

Hús év történet a csernobili katasztrófa: baleseti kibocsátás modellezése

1. BEVEZETÉS

Hús évvel ezelőtt, 1986. április 26-án hajnalban az ukrainai Csernobil atomerőművének negyedik blokkjában bekövetkezett az eddigi legnagyobb és legsúlyosabb reaktorbaleset. Aznap éjszaka a mérnökök egy kísérletet hajtottak végre, amely során számos biztonsági rendszabályt szegtek meg. Az operátorok hibás beavatkozásai következtében a reaktor teljesítménye ugrásszerűen elérte kapacitásának százszorosát. Az urán fűtőelemek széteestek, a hasadóanyag kiszabadult a tokozatokból, és kapcsolatba került a hűtővízzel. Hatalmas gőzrobbanás (kémiai robbanás) következett be, amely szétvetette a reaktor nyomás alatt álló tartályát, a reaktorcsarnok falait. Égő grafit- és hasadóanyag-darabok, valamint radioaktív por került a légkör felsőbb rétegeibe is. A reaktorban lévő radioaktív izotópok mennyiségének fele a szabadba került. A keletkezett tűz több napon keresztül égett, ezalatt $4 \cdot 10^{18}$ Bq aktivitás* szabadult ki a légkörbe, ami 400-szorosa volt a hirosimai atombomba által a légkörbe juttatott aktivitásnak. A radioaktív anyagot a szélmező Skandinávia felé sodorta, amely száraz és nedves ülepedés révén kikerült a légkörből és így kölcsönhatásba került az élő és élettelen környezettel. A baleset éppen a görögkeleti Húsvétra esett, a szakértők és a stratégiai döntéshozók nagy része otthonától távol volt, s a beavatkozás emiatt is késett. Az akkori politikai és döntéshozói elit több napig próbálta elhallgatni a bekövetkezett tragédiát, de az Európa több részén mért ugrásszerű radioaktivitás növekedés és a meteorológiai helyzet ismerete már nem tette lehetővé az eset eltitkolását.

A csernobili katasztrófa súlyos egészségügyi, gazdasági és társadalmi következményei jelentősen ösztönözték a baleseti kibocsátási modellek fejlődését. Az akkori számítógépek teljesítménye és kapacitása már lehetővé tette, hogy hatékonyan és gyorsan modellezzék a baleseti kibocsátás során a légkörbe kerülő toxikus anyagot terjedését és átalakulásait. Számos ilyen modellt dolgoztak ki világszerte. Ezek a modellek igen változatos típusúak és felbontásúak, így például 2001-ben egy tanulmányban (Galmarini et al., 2001) 22 ilyen modellt soroltak fel.

A légköri szennyezőanyag terjedés matematikai leírására kétféle szemléletmód létezik, melyek a vonatkoztatási rendszer megválasztásában különböznek.

A Lagrange-típusú modell megadja, hogy a légáramlásokkal együtt mozgó, térben homogén összetételűnek feltételezett elemi légrések termodinamikai állapota és helyzete hogyan változik az időben. Előnye az egyszerűbb matematikai leírás mód. A rendszer időbeli változását egy közönséges differenciálegyenlet-rendszer megoldása szolgáltatja megfelelő kezdeti feltételekkel. Azonban egy fut-

tatás során csupán egyetlen légcella útját lehet leírni, ezért a légcellák sztochasztikus szétválásából származó effektusok (a légszennyező csóva térbeli szerkezete) figyelembe vételéhez több szimuláció szükséges.

Az Euler-típusú modellel a termodinamikai állapot-határozók és a mozgási sebességek értékeinek lokális – a tér (x, y, z) pontjában bekövetkező – időbeli változását vizsgáljuk. A rendszert leíró egyenletek – a konzervatív mennyiségek mérlegegyenletei – egy parciális differenciálegyenlet-rendszert alkotnak, amely az anyagfajták térbeli és időbeli változását írja le.

