztosítja, a következő 11 lépésen keresztül:

1. lépés: Mérendő mennyiség definiálása
2. lépés: Mérési modell felállítása
3. lépés: Mérési modell vizsgálata a méréskiértékeléshez használandó eljárás megválasztásához
4. lépés: Bemenő mennyiségek jellemzése
5. lépés: Elsődleges mérési eredmény és standard bizonytalanságának meghatározása, hozzájárulási együtthatók kiszámítása
6. lépés: Standard bizonytalanság értékelése a mérendő mennyiség valódi értékének függvényében
7. lépés: Döntési határérték kiszámítása és döntéshozatal a fizikai hatás igazolt jelenlétére vonatkozóan
8. lépés: Kimutatási határ kiszámítása és a mérési eljárás kimutatási követelményeknek való megfelelésének értékelése
9. lépés: Mérendő mennyiség lefedettségi tartományának kiszámítása
10. lépés: Mérendő mennyiség legjobb becslésének és standard bizonytalanságának kiszámítása

11. lépés: Eredményközlés, dokumentáció

Ahogy az a módszertani szakaszban már említésre került, a méréskiértékelési eljárásrend a bizonytalanságterjedésen alapuló és az MCM-alapú valószínűségeloszlások-terjedését alkalmazó kiértékelési módszert egyaránt magában foglalja. (A 3., a kiértékeléshez használandó megközelítés kiválasztására vonatkozó lépéstől kezdődően a lépéssor a 11. adatközlési lépésig kettéválik, minden lépésre párhuzamosan megadva a bizonytalanságterjedésen alapuló és az MCM-alapú valószínűségeloszlások-terjedését alkalmazó módszerek számításait. A módszerek megválasztását és a szükséges lépések végrehajtását a lépéssorban több beiktatott vizsgálati és döntéshozatali pont is meghatározza.) A két kiértékelési elv együttes megjelenése azért lényeges, mert amennyiben a bizonytalanságterjedési keretrendszer alkalmazhatóságának kétségessege felmerül, vagy kizárólagos alternatívaként az MCM-alapú kiértékelés használandó vagy célszerűen mindkét megközelítésen alapuló kiértékelés végrehajtandó, a köztük jelentkező különbségek az eredmények összevetésének értékelésével.

A méréskiértékelési eljárásrendben alkalmazott megoldások úgy kerültek kidolgozásra, hogy lehetővé tegyék a legelterjedtebben elérhető, táblázatkezelő szoftverkörnyezetben (Microsoft Excel), alapértelmezetten rendelkezésre álló funkciók segítségével végrehajtható felhasználást. Különösen az MCM-alapú kiértékelés táblázatkezelő szoftverben való végrehajtásának támogatása és részletes leírása jelentős, amelyet az általános gyakorlatban rendkívül ritkán alkalmaznak a numerikus szimulációs jellegéből fakadó számítási komplexitása, nagy számításikapacitás-igénye és programozási ismereteket igénylő végrehajtása miatt. A táblázatkezelő szoftverben végzett számítások végrehajtásának egyik nagy előnye, hogy a legelterjedtebb méréskiértékelési módszerek hatékony és átlátható, valamint a szoftveres elterjedtség okán széleskörű alkalmazását teszik lehetővé a rutinszerű alkalmazásokban is. Az eljárásrend átláthatósága mellett a kereskedelmi forgalomban kapható vagy ingyenesen hozzáférhető, a méréskiértékelés automatikus végrehajtását lehetővé tevő szoftverekhez képest azon előnnyel is bírhat, hogy a számítási lépések és funkciók tekintetében kompromisszummentes végrehajtást tesz lehetővé. Egyes szoftverek [15] ugyanis csak a mérési bizonytalanság becslését végzik el, a döntéshatárérték- és kimutatásihatár-számításokat például nem. Míg más szoftverek [16] ugyan már a legújabb, ISO 11929:2019 nemzetközi szabványsorozatban [4][7] is definiált, a mérendő mennyiségre és a mérési eljárásra jellemző mennyiségek teljeskörű meghatározását elvégzik, a beépített nevezetes eloszlásokon felül tetszőleges, például tapasztalati eloszlások bemenő mennyiségekhez való hozzárendelésére azonban nem adnak lehetőséget. Az MCM-en alapuló eljárásban a lehetséges mennyiségértékek adott valószínűség-eloszlásból történő szimulálásához inverz transzformációs mintavételt alkalmazunk, amely folytonos és diszkrét eloszlásokra nézve egyaránt végrehajtható (ezek részletes magyarázatához lásd [1]).

