

## **33. METEOROLÓGIAI TUDOMÁNYOS NAPOK**

**2007. november 22-23.**

### **A levegőkörnyezet állapota: ökológiai kölcsönhatások és egészségügyi kockázatok**

**Az előadások írásos változata**

**A rendezvény szervezője:**

**MTA Meteorológiai Tudományos Bizottság**

Szerkesztette: Sáhó Ágnes



## Tartalom

<b>A levegőkémia története: út más tudományok felé.....</b>	<b>4</b>
<b>A városi aeroszol sajátosságai és az antropogén eredetű összetevők okozta egészségügyi kockázat .....</b>	<b>5</b>
<b>A fotokémiai szmog természete: másodlagos aeroszolképződés a bioszféra által kibocsátott vegyületek és antropogén szennyezőanyagok kölcsönhatásából .....</b>	<b>9</b>
<b>Az aeroszol részecskék optikai tulajdonságai méreteloszlásuk és kémiai összetételük függvényében .....</b>	<b>12</b>
<b>A légköri aeroszol kémiai összetételének hatása a higroszkóposagra és a légköri kondenzációs folyamatokra .....</b>	<b>13</b>
<b>A regionális léptékű levegőszennyezés modellezése: új kihívások és lehetőségek ..</b>	<b>17</b>
<b>Jelentős levegőszennyezéssel járó ipari kibocsátások diszperziós modellezése .....</b>	<b>20</b>
<b>Légszennyező anyagok terjedésének és ülepedésének számítása .....</b>	<b>23</b>
<b>A levegőminőségi alapterhelés meghatározása: célok, megközelítések, módszerek.....</b>	<b>27</b>
<b>Az AERMOD modellrendszer működésének leírása, felhasználási területei és a hazai alkalmazás tapasztalatai .....</b>	<b>33</b>
<b>A közúti forgalom légszennyező hatásának modellezése a hazai autópályák mentén.....</b>	<b>37</b>
<b>A bioszféra – légkör közti nyomanyagcsere vizsgálata; a hazai kutatások múltja és jelene.....</b>	<b>40</b>
<b>Légköri üvegházhatású gázok mérlegének meghatározása mezőgazdasági területek és erdők fölött Magyarországon DNDC modellel.....</b>	<b>45</b>
<b>A bioszféra és a légkör közötti szén-dioxid csere vizsgálat a Biome-BGC modell segítségével .....</b>	<b>50</b>
<b>Az ammónia kicserélődése a légkör és vízi ökológiai rendszerek között.....</b>	<b>54</b>
<b>Tájléptékű nitrogénmérleg meghatározása mérések és a DNDC modell alapján ..</b>	<b>58</b>

# A levegőkémia története: út más tudományok felé

Mészáros Ernő

Veszprémi Akadémiai Bizottság

A 19. század végén úgy tűnt, hogy a levegő összetételének megismerése befejeződött. *Rutherford* a 18. században felfedezte a nitrogént, majd a svéd *Scheele* és az angol, *Priestly* egymástól függetlenül kimutatták az oxigén jelenlétét. A francia *Lavoisier* a két felfedezett gáz légköri arányát határozta meg. Végül a 19. század második felében brit tudósok, *Rayleigh* és *Ramsay* a legfontosabb nemes gázt, az argont azonosították. Az említett komponenseket ma fő összetevőknek nevezzük.

A vízgőzt, illetve a légköri víz szerepét lényegében már az ókortól ismerjük, hiszen erről *Arisztotelész* „Meteorológia” c. munkájában elég részletesen értekeznek. A vízgőztől eltekintve az első nyomgázt, a szén-dioxidot *Joseph Black* skót fizikus még az oxigén kimutatása előtt fedezi fel, bár felfedezése jelentőségéről nincsenek elképzelései. Hasonló a helyzet az ózonnal a 19. században. A felfedező (a német *Schönbein*) nem ismeri föl felfedezése értékét. Ezzel szemben az angol *Aitken* tisztában van kísérleteinek jelentőségével. Világosan látja, hogy porok (ma úgy mondanánk, hogy aeroszol részecskék) nélkül a légkörben nem lenne sem felhő-, sem csapadékképződés.

A 20. század, elsősorban annak második fele a légkör összetételének kutatásában minőségi változásokat hozott. Ma már a légkörben több ezer, gáz- és aeroszol fázisú vegyületet, nyomanyagot ismerünk, amelyek egymással bonyolult kémiai kölcsönhatásban állnak. Számuk és jelentőségük oly nagy, hogy kutatásukra alakult ki a meteorológia új ága, a *levegőkémia*. A levegőkémia kifejezést valószínűleg a német *Hans Cauer* (1899-1962) vezette be, aki 1951-ben összefoglalta azt a keveset, amit a légköri nyomanyagokról (jód, troposzférikus ózon, kondenzációs magvak) akkor tudni lehetett. Úgy gondolta, hogy a levegőkémia fejlődését olyan analitikai kémikusok mozdíthatják elő, akik a fizikai kémiában és a fizikai meteorológiában is járatosak. Ennek ellenére a levegőkémia tudományának megszületése egy meteorológus, *Christian E. Junge* (1912-1996) nevéhez fűződik, aki az első ilyen témájú könyvet 1963-ban publikálta. A mű a meteorológia történetében mérföldkövet jelent. Nem elsősorban azért, mert összefoglalta az addig végzett munkákat, hanem azért, mert kijelölte a követendő utat.

A nyomgázok, az igen változó vízgőztől eltekintve, a levegő térfogatának mindössze 0,04%-át teszik ki. Jelentőségük mégis óriási. Meghatározzák a belélegzett levegő minőségét, a csapadékvízben a szárazföldi és vízi ökoszisztémákra hulló anyagok mennyiségét és összetételét, a rövid és hosszúhullámú sugárzás átvitelét, és végső soron az éghajlatot. Másrészt az aeroszol részecskék a víz légköri körforgalmát szabályozzák. A nyomanyagok (és fő összetevők) molekulái a légkörben állandóan cserélődnek. A különböző geoszférákból (vízburok, talaj, szilárd kéreg), illetve a bioszférából a légkörbe állandóan anyagok érkeznek. Ugyanakkor a légkört állandóan nagy mennyiségű vegyület hagyja el, és visszajut a többi környezeti tartományba. A vegyületek/elemek légköri ciklusa része a nagy anyagáramlásnak, a *biogeokémiai körforgalomnak*. A légkör a földi rendszer egészébe illeszkedik. Így a levegőkémia egyértelműen bizonyította azt a tényt, hogy a meteorológia a földtudományok szerves része.

Az emberi tevékenység, mint köztudott, a különböző komponensek körforgalmát állandóan módosítja. Ily módon befolyásolja mindazokat a hatásokat, amelyeket a nyomanyagok kiváltanak (globális felmelegedés, ózonlyuk, savas esők stb.). A levegőkémia része a környezettudománynak, és összekapcsolja a légköri kutatásokat korunk nagy kihívásaival.

# A városi aeroszol sajátosságai és az antropogén eredetű összetevők okozta egészségügyi kockázat

Salma Imre<sup>1</sup> és Balásházy Imre<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Kémiai Intézet, 1518 Budapest, Pf. 32.

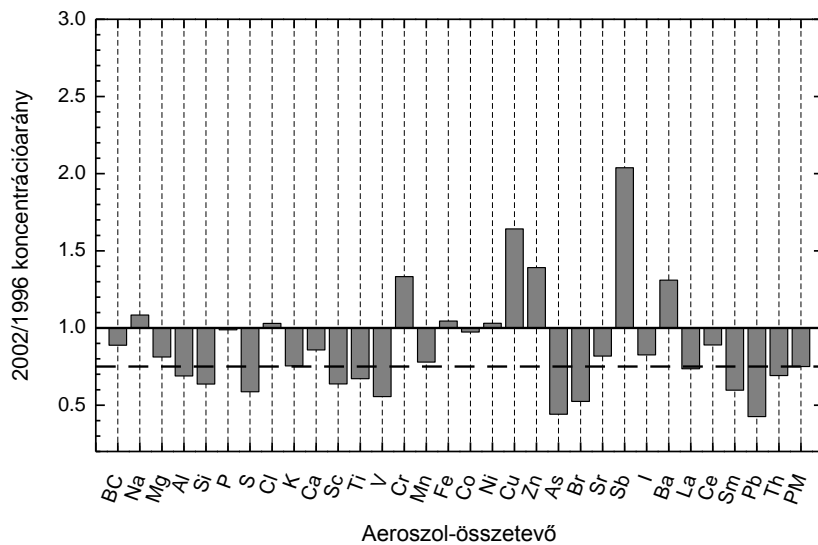
<sup>2</sup> Magyar Tudományos Akadémia KFKI Atomenergia Kutatóintézet, 1525 Budapest, Pf. 49.

## Bevezetés

A nagyvárosok, közöttük Budapest is, különleges helyet foglalnak el a levegőszennyezettség szempontjából a nagyszámú lakos, az értékes épített környezet és kulturális örökség, illetve a közlekedés jelentős intenzitása miatt. A kémiai levegőminőség szempontjából elsősorban az aeroszolnak (továbbá talán a nitrogén-oxidoknak és a troposzférikus ózonnak) kiemelkedő szerepe van a szennyező anyagok között. A városi aeroszol jelentékeny hányada Budapesten keletkezik, és esetenként vagy egyes aeroszol összetevők esetében fontos a regionális légköri transzportfolyamatok által, a városon kívülről szállított mennyiség is. Általános tendenciák következtében a közúti közlekedés a város egyik legnagyobb és legsokoldalúbb következményekkel járó problémája lett, valamint az aeroszol egyik legfontosabb forrásává vált az elmúlt évtizedekben. Budapesten és Pest megyében regisztrált személygépkocsik száma 748 ezerről 1 021 ezerre nőtt; a dízel üzemű személygépkocsik országos aránya 5%-ról 15%-ra változott 1992 és 2005 évek között. A katalizátorral felszerelt gépjárművek aránya jelentősen emelkedett, de a személygépkocsik átlagos életkora alig csökkent (2005-ben 9.0 év volt Budapestre vonatkozóan).

## Eredmények és következtetések

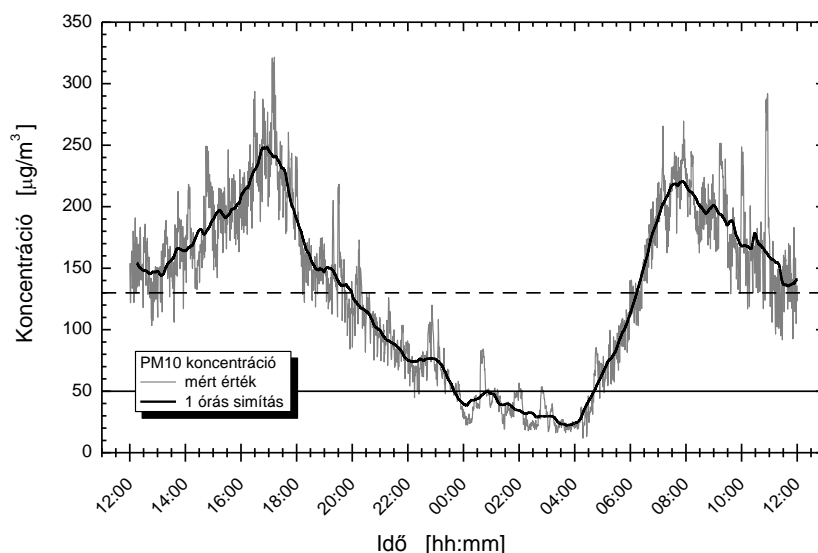
Kutatási eredményeink azt mutatják, hogy az aeroszol tömegkoncentrációja gyakran a napi egészségügyi határérték ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) körül ingadozik a városban. Szeles és/vagy csapadékos időben ennél sokkal tisztább a levegő, szélcsendes időben és (téli) hőmérsékleti inverziók esetén viszont sokkal nagyobb koncentrációk is előfordulnak. A levegőminőségnek napszakos és évszakos változékonysága is van, illetve a városrészek/útvonalak között lényeges különbségek alakulhatnak ki. A közúti közlekedésben tapasztalt változások befolyásolták a városi aeroszol kémiai összetételét és méreteloszlását is. A durva méretű (2 és  $10 \mu\text{m}$  közötti átmérőjű) aeroszol részecskék átlagos összetételének változását a belvárosban 1996 és 2002 között az 1. ábrán szemléltetjük. A Pb és Br légköri koncentrációja jelentősen csökkent az említett időszakban. A változás oka az, hogy 1999 tavaszán az ólmozott benzint kivonták a kereskedelmi forgalomból Magyarországon, aminek hatására az említett koncentrációk harmadánegyedére csökkentek rövid időn belül, és azóta gyakorlatilag azonos koncentrációkat mérünk. A Pb átlagos koncentrációsintje a belélegezhető méretfrakcióban ma  $28 \text{ ng}/\text{m}^3$  körüli, ami sokkal kisebb az egészségügyi határértéknél.



1. ábra: Az aeroszol tömeg és összetevői átlagos koncentrációjának változása a durva méretfrakcióban Budapest belvárosában 1996 és 2002 között

Az ábra azt is mutatja, hogy néhány fém, nevezetesen az Sb, Cu, Zn, Ba és Cr (valamint a finom méretű korom) légköri koncentrációja jelentősen megnőtt. Legnagyobb mértékben, 50–100%-kal a Cu és Sb koncentrációja növekedett. A Cu koncentrációja a belélegezhető méretfrakcióban tipikusan  $62 \text{ ng/m}^3$  körüli jelenleg, míg az Sb  $16 \text{ ng/m}^3$  koncentrációban található a belvárosban. A Cu 76-szor, míg az Sb 5 100-szor van feldúsulva a levegőben az átlagos felszíni közetthez viszonyítva. A dúsulás valószínűleg az utak mentén és az ott élő növényzetben is kimutatható. Megállapítottuk, hogy az említett elemeknek közös a forrásuk. Az Sb és Cu a közúti gépjárművek mozgó alkatrészeinek kopásából, különösen fékbetéteiből származnak. A fékbetétek elhasználódásakor keletkező por ca. 30%-a aeroszolként kerül a levegőbe. Az azbesztmentes fékbetétek jelentős koncentrációban tartalmaznak Sb-t (2–7%-ban) és Cu-t (8–15%-ban); jellemzőjük a Cu/Sb koncentráció arány, amely átlagosan  $(4,6 \pm 1,2)$ . Gyakorlatilag ezt az értéket kaptuk a durva aeroszolra vonatkozóan is:  $4,3 \pm 0,8$ , ami az eredetre vonatkozó feltételezésünket igazolta, sőt azt mutatja, hogy ezen elemek fő forrása a durva mérettartományban a fékbetétek kopása. A Cu légköri összkoncentrációjának 69%-át, míg az Sb 66%-át a közúti forgalom eredményezi. A gépjárművek gumi futófelületének kopása szintén jelentős levegőszennyezés. A gumi szerves anyagokat és Zn-t is (1–3%-ban) tartalmaz. Méréseink alapján megállapítottuk, hogy a Zn jelenlegi koncentrációjának (ami átlagosan  $90 \text{ ng/m}^3$ ) mintegy 65%-át a gépjárműforgalom eredményezi, míg az aeroszol tömegének 5–6%-a származik a gumik kopásából. A finom méretű korom légköri koncentrációjának növekedése a dízelüzemű járművek növekvő hányadával magyarázható elsősorban, amelyek akár 1 nagyságrenddel is több kormot bocsátanak ki a kipufogógázban (részecske-szűrő nélkül), mint a benzinüzeműek. Poros környezetben zajló, intenzív közúti forgalom ráadásul fokozottan hátrányos, mert a járművek ismételt felverik a felszínre korábban már kiülepedett port. A felvert por azonban már komplex forrástípusokból származó anyagokat is tartalmaz az ásványi anyag mellett, mert a felületükön megkötődnek a korábban kiülepedett, eredetileg antropogén eredetű, finom részecskék, és ezért diffúz módon és dúsult arányban kerülnek újra a levegőbe [Salma et al., 2006.].

A közlekedési mikrokörnyezetekben a levegő szennyezettsége gyakran nagyobb, mint más belvárosi, vagy városi háttérhelyeken. Közülük a földalatti közösségi közlekedés (a metró) kiemelt helyet foglal el. A budapesti metró Astoria állomásán végzett vizsgálataink azt mutatják, hogy a metróban lévő aeroszol tömegkoncentrációja jelentősen változik időben (lásd a 2. ábrát).



2. ábra: Az aeroszol tömegkoncentráció napi változása a durva méretfrakcióban az Astoria metróállomás peronján egy munkanapon

A koncentráció napi menete két csúcsot mutat, az egyiket 7:30 és 8:00 óra között, a másikat 17:00 óra körül, amelyek a reggeli és délutáni csúcsforgalomhoz kapcsolódnak. A tömegkoncentráció maximumai rendre elérték 220 és 250  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  értékeket. A két csúcs között helyi minimum alakult ki dél körül. Az utolsó szerelvény elhaladása (23:20 óra) után a koncentráció gyorsan csökkent; az üzemzárás ideje alatt az tömegkoncentráció átlagértéke  $(36 \pm 14) \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt. Az üzemidőre vonatkoztatott átlagos koncentráció  $(155 \pm 55) \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt, ami többszörösen meghaladja a külső légtérre vonatkozó, 24 órás PM10 méretfrakciójú aeroszokra érvényes egészségügyi határértéket ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Az aeroszol tulajdonságai azonban lényegesen eltérnek a belvárosban található aeroszoltól. A részecskék nagyobbak és nehezebbek, kémiai összetételük különböző. A tömeg 42%-át vas alkotja, a korom, kalcium és szilícium tömegjáruléka egyenként 2,5% körüli, a kén 1,6%-kal járul hozzá a tömeghez, amelyet a réz, alumínium, mangán, kálium és magnézium elemek követnek. Az aeroszol részecskékben kimutattunk olyan elemeket is, amelyek ugyan kis ( $< 0,05\%$ ) koncentrációban vannak jelen, de egészségügyi hatásuk miatt mégsem hanyagolhatók el. Ilyen például a króm és a nikkél. Legnagyobb mértékű dúsulást a Fe, Mn, Ni, Cu és Cr elemek mutatnak az aeroszolhoz viszonyítva, amely arra utal, hogy fő emissziós forrásuk a metróban található. A méreteloszlás azt mutatja továbbá, hogy az említett elemek mechanikus aprításból származnak. A fő emissziós forrásuk a vasúti sínek, főképpen pedig az áramszedő sín acél anyagának kopása. A Si, Al, Ca és Mg a földkéreg és konstrukciós anyagok eróziójából és diszperziójából származnak. A korom viszont szegényített arányban van jelen; és valószínűleg a szellőzés révén kerül a metróba a külső levegővel együtt. [Salma *et al.*, 2007].

A közegészségügyi hatás mértékének tudatosításában segíthet az USA kilencven városára kiterjedő vizsgálat, amelynek eredményeként megállapították, hogy a belélegezhető méretfrakciójú aeroszol tömegkoncentrációjának  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  értékkel történő csökkentése átlagosan 0,3–0,6%-kal csökkenti a napi halálozások kockázatát. Összehasonlításképpen, a szálló por éves átlaga Budapest belvárosában 2007-ben  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  körüli volt. A közúti közlekedés okoz-

ta egészségkárosodás kezelésére fordított összegeket a nemzeti össztermék 1–2%-ára becsülik a világ gazdaságilag fejlettebb régióiban.

***Irodalom:***

*Salma, I., Weidinger, T., Maenhaut, W.:* Time-resolved mass concentration, composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station, *Atmos. Environ.* doi:10.1016/j.atmosenv.2007.06.017, 2007.

*Salma, I., Maenhaut, W.:* Changes in chemical composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European city, *Environ. Pollut.* 143, 479–488, 2006.