2. BALESETI KIBOCSÁTÁS MODELLEZÉSE

Radioaktív baleseti kibocsátás modellezésénél egyetlen pontforrásból kiinduló, hosszútávú terjedési folyamatot kell vizsgálni. A modellel pontosan előre kell jelezni a szennyeződés várható útját, a terjedés sebességét és a kiülepedett anyag mennyiségét. A szimulációval szemben támasztott legfontosabb követelmény, hogy *nagy pontosságú*, valamint a *valós időnél jóval gyorsabb legyen* annak érdekében, hogy a számítások alapján megalapozott katasztrófavédelmi óvintézkedéseket lehessen tenni. Egy pontatlan modellszámításra alapozott döntéssorozat súlyos következményeket idézhet elő. Amennyiben alábecsüljük egy adott térségben a radionuklidok koncentrációját, az komoly egészségügyi következményekkel járhat, ha valahol túlságosan nagy dózist becsülünk, az egy esetleges evakuációt követően súlyos társadalmi és gazdasági problémákat és károkat okozhat.

Az integrált modellek, mint például a *RODOS*, összekapcsolják az előrejelzési modellt a döntéshozó és tanácsadó szoftverekkel, és ezek kulcsfontosságú adatokat szolgáltatnak vészhelyzet esetén a megfelelő védelmi stratégia kidolgozásához (Whicker et al., 1999; Galmarini et al., 2001; Baklanov et al., 2002).

A baleseti kibocsátási modelleket nem lehet a szokásos értelemben verifikálni, mivel ahhoz egy balesetnek kellene bekövetkeznie. Erre a problémára nyújtottak megoldást az *ETEX* (European Tracer Experiment) elnevezésű európai előrejelző kísérletek (Van Dop et al., 1998). Az *ETEX* egy nemzetközi akció volt (<http://rem.jrc.cec.eu.int/etex/>), mely során két alkalommal (1994. október 23-án és november 14-én) egy kémiailag inaktív anyagot bocsátottak ki a franciaországi Monterfilből. A kibocsátott anyag koncentrációját Európa több meteorológiai állomásán folyamatosan mérték. A mérések alapján már verifikálni lehetett a különböző nukleáris terjedési modellek adott időszakra készített előrejelzéseit és segítséget nyújtott a modellek továbbfejlesztésében.

3. RADIOAKTÍV SZENNYEZŐANYAG TERJEDÉSI MODELLEK

A Lagrange-típusú modellek között megemlíthetjük a *DERMA* modellt (*Sørensen, 1998*), amely vízszintes irányban Gauss-féle profillal számol, valamint teljes keveredést tételez fel a keveredési rétegen belül és Gaussi eloszlással a keveredési réteg felett. A brit Meteorológiai Szolgálat (MET Office) *NAME* modellje (*Bryall and Maryon, 1998*) és a norvég *SNAP* modell (*Saltbones et al., 1998*) olyan Lagrange-féle leírást használ, amelyben nagyszámú részecske kibocsátásával veszik figyelembe a meteorológiai állapotváltozókban meglévő fluktuációkat.

Az Euler-típusú modellek rácsalapú módszereket használnak, és nagy előnyük, hogy a trajektóriák helyett a háromdimenziós meteorológiai mezőket vehetik figyelembe (*Wendum, 1998; Langner et al., 1998*). Hátrányuk, hogy fix rácsfelosztás esetén, nagy térbeli gradiensek esetén jelentős lesz a megoldás numerikus hibája. Ez különösen nagy probléma a pontforrásokból származó légszennyezők esetében, hiszen ekkor a kibocsátás helyének közelében igen nagy lehet a koncentrációgradiens. A numerikus diffúziót adaptív (alkalmazkodó) térbeli rács alkalmazásával lehet csökkenteni. A rács a véges tér- és időbeli felbontásból származó numerikus hibától függően automatikusan sűrűsödik vagy ritkul, növelve így a számítások pontosságát (*Lagzi et al., 2004*).

Egy másik módszerrel a kibocsátás közelében Lagrange-féle, távolabb Euler-típusú modellt használhatunk a terjedés leírására. Erre példa a *Brandt et al. (1996)* által kifejlesztett *DREAM* modell. Ez a közelítés interpolációt igényel, amikor a szennyezőanyag terjedését Euler-féle modellel kívánjuk folytatni. Hasonló ötletet használtak a svéd *MATCH* Euler-modellben (*Langner, 1998*).