A többlépéses eljárásrendbe több ponton is vizsgálati lépések kerültek beiktatásra. Ezek a lépések nem csupán a mérési eljárások megfelelőségének ellenőrzésére szolgálnak (amely különösen lényeges a szűkebb érvényességi tartománnyal bíró bizonytalanságterjedési keretrendszer megfelelőségének ellenőrzésében), hanem iránymutatást adnak a méréskiértékelés szükséges végrehajtandó lépéseiről és az eredményközlés megfelelő módjáról is. Az eljárásrend egyes lépéseiben használható alternatív megoldások alapos

vizsgálata és biztosítása pedig a tekintetben előnyös, hogy ilyen módon lehetőség adódik a módszerek egyes értékelési lépésekben egymást kiváltó vagy kiegészítő megválasztására, a mérési körülményektől és feltételektől, a rendelkezésre álló számítási kapacitásoktól és képességektől, valamint az egyéni felhasználói igényektől vagy preferenciáktól függően.

ÖSSZEFOGLALÁS

A sugárvédelmi környezetellenőrzésben jelentkező bizonytalanságokat számos aspektusból vizsgáltuk. Egyfelől azonosításra és számszerűsítésre kerültek a legelterjedtebb sugárvédelmi környezeti mérések – dózis- és dózisteljesítmény-mérések és környezeti minták radioanalízise – legfőbb bizonytalansági forrásai, amelyek csökkentése révén eredményes javulás érhető el a mérési teljesítményben.

A sugárvédelmi környezetellenőrzés gyakorlatában a mérési bizonytalanság és a mérendő mennyiséget és a mérési eljárást jellemző ebből származtatott egyéb mennyiségek legtöbb esetben a bizonytalanságterjedési szabályon alapuló eljárással kerülnek meghatározásra. Az eljárás alapjául szolgáló matematikai módszer sajátosságaiból következik azonban, hogy a bizonytalanságterjedési keretrendszer számos alkalmazhatósági korláttal terhelt, rendszerint lineáris vagy linearizált mérési modelleknél és normális eloszlással jellemezhető mérendő mennyiségeknél tekinthető érvényesnek. Korlátozottan használható továbbá a környezeti viszonyok realisztikus figyelembevételére, mivel azok gyakran aszimmetrikus vagy akár diszkrét eloszlású paramétereken keresztül jellemezhetők. Az eljárást a gyakorlatban ennek ellenére sokszor az alkalmazhatósági feltételek teljesülésének ellenőrzése nélkül használják. Igazoltuk, hogy ugyan sok mérési problémára megbízhatóan alkalmazható, a rutin gyakorlatban is csorbulhat a méréskiértékelésben leggyakrabban alkalmazott bizonytalanságterjedési keretrendszer érvényessége, amely a jellemző mennyiségek inadekvát becsléseit eredményezi. Ez az MCM-t alkalmazó eloszlások terjedésén alapuló méréskiértékelés végrehajtását teheti szükségessé, amely szélesebb körű mérési problémára alkalmazható megbízhatóan azáltal, hogy a fenti alkalmazhatósági korlátok nem terhelik, vagyis nem korlátozódik normális eloszlásokra és megfelelően kezeli a nem-lineáris mérési modelleket is. Ezen eljárás érvényessége ugyanakkor nagyban függ a mérendő mennyiséget befolyásoló paraméterek valószínűségeloszlás-hozzárendeléseinek megfelelőségétől, amely így a mennyiségekre vonatkozó információk megfelelőségét és minél teljesebb körű rendelkezésre állását igényli. A számítási komplexitás és a számításigény csökkentése érdekében azonban szükséges az MCM-alapú módszernek a rendelkezésre álló számítási kapacitásokhoz és az elérni kívánt pontossághoz igazított optimalizálása.