## **A fotokémiai szmog természete: másodlagos aeroszolképződés a bioszféra által kibocsátott vegyületek és antropogén szennyezőanyagok kölcsönhatásából**

**Gelencsér András, Hoffer András, Kiss Gyula, Lukács Hajnalka és Horváth Eszter**

Pannon Egyetem, Föld- és Környezettudományi Intézeti Tanszék,  
MTA-PE Levegőkémiai Kutatócsoport

A légköri aeroszollal kapcsolatos tudományos ismeretek egyik legnagyobb bizonytalansággal terhelt eleme az illékony szerves vegyületekből képződő másodlagos szerves aeroszol mennyisége és összetétele. Számos illékony szerves vegyület kerül a légkörbe biológiai és antropogén forrásokból, amelyek többsége a troposzférában fotokémiai folyamatokban átalakul, de csak kis hányaduk játszik szerepet a másodlagos szerves aeroszol képződésében. Az aeroszolképződés szempontjából fontos biológiai eredetű szerves elővegyületek elsősorban a monoterpének, szeszkviterpének, illetőleg ezek származékai [Griffin *et al.*, 1999]. Mindezen vegyületek meghatározó forrása a növénytakaró, elsősorban a tűlevelű-, kisebb részben a lombos erdők.

Nemzetközi együttműködésben végzett kutatásaink során háttérterületeken végzett aeroszolvizelések alapján közelítő forrásbecslést végeztünk a széntartalmú (szerves) aeroszolra vonatkozóan, mely során az összes széntartalmú aeroszol (TC) mennyiségét jól definiált, eredet alapján egyértelműen elkülöníthető forrástípusokra vezettük vissza [Gelencsér *et al.*, 2007]. E számítások alapját az aeroszolban a  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  izotóparány meghatározása képezte, ami révén lehetségessé vált a fosszilis és modern szén mennyiségi megkülönböztetése. A légkörben keletkező  $^{14}\text{C}$  izotóp ugyanis geológiai időskálán rövid felezési ideje (5760 év) miatt a fosszilis tüzelőanyagokban nem őrződik meg. A modern szén növények által kibocsátott illékony szerves vegyületekből képződő másodlagos aeroszolban, elsődleges bioaeroszol részecskékben, illetve biomassza égetésből származó elsődleges vagy másodlagos széntartalmú részecskékben fordulhat elő.

A biomassza égetés korábbi tanulmányok alapján globálisan és Európában is lényeges, ám érthető okokból nehezen kontrollálható és mérhető aeroszol-forrás. A tömegkoncentráció szempontjából a biomassza égetés kategóriáján belül meghatározó a fatüzelés a háztartásokban, elsősorban fűtés céljából. Alkalmanként a mezőgazdasági hulladékok égetése is jelentős, de ennek aeroszol tömegkoncentrációhoz való hozzájárulása csekélyebb, hiszen az elégetésre kerülő biomassza tömege is kisebb. A levoglukozán a cellulóz pirolízisének terméke, amely a szerves nyomjelzők közül egyedülálló módon az összes szerves szén mennyiségével összemérhető mértékben kerül kibocsátásra [Simoneit, 1999]. Noha a fa fajtájától és az égetés körülményeitől függően mind a szerves aeroszol, mind pedig a levoglukozán emissziója nagyságrendekkel változhat, a relatív levoglukozán/szerves aeroszol arány figyelemreméltóan szűk tartományon belül marad (3–12 %) [Fine *et al.*, 2002]. A biomassza égetésből származó elsődleges aeroszol tömegét a mért levoglukozán koncentrációkból és az irodalomból vett OC/levoglukozán arányból számítottuk.

A levoglukozán tömegkoncentrációjának alakulásából kiderült, hogy a vizsgált regionális háttér környezetben a biomassza égetés milyen fontos szerepet tölt be a PM<sub>2.5</sub> koncentráció alakításában. Ez a megállapítás különösen a fűtési idényre vonatkozik, ahol mind az átlagos, mind pedig a kiugróan nagy koncentrációértékek egyértelműen a fatüzeléssel hozhatók

összefüggésbe, természetesen az abszolút koncentrációkat jelentősen befolyásoló meteorológiai tényezők mellett. A növényzet természetes emissziójából és biomassza égésből származó illékony szerves vegyületek légköri átalakulásakor keletkező biogén másodlagos aeroszol az összes ismert forrástípus hozzájárulásának levonása után maradéktanként adódott.

Fentiek alapján a 2002. júliusa és 2004. májusa között gyűjtött aeroszolimintákon elvégzett kémiai és izotópos vizsgálatok eredményeinek átlagolásából a széntartalmú aeroszol fő forrástípusaira az alábbi évszakos átlagértékek adódtak.

1. táblázat: A korom illetve a szerves aeroszol forrástípusainak becslése 2002. júliusa és 2004. májusa között végzett mérések adatai alapján

	<b>Koromkibocsátás fosszilis tüzelőanyagok égetéséből (korom %-ában)</b>	<b>Szerves részecske kibocsátás fosszilis tüzelőanyagok égetéséből</b>	<b>Szerves részecske kibocsátás biomassza égetéséből (fatüzelés)</b>	<b>Másodlagos keletkezés növények illetve biomassza égés által kibocsátott illékony vegyületekből</b>
Tél	68 %	18 %	62 %	14 %
Nyár	78 %	9 %	16 %	68 %

A téli időszakban az aeroszol szerves szén tartalmának 62%-a származik biomassza égetésből, míg a légköri keletkezés mindössze 14 %-nak adódott. Ez alátámasztja a szerves szén antropogén eredetének jelentőségét a fűtési időszakban. Nyáron az égetés kisebb jelentősége elsősorban az összes szerves szén esetében tükröződik, de a biomassza égetés hozzájárulása még ilyenkor is körülbelül kétszerese a fosszilis égetésből származó szerves aeroszol mennyiségének. Nyáron az összes szerves aeroszol 68%-a képződik másodlagos folyamatokban, legnagyobb részben a vegetáció által kibocsátott illékony szerves vegyületek (mono- és szeszkviterpének) fotokémiai átalakulása révén. E megállapítások egybecsengenek korábbi európai tanulmányokkal, amelyek a másodlagos szerves aeroszol részarányát hasonlóan jelentősnek találták (68–78 %) [Castro et al., 1999].

E ponton egy, az aeroszol forrásaival kapcsolatos nagyon fontos megjegyzést kell tennünk. Noha nyári időszakban a háttérterületeken észlelhető szerves aeroszol jelentős hányada növények által kibocsátott illékony vegyületekből keletkezik, az aeroszolképződéshez a fotokémiai aktivitás mellett számottevő NO<sub>x</sub> keverési arány is szükséges. Ez tartja fenn ugyanis azokat a nagyon hatékony oxidációs láncreakciókat, amelyeknek „mellékterméke” az ózon, és amelyek az aeroszolképződés szempontjából meghatározó kis illékonyosságú oxidált állapotú vegyületek képződéséhez vezetnek. Mivel pedig a NO<sub>x</sub> vegyületek legnagyobb része antropogén emisszióból származik (amint azt a nitrát képződésével kapcsolatban láttuk, bár nyáron az aeroszolfázisú nitrát koncentrációját a hőmérsékletfüggés szabályozza), ezért az így keletkező másodlagos szerves aeroszolt is antropogén eredetűnek kell tekintenünk. Számos bizonyíték létezik arra vonatkozóan, hogy a történelmi múltban a növények által kibocsátott szerves vegyületekből a mainál jóval kevesebb másodlagos aeroszol keletkezett [Kanakidou et al., 2000].

## ***Irodalom***

- Castro, L.M., C.A. Pio, R.M. Harrison, and D.J.T. Smith, Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: estimation of secondary organic carbon concentrations, *Atmos. Environ.*, 33 (17), 2771–2781, 1999.
- Gelencsér, A., B. May, D. Simpson, A. Sánchez-Ochoa, A. Kasper-Giebl, H. Puxbaum, A. Caseiro, C. Pio, and M. Legrand, Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> organic aerosol over Europe: Primary/secondary, natural/anthropogenic, and fossil/biogenic origin, *J. Geophys. Res.*, 112, D23S04, doi:10.1029/2006JD008094, 2007.
- Griffin, R.J., D.R. Cocker, J.H. Seinfeld, and D. Dabdub, Estimate of global atmospheric organic aerosol from oxidation of biogenic hydrocarbons, *Geophys. Res. Lett.*, 26 (17), 2721-2724, 1999.
- Kanakidou, M., K. Tsigaridis, F.J. Dentener, and P.J. Crutzen, Human-activity-enhanced formation of organic aerosols by biogenic hydrocarbon oxidation, *J. Geophys. Res.*, 105 (D7), 9243–9254, 2000.

## **Az aeroszol részecskék optikai tulajdonságai méreteloszlásuk és kémiai összetételük függvényében**

**Molnár Ágnes, Benkő Diána és Imre Kornélia**

Pannon Egyetem, Föld- és Környezettudományi Intézeti Tanszék,  
MTA-PE Levegőkémiai Kutatócsoport

Köztudott, hogy a Földünket övező levegőburok összetétele fontos tényező az éghajlat szabályozásában. A szabályozási folyamatban, az üvegházhatású gázok mellett az aeroszol részecskék is fontos szerepet játszanak. Közvetlenül befolyásolják az egységnyi alapterületű légoszlop energiataralmát. Az aeroszol részecskék a sugárzásátvitelt közvetve is befolyásolják. A rajtuk keletkezett felhők elnyelik és szórják a Nap (rövidhullámú) sugárzási energiáját, ami az éghajlat hűlését eredményezi. Sugárzásgyengítő hatásuk optikai tulajdonságaikkal jellemezhető, amelyekben mind a részecskék mérete, mind kémiai összetétele (törésmutatója) szerepet játszik. Az aeroszol részecskék fényextinkciója elsősorban a 0,1 és 1,0  $\mu\text{m}$  közötti, az ún. optikailag aktív, mérettartományban jelentős. A különböző kémiai anyagok eltérő mértékben szórják, ill. nyelik el a napsugárzást. Az aeroszol részecskék – kémiai összetételük miatt – már 100%-nál kisebb relatív nedvességtartalmú környezeti körülmények között is adszorbeálják a vízgőzt (higroszkópos tulajdonság). Ennek következtében, megváltozik a részecskék mérete és törésmutatója (azaz a vegyületek között jelentős szerephez jut a légköri víz), így a relatív nedvesség függvényében a részecskék optikai tulajdonságai is lényegesen változhatnak.

Az előadásban bemutatjuk az aeroszol részecskék kémiai összetételének, nagyságának, illetve higroszkópos viselkedésének, a részecskék optikai tulajdonságaira (szórási és elnyelési együtthatóira) gyakorolt hatását. Továbbá összefoglaljuk e témakörben az utóbbi 10 évben végzett kutatásaink legfontosabb eredményeit.

# A légköri aeroszol kémiai összetételének hatása a higroszkóposásra és a légköri kondenzációs folyamatokra

Varga Zsófia<sup>1</sup>, Janitsek Szilvia<sup>2</sup>, Kiss Gyula<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Pannon Egyetem, Föld- és Környezettudományi Tanszék  
8200, Veszprém, Egyetem utca 10.

<sup>2</sup>MTA Levegőkémiai Kutatócsoport, Pannon Egyetem  
8200, Veszprém, Egyetem utca 10.

**Összefoglalás** - A légköri aeroszol szerves alkotóinak a felhőképződésben, illetve az aeroszol részecskék higroszkopicitásában betöltött szerepe különleges figyelmet kapott az elmúlt néhány évben. Bár a szervesetlen sókhoz hasonlóan a szerves aeroszol részecskék is viselkedhetnek felhőkondenzációs magvakként, kérdés, hogy a felhőcseppek aktiválódásához szükséges kritikus túltelítettséget a szerves komponensek milyen irányba és milyen mértékben módosítják. Nem ismert az sem, hogy az aeroszol szerves alkotói önmagukban mennyire higroszkóposak, illetve, hogy a szerves komponensek hogyan befolyásolják a szervesetlen sókat és szerves vegyületeket egyaránt tartalmazó aeroszol részecskék higroszkopicitását. Ennek tanulmányozását végeztük modellvegyületekkel (szerves savakkal) és légköri aeroszol mintákkal. A felhőképződés modellezésére a Köhler modellt alkalmaztuk, amely alkalmas ismert összetételű és méretű aeroszol részecske kritikus túltelítettségének kiszámítására egyensúlyi körülmények között. Mindössze két jellemzőre, a vízaktivításra és a felületi feszültségre van szükség a kritikus túltelítettség meghatározásához. Kísérleteink során a felületi feszültséget mértük, a vízaktivitást pedig ozmolalitás mérésekből számítottuk. A higroszkopicitás vizsgálatához higroszkopicitás tandem differenciális mozgékonyág elemzőt (H-TDMA) használtunk.

Az előadásban részletesen tárgyaljuk, hogy a szerves modellvegyületek hogyan alakítják a pára- illetve felhőcseppek felületi feszültségét és aktivitását, valamint bemutatjuk, hogy a szervesetlen sókból és szerves vegyületekből álló aeroszol részecskék milyen körülmények között aktiválódnak. Szintén bemutatjuk, hogy az aeroszorból izolált vízoldható szerves vegyületek higroszkopicitása milyen mértékű a szervesetlen sókhoz képest.

## 1. Bevezetés

A légköri aeroszol részecskék fontos szerepet játszanak a légkör alakításában. Egyrészt közvetlen módon szórás és elnyelés útján befolyásolják az éghajlati kényszert, másrészt fontos szerepet játszanak a felhőképződésben, mellyel közvetett módon is alakítják az éghajlatot. Ezért fontos feladat megvizsgálni, milyen vegyületek alkotják az aeroszol részecskéket. Az 1990-es évekig a felhőkondenzációs magvakat a szervesetlen sókkal, főleg az antropogén eredetű ammónium-szulfáttal azonosították, azonban felmerült a kérdés, vajon van-e más fontos összetevő? Miből keletkezhetnek a kontinentális felhők az ipari forradalom előtt (Mészáros, 1992)? Az aeroszol részecskék szerves összetevői az utóbbi 10-15 évben a figyelem középpontjába kerültek. Kimutatták, hogy a szerves összetevők megváltoztatják az aeroszol részecskék higroszkópos tulajdonságait (Saxena et al., 1995). Ezen kívül a tiszta szerves aeroszol is viselkedhet felhőkondenzációs magként (Novakov and Corrigan, 1996). Mivel a néhány jellemző szervesetlen vegyülettel szemben több ezer szerves vegyület alkotja a légköri aeroszolt, ezért a vizsgálatokat több szempontból kell elvégezni, hogy komplex képet kapjunk a szerves vegyületeket illetően. Így vizsgálataink során egyedi jellemző vegyületeket (karbonsavakat) és valódi aeroszol mintákat is használtunk.

## 2. Kísérleti rész

A szerves alkotók felhőképződésre gyakorolt hatását a Köhler egyenlettel szokták jellemezni, amely megadja a vízgőz túltelítettségét (S) egy r sugarú csepp felett:

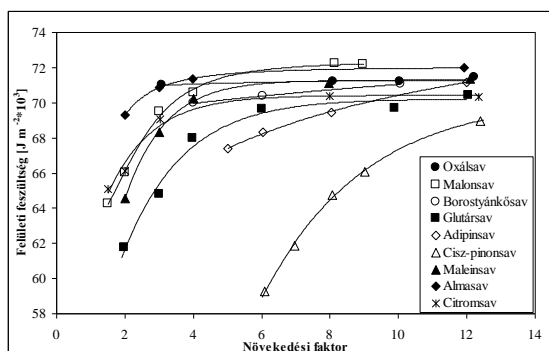
$$S = p/p_0 - 1 = a_{\text{víz}} \exp[2\sigma M_{\text{víz}} / (r \rho_{\text{víz}} RT)] - 1$$

ahol  $p$  = víz gőznyomása a csepp felett,  $p_0$  a víz gőznyomása a síkfelületű víz felett,  $\sigma$  a csepp felületi feszültsége ( $\text{N m}^{-1}$ ),  $M_{\text{víz}}$  = a víz molekulatömege ( $\text{kg mol}^{-1}$ ),  $R$  = gázállandó ( $\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$ ),  $T$  = hőmérséklet (K),  $\rho_{\text{víz}}$  = a víz sűrűsége ( $\text{kg m}^{-3}$ ),  $a_{\text{víz}}$  a víz aktivitása. A Köhler görbe maximuma határozza meg a kritikus túltelítettséget és a kritikus sugarat, ahol a spontán cseppnövekedés megkezdődik. Az egyenletben a vízakaktivitás és a felületi feszültség a két ismeretlen paraméter, így ezeket meghatározva a túltelítettség számítható. A felületi feszültséget tenziométerrel mértük, míg a vízakaktivitást ozmóméter segítségével határoztuk meg.

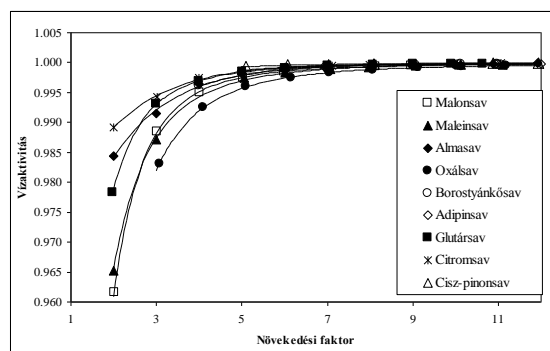
## 3. Eredmények

### 3.1 Modellvegyületek

Kísérleteink során 9 karbonsavat vizsgáltunk: oxálsavat, malonsavat, borostyánkősavat, glutársavat, adipinsavat, cisz-pinonsavat, maleinsavat, almasavat és citromsavat.



1.a ábra: Felületi feszültség a növekedési faktor függvényében

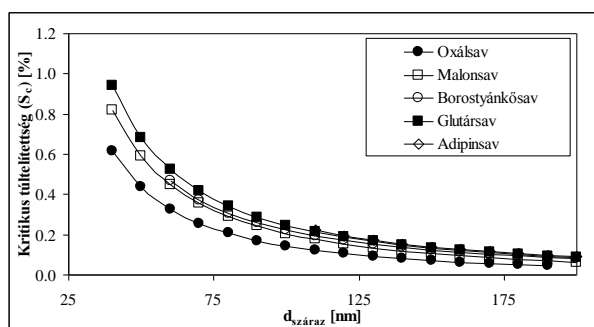


1.b ábra: Vízaktivitás a növekedési faktor függvényében

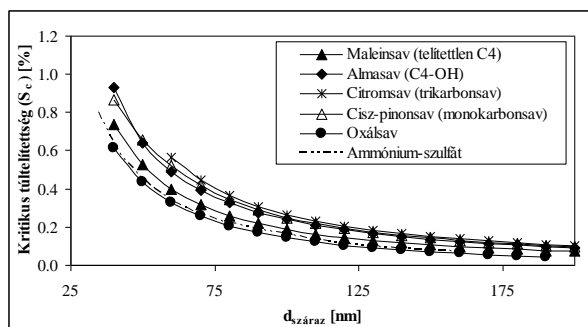
A vizsgált karbonsavak különböző mértékben befolyásolják mind a felületi feszültséget, mind a vízakaktivitást (1.a-b ábra). A felületi feszültség csökkentő hatás a cisz-pinonsav esetében volt a legnagyobb, mivel ez a leginkább felületaktív anyag a vizsgált vegyületek közül. A többi karbonsav főleg a nagyobb koncentrációk (kisebb cseppméret) esetén volt hatással a felületi feszültségre. A vízakaktivitás csökkentő hatás nagyban függ a molekulatömegetől, sűrűségtől és a disszociációs állandótól. Az a vegyület amelyik kis molekulatömeggel, nagy sűrűséggel rendelkezik és disszociációs állandója is viszonylag nagy, jobban tudja csökkenteni a vízakaktivitást. Ennek megfelelően itt a csökkentő hatás az oxálsav esetében volt a legnagyobb.

Ismerve a felületi feszültséget és vízakaktivitást, a kritikus túltelítettség kiszámítható a Köhler-egyenlet segítségével.

Ahogy a 2.a-b ábrán látszik, a kritikus túltelítettség az oxálsavnál volt a legalacsonyabb, ez a kis vízaktivitásnak köszönhető. Látható az is, hogy minél hosszabb szénláncú a dikarbonsav, annál nehezebben aktiválódik. A többi vizsgált karbonsavnál megfigyelhető a hidroxi-csoport, valamint a kettős kötés hatása is. Míg a telítetlen kötés (maleinsav) csökkenti a kritikus túltelítettséget, addig a hidroxi-csoport (almasav) jelenlétével nehezebben aktiválódik a vegyület. Ez a maleinsav lényegesen savasabb jellegével, illetve az almasav kevésbé amfifil karakterével magyarázható. Vizsgált vegyületeinket összehasonlítottuk az ammónium-szulfáttal, a 2.b ábrán látható, hogy az oxálsav közel azonos kritikus túltelítettségen aktiválódik, mint az ammónium-szulfát, azonban a többi vizsgált vegyületnek ennél nagyobb túltelítettségre van szüksége az aktiválódáshoz.