A már említett *RODOS* (Realtime Online Decision Support) rendszert (*Ehrhardt et al., 1997; Mikkelsen et al., 1997*) Magyarországra is adaptálták. Ez egy EU követelményeinek megfelelő nukleáris baleset-elhárítási döntéstámogató rendszer, amelyet más országok is használnak, így alkalmas lehet egy esetleges országhatárokon átnyúló nukleáris csóva kezelésére közös környezetben. A rendszer segítségével lehetőség nyílik nemcsak a nukleáris balesetek, hanem vegyi és biológiai vészhelyzetek kezelésére is. A *RODOS* a szennyezőanyag terjedést az *ATSTEP* és a *MATCH* modellek kombinációjával írja le.

Az Országos Meteorológiai Szolgálatnál számos adaptált szennyezőanyag terjedési modellt is használnak: *RIMPUFF*, *SINAC*, *MEDIA*, *FLEXTRA/FLEXPART* (*Ferenczi and Labancz, 1993; Ferenczi and Ihász, 2003*). Ezek változatos típusúak, de a többségük Lagrange-féle leírásmódot használnak.

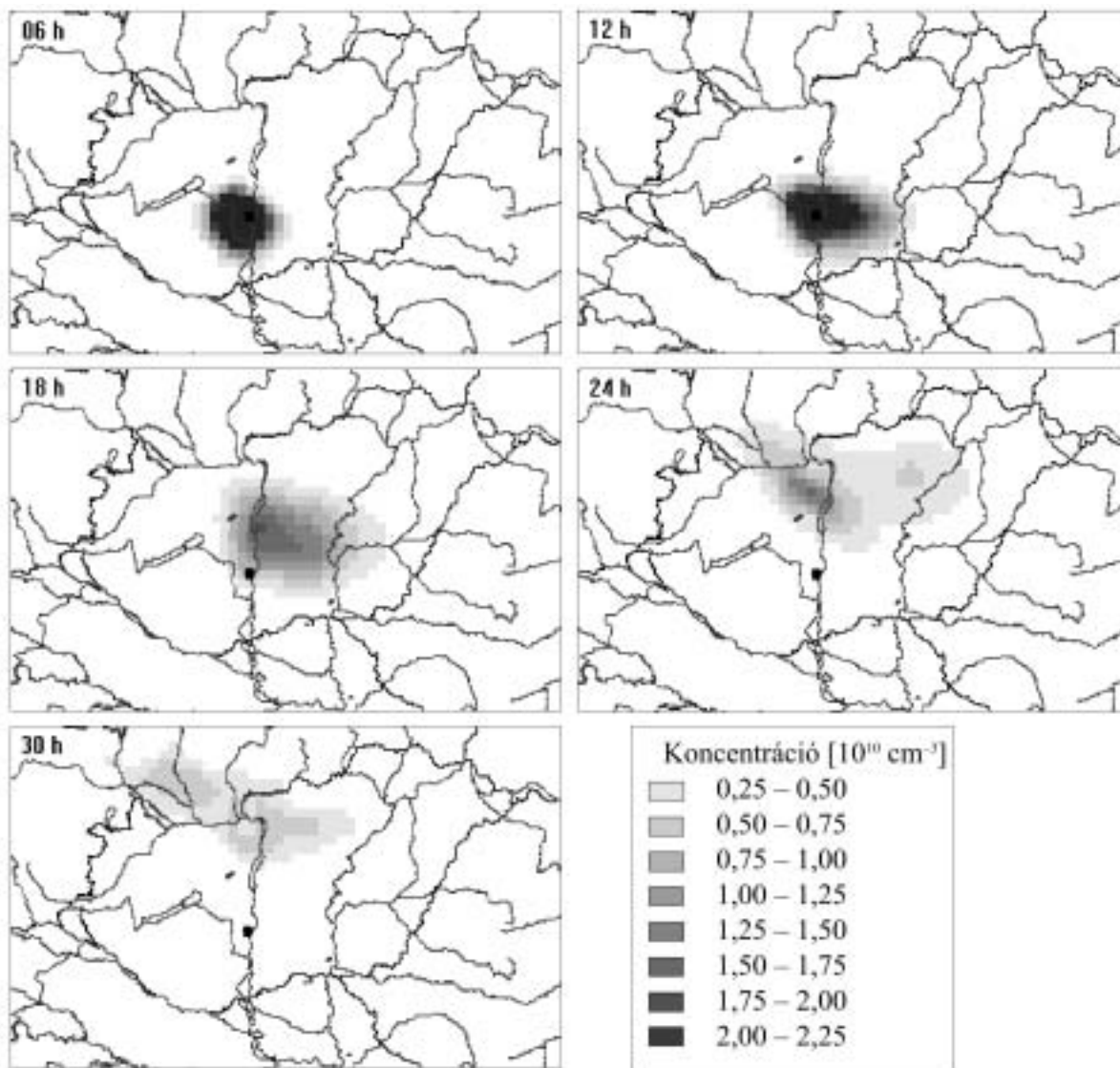
4. A TREX MODELL

A baleseti kibocsátások modellezéséhez egy hazai fejlesztés során kidolgoztunk egy háromdimenziós Euler-típusú terjedési modellt *TREX* (TRansport-EXchange model), amely alkalmas különböző szennyezőanyagok terjedésének és kémiai reakcióinak leírására. Az Euler-típusú modellek a légkör meghatározott részét rácsalával bontják fel, és ennek pontjaira oldják meg a fizikai és kémiai folyamatokat leíró matematikai egyenletrendszereket úgy, hogy valamilyen állandó vagy változó időlépésenként kapják meg a megoldást. Modellünkben a terjedés leírásához használt légköri transzportegyenletekben az advekción, a függőleges és vízszintes diffúzió, az ülepedés, a radioaktív bomlás és az emisszió hatását vettük figyelembe. Az így keletkezett egyenletrendszert matematikailag másodrendű parciális differenciálegyenletek alkotják, amelyeknek megoldásai a megfelelő kezdeti- és peremfeltétek figyelembevételével egyértelműen leírják az anyagok térbeli és időbeli eloszlását. Az Euler-típusú modellek egyik hatékony numerikus megoldási technikája a „method of lines” módszer. Ennek során a parciális differenciálegyenleteket térben diszkrétizáljuk, majd a keletkezett közönséges differenciálegyenleteket időben integráljuk. A térbeli diszkrétizációs technikák (véges differencia, véges térfogat és véges elem módszerek) közül modellünkben a véges differencia módszert alkalmaztuk.