Átlátható, értelmezhető és széleskörben elérhető szoftverkörnyezetben megvalósítható többlelépéses méréskiértékelési eljárásrend került kidolgozásra, amely kiküszöbölheti az elérhető megoldások esetleges hiányosságait, azok alternatívájaként vagy kiegészítéseként használható, miközben elősegíti a különböző feltételek és körülmények között használandó méréskiértékelési módszerek gyakorlati alkalmazását a rutinfelhasználók számára is.

IRODALOM

- [1] Jakab D. Improvement and optimization of methods used in environmental radiation monitoring. *Doktori (Ph.D.) értekezés*. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Fizikai Tudományok Doktori Iskola; 2023. <http://hdl.handle.net/10890/52926>.
- [2] JCGM. Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement. JCGM 100:2008.
- [3] ISO/IEC. Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM:1995). ISO/IEC Guide 98-3:2008.
- [4] ISO. Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation – Fundamentals and application – Part 1: Elementary applications. ISO 11929-1:2019.
- [5] JCGM. Evaluation of measurement data – Supplement 1 to the “Guide to the expression of uncertainty in measurement” – Propagation of distributions using a Monte Carlo method. JCGM 101:2008.
- [6] ISO/IEC. Uncertainty of measurement – Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM:1995) – Supplement 1: Propagation of distributions using a Monte Carlo method. ISO/IEC Guide 98-3/Suppl.1:2008.
- [7] ISO. Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation – Fundamentals and application – Part 2: Advanced applications. ISO 11929-2:2019.
- [8] Jakab D., Pázmándi T., Zagyvai P. Effects of the uncertainty contributions on the methods used for measurement uncertainty evaluation, *Applied Radiation and Isotopes*, 2021, 173, 109704. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2021.109704>.
- [9] Jakab D., Pázmándi T., Zagyvai P. Procedures for evaluating passive environmental dosimetry measurements, and the reliability of associated uncertainty assessments and characteristic limit calculations. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4498961>.
- [10] Ambrosi P., Garcia-Alves J., Bartlett D. Technical Recommendations for Monitoring Individuals Occupationally Exposed to External Radiation. Radiation Protection no. 160. European Commission, Publications Office, Luxembourg; 2009.
- [11] IEC. Radiation protection instrumentation – Dosimetry systems with integrating passive detectors for individual, workplace and environmental monitoring of photon and beta radiation. IEC 62387:2020.
- [12] Jakab D., Apáthy I., Csőke A., Deme S., Endrődi Zs., Tósaki L., Pázmándi T. Comparative analysis of active and passive dosimetry systems used in environmental gamma radiation monitoring, In: 5th International Conference on Environmental Radioactivity (ENVIRA 2019) Proceedings (eds. I. Světlík et al.); 2019, 42–45. <https://doi.org/10.14311/ENVIRA.2019>.
- [13] Jakab D., Pázmándi T., Zagyvai P. The revision of the current radioactive fallout measurements at the KFKI campus in Budapest, Hungary, In: Proceedings of 6th International Youth Conference on Energy (IYCE), 2017. <https://doi.org/10.1109/IYCE.2017.8003711>.

- [14] Jakab D., Endrődi Zs., Pázmándi T., Tósaki L., Zagyvai P. Evaluation of the precision of radioactive deposition measurements, In: 9th International Conference on Radiation in Various Fields of Research (RAD 2021), 2021. https://rad2021.rad-conference.org/vs/RAD_2021-Dorottya_Jakab.pdf.
- [15] NIST Uncertainty Machine, <https://uncertainty.nist.gov/>
- [16] UncertRadio, <https://www.thuenen.de/en/institutes/fisheries-ecology/fields-of-activity/marine-environment/coordination-centre-of-radioactivity/uncertradio>
- [17] Jakab D., Endrődi Zs., Pázmándi T., Zagyvai P. Methods for improving the detection capabilities of environmental radioactivity measurements in the light of increased atmospheric radioactivity levels in 2020, In: Proceedings of the 15th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA15); 2021, T2.5-P1223. <https://irpa.net/irpa15/T2.5-P1223.pdf>.
- [18] Jakab D., Pázmándi T., Zagyvai P. Módszertani útmutató a sugárvédelmi környezetellenőrző mérések kiértékeléséről és adatsorok elemzéséről, *készült az Országos Atomenergia Hivatal megrendelésére* (OAH-ABA-32/21-M/1), EK-SVL-2022-270-02-01-01; 2022.

Készült a SOMOS Alapítvány támogatásával.