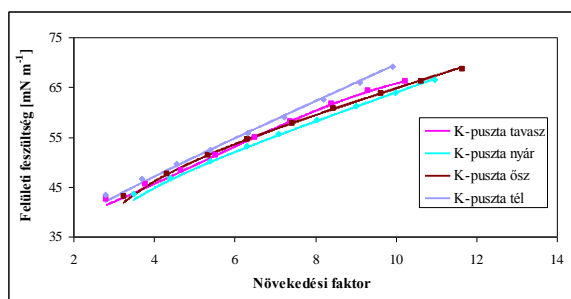
2.a ábra: Kritikus túltelítettség a vizsgált dikarbonsavakra



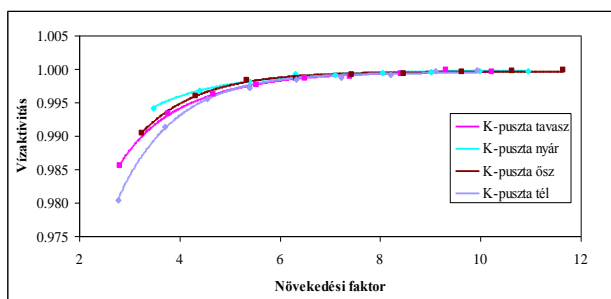
2.b ábra: Kritikus túltelítettség a többi vizsgált karbonsavra

### 3.2 Valódi aeroszolminták

Az aeroszol mintákat négy évszakban gyűjtöttük és ennek megfelelően vizsgáltuk. A felületi feszültség esetében (3.a ábra) a téli minta volt kevésbé felületaktív, míg a nyári minta jobban tudta csökkenteni a felületi feszültséget. Ennek magyarázata, hogy a nyári minták több alifás szerves anyagot tartalmaznak így nagyobb hatással vannak a felületi feszültségre. A vízaktivitásnál pont ennek ellenkezője figyelhető meg (3.b ábra), hiszen a téli mintákban található több szerves anyag jobban disszociál, így nagyobb vízaktivitás csökkentő hatás figyelhető meg, mint a nyári mintáknál. Az őszi és tavaszi minták hasonló hatással vannak mind a felületi feszültségre, mind a vízaktivításra.

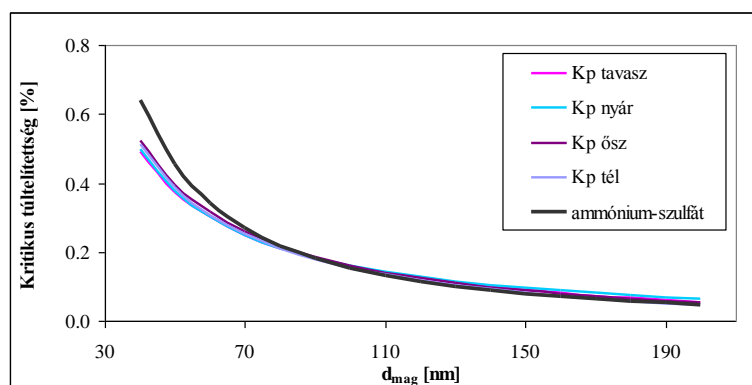


3.a ábra: Felületi feszültség a növekedési faktor függvényében



3.b ábra: Vízaktivitás a növekedési faktor függvényében

Ahogy a 4. ábrán látható, az ellentétes felületi feszültség és vízaktivitási hatás kiegyenlítődtött a téli és nyári minták esetében és mind a négy évszakra jellemző minta gyakorlatilag azonos kritikus túltelítettségén aktiválódik. Összehasonlítva ezt az ammónium-szulfáttal, az is látható, hogy ez az érték hasonló a tiszta szervesen sóéhoz.



4. ábra: Kritikus túltelítettség a valódi aeroszol mintákra

#### 4. Következtetések

Vizsgálataink során mind egyedi szerves vegyületeket, mind valódi aeroszol mintákat vizsgáltunk. Ennek megfelelően megállapítható, hogy a szerves alkotók felületaktivitást csökkentő hatásuk révén jelentősen csökkentik a Kelvin hatást. Ugyanakkor, abszolút értékben a Raoult hatást is csökkentik a képződő cseppekben kisebb oldhatóságuk, nagyobb molekulatömegük és kisebb disszociációfokuk következtében. A két hatás eredőjeként a kritikus túltelítettség hasonló, mint a tiszta ammónium-szulfát esetében. Így megállapíthatjuk, hogy a szerves aeroszol alkotók jelentősége elsősorban abban rejlik, hogy jelenlétükkel megnövelik a potenciális kondenzációs magvak tömegét.

#### Köszönetnyilvánítás

Kiss Gyula köszönetét fejezi ki az MTA által megítélt Bolyai János Kutatási Ösztöndíjért.

#### Irodalom

- Mészáros E. (1992) "Structure of continental clouds before the industrial era: a mystery to be solved" *Atmospheric Environment* Vol. 26A, No. 13, 2469-2470
- Novakov, T. and C.E. Corrigan (1996) Cloud condensation nucleus activity of the organic component of biomass smoke particles. *Geophys. Res. Lett.*, 23: 2141-2144
- Saxena P., L.M. Hildemann, P.H. McMurry and J.H. Seinfeld (1995) Organics alter hygroscopic behaviour of atmospheric particles. *J. Geophys. Res.*, 100, 18755-18770



## A regionális léptékű levegőszennyezés modellezése: új kihívások és lehetőségek

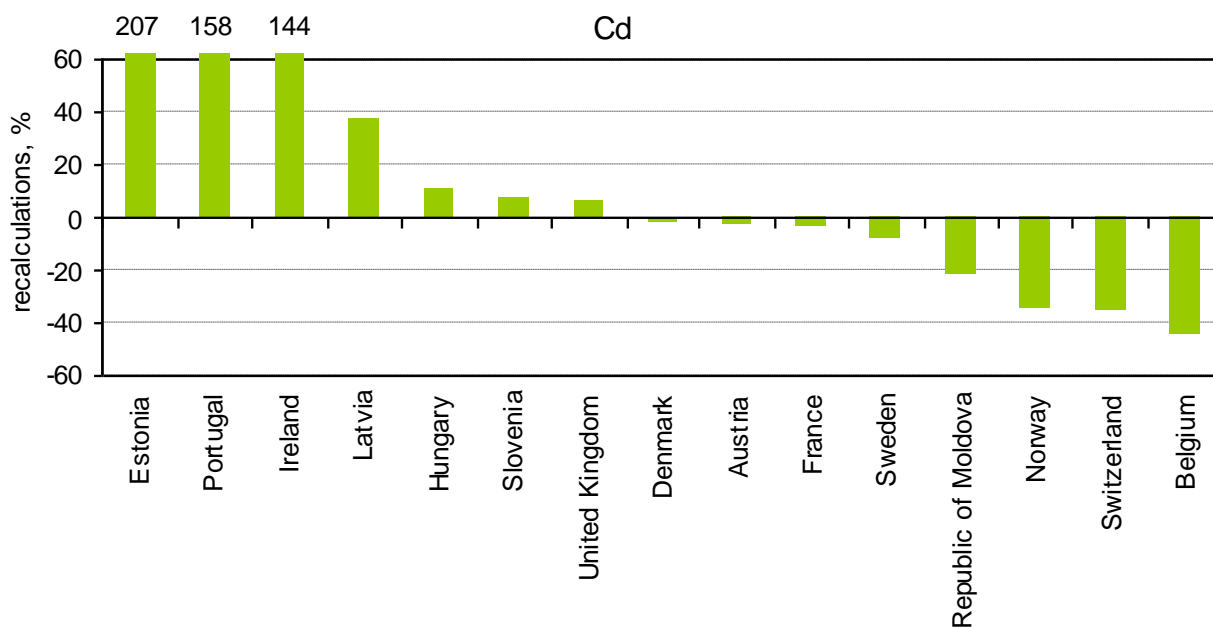
**Bozó László és Labancz Krisztina**

Országos Meteorológiai Szolgálat  
1024 Budapest, Kitaibel Pál u. 1.  
[bozo.l@met.hu](mailto:bozo.l@met.hu), [labancz.k@met.hu](mailto:labancz.k@met.hu)

Mintegy három évtizeddel ezelőtt Európa legsúlyosabb környezeti problémáját a savas ülepedés jelentette, aminek következtében jelentős területeken mutatkoztak a különböző ökoszisztémák sérülésének egyértelmű jelei. A károsodás kezelését nehezítette, hogy ezek a jelenségek nemcsak a jelentős kén- és nitrogén-kibocsátó antropogén források környezetében („Fekete Háromszög”, Balkán-félsziget, a Szovjetunió egyes nyugati területei stb.) fordultak elő, hanem az országhatárokon áterjedve, azoktól igen jelentős távolságban is. Ekkor születtek az első, felépítésüket tekintve igen egyszerű, de számításokat már a teljes európai kontinensre végezni képes terjedési modellek. A későbbiekben az így kapott számítási eredmények a környezetpolitikai döntéshozatal fontos részévé váltak. A modellek egyre megbízhatóbbá váltak, létrejöttek a széleskörű nemzetközi együttműködésre épülő „tudásközpontok” (pl. az EMEP norvég és szovjet központja, az Ausztriában működő IIASA), ahol rendelkezésre álltak a további fejlesztésekhez szükséges tudományos és technikai feltételek. Időközben a regionális léptékben vizsgálandó környezeti problémák skálája is szélesedett: troposzférikus ózon és prekursorai, toxikus nehézfémek, nehezen lebomló szerves vegyületek,  $PM_{10}$  és  $PM_{2.5}$ .

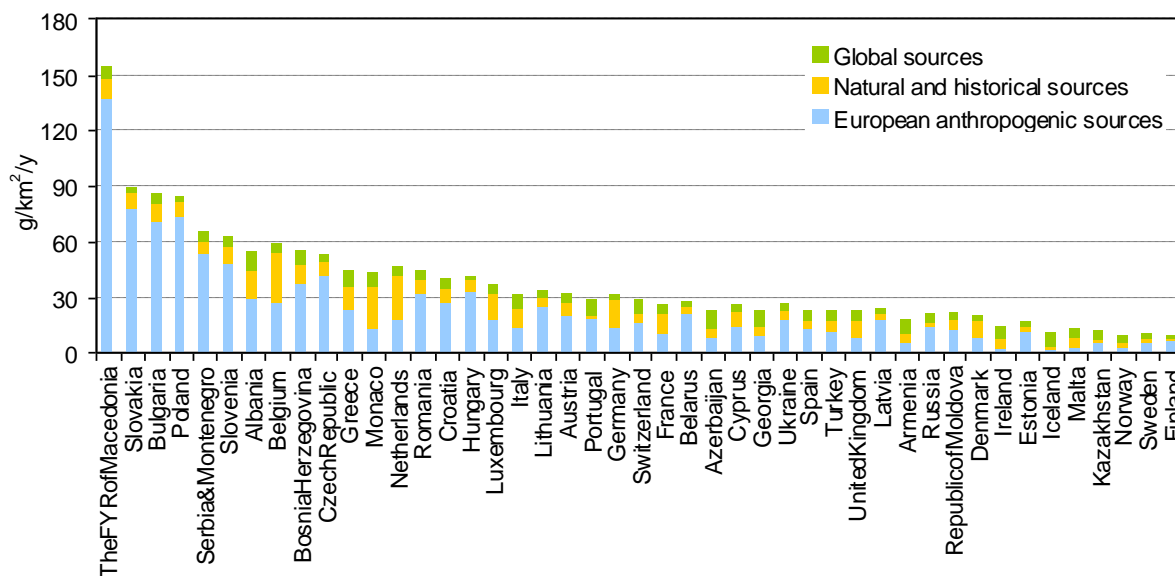
A regionális/kontinentális léptékű modellezés tudománya napjainkban új típusú kihívásokkal szembesül. Egyrészt az elmúlt évtizedekben jelentősen módosult antropogén szennyezőanyag kibocsátási szerkezet miatt, bizonyos korábban elhanyagolt és pontatlanul becsült források relatív hozzájárulása megnövekedett, ami az emissziós kataszterek újraszámolását, pontosítását igényli. Másrészt az ázsiai antropogén források intenzitásának folyamatos növekedésével, illetve az óceáni és a tengeri hajóforgalom jelentős bővülésével szükségessé vált a teljes északi félgömbi skálán működő modellek fejlesztése. Harmadrészt a levegőkörnyezet elkövetkező évtizedekben várható állapotának becsléséhez egyre növekvő igény mutatkozik a különböző kibocsátási forgatókönyveken alapuló modellszámítási eredmények felhasználására. A légköri toxikus nyomanyagok esetében többek között ezeknek a problémáknak a megoldására kerestünk választ az EU ESPREME projektje keretében, melynek néhány fontosabb eredményét ismertetjük.

A legtöbb toxikus nehézfém esetében korábban egy-egy meghatározó forrás-kategória adta a döntő hozzájárulást: az ólom esetében a benzinfelhasználás, a kadmium esetében a színesfémkohászat, míg a nikkell és a vanádium esetében az olajtüzelés. Az elmúlt években, évtizedben az egyéb források (pl. hulladékkezelés, különböző szolgáltatások) relatív hozzájárulása jelentősen megnövekedett. A modellek validálása során bebizonyosodott, hogy ezek becslési módszertana rendkívül pontatlan volt, ennek következtében a modellszámítások eredményei egyre nagyobb mértékben kezdtek eltérni az ugyanazon pontra vonatkozó mérési adatoktól. Szükségessé vált, hogy a becslési módszertan korrigálása, pontosítása után a jelenlegi levegőkörnyezeti állapot értékelése mellett az elmúlt évtizedekre vonatkozó szimulációkat is újra elvégezzük. Bizonyos európai országokban ez igen jelentős eltérést eredményezett (1. ábra).



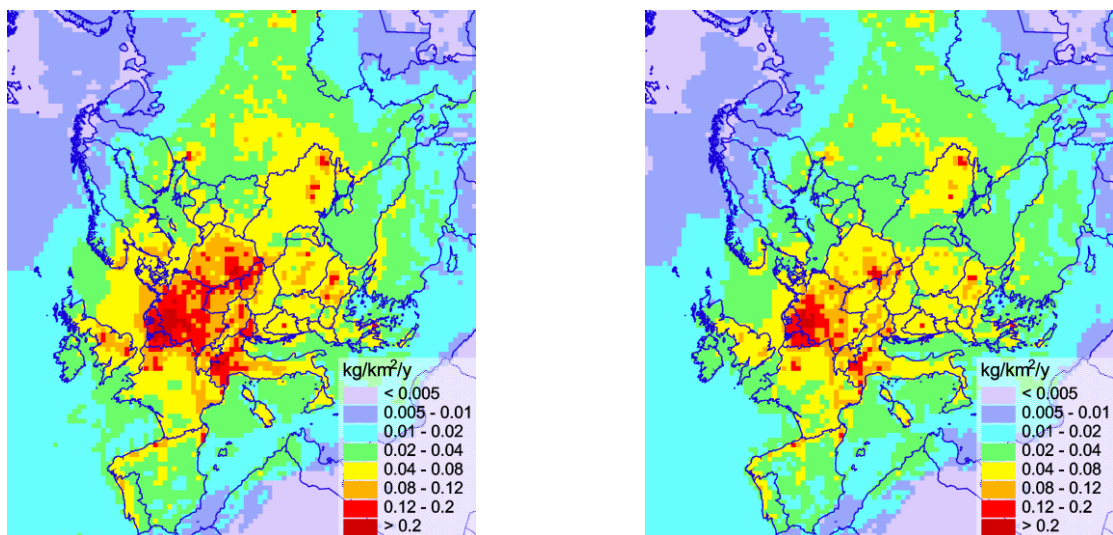
1. ábra. Kadmium éves kibocsátások maximális korrekciói az 1990-2004 közötti időszakban (ESPME, 2007)

További problémát jelentett a reszuszpenzió, tehát a légkörből egyszer már kihullott, de a légmozgásokkal talajról a légkörbe újra visszakerülő részecskék kezelése a modellszámítások során. A folyamat becsléséhez ma már fejlett talajmodellek állnak rendelkezésre (deVries et al., 2005). A 2. ábrán látható az európai országok területegységeire számított teljes kadmium ülepedés mértéke, forrás eredet szerinti bontásban. A számítások szerint Magyarország ebben a tekintetben a közepesen terhelte országok közé tartozik. Az ülepedés mintegy háromnegyedéért az európai antropogén források, körülbelül 20 százalékáért a reszuszpenzió, illetve a természetes források, a fennmaradó, megközelítőleg 5 százalékáért pedig az európai kontinensen kívüli források felelősek.



2. ábra. A légköri kadmium ülepedésnek eredete Európában

Az emissziós kataszterek pontosítása, majd az ezután elvégzett modellkísérletek alapján többek között a 2010-re várható európai kadmium ülepedés mértékének becslése is lehetővé vált (3. ábra).



3. ábra.

*A légköri Cd ülepedés mértéke (2000 és 2010) a BAU forgatókönyv alapján  
A számítások szerint a vizsgált évtizedben a kontinens középső területein következik be a legnagyobb mértékű ülepedés csökkenés. Magyarországon a 2000. évi 0,04-0,12 kg/km<sup>2</sup>/év ülepedési tartomány 2010-re várhatóan 0,02-0,08 kg/km<sup>2</sup>/év mértékűre csökken.*

## **Irodalom**

*deVries W., Schütze G., Lofts S., Tipping E., Meili M., Römkens P.F., and Groenenberg J.E., 2005: Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. ALTERRA Report 1104, Wageningen, The Netherlands.*

*ESPREME, 2007: Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefits analyses for reducing heavy metals occurrence in Europe. ESPREME Final Activity Report.*

# Jelentős levegőszennyezéssel járó ipari kibocsátások diszperziós modellezése

Ferenczi Zita, Ihász István, Rajnai Márk

Országos Meteorológiai Szolgálat  
1024 Budapest, Kitaibel Pál u. 1.  
e-mail: [ferenczi.z@met.hu](mailto:ferenczi.z@met.hu), [ihasz.i@met.hu](mailto:ihasz.i@met.hu), [rajnai.m@met.hu](mailto:rajnai.m@met.hu)

Az utóbbi évtizedek tudományos és technikai fejlődése már nemcsak előnyökkel jár az emberiség számára, hanem komoly környezeti problémákat is okoz. Az egyes ipari létesítmények működése során bekövetkezhetnek olyan nem várt szituációk, mikor a levegőbe kerülnek olyan szennyezőanyagok, melyek az emberi egészségre károsak. A különböző ipari balesetek során a légkörbe került szennyezőanyagok terjedését, hígulását, kimosódását nagymértékben meghatározzák az időjárási viszonyok, ezért a meteorológiai intézeteknek világszerte nagy szerepük van az ipari baleset-elhárítási rendszerek működtetésében.

A csernobili baleset után világszerte egyre nagyobb volt az igény olyan diszperziós modellekre, amelyek valós időben (real time) üzemeltethetők és megbízható módon előrejelzik a légkörbe került szennyezőanyagok terjedését, megadva a várható légköri koncentrációkat és ülepedéseket. Az Országos Meteorológiai Szolgálatnál (OMSZ) a fejlődés fokozatos volt, kezdetben trajektória számolásra volt csak lehetőség, majd különböző diszperziós modellek adaptálásával egyre pontosabban tudjuk már előrejelezni a szennyezőanyagok légköri terjedését, ülepedését. Először a Lagrange típusú RIMPUFF, majd az Euler típusú MEDIA diszperziós modell adaptálására került sor. Végül a FLEXPART modell adaptálásával már egy olyan modell lett része a baleset-elhárítási rendszerünknek, melynek nagy előnye a korábbi modellel szemben, hogy a turbulens diffúzió parametrizációja független a rácsfelbontástól. Ennek köszönhetően a numerikus előrejelző modelleknél tapasztalható folyamatos térbeli felbontás finomodás automatikusan jobb térbeli felbontást eredményez a számolt koncentráció mezők esetében is.

Továbbiakban rövid áttekintést adunk azokról a trajektória számító programcsomagokról és szennyezőanyagok koncentrációját is meghatározó diszperziós modellekről, amelyeket e területen az OMSZ-nál használtunk ill. még ma is használunk.