A modell kvázi-3-dimenziós, mint a mai gyakorlatban leginkább használt modellek többsége. A modellben a légkör vizsgált részét függőleges irányban rétegekre bontjuk, a rétegekben a koncentráció-változást külön-külön 2-dimenziós modellek írják le, a rétegek közötti függőleges anyagtranszportot a turbulens diffúziós egyenlet alapján számítjuk. A vertikális keveredés minél pontosabb leírása érdekében 32 magassági szintet különböztettünk meg. Az időlépés és a rácsfelbontás megválasztása a megoldás pontossága szempontjából döntő fontosságú, emellett a véges felbontásból származó numerikus hibát, konvergencia és stabilitási problémákat is eredményezhet.

A modell vezérlő egysége – a főprogram – az adatok beolvasását, a különböző függvények meghívását és ciklusba szervezését, végül az eredmény kiíratását végzi. Az első almodul a horizontális és vertikális határfeltételeket adja meg. A tartomány peremén ‘no-flux’ határfeltételt használunk, vagyis azt feltételeztük, hogy a határon nincs anyagáramlás. Külön rutin végzi az advekción, a vertikális és horizontális diffúzió számítását, illetve a magassági szintek meghatározását. A különböző anyagtranszportok (advekción, diffúzió) illetve a radioaktív bomlás és ülepedés különálló számítására operátor-splitting módszert használunk.

A vertikális turbulens diffúziót a *K-elmélet** alapján számítottuk és magasságfüggő függőleges turbulens diffúziós együtthatóval vettük figyelembe. A program bemutatására a Paksi Atomerőműben (földrajzi szélesség: 46°37', hosszúság: 18°51') egy 2005. december 2-án



1. ábra. A Paksi Atomerőmű hipotetikus balesete során kibocsátott szennyezőanyag-koncentráció horizontális eloszlása a felszínközeli rétegben, a kibocsátás kezdete után 6, 12, 18, 24 és 30 órával.