Trajektória definíciója: az a görbe, amelyet egy adott levegőrészecske a mozgása során leír. A trajektória tehát a szélmező által sodort légrészecske helyzetének időintegrálja. A részecske passzív módon vesz részt a mozgásban, ezért háromdimenziós mozgását a következő módon határozhatjuk meg:

$$P(t + dt) = P(t) + V(P, t)dt$$

ahol:  $P(t)$  a részecske kiindulási helyzete,  $P(t+dt)$  a részecske helyzete  $dt$  idő múlva,  $V(P, t)$  a sebesség vektor a  $P$  helyen a  $t$  időpontban.

A trajektória számítás a 80-as évek végén az OMSZ-ban indult fejlesztés eredményeként vált lehetővé. A bracknelli előrejelzési modellből származó GRID meteorológiai adatok felhasználásával izobár forward és backward trajektóriák számolására egyaránt lehetőség volt operatív módon. Kutatási céllal izentróp trajektóriákat is számoltunk, amely abban az időben nemzetközi szinten is ritkaság számba ment.

A trajektória számításban új mérföldkövet jelentett a FLEXTRA programcsomag adaptálása. E rendszer segítségével forward és backward trajektóriákat lehet számítani különböző fizikai feltételek mellett.

A RIMPUFF egy mezoskálájú diszperziós puff-modell, amely alkalmas a légkörbe kerülő (radioaktív) szennyeződések terjedésének, ülepedésének nyomon követésére azért, hogy figyelembe veszi a lokális meteorológiai paraméterek változásait. A legújabb verzió gammadózis koncentrációt és ülepedést is számol. A modell segítségével integrált és pillanatnyi koncentráció mező is meghatározható. A futtatáshoz szükséges meteorológiai adatokat tartalmazó input fájlok többfélék lehetnek. Lehetséges a számítási területen lévő meteorológiai állomások adatai alapján előállítani az input fájlt, lehetőség van a mért adatokból egy diagnosztikai áramlási modell segítségével előállítani a diszperziót meghatározó áramlási mezőt, valamint a legújabb verzió már képes az előrejelző modellek output mezőit bemenő adatként kezelni. A választás természetesen a felhasználó joga, amelyet befolyásol a megoldandó probléma, és persze a lehetőségek is.

A puff modell esetében a folytonos kibocsátást diszkrét kibocsátásokra (puff) bontjuk fel. Minél kisebb az egyes puff-ök kibocsátása között eltelt idő, annál jobban közelítjük a valós helyzetet. Minden egyes puff meghatározott mennyiségű szennyezőanyagot szállít. Ez az anyagmennyiség a forráserősség és az egyes puff-ök kibocsátása között eltelt idő szorzata. A puff-ökben a koncentráció eloszlását általában a tér mindhárom irányában gaussianak tételezzük fel. A szórás ( $\sigma_y$  és  $\sigma_z$ ) reprezentálja a puff méretét horizontális (szélirány menti) és vertikális irányban. Szélirányban ( $y$ ) és az arra merőleges ( $x$ ) irányban általánosan elfogadott, hogy a szórás mértéke azonos:  $\sigma_y = \sigma_x$ , ezért a következő jelölést alkalmazhatjuk a puff horizontális irányú kiterjedésének jelölésére:  $\sigma_{xy}$ .

A puff-ök az aktuális szélmezővel advektálódnak, a hőmérsékleti rétegződéstől függően vertikálisan emelkednek, valamint a puff-ök mérete folyamatosan növekszik a megtett út és a légkör stabilitásának függvényében. A puff-ök a keveredési réteg és a talajfelszín által határolt térben mozoghatnak, a két határoló felületről visszaverődnek. A légköri koncentrációt úgy határozhatjuk meg egy kiválasztott pontban, ha összegezzük a kérdéses pont felett tartózkodó puff-ökből a koncentrációkat. A puff modellek képesek a számítási területen belül több forrást kezelni. A vizsgált területen kialakuló szennyezőanyag koncentráció mező az összes forrás együttes hatását tükrözi.

A MEDIA elnevezésű Euler-típusú diszperziós modellt a nyolcvanas évek végére fejlesztették ki a Meteo France munkatársai, majd 1997-ben adaptáltuk az Országos Meteorológiai Szolgálatnál. Célunk volt, hogy a szolgálat baleseti helyzetben real time módon előrejelzést tudjon adni a légkörbe került veszélyes szennyezőanyagok diszperziójára.

A MEDIA egy preprocesszoron keresztül fogadja a numerikus előrejelző modellek adatait. Az OMSZ-nál erre a célra az ALADIN/HU és az ECMWF modellek netcdf fájljait használjuk. Az operatív gyakorlatban mind a két modell előrejelzési mezőivel, több rögzített forrás adataival napi két alkalommal futtatjuk a MEDIA-t. Így lehetőség van az eredmények összevetésére, mérlegelésre, hogy melyik változatot fogadja el a szinoptikus adott baleseti szituációban, valamint, ha az egyik numerikus előrejelző modell adatai nem érkeznek meg, a másikkal végzett futtatás eredményei még rendelkezésre állnak. Fontos megjegyezni, hogy a diszperziós modellek által számolt légköri koncentrációk és ülepedési mezők magukon hordozzák az előrejelző modellek bizonytalanságát. Vagyis, egy rosszul előrejelzett meteorológiai mezőkkel futtatott diszperziós modell akármennyire is jó, már nem számolhat jó légköri koncentrációkat.

A MEDIA egy olyan, háromdimenziós diszperziós modell, amely a légkörbe jutott szennyezőanyagok terjedését számolja mezo- és makro skálán. A diffúzió meghatározásához a modell alkotói a K-elméletet használták oly módon, hogy a horizontális diffúziós együttható ( $K_x$ ) a rácsfelbontástól, a vertikális diffúziós együttható ( $K_z$ ) pedig a réteg stabilitásától függ.

A FLEXPART modell segítségével a szennyezőanyagok nagytávolságú transzportját, diffúzióját, száraz nedves ülepedését tudjuk meghatározni. A szennyeződés forrása lehet pont, vonal, területi vagy térfogati forrás. A modell használható ún. backward és forward módban is. Backward módban a szennyezőanyag feltételezett forrását lehet azonosítani, forward mód segítségével pedig a szennyeződés várható térbeli mozgását tudjuk előrejelezni.

A modell a planetáris határreteg parametrizációjához a Monyin-Obuhov hasonlósági elméletet használja, míg a planetáris határreteg magassága a kritikus Richardson szám segítségével kerül meghatározásra. Ezek a parametrizációs módszerek – legmodernebb eszközként – manapság széles körben kezdenek elterjedni. A hasonlósági elmélet alkalmazhatóságának korlátja eddig az volt, hogy a dinamikus sebességet és a dinamikus hőmérsékletet nem tudtuk operatív módon számolni. Azonban az ECMWF előrejelzések fejlesztésével ez az akadály elhárult, mivel az operatíván futtatott előrejelzési modell 3 órás időlépcsővel számolja az akkumulált hő- és momentum fluxusokat.

A szennyezőanyag részecskék diszperzióját a planetáris határretegben több ezer trajektória számolásával szimulálják. A trajektóriák következő pontjának helyzete  $\Delta t$  idő elteltével a következő összefüggés alapján kerül meghatározásra:

$$x(t + \Delta t) = x(t) + v(x, t)\Delta t,$$

ahol  $x(t + \Delta t)$  a trajektória pont  $\Delta t$  idő múlva,  $x(t)$  a trajektória előző pontja,  $v(x, t)$  szélesség az  $x$  pontban és  $t$  időpillanatban.

A szélmező szerkezetét három tényező határozza meg: nagy-skálájú mozgások, turbulens mozgások és a mezo-skálájú fluktuációk. Az ECMWF numerikus előrejelző modelltől származó szélességek csak a nagy-skálájú szél értékét adják meg, mivel a modell térbeli felbontása túl durva ahhoz, hogy reprezentálni tudja a mezo-skálájú folyamatokat és a határretegben kialakuló turbulens örvényeket, ezért a turbulens és mezo-skálájú mozgásokat parametrizálni kell. A lagrange-i részecskemodellekben a részecskék mozgása két tagból tevődik össze: a véletlen szélességekből és a részecske mozgásának fejlődéséből, amely a feltételezések szerint Markov-folyamat. Ezt a Langevin-egyenlettel lehet leírni. A FLEXPART modell esetében a turbulens és mezo-skálájú szél fluktuációjának meghatározásához egyaránt a Langevin-egyenletet használják, azzal a feltételezéssel, hogy a mezo-skálájú folyamatok függetlenek a turbulens fluktuációktól.

## Légszennyező anyagok terjedésének és ülepedésének számítása a TREX modellel

Lagzi István<sup>1</sup>, Mészáros Róbert<sup>1</sup>, Szinyei Dalma<sup>1</sup>, Vincze Csilla<sup>1</sup>, Zsély István<sup>2</sup>,  
Komjáthy Eszter<sup>1</sup>, Czender Csilla<sup>1</sup>

<sup>1</sup>ELTE TTK, Földrajz- és Földtudományi Intézet, Meteorológiai Tanszék,  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A., e-mail: [lagzi@vuk.chem.elte.hu](mailto:lagzi@vuk.chem.elte.hu)

<sup>2</sup>ELTE TTK, Kémiai Intézet, Fizikai Kémiai Tanszék,  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.

Az Eötvös Loránd Tudományegyetemen néhány éve kezdődött egy modellcsomag fejlesztése légköri szennyezőanyagok terjedésének és ülepedésének szimulálására. A modellfejlesztés során törekedtünk a hatékony adatkezelésre, hazai források alkalmazására, egyre gyorsabb modellfuttatásra, valamint a felhasználói igények kielégítésére. A TREX (TRansport-EXchange – terjedési-ülepedési) modellel számos tanulmányt végeztünk egy eseti kibocsátás során a légkörbe jutó szennyeződés terjedésének elemzésére, illetve a felszínközeli ózon ülepedésének becslésére (Lagzi, *et al.*, 2004; 2006; Mészáros; *et al.*, 2006; 2008).

Tanulmányunkban az elmúlt év modellfejlesztési lépéseit és az ülepedési modul bizonytalansági vizsgálatának eredményeit mutatjuk be.

A modellfejlesztés során pontosítottuk a modellel történő korábbi számításokat a térbeli felbontás, a felszínborítottság valamint a fizikai talajféleségek parametrizációjának jelentős javításával. A korábbi modellfelbontás  $0,1 \times 0,15$  fokos (kb.  $10 \times 10$  km-es) volt, a modell újabb verziója már  $0,025 \times 0,0375$  fokos (kb.  $2,5 \times 2,5$  km-es) rácson számol. Az egyes rácsegyzeteken finomítottuk a felszín- és talajborítottságot. A felszínborítottság esetén a cellákra jellemző domináns felszín típusok helyett az ALADIN numerikus előrejelzési modellben is használt 243 felszínborítottsági kategóriát alkalmaztuk. Ezekből tizenegy, Magyarországra jellemző felszínborítottsági csoportot hoztunk létre, a modell ezek százalékos részarányával számol az egyes cellákra. Szakirodalmi hivatkozások alapján mindegyik kategóriára megadtuk a szükséges bemenő felszín- és növényzetfüggő paramétereket. A talajparaméterek finomítása, valamint egy részletesebb talajnedvességi almodul fejlesztése révén lehetőség nyílt a talajnedvesség pontosabb becslésére.

A fejlesztések révén sokkal kifinomultabb képet kaphatunk a különböző növényállományok és egyéb felszínek fölötti ülepedésről.

A terjedési számítások során egyrészt a kémiai almodul fejlesztését végeztük. A korábban használt kémiai almodell a troposzférában lejátszódó kémiai folyamatok egyszerűsített sémáját használva 7 anyagfajttával és 7 reakcióval számolt. A modellfejlesztés során egy új, részletesebb kémiai reakciómechanizmust alkalmazunk, mellyel pontosíthatók a modellel számított ózonkoncentrációk. Az új modell 16 anyagfajttát vesz figyelembe és 18 reakciót alkalmaz.

A TREX-modellt pontforrásból kiinduló szennyezőanyag-kibocsátás számítására is alkalmaztuk. A modellel szemben támasztott elvárás, hogy a lehető legpontosabban jelezze előre a szennyeződés várható útját, a terjedés sebességét és a kiülepedett anyag mennyiségét. Ugyanakkor baleseti kibocsátás esetén a pontosság mellett a gyors futási sebesség is kiemelt fontosságú, annak érdekében, hogy a számítások alapján megalapozott katasztrófavédelmi

óvintézkedéseket lehessen tenni. A gyors szimuláció elérése érdekében a modellbe beépítettünk egy semi-adaptív eljárást. A módszer lényege, hogy a modell adott időpillanatban csak azokban a cellákban számítja a szennyezőanyag terjedését és ülepedését, amelyekben az egy általunk megadott limitkoncentráció felett van jelen.

Az előbbieken röviden felsoroltuk az elmúlt évben elvégzett modellfejlesztési lépéseket. Munkánk során egy másik célt is kitűztünk magunk elé. Ennek során a modellel a troposzférikus ózon ülepedését számítottuk és részletes bizonytalansági vizsgálatot végeztünk a bemenő adatok eredményre gyakorolt hatásának elemzése céljából.

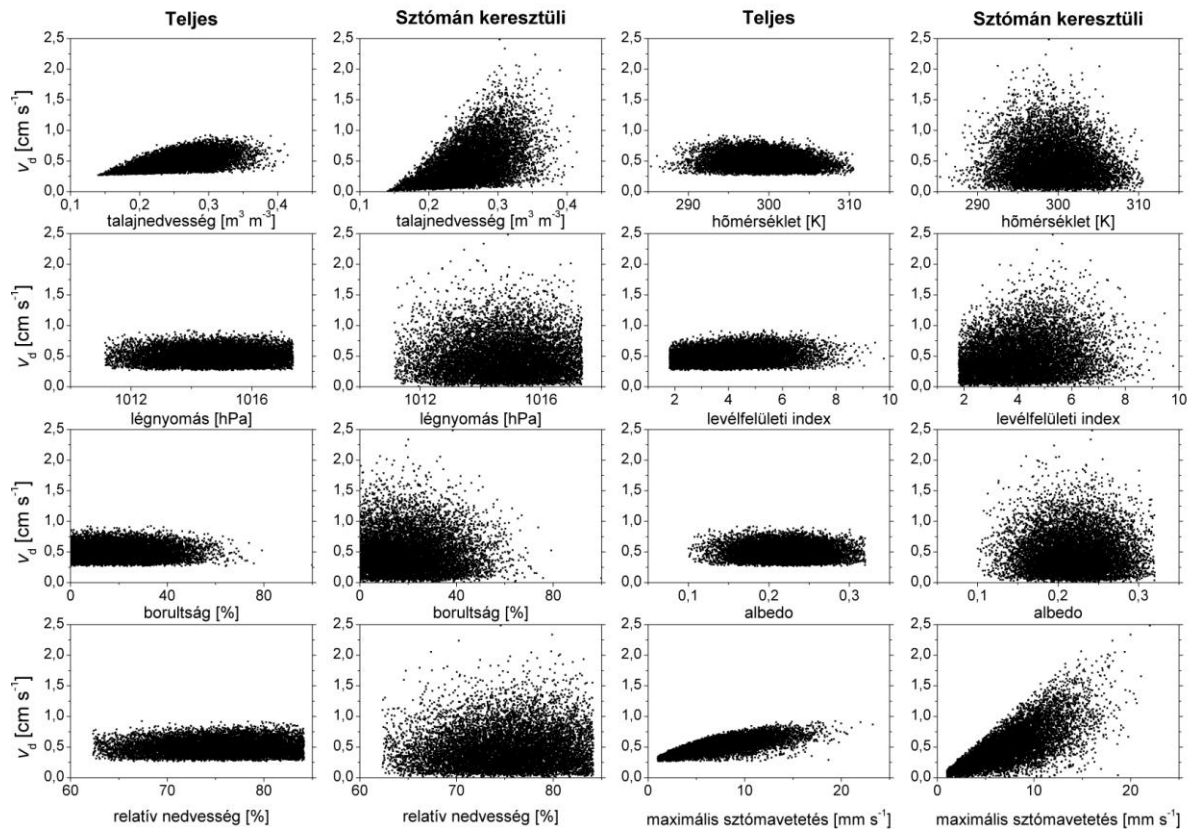
Az ózon több károsodást és nagyobb veszteséget okoz a növények termőképességében, mint bármelyik másik légszennyező anyag. Hatásának következtében többféle növényi deformáció jöhet létre, melyeket két nagyobb csoportba sorolhatunk: ezek a károsodás és a veszteség. Az ózonterhelés mértékének és károsító hatásának becslésére a nemzetközi gyakorlatban többféle mérőszámot alkalmaznak. Kezdetben olyan matematikai közelítéseket próbáltak felállítani, melyek összefüggésbe hozzák az ózonterhelést és annak vegetációra gyakorolt hatásait. Ezek az ún. kitettségi indexek a koncentráción alapulnak, vagyis a koncentrációból lehet következtetni a terhelés mértékére. A tényleges ózonterhelés, vagyis a légkörből a felszínre jutó és ott károsító hatását kifejtő ózon mennyisége azonban pontosabban meghatározható a különböző fluxus alapú mérőszámokkal.

E fluxusok számításához az ózon ülepedési sebességére is szükség van. Éppen ezért, a modellszámítások pontosítása érdekében részletes bizonytalansági vizsgálat során elemeztük a modell bemenő paramétereinek a hatását az ózon ülepedési sebességére. A bemenő adatok sok esetben igen nagy bizonytalanságot mutatnak, ami a nemlineáris összefüggések miatt a modelleredmények pontatlanságát halmozottan növelheti; így alá- vagy fölébecsülhetjük az ülepedést. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy az egyes input adatok milyen mértékben befolyásolják a számítások eredményeit. Az ózon ülepedési sebessége a környezeti hatásoktól függ, ezért a felszín- növényzet- és talajparaméterek, valamint a meteorológiai állapotváltozók együttes hatását vizsgáltuk. A modell bizonytalansági vizsgálatára már más tudományterületeken bevált és használt technikákat (Monte Carlo és Morris módszert) alkalmaztunk. A modell nyári időszakra jellemző bemenő adatainak és paramétereinek sokaságát állítottuk elő valószínűségi eloszlásuk függvényében, és a futtatások után az eredményeket statisztikus módszerrel dolgoztunk fel. A valószínűségi eloszlásokat a rendelkezésre álló meteorológiai adatbázisok alapján, valamint szakirodalmi forrásokra támaszkodva állapítottuk meg. A légnyomás, a hőmérséklet és a relatív páratartalom értékeit az NCEP/NCAR reanalízis mezők 30 éves adatsoraiból, míg a borultságot az ALADIN modell 1998 júliusi adatai alapján állítottuk elő. Ugyancsak 1998 júliusra számítottuk a talajnedvességet és ebből határoztuk meg a Magyarországra jellemző valószínűségi eloszlást. Az egyéb felszínfüggő bemenő paraméterek (levélfelületi index, albedó, maximális sztómavezetés) átlag, minimum, maximum és szórás értékeit *Breuer et al.*, (2003) munkájából vettük. A bizonytalansági vizsgálat során az ózon ülepedési sebességet határoztuk meg öt különböző talaj (homok, homokos vályog, vályog, agyagos vályog, agyag) és négy felszín-típus (mezőgazdasági terület, fű, tűlevelű erdő, lombhullató erdő), illetve ezek kombinációja felett. A számítások alapján arról kaptunk képet, hogy a bemenő paraméterek változtatása milyen hatással van az ülepedés számítására.

Az *1. ábra* az ülepedési sebességek eloszlását mutatja külön-külön a teljes és a sztómán keresztüli esetekre a vizsgált paraméterek függvényében. A grafikonok a vályog talajra és a mezőgazdasági területre vonatkoznak. Hasonló képet kaptunk a többi 19 elemzett felszín-talaj párosításra is. Vizsgálataink alapján elmondható, hogy a talajtípus változtatása kevésbé befolyásolja az eredményeket, mint a vegetáció. A sztómán keresztüli ülepedési sebesség nagyobb változást mutat, mint a teljes ülepedési sebesség. A környezeti hatásoktól függően, erős stressz esetén a sztómán keresztüli anyagáram minimálisra csökkenhet, vagy



optimális esetben maximálisra nőhet. Minden esetben jól kivehető a talajnedvesség és a maximális sztómavezetés nemlineáris hatása, míg a hőmérséklet és a levélfelületi index esetében van egy optimális érték, amihez a legmagasabb ülepedési érték tartozik. A légnedvességnek, a borultságnak és az albedónak nincs szignifikáns hatása az ülepedési sebességre.



1. ábra: Az egyes bemenő adatok (talajnedvesség, hőmérséklet, légnyomás, levélfelületi index, borultság, albedo, relatív nedvesség, maximális sztómavezetés) hatása a teljes és a sztómán keresztüli ülepedési sebességre eloszlására vályog talaj és mezőgazdasági terület fölött (Monte Carlo módszer eredményei)

Hasonló eredményeket kaptunk a Morris módszerrel történt vizsgálatoknál is. Itt azonban már sokkal részletesebben tudtuk azokat elemezni. Az 1. táblázat a vizsgált paraméterek százalékos hatását mutatja be az ülepedési sebességre az összes variációra vonatkozóan. Az eredményekből jól látszik, hogy a talajnedvesség minden esetben nagy hatással van az ülepedésre. A maximális sztómavezetés szintén minden felszíntípusra nagy hatással van, a hőmérséklet főleg az erdőkre vonatkozó ülepedési sebességre bír befolyással, a levélfelületi index pedig leginkább a füves területekre. A többi változónak kisebb, vagy teljesen elhanyagolható szerepe van.

A bizonytalansági vizsgálat alapján meghatározhatók a környezeti terhelést leíró modellek fontos és kevésbé lényeges bemeneti adatai. Az elvégzett statisztikai analízisek alapján megállapítható, hogy melyek azok a bemenő adatok, amiket nagy pontossággal kell meghatározni, és melyek elhanyagolhatók az ózon tényleges terhelése, vagy annak hosszú távú hatásainak becslése során. Ezek az információk hasznosak az aktuális környezeti terhelést leíró modellek, de a klímaváltozás hatásait vizsgáló tanulmányok számára is. Mivel a légköri összetevők mennyiségeinek, illetve a köztük lévő visszacsatolásoknak a hosszú távú előrejelzése rendkívül bizonytalan, a bemutatott bizonytalansági analízis egy hatékony eszköz lehet a becslések hibáinak csökkentéséhez.

1. táblázat: A vizsgált paraméterek hatása az ülepedési sebességre (%)  
(Morris-módszer eredményei)

Felszínhasznosítási kategória	Mezőgazdasági terület		Fű		Tülevelű erdő		Lombhullató erdő	
	teljes	szótómán keresztüli	teljes	szótómán keresztüli	teljes	szótómán keresztüli	teljes	szótómán keresztüli
Légnyomás	0	0	0	0	0	0	0	0
Albedó	3	0	6	0	2	0	2	0
Borultság	7	3	11	6	4	1	4	1
Relatív nedvesség	6	14	7	8	6	4	14	15
Levélfelületi index	3	7	14	22	5	5	3	3
Hőmérséklet	17	15	10	13	44	48	21	15
Maximális szótómavezetés	30	26	21	24	14	15	27	32
Talajnedvesség	34	35	31	27	25	28	29	34

**Köszönetnyilvánítás** A szerzők köszönetet mondanak dr. Horányi Andrásnak és dr. Kullmann Lászlónak (Országos Meteorológiai Szolgálat), amiért lehetővé tették az ALADIN modell adatainak felhasználását. A kutatást az NKTH Öveges József Programja és az OTKA K68253 számú pályázata támogatta.

## Irodalom

- Breuer, L., Eckhardt K., Frede H., 2003: Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169, 237–293.
- Lagzi, I., Mészáros, R., Horváth, L., Tomlin, A., Weidinger, T., Turányi, T., Ács, F., Haszpra, L., 2004: Modelling ozone fluxes over Hungary. *Atmospheric Environment* 38, 6211–6222.
- Lagzi, I., Mészáros, R., Ács, F., Tomlin, A.S., Haszpra, L., Turányi, T., 2006: Description and evaluation of a coupled Eulerian transport-exchange model. Part I: Model development. *Időjárás (Journal of the Hungarian Meteorological Service)* 110, 349–363.
- Mészáros, R., Lagzi, I., Juhász, Á., Szinyei, D., Vincze, Cs., Horányi, A., Kullmann, L., Tomlin, A.S., 2006: Description and evaluation of a coupled Eulerian transport-exchange model. Part II: Sensitivity analysis and application. *Időjárás (Journal of the Hungarian Meteorological Service)* 110, 365–377.
- Mészáros, R., Szinyei, D., Vincze, Cs., Lagzi, I., Turányi, T., Haszpra, L., Tomlin A.S., 2008: Effect of the soil wetness state on the stomatal ozone fluxes over Hungary. *Int. J. Environment and Pollution* (in press).

# **A levegőminőségi alapterhelés meghatározása: célok, megközelítések, módszerek**

**Labancz Krisztina, Matyasovszky István\***

Országos Meteorológiai Szolgálat  
1181 Budapest, Gilice tér 39; e-mail: [labancz.k@met.hu](mailto:labancz.k@met.hu),

\*ELTE TTK Meteorológiai Tanszék  
1171 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.; e-mail:

**Összefoglalás** - Az előadásban azokról a tevékenységekről számoltunk be, melyek a levegő általános állapotának, háttérszennyezettségi mértékének felmérésére, megbecslésére és szabályozására irányulnak. Bemutattunk néhány, a levegő minőségének javítására szolgáló európai és magyarországi jogszabályt. Az előadás második felében bemutattuk a háttérszennyezettség becslésére irányuló modellezési, mérési és számítási munkák közül azokat a statisztikai módszereket, melyeket a meglévő alapterhelés minél rövidebb mérési sorozattal való becsléséhez fejlesztettünk ki.

## ***Bevezetés***

Ahogy az emberiség történelme folyamán egyre nagyobb városokba zsúfolódva egyre nagyobb ipari és kereskedelmi tevékenységet folytatott, fokozatosan szembekerült tevékenységének saját környezetére gyakorolt hatásával. Ennek egyik legfontosabb vonatkozása a levegőbe került szennyezőanyagok mennyiségének olyan mértékű emelkedése, amely már károsította az egészséget. Ezt felismerve a múlt század közepén elindultak a szennyezési folyamatokat vizsgáló kutatások, melynek eredményeképpen a környezet védelmét szolgáló jogszabályok léptek életbe. Tanulmányunkban a hazai levegőminőségi alapterhelés meghatározására irányuló munkát mutatjuk be.

## ***1. Törvényi szabályozás***

### ***1.1 Előírások az Európai Unióban***

Az Európai Unió több megelőző egyezmény után 1996-ban adta ki a háttérlevegő minőségének becslésére és a probléma kezelésére vonatkozó irányelveit (*Council Directive 96/62/EC on ambient air quality assessment and management*), melyben többek között meghatározza, hogy az egyes, általa kijelölt szennyezőanyagokra milyen koncentráció értéket tart elfogadhatónak, melyek azok az értékek, amelyek esetén intézkedni kell, és milyen módon kell megbecsülni a koncentráció értékeket. Több leánydirektívában részletesen is foglalkozik az egyes anyagokkal, így például egy 1999-ben kiadott jogszabályban (*First Daughter Directive (99/30/EC) relating to limit values for SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub>, PM and Pb in ambient air*) pontosan megadja a felsorolt anyagokra vonatkozó határértékeket, melyek háttér koncentrációként elfogadhatóak. A direktíva tartalmazza a tagországok saját törvényei által szabályozott értékeket is, melyek hazai jogszabályokban is megjelennek (mint például a *14/2001(V.9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet*).

A direktíva arra vonatkozóan is tartalmaz pontos, kötelezően betartandó utasításokat, hogy hol és hogyan becsüljük meg a levegőbe kerülő szennyezőanyagok háttérkoncentrációinak értékét. A szennyezett levegőnek kitett lakosság száma és a területen előforduló koncentrációk alapján két határértéket határoz meg: egy elfogadható határértéket ( $Y$ ) és egy tűrőhatárt ( $X$ ), mely fölött már állandó méréseket ír elő. Az  $X$  és  $Y$  értékeket a mért adatok szórása alapján határozta meg az EU szakértőkből álló munkacsoportja. A direktíva a nitrogén-dioxidra az 1. ábrán látható előírásokat tartalmazza. A gyakorlatban  $X$  az éves érték 80%-a, az 1 órás érték 60%-a,  $Y$  pedig az éves érték 75%-a, az 1 órás érték 50%-a.

Zóna típusa	Koncentráció megállapításának előírt módja
Agglomeráció, >250 ezer lakos	Mérés (akkor is, ha a koncentráció nem haladja meg a határérték $X\%$ -át)
A határérték $X\%$ -ánál magasabb koncentrációjú zóna	Mérés
A határérték $X\%$ -ánál alacsonyabb de $Y\%$ -ánál magasabb koncentrációjú zóna	Mérés és modellezés kombinációja
A határérték $Y\%$ -ánál alacsonyabb koncentrációjú zóna	Modellezés vagy objektív becslés elegendő

1. ábra A nitrogén-dioxid háttér-koncentrációjának becslésére vonatkozó előírások

## 1.2 A hazai gyakorlat: mérések és modellezés Magyarországon

A regionális háttérérték meghatározására Európában egy tudományos szervezetet hoztak létre, mely monitoring hálózatával folyamatosan méri a háttérlevegőben kialakult koncentrációkat. Magyarországon az OMSZ végzi a háttérméréseket, 4 állomáson 20 elemről folyamatosan gyűjti, és a központban analizálja a mintákat. A települések szennyezettségét egy másik hálózat, az Országos Levegőminőség Megfigyelő (OLM) hálózat méri, mely a regionális környezetvédelmi felügyelőségek kezelésében van. A hálózat 52 automata állomáson 12 elem értékét rögzíti, ezen kívül kézi mintavevő állomások és laboratóriumok tartoznak hozzá. A háttérmérések mellett a hazai gyakorlat szerint nagyobb ipari létesítmények, újonnan telepítendő források esetén jogszabály írja elő a méréseket, illetve célzott kutatások is folynak. A terepi méréseknél két fontos szempont merülhet fel: az egyik a forrásból kikerülő szennyezőanyagok hatásterületének és azon belül a mérési pontok helyének meghatározása, míg a másik a mérés optimális időhosszának meghatározása, mely a gyakorlatban fontos kérdés lehet.

A modellezés során a jellemezni kívánt terület nagysága szabja meg, hogy milyen modellt használjunk. A kontinentális/regionális léptékű feladatok modellezése Európában a közösen működtetett kutatóközpontokban zajlik, a hivatalos eredményeket az ott kifejlesztett modellek (pl. az EMEP hosszútávú transzport modellje) adják az EU törvényhozása számára. A validálás a háttérszennyezettség mérő monitoring hálózat adataival történik. A városi és a lokális skála modelljeiből minden tagország saját verziót működtet. Az OMSZ mind városi, mind lokális skálán végez modellezési munkákat.

### 1.3 *Jogszabályban rögzített definíciók*

A 21/2001 Kormányrendelet értelmében az alapterhelés „a vizsgált légszennyező forrás közelében kialakult, más források által okozott, jogszabályban meghatározott időtartamra vonatkoztatott átlagos légszennyezettség, melyhez a vizsgált légszennyező forrás kibocsátásának hatása hozzáadódik”. Az alapterhelés két komponensből tevődik össze. Az egyik a regionális háttér érték, míg a másik a vizsgált forrás közelében lévő egyéb források többlet szennyező hatása.

A teljes légszennyezettség értékének megállapításánál az alapterheléshez hozzáadódik az ún. kiegészítő légszennyezettség, ami a meghatározás szerint „az a többlet légszennyezettség a légszennyező forrás közelében vizsgált területen, melynek oka a tervezett létesítmény szennyezőanyag kibocsátása (és/vagy megnövekedett forgalom, és/vagy módosult légáramlás)”.

## 2. *Feladatok*

A levegőminőségi alapterhelés megállapításánál tehát nem az a feladat, hogy egy adott forrás szennyező hatását vagy a szennyezőanyagok terjedésének módját határozzuk meg, hanem az, hogy egy adott helyen megbecsüljük a permanensen fennálló szennyezés mértékét, melyre egy esetleges új forrás terhelése ráakad. A feladatok tehát három cél köré csoportosulnak:

- Városi levegőminőségi állapot értékelése a mérőhálózat adatai alapján; határérték-túllépés esetén riasztás; az időjárási helyzet elemzése.
- Városok levegőminőségi helyzetének előrejelzése meteorológiai numerikus modell eredményei és ismert emissziós adatok felhasználásával városi diszperziós modell futtatásával.
- Újonnan telepített lokális források hatásának felmérése.

Most nézzük meg a harmadik feladatot közelebbről! Adott egy település, ahol korábban nem folytak mérések, és ahol egy jelentős szennyező forrást (üzemet, telephelyet) szeretnének telepíteni. Véleményt kell adni arról, hogy a telepítendő új forrás szennyező hatása milyen levegőminőségi helyzetet teremt, fennáll-e a határértékek túllépésének veszélye. A feladat két részre oszlik: egyrészt meg kell határozni a már meglévő alapterhelést, másrészt ki kell számítani az új forrás szennyezésének mértékét. Ez utóbbi feladatot, a forrásból kikerülő szennyezés elterjedését a forrás közelében szabályozás-orientált lokális skálájú diszperziós modellek segítségével oldjuk meg, jogszabályban rögzített módon.

Az alapterhelés a regionális háttérértékből és a már meglévő helyi források hatásából tevődik össze. Regionális háttér értéknek a regionális európai modellek magyarországi rácspontokra számolt éves átlagait vesszük. A feladatban a helyi források hatásának felmérése jelent igazi kihívást, mivel a helyi források emissziójának ismerete, sőt egyáltalán a helyi források korrekt ismerete teljesen lehetetlen feladat, itt csak becslésekre támaszkodhatunk. A becslés során két út áll előttünk:

- Elfogadjuk az EMEP központ által évente kiadott jelentésekben szereplő háttér adatokat, mint meglévő alapterhelést, hiszen abban figyelembe veszik a hazai, kötelezően előállított emissziókatasztereket, illetve a szennyezőanyagok hosszú távú transzportját. Ez azonban a határérték-túllépés szempontjából aggályos lehet, hiszen biztos nem tartalmazza esetleges erősen szennyező helyi források hatását.
- Célzott méréssel becsüljük meg a helyi szennyezettség mértékét. Nagyobb létesítmények esetén a beruházó köteles a helyszínen levegőszennyezettségi méréseket folytatni. Ezen a ponton jelentenek hasznos segítséget a statisztikai módszerek, melyekkel a célzott mérések hosszát, illetve kezdésének időpontját optimalizálhatjuk.

### 3. Statisztikai vizsgálatok budapesti adatok felhasználásával

Az újonnan telepített forrásoknál tehát a probléma az, hogy bár a helyszínen nem folytak még mérések, nincs lehetőség hosszú mérési idősorok előállítására, legtöbbször még az egy éves időtartamot sem érik el a mérések. A mérési időhosszat tehát optimalizálni kell. Ehhez egy már elvégzett mérés több éves folyamatos adatsorát használjuk fel, feltételezve, hogy főbb statisztikai jellemzői a tervezett mérés idősorának jellemzőihez hasonlóak.

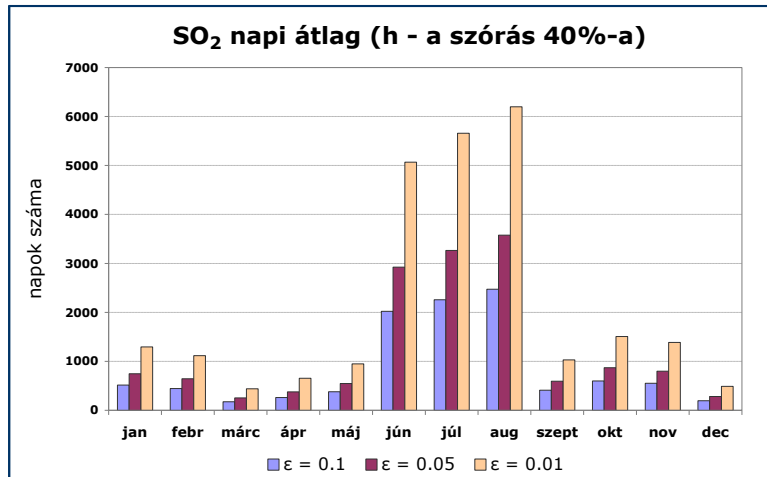
A felhasznált adatsor a budapesti monitoring hálózathoz származik. Az 1991 és 2003 közötti időszakból 8 állomás órás átlagértékei állnak rendelkezésünkre. 2003 után egy kicsit átalakították a hálózatot, egy-két állomást áthelyeztek, újakat indítottak, illetve új elemeket (pl. aromás szénhidrogéneket) kezdtek mérni. Az állomások közül a Baross tér 1992 és 2005 között mért idősorát választottuk ki, mert ez a leghosszabb, legtöbb értéket tartalmazó adatsor. A mért anyagok közül az  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  és a CO mért értékeivel számoltunk. Az  $\text{NO}_2$  a közlekedési szennyeződés jellemzésére került bele a vizsgálatba, az  $\text{SO}_2$  és a CO pedig a városi háttérértéket reprezentálják, illetve ipari eredetű kibocsátásnál fő vizsgálandó anyagok. A vizsgált adatsor tehát a Baross téren mért órás koncentrációkból képzett napi átlagok sorozata. A szükséges mérési időhossz becslésénél két fontos koncentráció típusra vizsgáldtunk. Az egyik a napi átlag koncentráció megbízható becslésére vonatkozik, míg a másik az előírt kötelezettségek között szereplő határérték-túllépések valószínűségét vizsgálja.

#### 3.1 Szükséges mérési időhossz becslése – átlag koncentráció 1.

Az átlag koncentrációra vonatkozó becslés során először a következő feltételezést tettük: az alapszennyezettséget úgy tekintettük, mint a koncentrációnak, mint valószínűségi változónak a várható értékét. Ekkor a következő kérdést tettük fel: Hány mérést ( $n$ ) kell végezni ahhoz, hogy a napi átlagok sorozatának átlaga nagy  $(1-\varepsilon)$  valószínűséggel a várható értéknek adott ( $h$ ) környezetébe essék? Ha a folyamatot elsőrendű autoregresszív folyamatnak tekintjük, akkor a mérések  $n$  számára a következő formulát írhatjuk fel:

$$n = \frac{1+a}{1-a} (\hat{\sigma}_{y_\varepsilon} / h)^2,$$

ahol  $y_\varepsilon$  értéke  $\varepsilon = 0.1, 0.05, 0.01$  mellett rendre 1.64, 1.96, 2.58, továbbá  $a$  az egylépéses autokorreláció és  $\hat{\sigma}$  a korrigált empirikus szórás. E két paramétert az adatsorból becsült értékekkel helyettesítjük,  $h$  értékét pedig a szórás bizonyos hányadaként definiáltuk. A 2. ábrán azt tüntettük fel, hogy hány napig kell mérni egy adott helyen ahhoz, hogy a napi átlagok sorozatának átlaga 90, 95 és 99%-os valószínűséggel a várható érték  $h$  környezetébe essék. Bár a  $h$  hibahatárokat eléggé nagynak vettük (a szórás kb. 20, 40 és 80%-ának), mégis azt kaptuk, hogy a várható értéknek az átlaggal történő pontos közelítése a gyakorlat szempontjából nem használható, mivel irreálisan nagy mérési hosszúságot igényel. Az ábrán látható, hogy minden hónapra a minimum elvégzendő mérések száma legalább százas nagyságrendű, de egy nyáron indított mérés esetén elérheti a 6000 napot is.



2.ábra Mérési időhossz becslése, 1. módszer

Hasonló eredményre jutottunk, amikor a napi átlagok helyett a napi maximumokat vizsgáltuk.