00 UTC-kor bekövetkezett feltételezett reaktorbalesetet szimuláltunk előrejelzett meteorológiai adatok felhasználásával. A szimulált baleset következtében óránként $3,6 \times 10^{12}$ darab ^{131}I izotóp került a levegőbe, majd 12 óra elteltével megszűnt a kibocsátás. A ^{131}I egészségügyi szempontok miatt igen fontos radionuklid, felezési ideje 193 óra, az emberi szervezetben főként a pajzsmirigyben halmozódik fel és csak lassan ürül ki. A csernobili atomerőmű balesete után közvetlenül is ez az izotóp okozta a legnagyobb sugárterhelést a lakosság körében.

A bemenő meteorológiai adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálatnál operatíván futtatott ALADIN előrejelzési modell 0–48 óras 6 óránkénti előrejelzései szolgáltatták. 48 órára végeztünk modellszámítást úgy, hogy a 6 órás intervallumokban a meteorológiai mezőket konstansnak vettük. A modellünk felbontása a szimuláció során $0,15 \times 0,1$ fok volt.

A futtatás során a szennyezőanyag térbeli és időbeli eloszlásának változását vizsgáltuk, illetve a kiülepedett anyag mennyiségét számítottuk. Az 1. ábraszorozaton a paksi atomerőműből kibocsátott szennyezőanyag koncentráció-eloszlása látható a földközeli rétegben, a kibocsátás kezdetét követő 30 órában 6 óránként. A szennyezőanyag terjedésében megfigyelhető az országtól délre áthaladó sekély ciklon következtében létrejött szélfordulás. Eszerint a szél 6 órakor nyugati volt, 6 óra elteltével délnyugati és újabb 6 óra múlva délkeletivé fordult. 24 óra elteltével az addig egységes csóvában két maximum jelent meg, miközben a szennyezőanyag mennyisége csökkent a kiülepedés és a felsőbb rétegekbe való átkeveredés miatt. 30 órával a kibocsátás kezdete után az alsó légrétegben már egy nagyságrenddel kevesebb szennyezés található, mint az emisszió megszűnésekor. A későbbiekben a radioaktív anyag elhagyta az országot és Szlovákia kis, különálló

területeire korlátozódott. Egy ilyen 48 órás előrejelzés az adott felbontás mellett egy átlagos PC-n (2,0 GHz, 1GB RAM) 2 óra, de a baleseti kibocsátás modellezésénél a pontosság mellett a gyorsaság is fontos szempont, ezért tervezzük a programkód párhuzamosítását. Az egyenletek megoldása numerikusan történik, ilyenkor a légköri transzport egyenletek megoldásához a szimulálandó tér diszkrétizációja szükséges, amelynek során a fizikai teret cellákra bontjuk, majd a tér összes térbeli változó irányában megvizsgáljuk a reakció, advekcio és a diffúzió okozta koncentrációváltozásokat. A párhuzamosított algoritmus lényege (legegyszerűbb esetben), hogy a tartományt felbontjuk egyenlő részekre és az egyes processzek egymástól függetlenül számítják az adott tartományban végbemenő koncentrációváltozásokat a differenciálegyenletek segítségével. A diffúzió és advekcio „rövid” kölcsönhatási távolsága miatt csak a szomszédos cellákban lejátszódó folyamatok hatnak egymásra, ami elősegíti a probléma futtatását többprocesszoros rendszereken. A diffúzió és az advekcio miatt minden időlépésben a szomszédos tartományok határainak koncentrációvektorát át kell küldeni a szomszédos részeknek. Ezáltal a modell egyszerre több számítógépen futhat, még jobban csökkentve a számítási időt (Lovas *et al.*, 2004). Az ilyen modellekkel előrejelzett adatok hamarabb a stratégiai döntéshozók kezébe kerülhetnek, és a megfelelő óvintézkedéseket még időben megtehetik. Terveink között szerepel a modell operatív összekapcsolása az ALADIN modellel, ezáltal lehetőség nyílik a szennyezőanyag-terjedés operatív numerikus előrejelzésére.