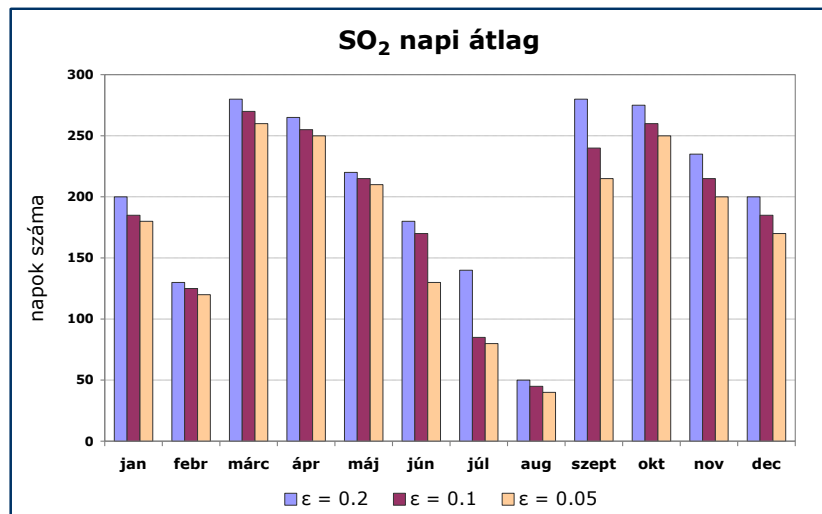
### 3.2 Szükséges mérési időhossz becslése – átlag koncentráció 2

Jóval egyszerűbb és gyakorlatiasabb megközelítés, ha az alapszennyezettséget az adott szennyezőanyag koncentrációinak pusztán egyetlen éves átlagának tekintjük. A kérdés az, hogy hány napos legyen az az egy évnél rövidebb mérési hosszúság, amiből képzett átlag kielégítően megközelíti az éves átlagot. (A kielégítő alatt azt értjük, hogy adott  $(1 - \epsilon)100\%$  szignifikancia-szint mellett nem szükséges elvetni azon null-hipotézist, hogy a kétféle átlag közt nincs szisztematikus eltérés.) Minél nagyobb  $\epsilon$  értéke, annál nagyobb biztonsággal állíthatjuk a fenti azonosságot, ám az egyre nagyobb biztonság egyre hosszabb átlagolást igényel. Bonyolítja még a helyzetet a koncentrációk értékében fellépő szisztematikus évi menet, emiatt nem mindegy, hogy az év melyik időszakában kezdjük a mérést.

A feladat megoldására a

$$z_i = \frac{\bar{x}_i - \bar{x}_n}{\sqrt{\frac{1+a_i}{1-a_i} s_i^2 \frac{(n-i)^2}{in^2} + \frac{1+a_{n-i}}{1-a_{n-i}} s_{n-i}^2 \frac{n-1}{n^2}}}$$

próbatasztika szolgál, ahol  $i$  az  $i$  nap hosszúságú átlagolásra utal,  $n=365$  az év napjainak száma,  $a$  az egy lépéses autokorrelációt és  $s$  a szórást jelöli úgy, hogy a mellettük szereplő indexek az időszak hosszára utalnak. Ezeket a becsült értékükkel helyettesítjük. Ha  $i$  nem túl kicsi, akkor ez a próbatasztika jó közelítéssel standard normális eloszlású azon null-hipotézis teljesülése esetén, hogy a részátlag és a teljes átlag közötti eltérés zérus várható értékű, vagyis szisztematikus különbség nincs közöttük. A szignifikancia-szinteket itt némileg kisebbeknek vettük, hogy a kétféle átlag között ne engedjünk meg túlzottan nagy különbségeket, alacsonyabb szignifikancia-szint mellett ugyanis keskenyebb a null-hipotézis elfogadási tartománya. A választott szintek így 80, 90 és 95%. A vizsgálatot most is a Baross tér adatainak felhasználásával végeztük, de most csupán az utolsó két évet vettük figyelembe.



3.ábra Mérés időhossz becslése, 2. módszer

A 3.ábra az SO<sub>2</sub> napi átlaga esetére mutatja a minimálisan szükséges mérési hosszúságok értékeit, ahol az egyes hónapok arra utalnak, hogy az átlagolást abban a hónapban kezdtük. A minimálisan szükséges mérési hossz azt a legrövidebb átlagolási időt jelöli, aminél nagyobb átlagolási hosszakra a fenti próbastatisztika az adott szignifikancia-szinthez tartozó elfogadási tartományban halad tovább. Látható, hogy SO<sub>2</sub> esetén a júliusi és augusztusi kezdés a legmegfelelőbb (85 ill. 40 nap), illetve télen még a február (120 nap) is szóba jöhet. Ez már a gyakorlatban is elfogadható követelményeket támaszt a célzott mérések megtervezésénél.

### 3.3 Szükséges mérési időhossz becslése – határérték túllépés

Végezetül megemlítjük a mérési időtartam becslésének másik feladatát. Az egészségügyi határérték túllépésének minimális esélyét ugyanis a hatástanulmányban igazolni kell. Az erre felírt formulákat jelenleg vizsgáljuk. A mérések száma itt is csökkenthető, ha a mért meteorológiai paraméterek alapján elkülöníthetők lesznek azok az időjárási helyzetek, amelyeknél határérték-túllépés nem fordulhat elő, illetve azok a helyzetek, ahol a túllépésnek nagy a valószínűsége.



## Az AERMOD modellrendszer működésének leírása, felhasználási területei és a hazai alkalmazás tapasztalatai

Steib Roland

Országos Meteorológiai Szolgálat  
1181 Budapest, Gilice tér 39; e-mail: [steib.r@met.hu](mailto:steib.r@met.hu),

Az Akadémián elhangzott előadásban az AERMOD modell (AMS/EPA Regulatory Model) felépítése és hazai alkalmazása lett bemutatva. Ezzel a második generációs diszperziós modellel szennyezőanyagok levegőben való terjedését és ülepedését tudjuk szimulálni. A modell lokális skálájú, maximum 50 km-ig lehet alkalmazni a vizsgált forrástól. A modellt az Amerikai Meteorológiai Szolgálat és az Amerikai Környezetvédelmi Hivatal közösen fejlesztették/fejlesztik. A modell nevéből az is kiderül, hogy ez egy szabályozás orientált típusú modell, tehát elsősorban ipari forrásokból származó szennyező anyagok környezetre gyakorolt hatásának szimulálására használjuk. Az alkalmazott modell a legújabb elméleteket használja a planetáris határreteg meghatározása során. A korábban alkalmazott empirikus becslések helyett a planetáris határreteg alapvető légkör-dinamikai folyamatait veszi figyelembe. Stabil határreteg esetén a koncentráció eloszlást horizontális és vertikális irányban is Gauss-eloszlásúnak tekinti, míg labilis határreteg esetén horizontális irányban Gauss-eloszlású, viszont vertikális irányban két Gauss-eloszlás szuperpozíciója:

$$p_w = \frac{\lambda_1}{\sqrt{2\pi}\sigma_{w1}} \exp\left(-\frac{(w - \bar{w}_1)^2}{2\sigma_{w1}^2}\right) + \frac{\lambda_2}{\sqrt{2\pi}\sigma_{w2}} \exp\left(-\frac{(w - \bar{w}_2)^2}{2\sigma_{w2}^2}\right),$$

ahol  $\lambda_1$  és  $\lambda_2$  súlyozó együtthatók, melyeknek összege 1 (az 1-es illetve 2-es indexek a lefelé illetve a felfelé irányuló mozgást reprezentálják),  $\sigma_w$  a vertikális turbulens sebesség szórása,  $w$  pedig a vertikális mozgás sebessége. A modell további előnye, hogy a diszperziós folyamatok során képes figyelembe venni a domborzat áramlásmódosító hatását is.

Az AERMOD modellrendszer három előfeldolgozó részből és egy főprogramból áll. Az AERMET meteorológiai preprocessor földfelszíni meteorológiai adatokat, rádiószondás felszállásból származó adatokat, valamint opcionálisan toronymérésből származó meteorológiai adatokat képes feldolgozni. A meteorológiai előfeldolgozó kiszámítja a diszperziós számításokhoz szükséges planetáris határreteg paramétereit. Ezeket és a mért vertikális meteorológiai profilokat átadja az INTERFACE előfeldolgozónak, ami már nem is egy külön álló preprocessor, mivel a főprogram része. Az INTERFACE feladata a hasonlósági elmélet alapján különböző interpolált profilok származtatása. Az AERMAP előfeldolgozó a rendelkezésre álló input adatok segítségével domborzati- és receptor adatokat származtat a főprogram részére. A főprogram, ami maga a diszperziós modell az előfeldolgozó programok kimenő adatainak segítségével végzi el a szükséges koncentráció számításokat.

Az AERMOD modellrendszer sikeres hazai alkalmazásának érdekében az AERMAP domborzati előfeldolgozót teljesen, míg az AERMET meteorológiai preprozessort részben saját fejlesztésű előfeldolgozó programokkal helyettesítettük. Az AERMET futtatásához szükséges meteorológiai paraméterek származtatása az OMSZ-nál operatíván működő MEANDER rendszer órás analízis mezőinek felhasználásával történik. A meteorológiai pa-

raméterek származtatása úgy történik, hogy a forrás környezetében (30x30 km) található rácspontok használni kívánt adatait átlagoljuk. Mivel az AERMAP által kezelhető formátumú domborzati adatbázissal nem rendelkezik az OMSZ, így kénytelenek voltunk egy saját domborzati előfeldolgozó programot kifejleszteni a saját domborzati adatbázisunk használatára.

Az AERMET a konvektív keveredési rétegvastagságot ( $z_{ic}$ ) az egydimenziós energia egyensúlyi modellel számítja ki:

$$z_{ic}\theta\{z_{ic}\} - \int_0^{z_{ic}} z_{ic}\theta\{z\}dz = (1 + 2A) \int_0^t \frac{H\{t'\}}{\rho c_p} dt',$$

ahol  $\theta$  a potenciális hőmérséklet,  $H$  a szenzibilis hőáram,  $\rho$  a levegő sűrűsége,  $c_p$  a levegő állandó nyomáson vett specifikus hőkapacitása,  $A$  értéke 0.2,  $t$  pedig a napkelte után eltelt idő. A modell használatához szükséges ismerni a légkör kora reggeli hőmérsékleti rétegződését valamint az időben változó felszíni hőáramot (órás bontásban). A mechanikai keveredési rétegvastagság során a modell először meghatározza az egyensúlyi mechanikai keveredési rétegvastagságot ( $z_{ie}$ ):

$$z_{ie} = 2300 * u_*^{\frac{3}{2}},$$

ahol  $u_*$  a súrlódási sebesség. Ezután a hirtelen változások elkerülése végett a modell simítja a kapott értékeket a korrekt mechanikai keveredési rétegvastagság ( $z_{im}$ ) meghatározásához. A modell minden egyes órában kiszámítja az aktuális keveredési rétegvastagságot. Konvektív esetben a keveredési rétegvastagság a konvektív és a mechanikai keveredési rétegvastagság maximuma, míg stabil esetben a keveredési rétegvastagság megegyezik a mechanikai keveredési rétegvastagsággal:

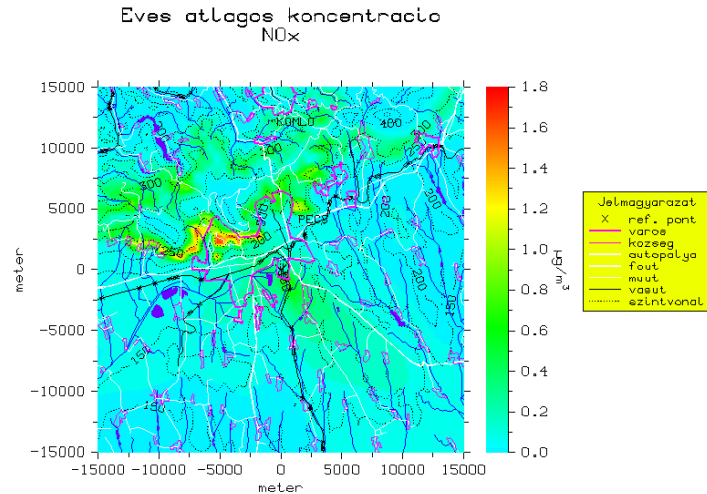
$$z_i = \begin{cases} \text{MAX}[z_{ic}, z_{im}], & L < 0 \\ z_{im}, & L > 0 \end{cases},$$

ahol  $L$  a Monin-Obukhov-féle hossz.

Az AERMOD diszperziós modell futtatása során a legfontosabb beállítási lehetőségek a következők. A származtatott szennyezőanyag koncentrációk átlagolási időszaka széles skálán változtatható. A legrövidebb választható átlagolási időszak 1 óra. A modell egyszerre több forrástípust is képes kezelni. Szabályozás orientált típusú modellezés esetén elsősorban pontforrások hatását szokás vizsgálni, de a modell futtatható területi, térfogati és vonal források megadásával is. A modell további fontos tulajdonsága, hogy tudja kezelni a változó emissziójú forrásokat. Évszakonként, hónaponként, óránként és a hét egyes napjaira lehet különböző emissziókat beállítani. A modell képes kezelni derékszögű és poláris receptorpont hálózatot is, ezen belül pedig tetszőlegesen változtatható a receptorpont hálózat felbontása a modellezési területen belül.

A domborzat hatását a modell a következőképpen veszi figyelembe. A modell minden egyes receptorponthoz meghatározza az elválasztó áramlási vonal magasságát ( $H_c$ ). A füstfáklya modellezése két határeset, a horizontális és a felszínkövető fáklya, kombinációjaként történik. A modell az áramlásba beágyazódott füstfáklya  $H_c$  alatti részét teljes egészében horizontálisnak tekinti, míg a  $H_c$  fölötti részét felszínkövetőnek. A füstfáklya  $H_c$  alatti része megkerüli vagy beleütközik az akadályba, míg a  $H_c$  fölötti része felemelkedik az akadály mentén.





2. ábra: Éves átlagos koncentráció eloszlás hegyhez közeli területen

Az AERMOD modell legfőképp az ipari források levegőkörnyezetre gyakorolt hatásának becslésére alkalmazható. Emellett a diszperziós modellt már volt módunk más környezetben is alkalmazni. Az OMSZ részt vesz a „Légi közlekedés repülőtéri forgalmának környezeti monitorozó rendszere” című Jedlik Ányos projektben, amelyben feladatunk a ferihegyi repülőtéren és környékén zajló légszennyező folyamatok diszperziós modellezése. Ezt a feladatot az EDMS (Emissions and Dispersion Modeling System) modellrendszerrel valósítjuk meg, ahol a diszperziós számításokat az AERMOD modell végzi.

## A közúti forgalom légszennyező hatásának modellezése a hazai autópályák mentén

**Baranka Györgyi**

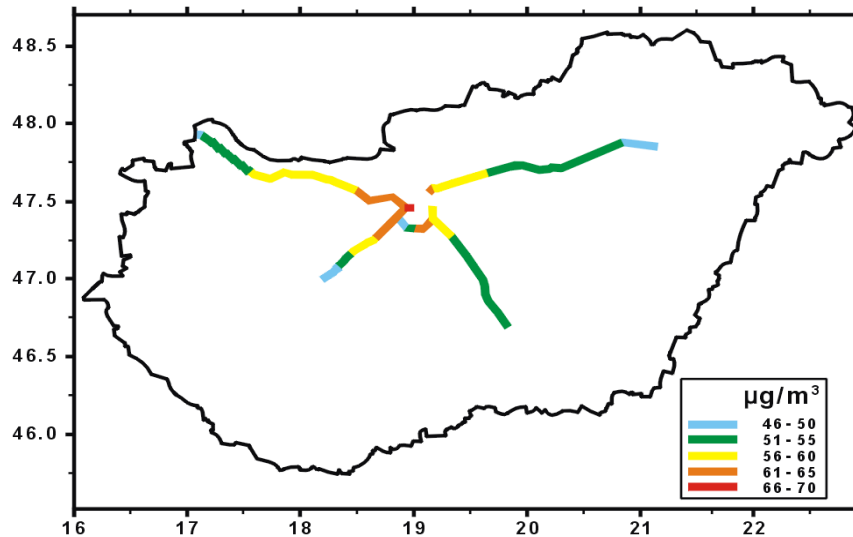
Országos Meteorológiai Szolgálat  
1181 Budapest, Gilíce tér 39; e-mail: [baranka.gy@met.hu](mailto:baranka.gy@met.hu),

Az Amerikai Egyesült Államok után az európai országokban is egyre jobban elterjedő gyakorlattá válik a közlekedési források légszennyező hatásának diszperziós modellel történő meghatározása. A levegőminőségi határértékek betarthatósága mellett a vizsgálatok célja a jelentős forgalmi változásokat eredményező beruházások (elkerülő utak, bevásárlóközpont építése, a gépjárműállomány és a közlekedési szokások feltételezett változása) levegőminőségre gyakorolt hatásainak elemzése.

A hazai autópályák mentén kialakuló CO és NO<sub>2</sub> koncentrációk vizsgálatához a California Department of Transportation (USA) által e célra kifejlesztett CALINE4 diszperziós modellt (Benson, 1989) adaptáltuk. A vonalforrások szennyező hatását meghatározó modell képes keresztvezdéseket, utcakanyonok és parkolók légszennyezettségének számítására is. A modell a szimuláció során a vizsgált útszakaszt megfelelően kicsinek választott szegmensekre osztja, majd ezek középvonalaára a Gauss-féle füstfáklya modellt illeszti. Egy adott receptor pontban a füstfáklya középvonaltól és a receptor pontig megtett út függvényében meghatározza a szennyezőanyag koncentrációt, végezetül minden szegmens hatását az adott pontban összegzi. A Gauss-féle diffúziós egyenleten alapuló modell kiegészül egy keveredési zóna modellszegmensevel, amely a közvetlenül az út felett elhelyezkedő légréteget, az ún. keveredési zónát azonos emisszióval és azonos turbulenciával jellemzi. A keveredési zónán belül a mozgó gépjárművek által keltett mechanikai turbulencia és a légköri termikus turbulencia játszik domináns szerepet. A nitrogén-dioxid modellezése a Discrete Parcel Method nevű kémiai szubrutinnal történik, melyben a stacionárius esetre vonatkozó NO-O<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub> ciklust tovább finomították a Gaussi füstfáklyában kialakuló koncentráció eloszlás NO<sub>x</sub>-kémiai folyamataira gyakorolt hatásának figyelembevételével. A CO koncentrációk meghatározásakor a szennyezőanyagot inert gáznemű komponensként kezeli a modell.

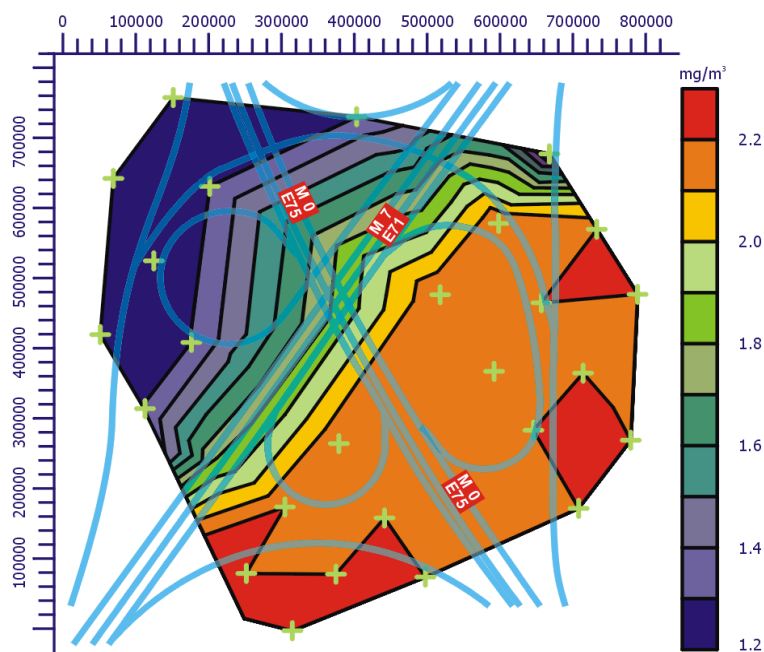
A CALINE4 modell bemenő adatai a közlekedés mértéke (gépjárművek napi átlagos száma), emissziós faktorok, az útgeometriája, a szél sebessége és iránya, a környezeti hőmérséklet, a keveredési réteg magassága, a légköri stabilitás a Pasquill-féle osztályozás szerint és a receptorok koordinátái. A CALINE4 útmodell legnagyobb előnye kis inputadat-igénye, vagyis a fenti néhány meteorológiai paraméter és emissziós tényező megadásával megfelelően pontosan számítja a kialakuló koncentráció mezőt.

A diszperziós számítással a maximális órás koncentrációk és a 8 órás átlagértékek adhatók meg. A 2004-es autópálya-hálózatra a CO és NO<sub>2</sub> koncentrációkat az útpályák 500 m-es környezetében 50-enként kiszámítottuk. A legkedvezőtlenebb meteorológiai helyzetekre meghatároztuk az autópálya 100 m-es környezetében a CO és NO<sub>2</sub> (1.ábra) órás koncentrációt. Az 1. ábrából kitűnik, hogy a Budapest környéki útszakaszok koncentrációi a legmagasabbak. Ez részben az autópálya-hálózatunk sugaras szerkezetével indokolható, valamint azzal a ténnyel, hogy a fővárosból az agglomerációba történt tömeges kiköltözéssel az autópályák bevezető szakaszain jelentősen megnőtt a forgalom.

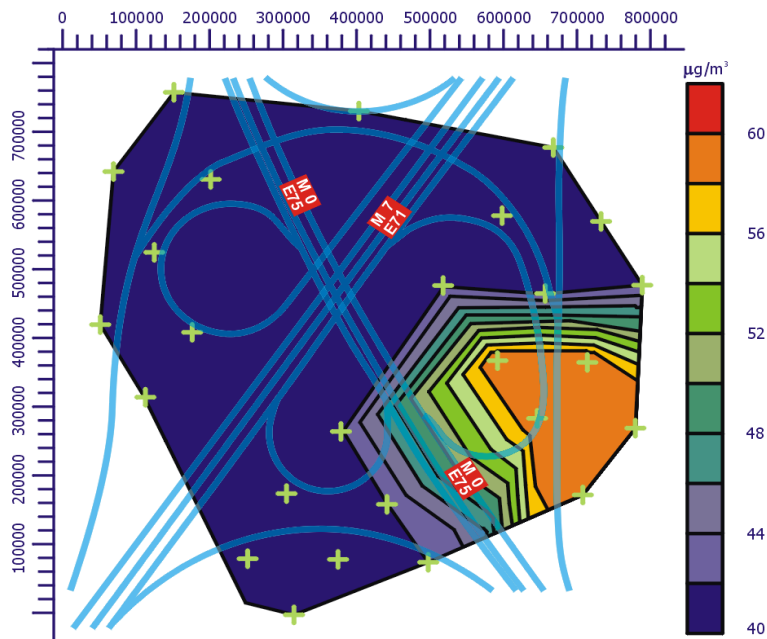


1. ábra  $\text{NO}_2$  maximális órás koncentrációja a legkedvezőtlenebb meteorológiai feltételek figyelembe vételével az autópályák 100 m-es környezetében.

A CALINE4 modell lehetőséget teremt útkereszteződések légszennyező hatásának meghatározására is, így a nagyobb forgalmú autópálya és autót kereszteződésekben várható maximális koncentrációk területi eloszlását is szimuláltuk. A 2. ábra a törökbálinti, M7 és M0 kereszteződésében a leggyakrabban előforduló meteorológiai helyzetben várható szén-monoxid órás koncentráció eloszlását szemlélteti, míg a 3. ábra ugyanezen kereszteződésben várható nitrogén-dioxid koncentráció órás eloszlását mutatja. A receptor pontok egymástól, valamint az útpálya szélétől vett távolsága 100 m. A leggyakoribb északnyugati szélirány a szennyezőanyagokat délkeletre szállítja. A törökbálinti kereszteződésben az M7-es forgalmának légszennyező hatása a domináns tényező.



2. ábra A CO órás koncentrációja az M7-M0 csomópontjában a modellszámítás szerint



3. ábra A NO<sub>2</sub> órás koncentrációja az M7-M0 csomópontban a modellszámítás szerint

A CALINE4 modellel végzett szimulációk arra is lehetőséget teremtenek, hogy a közlekedési emisszió jövőbeli alakulása ismeretében megbecsüljük a várható koncentráció eloszlást. A hazai közúti forgalomból származó nitrogén-oxidok emissziók 1991 óta folyamatosan emelkednek, az emelkedés mértéke 1991-2003 közötti időszakban 25 % (Merétei, 2006) volt. A közúti közlekedésből származó CO emissziók 1991-2003 között 17 %-os (Merétei, 2006) csökkenést mutattak. A fenti NO<sub>x</sub> és CO emisszió változások figyelembevételével prognosztizálható, hogy az utak mentén a NO<sub>2</sub> koncentrációk növekedni, míg CO esetében csökkenni fognak a jövőben.

### Irodalom

- Benson, P. E. 1989. CALINE4 a dispersion model for predicting air pollution concentrations near roadways. California Department of Transportation. Sacramento, CA. California Department of Transportation. 1988. *Air Quality Technical Analysis Notes*. Sacramento, CA.
- Merétei T. (szerk), 2006: A hazai közúti, vasúti, légi és vízi közlekedés országos, regionális és lokális emisszió-katasztréneke meghatározása a 2004-es évre vonatkozóan. *Közlekedéstudományi Intézet Kht.*, Budapest 2006. Megrendelő: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium

# A bioszféra – légkör közti nyomanyagcsere vizsgálata; a hazai kutatások múltja és jelene

Horváth László

Országos Meteorológiai Szolgálat  
1181 Budapest, Gilice tér 39; e-mail: [horvath.l@met.hu](mailto:horvath.l@met.hu),

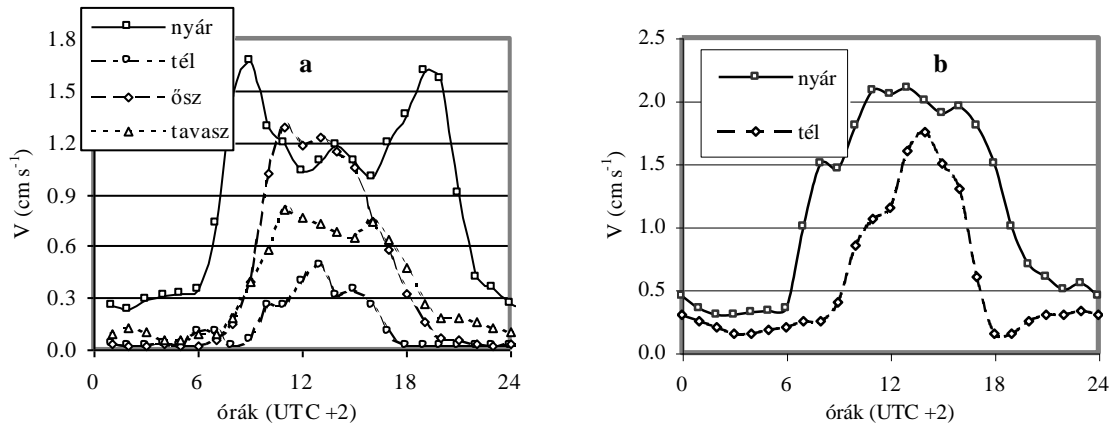
**Összefoglalás** - Az Országos Meteorológiai Szolgálat Központi Léggörfizikai Intézetében már a múlt évszázad 70-es éveiben elkezdődött a bioszféra – légkör közti nyomanyag-csere vizsgálata Mészáros Ernő vezetésével, kezdeti lépésként különböző kén- és nitrogénvegyületek száraz (Mészáros and Horváth, 1984), nedves (Horváth, 1980), illetve teljes ülepedésével (Horváth et al., 1981) kapcsolatban. Az intenzív kutatások a nyolcvanas évek végén kezdődtek, eleinte inkább hazai, majd nemzetközi (EU III-VI) projektek keretében. Az alábbiakban, a teljesség igénye nélkül néhány szemelvényt mutatunk be vizsgálataink eredményeiből.

## **BIATEX program (1988-1995) és a BIATEX-2 program (1996-2003)**

Az áttörés és a nemzetközi kutatásokhoz való kapcsolódás Mészáros Ernő és Wolfgang Seiler személyes kapcsolatával kezdődött el. Intézetünk 1986-ban, a korábbi kutatások elismeréseként, a keleti táborban példa nélkül, meghívást kapott az európai kutatási és fejlesztési együttműködés (EUREKA) EUROTRAC nevű környezetvédelmi programjába. Wolfgang Seiler volt az akkori igazgatója az EUROTRAC központnak is helyt adó, a *Fraunhofer Alapítvány* által működtetett Garmisch-Partenkircheni *Léggörkutató Intézetnek* (Fraunhofer Institute für Atmosphärische Umweltforschung). Az EUROTRAC program egyik alprogramja volt a BIATEX (*BIosphere-ATmosphere EXchange of pollutants*), mely, mint a neve is mutatja, a szennyezőanyagok légkör-bioszféra közti cseréjével foglalkozott.

Intézetünk a programhoz a különböző nyomgázok ( $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO_x$ ) légköri száraz ülepedésének vizsgálatával kapcsolódott. Abban az időben a vizsgálatok egyik fő célja a nyomgázok száraz ülepedési sebességének ( $v_d$ ) meghatározása volt, különböző felszínre. A száraz ülepedés ugyanis meghatározható a száraz ülepedési sebesség ismeretében a következő képlet szerint:  $F_d = -c / (R_a + R_b + R_c) = -c v_d$ , ahol  $c$  az adott nyomgáz koncentrációja,  $R_a$ ,  $R_b$  és  $R_c$  pedig az aerodinamikai, a kvázi-lamináris réteg, illetve az állomány-felszín ellenállása. Míg  $R_a$  és  $R_b$  viszonylag könnyen meghatározható,  $R_c$  meghatározása jelentett nagyobb kihívást, mivel ez a tényező erősen függ többek között az évszaktól és a növényzet karakterisztikáitól. Az állomány-felszín ellenállása tovább bontható  $1/R_c = 1/R_{st} + 1/R_s + 1/R_w$  tagokra, ahol  $R_{st}$  a növény levélének sztóma ellenállása,  $R_w$  a kutikula (levélfelület) ellenállása,  $R_s$  pedig a talajra vonatkozó ellenállás. A hazai vizsgálatok két növényzet-felszín típusra terjedtek ki, egy *Mátra*-hegységben elterülő lucfenyvesre, illetve a *Hortobágyi Nemzeti Park* gyepes területére. A vizsgálatokkal kapcsolatban egy példát mutatunk be (*1. ábra*)

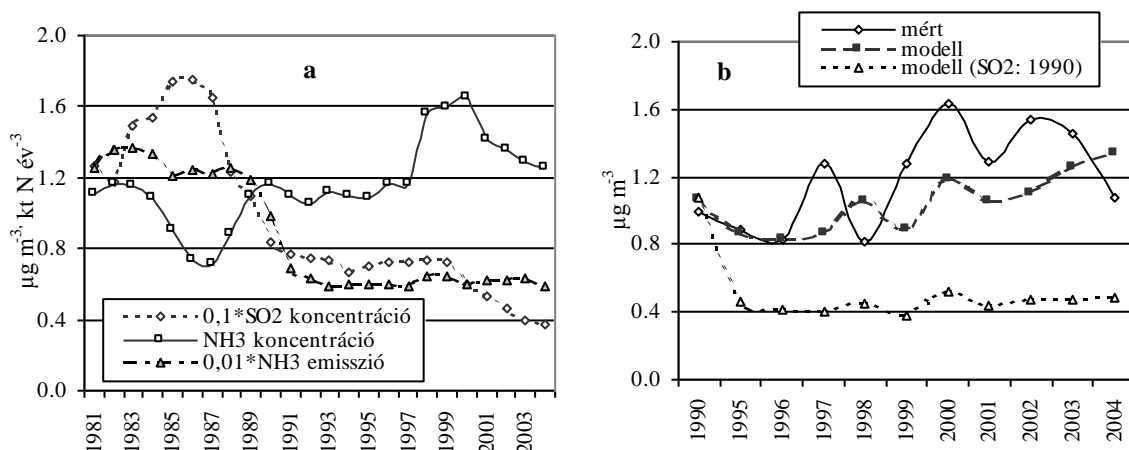




1. ábra: Az ózon (a) és a kén-dioxid (b) száraz ülepedési sebességének napi menete lucfenyves állományban

Az ábrák jól mutatják, hogy az ózon ülepedésében a légzőnyílások felvétele fontos szerepet játszik, nyáron, a nappali órákban, intenzív napsugárzás esetén a növény védekezik a kiszáradástól és összehúzza a légzőnyílásokat, ami  $R_{st}$ -t növeli, azaz a száraz ülepedési sebességet csökkenti. Az  $SO_2$ -nél ez a jelenség nem figyelhető meg, ami arra utal, hogy a vízben jobban oldódó  $SO_2$  inkább a nedves kutikulákon nyelődik el a sztóma felvétel helyett.

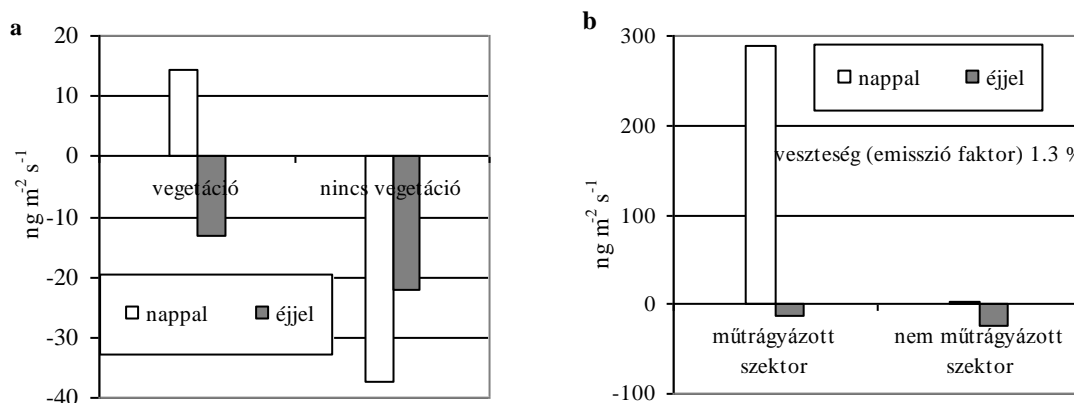
A BIATEX programot a BIATEX-2 követte, melynek nyolc éve alatt a program anynyival bővült, hogy a nyomgázok mellett a légköri részecskék kicserélődésének vizsgálata is napirendre került. Az alábbi ábrák (2. ábra) annak a vizsgálatnak az eredményeit mutatja be, melynek során megpróbáltunk magyarázatot keresni, miért nem csökkent az ammónia légköri koncentrációja a rendszerváltás után, holott az ammónia hazai emissziója a felére csökkent. A magyarázat az  $SO_2$  koncentrációjának párhuzamos csökkenésében keresendő, a kén-dioxid ugyanis az ammónia ülepedését jelentősen elősegíti (Horváth and Sutton, 1998). Ezt a magyarázatot modellszámítások is alátámasztják (Horváth et al., 2008), ugyanis, ha a magas 1990-es  $SO_2$  szinttel számolunk, a modell kisebb  $NH_3$  koncentrációt ad, mintha a jelenlegi alacsony  $SO_2$  szinttel számolnánk.



2. ábra: A magyarországi ammónia emisszió, a kén-dioxid és az ammónia háttér-koncentrációja (3 éves mozgó átlag) (a), illetve a mért és modellezett ammónia koncentráció (b)

### A GRAMINAE (GRassland AMmonia INteractions Across Europe) projekt

Az 1999-2002 közt futó GRAMINAE EU-IV projektben füves területek NH<sub>3</sub> cseréjét vizsgáltuk a légkör és a bioszféra között, európai metszetben. A magyar állomás Püspökladány környékén (Erdészeti Tudományos Intézet) üzemelt. A 3a. ábra mutatja, hogy ammónia kibocsátás csak a légzőnyílások nyitott állapotában (vegetációs időszak, nappal) történik, egyéb esetekben ülededés mérhető. A talaj pH-ja 6 körüli volt, ekkor talajemisszió nem képzelhető el. A műtrágyázás után igen nagy kibocsátást mértünk de csak a nappali órákban, ami szintén a sztóma emissziót támasztja alá. A műtrágyázás utáni ammónia veszteség tehát savanyú talajonál a légzőnyílásokon távozik (Horváth *et al.*, 2005). A modellezett fluxusok jó egyezést mutattak a mért értékekkel.



3. ábra: Az ammónia fluxusa két év átlagában (a) és egy májusi műtrágyázás után két hétig (b) füves terület felett

### A NOFRETETE projekt

A Nofretete (Nitrogen Oxides Emissions **FR**om **E**uropean **F**ores**T** **E**cosys**T**Em**S**, 2001-2003) projekt keretében több európai lombhullató és fenyőerdő talajának NO és N<sub>2</sub>O kibocsátását vizsgálták. A 2003-2004 között, az Erdészeti Tudományos Intézet Mátra-hegységben lévő két bázisterületén (tögyes, lucos) végrehajtott intenzív mérések szerint a talaj dinitrogén-oxid kibocsátása fenyő, illetve tölgyerdő talajából 0,13, illetve 0,18  $\text{g N m}^{-2} \text{év}^{-1}$ , míg a nitrogén-monoxidé ennél jóval kisebb 0,011, illetve 0,018  $\text{g N m}^{-2} \text{év}^{-1}$  volt. Az egyidejűleg meghatározott teljes légköri üledéssel összehasonlítva megállapítottuk, hogy az ülededett nitrogén 10-13%-a jutott vissza a légkörbe a vizsgált időszakban, főleg üvegház hatású N<sub>2</sub>O formájában.

### A Greengrass projekt

A Greengrass EU-V projekt (2002-2004) (Sources and sinks of greenhouse gases from managed European grasslands and mitigation scenarios) az üvegház gázok (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) művelt gyepek-légkör közti kicserélődésének és a művelés (trágyázás, öntözés, legeltetés, kaszálás) hatásának vizsgálatával foglalkozott Európai léptékben. A magyarországi állomás,

melyet a Szent István Egyetem és az Erdészeti Tudományos Intézet üzemeltetett (Flechard *et al.*, 2007; Nagy *et al.*, 2007; Soussana *et al.*, 2007) Bugac-pusztán helyezkedett el (legeltetés) míg az öntözés és műtrágyázás hatását Gödöllőn és Isaszegen tanulmányoztuk. Az 1. táblázatban az N<sub>2</sub>O talajkibocsátását mutatjuk be. Ezek szerint a legeltetés (0,5-0,8 tehén/ha) 4-18%-os, a műtrágyázás (100 kg N per év) 14-34%-os, míg az öntözés 4-70%-os N<sub>2</sub>O emisszió növekedést eredményez, utóbbi különösen száraz évben feltűnő. A teljes légköri ülepedéssel összehasonlítva, talaj az ülepedett N-vegyületek 8-15%-át bocsátja vissza a légkörbe N<sub>2</sub>O formájában.

1. táblázat: a füves talajok dinitrogén-oxid kibocsátása különböző művelések esetén

hely/időszak	közepes N <sub>2</sub> O fluxus (kg N ha <sup>-1</sup> év <sup>-1</sup> ) (SD)			vízta- lom	csapadék
	legeltetett	kontrol	növekedés (%)	%	mm
<b>Bugac</b>					
2002. IX.-XII.	1.25 (1.6)	0.86 (1.4)		0.62	170
száraz 2003	0.83 (1.0)	0.80 (1.0)	4	0.53	381
csapadékos 2004	0.88 (1.0)	0.74 (0.9)	18	0.69	716
<b>Isaszeg</b>	<b>műtrágyázott</b>	<b>kontrol</b>	<b>növekedés (%)</b>	<b>%</b>	<b>mm</b>
2002. VIII.-XII.	1.66 (1.5)	1.44 (1.26)	14		293
száraz 2003	1.01 (1.8)	0.67 (1.35)	34		435
<b>Gödöllő</b>	<b>öntözött</b>	<b>kontrol</b>	<b>növekedés (%)</b>	<b>%</b>	<b>mm</b>
2002. VIII.-XII.	1.26 (1.5)	0.94 (1.1)	25	0.92/0.39	263
száraz 2003	1.56 (2.2)	0.92 (1.5)	70	0.87/0.47	404
csapadékos 2004	0.78 (1.0)	0.75 (1.0)	4	0.61/0.56	616

## Irodalom

- Flechard, C.R., Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A., van den Pol-van Dasselaar, A., Soussana, J.-F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horváth, L., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leidfield, J., Fuhrer, J., Calanca, P.L., Thalman, E., Pilegaard, K., Di Marco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K.J., Levy, P., Ball, B.C., Jones, S., van de Bulk, W.C.M., Groot, T., Blom, M., Domingues, R., Kasper, G., Allard, V., Ceshia, E., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F. and Grosz, B., 2007: Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 135-152.
- Horváth, L., 1993: Gradient measurements of dry deposition flux of nitric oxide, nitrogen dioxide, ozone and sulfur dioxide above forest and low vegetation. Brief summary of the five field campaigns carried out in 1990-1993. *Air Pollution Research Report 47* (ed.: J. Slanina, G. Angeletti and S. Beilke) CEC, Brussels, 183-187.
- Horváth, L. and Sutton, M.A., 1998: Long term record of ammonia and ammonium concentrations at K-puszta, Hungary. *Atmospheric Environment* 32, 339-344.
- Horváth, L., Mészáros, Á., Mészáros, E. and Várhelyi, G., 1981: On the atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus into Lake Balaton. *Időjárás* 85, 194-200.
- Horváth, L., Fagerli, H. and Sutton, M.A., 2008: Long-term record (1981-2005) of ammonia and ammonium concentrations at K-puszta Hungary and the effect of SO<sub>2</sub> emission change on measured and modelled concentrations. *Springer Verlag* (in press).