Köszönetnyilvánítás. Kutatásainkat az OTKA D048673 (Posztdoktori Pályázat), OTKA F047242 (kutatási pályázat) és a Békésy György Posztdoktori Kutatási Ösztöndíj támogatták.

**Vincze Csilla^a, Lagzi István^b, Mészáros Róbert^a
a ELTE Meteorológiai Tanszék
b ELTE Kémiai Intézet**

Irodalomjegyzék

- Baklanov A., Mahura A., Jaffe D., 2002: Atmospheric transport patterns and possible consequences for the European North after a nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 60, 23–48.
- Brandt J., Mikkelsen T., Thykier-Nielsen S., Zlatev Z., 1996: Using a Combination of Two Models in Tracer Simulations. *Mathematical Computational Modelling*, 23, 99–115.
- Bryall D. B., Maryon R. H., 1998: Validation of the UK MET office NAME model against the ETEX data set. *Atmospheric Environment*, 32, 4265–4276.
- Ehrhardt J., Brown J., French S., Kelly G. N., Mikkelsen T., Müller H., 1997: RODOS: Decision-making support for off-site emergency management after nuclear accidents. *Kerntechnik*, 62, 122–128.
- Ferenczi Z., Labancz K., 1993: Forward trajectory calculation program system for the Central European region. *Időjárás*, 97, 211–217.
- Ferenczi Z., Ihász I., 2003: Validation of the Eulerian dispersion model MEDIA at the Hungarian Meteorological Service. *Időjárás*, 107, 115–132.
- Galmarini S., Bianconi R., Bellasio R., Graziani G., 2001: Forecasting the consequences of accidental releases of radionuclides in the atmosphere from ensemble dispersion modelling. *Journal of Environmental Radioactivity*, 57, 203–219.
- Lagzi I., Kármán D., Turányi T., Tomlin A. S., Haszpra L., 2004: Simulation of the dispersion of nuclear contamination using an adaptive Eulerian grid model. *Journal of Environmental Radioactivity*, 75, 59–82.
- Langner J., Robertson L., Persson C., Ullerstig A., 1998: Validation of the operational emergency response model at the Swedish Meteorological and Hydrological Institute using data from ETEX and the Chernobyl accident. *Atmospheric Environment*, 32, 4325–4333.
- Lovas R., Kacsuk P., Lagzi I., Turányi T., 2004: Unified development solution for cluster and grid computing and its application in chemistry, *Lecture Notes in Computer Science*, 3044, 226–235.
- Mikkelsen T., Thykier-Nielsen S., Astrup P., Santabarbara J. M., Sørensen J.H., Rasmussen A., Robertson L., Ullerstig A., Deme S., Martens R., Bartzis J. G., Pasler-Sauer J., 1997: MET-RODOS: A comprehensive atmospheric dispersion module. *Radiation Protection Dosimetry*, 73, 45–56.
- Saltbones J., Foss A., Bartnicki J., 1998: Norwegian Meteorological Institute's real-time dispersion model snap (Severe Nuclear Accident Program); Runs for ETEX and ATMES II experiments with different meteorological. *Atmospheric Environment*, 32, 4277–4283.
- Sørensen J. H., 1998: Sensitivity of the DERMA Long-range Gaussian dispersion model to meteorological input and diffusion parameters. *Atmospheric Environment*, 32, 4195–4206.
- Van Dop H., Addis R., Fraser G., Giradi F., Graziani G., Inoue Y., Kelly N., Klug W., Kulmala A., Nodop K., Pretel J., 1998: ETEX: A European Tracer Experiment; Observations, dispersion modelling and emergency response. *Atmospheric Environment*, 32, 4089–4094.
- Wendum D., 1998: Three long-range transport models compared to the ETEX experiment: A performance study. *Atmospheric Environment*, 32, 4297–4305.
- Whicker F. W., Shaw G., Voigt G., Holm E., 1999: Radioactive contamination: state of the science and its application to predictive models. *Environmental Pollution*, 100, 133–149.