- Horváth L., Asztalos, M., Führer, E., Mészáros, R. and Weidinger, T., 2005: Measurement of ammonia exchange over grassland in the Hungarian Great Plain. *Agricultural and Forest Meteorology* 130, 282-298.
- Mészáros, E. and Horváth, L., 1984: Concentration and dry deposition of atmospheric sulfur and nitrogen compounds in Hungary. *Atmospheric Environment* **18**, 1725-1730.
- Nagy, Z., Pintér, K., Czóbel, Sz., Balogh, J., Horváth, L., Fóti, Sz., Barcza, Z., Weidinger, T., Csintalan, Zs., Dinh, N.Q., Grosz, B. and Tuba, Z., 2007: The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 21-29.
- Soussana, J-F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czobel, Sz., Domingues, R., Flechard, C., Führer, J., Hensen, A., Horvath, L., Jones, M., Kasper, G., Martin, C., Nagy, Z., Neftel, A., Raschi, A., Baronti, S., Rees, R.M., Skiba, U., Stefani, P., Manca, G., Sutton, M., Tuba, Z. and Valentini, R., 2007: Full accounting of the greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 121-134.

# Légköri üvegházhatású gázok mérlegének meghatározása mezőgazdasági területek és erdők fölött Magyarországon DNDC modellel

Grosz Balázs<sup>1</sup>, Horváth László<sup>2</sup>, Machon Attila<sup>3</sup>, Hidy Dóra<sup>3</sup>, Tuba Zoltán<sup>3</sup>

<sup>1</sup>ELTE TTK, Kémiai Intézet, Szervetlen Kémiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.

<sup>2</sup>Országos Meteorológiai Szolgálat  
1181 Budapest, Gilice tér 39; e-mail: [horvath.l@met.hu](mailto:horvath.l@met.hu),

<sup>3</sup>Szent István Egyetem, Növényteni és Ökofiziológiai Intézet

**Összefoglalás** - napjainkban az egyik legfontosabb környezeti probléma az üvegház hatású gázok légköri koncentrációjának növekedése és az ebből származó esetleges klímaváltozás. Munkánk során három fontos üvegházgáz légkör-talaj közti fluxusát vizsgáltuk, úgymint a dinitrogén-oxid (N<sub>2</sub>O), szén-dioxid (CO<sub>2</sub>) és a metán (CH<sub>4</sub>) kicserélődését mezőgazdasági és erdőtalajok esetében.

## ***Talajeredetű üvegház gázok keletkezése***

A mezőgazdaság, elsősorban a műtrágyázás és az állattenyésztés következtében jelentős forrása a dinitrogén-oxidnak és a metánnak, globális szinten 70, illetve 81%-ban járulnak hozzá a forrásokhoz, míg szén-dioxid esetében ez az arány 21% (Isermann, 1994). A talajok nitrifikációs-denitrifikációs folyamatának terméke a dinitrogén-oxid (N<sub>2</sub>O), amely kevésbé reakcióképes, hosszú tartózkodási idejű gáz, és a talajból felszabadul (Firestone and Davidson, 1989). A dinitrogén-oxid kibocsátásának mértéke elsősorban a talaj szervesanyag- és nitrogéntartalmától, víztartalmától és hőmérsékletétől függ és szoros összefüggésben van a nitrogénbevitellel.

A metán (CH<sub>4</sub>) a szerves anyagok anaerob bomlási folyamata során keletkezik, elsősorban mocsaras, vagy vízzel telített területeken, rizsföldeken, így Magyarországon a talaj metánkibocsátása nem jelentős. Vízzel nem telített, jól szellőzött talajok esetében az ásványi réteg metánnyelő lehet, amely a globális metánnyelők 10%-át teszi ki (Prather et al., 1995). Különösen az erdei talajok fontos nyelői a metánnak, a talaj ásványi rétegében katalitikus oxidáció zajlik le kemolitotrof mikroorganizmusok által (*Metilosinus trichosporium*) (Steinkamp et al., 2001; Butterbach-Bahl and Papen, 2002; King and Schnell, 1998; Dunfield et al., 1999).

A szén-dioxidnak, mint a legfontosabb antropogén üvegházgáznak egyik fő forrása a talaj. A talajból talajlégzés során CO<sub>2</sub> szabadul fel. A talajlégzésnek különböző komponensei vannak, legfontosabbak a gyökérlégzés, a talaj szerves anyagainak bomlása mikrobák által és a talajfauna légzése (de Jong et al., 1974; Edward, 1975).

## ***Az üvegház gázok talajfluxusának modellezése***

Az üvegház hatású gázok modellezéséhez a DNDC modellt választottuk. A denitrifikációs-dekompozíciós (DNDC) modell a talaj szén és nitrogén bio-geokémiáját folyamatorientáltan szimulálja. A modell két fő komponensből áll. Az első komponens tartalmazza a talajklíma, növényi növekedés, és bomlási almodelleket, amelyek leírják az ökológiai hajtóerőket, úgymint: talajhőmérséklet, -nedvesség, pH, redox-potenciál és a tápanyagok koncentráció-profilja, de figyelembe veszi a növényzetet és az emberi beavatkozást is. A második komponens tartalmazza a nitrifikációs, denitrifikációs és fermentációs almodelleket, amelyek leírják az NO, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, CO<sub>2</sub> és CH<sub>4</sub> fluxusokat a talaj környezeti faktorai alapján (Li, 2000). A klasszikus fizikai, kémiai, biológiai törvények mellett a laboratóriumi kísérletek alapján empirikus egyenleteket is alkalmaz a modell, így a legtöbb specifikus geokémiai, vagy biokémiai reakciót parametrizálni tudjuk. Ebből is látszik, hogy a modell felépítése igen összetett, ennek következtében a modellezéshez szükséges bemenő adatigény igen nagy. A pontos működés érdekében meg kell adni az adott cellának a meteorológiai paramétereit (hőmérséklet, csapadék), talajadatokat, talaj- és légkörkémiái adatokat, földhasználatot valamint a felszín borítottságát. Ahhoz, hogy pontosan fel tudjuk mérni, mely adatok befolyásolják nagymértékben a modellezés pontosságát, érzékenységi vizsgálatot végeztünk. A vizsgálatból kiderült, hogy a hőmérséklet és a csapadék adatok változására, az agyagtartalomra, pH-ra, valamint a kezdeti szubsztrát koncentrációk manipulálására jelentősen változott az üvegház-hatású gázok fluxusának mértéke. Ahhoz, hogy egész Magyarország területére, illetve egyes kiemelten kutatott területekre (pl.: Bugac, Gödöllő, Szurdokpüspöki, Nyírjes, stb.) megállapítsuk az üvegház-hatású gázok fluxusát, olyan léptéket kellett választani, mely egyrészt kellően nagy ahhoz, hogy tájegységként jellemezhesük az adott területet, másrészt nem túl nagy ahhoz, hogy a talaj, növényzet, mikroklíma és a földhasználat térbeli változékonyságát a kellő mértékben vehessük figyelembe. Mérlegelés alapján a 1/6-od fokos rácsfelbontás mellett döntöttünk, amelyek hozzávetőlegesen 20\*20 km<sup>2</sup>-es területet fednek le, így Magyarországra fektethető rácsháló 466 darab rácsból áll. A modellben az 50 legfontosabb, illetve széles körben termelt növényfajt definiáltuk, élettani szempontokat figyelembe véve (pl. víz és tápanyagszükséglet, növényi részek C/N aránya, növekedési indexe, stb.). A DNDC modell validálásához a magyarországi CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O és CH<sub>4</sub> fluxusméréseket használtuk.

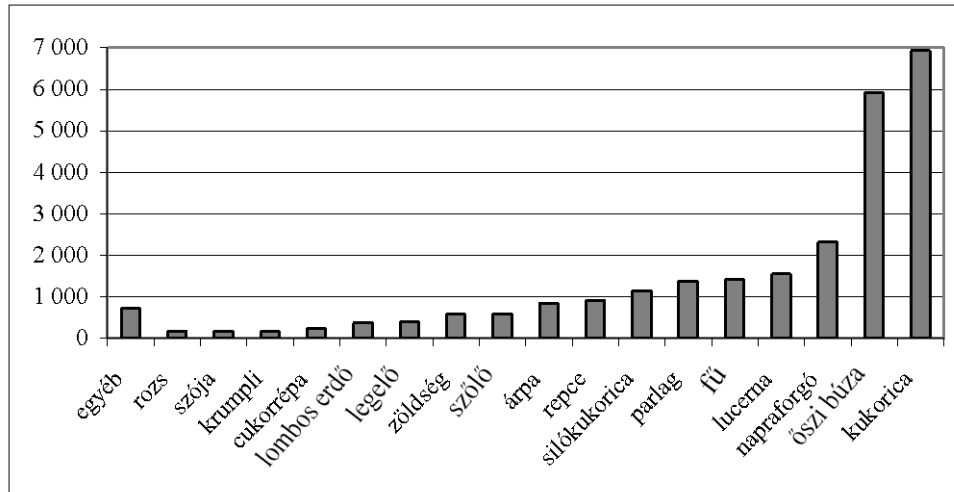
## ***Mérőhelyek, mintavétel és mérési eljárás***

Hét különböző ponton végeztünk méréseket az országban, úgymint *Bugac puszta* (homokos gyp), *Gödöllő* (lősz gyp), *Isaszeg* (lősz gyp), *Szurdokpüspöki* (Mátra, hegyi kaszáló), *Nyírjes* (Mátra, lucfenyves), *Tetvesrét* (Mátra, tölgyes), *Óbodrog* (gyékényes, nyaras), *Cigánd* (látónyás), *Tiszacsermely* (ártéri tölgyes), *Vajdácaska-Longerdő* (gyertyános-tölgyes). A gázok mérésén, illetve a gázminták begyűjtésén kívül több mérési ponton folyamatos volt a meteorológiai adatok rögzítése, valamint a talajok vizsgálata.

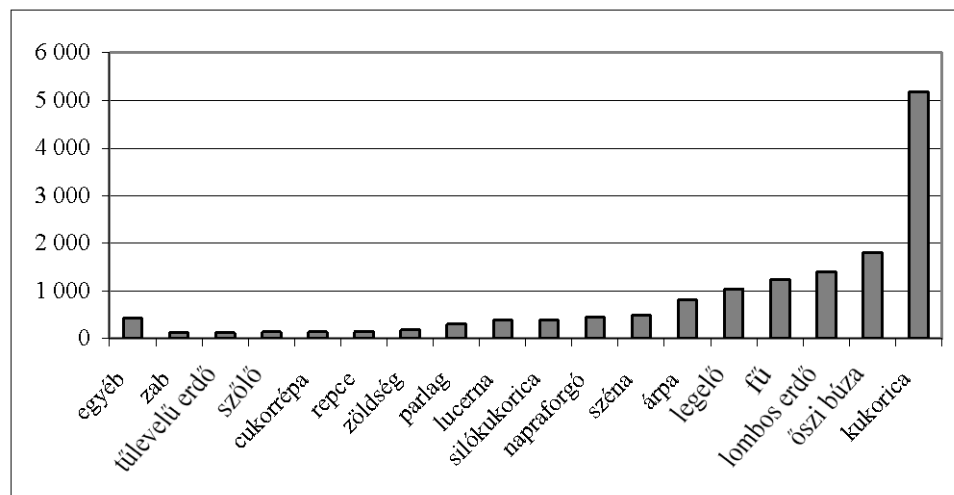
A dinitrogén-oxid és metán gázok fluxusának méréséhez szükséges gázmintákat statikus kamrák (V=400 cm<sup>3</sup>, A = 80 cm<sup>2</sup>) segítségével vettük a felsorolt állomásokon. A mintavétel során 6 ml gázt fecskendeztünk 4,5 ml-es vákuumos mintatartókba, t=0. és 30. percben. A koncentráció változásából kiszámítottuk a vizsgált gázok fluxusát. A gázok koncentrációját eleinte egy GC-MS, majd később egy GC-ECD-FID rendszerrel határoztuk meg. A talaj széndioxid kibocsátásának méréseit Bugac pusztán, Nagytarcsán, illetve Gödöllőn, lőszgyp fölött és tölgyerdő talaján Li-Cor 6200 és 6400 típusú műszerrel végezték, zárt és átáramló kamrákkal. A talajlégzés mérése vegetációval borított felszínen, a zöld növényi részek eltávolítása után 1-1,5 órával (sebzési légzés után, de élő gyökérzet mellett) történt.

## Eredmények

A modellezés során használt input mennyiségek közül csak a meteorológiai paraméterek változtak. A 2002-2006-os ötéves időszakban a metán elnyelése jelentéktelen, a szén-dioxid kibocsátáshoz képest nagyságrendekkel kisebb. A különféle talajok dinitrogén-oxid és szén-dioxid kibocsátása az 1. és 2. ábrákon látható.



1. ábra: a különféle talajok dinitrogén-oxid kibocsátása Magyarországon Mg N év<sup>-1</sup> egységben (2002-2006)



2. ábra: a különféle talajok szén-dioxid kibocsátása Magyarországon Tg C év<sup>-1</sup> egységben (2002-2006)

A modell által számított üvegházgáz fluxusok összesített eredményei az 1. táblázatban láthatók.

1. táblázat: az üvegházgázok magyarországi kibocsátása a DNDC modell alapján

		2002	2003	2004	2005	2006	átlag	1961-1990
szén-dioxid	Tg C év <sup>-1</sup>	20,2	13,5	13,6	13,1	13,9	14,9	11,8
metán	Gg C év <sup>-1</sup>	-2,03	-2,15	-1,86	-1,90	-2,00	-1,99	-1,20
dinitrogén-oxid	Gg N év <sup>-1</sup>	34,5	20,6	31,6	21,8	21,3	25,9	30,5

Mind a CO<sub>2</sub>, mind az N<sub>2</sub>O esetében az eltérő meteorológiai viszonyok miatt változékonyságot tapasztalhatunk. A meteorológiai viszonyok változékonysága ellenkezőleg hat a CO<sub>2</sub> és az N<sub>2</sub>O emissziójára. Ha az 1961-90 közti meteorológiai átlagértékekkel futtatjuk a modellt, a CO<sub>2</sub> kibocsátás kisebb. Az N<sub>2</sub>O kibocsátás viszont nagyobb, mivel a harminc éves átlag eltünteti a talajnedvesség szélsőségeit. Száraz talajoknál ugyanis az NO, nedves talajoknál pedig az N<sub>2</sub> képződése dominál a talajban, az N<sub>2</sub>O-val szemben. Bár a talajok CO<sub>2</sub> kibocsátása a vizsgált években 5-600-szor nagyobb az N<sub>2</sub>O-hoz viszonyítva, figyelembe kell venni, hogy a dinitrogén-oxid üvegház hatása 100 éves időskálán 298-szorosa szén-dioxidénak. Szén-dioxid egyenértékben kifejezve két gáz talajkibocsátása összemérhető (54,5 illetve 12,1 Tg CO<sub>2</sub> év<sup>-1</sup>). Ha figyelembe vesszük a növényzet CO<sub>2</sub> felvételét is, a szén-dioxid nettó fluxusa 8,2 Tg CO<sub>2</sub> év<sup>-1</sup> (Barcza et al., 2008), azaz a szén-dioxid egyenértékben kifejezett N<sub>2</sub>O talajkibocsátás felülmúlja a szén-dioxidét.

**Köszönetnyilvánítás.** Jelen kutatásokat a NitroEurope EU VI<sup>th</sup> IP, az NKFP/088/2004 és a 6-00028/2005), valamint a GVOP AKF 3.1.1. 2004-05 0358/3.0 támogatta.

### Irodalom

- Barcza Z., Haszpra L., Hidy, D., Churkina, G. és Horváth, L., 2008: Magyarország bioszférikus szén-dioxid mérlegének becslése a Biome-BGC modellel. *Klíma-21 füzetek* 52, 83-89.
- Butterbach-Bahl K. and Papen H., 2002: Four years continuous record of CH<sub>4</sub>-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany, *Plant Soil*, 240, 77-90.
- Dunfield P.F., Liesack W., Henckel T., Knowles R. and Conrad R., 1999: High-affinity methane oxidation by a soil enrichment culture containing a type II methanotroph. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65, 1009-1014.
- Edward, N.T., 1975: Effects of temperature and moisture on carbon dioxide evolution in a mixed deciduous forest floor. *Proc. Soil Sci. Soc. Am. J.* 39 361-365.
- Firestone, M.K. and Davidson, E.A., 1989: Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: Andreae M.O., Schimel, D.S. (eds.). *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, pp.7-21.
- Isermann, K., 1994: Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Envir. Poll.* 83, 95-111.
- de Jong, E., Schappert, H.J.V. and Macdonald, K.B., 1974: Carbon dioxide evolution from virgin and cultivated soil as affected by management practices and climate. *Can. J. Soil. Sci.* 54, 299-307.



- King G. M. and Schnell S.*, 1998: Effects of ammonium and non-ammonium salt additions on methane oxidation by *Methylosinus trichosporium* OB3b and Maine forest soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 253-257.
- Li, C.S.*, 2000: Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 58, 259-276.
- Steinkamp R., Butterbach-Bahl K. and Papen H.*, 2001: Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany, *Soil Biol. Biochem.*, 33, 145-153.
- Prather M., Drewent D., Enhalt P., Fraser E., Sanhueza E. and Zhou X.*, 1995: Other trace gases and atmospheric chemistry, Houghton J. et al. (Ed.): *Climate Change 1994*, pp. 77-126, Cambridge Univ. Press, Cambridge.

# A bioszféra és a légkör közötti szén-dioxid csere vizsgálat a Biome-BGC modell segítségével

Hidy Dóra <sup>1</sup>, Barcza Zoltán <sup>2</sup>, Haszpra László <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem  
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: dori.hidy@gmail.com

<sup>2</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Meteorológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A; e-mail: bzoli@elte.hu

<sup>3</sup> Országos Meteorológiai Szolgálat  
1181 Budapest, Gilice tér 39.; e-mail: haszpra.l@met.hu

**Összefoglalás** – Az ökológiai kutatásban széles körben használnak folyamat-orientált (angolul process-based) biogeokémiai modelleket, ugyanis a különböző ökológiai rendszerek fizikai, kémiai folyamatainak számszerűsítése révén megfelelő pontossággal tudják szimulálni a rendszer folyamatait. A biogeokémiai modellek összetett algoritmussal rendelkeznek, erősen nemlineárisak, sokparaméteresek. Az összetett szimuláció velejárója, hogy a modell sokféle adatot igényel, köztük olyanokat is, melyek mérése költséges, időigényes, vagy egyes esetekben egyáltalán nem megoldható. A fentiek figyelembevételével a Biome-BGC modellt választottuk magyarországi gyepek szénforgalmának modellezéséhez. A modell paramétereit a Bayes-féle kalibráció segítségével beállítottuk, melynek hatására a modellszimuláció jelentősen javult. Az emberi beavatkozás hatásának vizsgálata céljából beépítettünk a modellbe egy fűnyírásiprogramot, amelynek segítségével a hazai gyepek biogeokémiai folyamatai pontosabban, reálisabban vizsgálhatók.

## **Bevezetés**

Napjaink sokat emlegetett környezeti problémája az éghajlatváltozás. A légköri üvegházgázok mennyiségének bármilyen irányú változása felboríthatja a Föld-légkör rendszer energiaeloszlását, ami globális hőmérsékletváltozáshoz vezethet. A bioszféra-talaj rendszer érzékeny széntároló: az éghajlat megváltozására a bioszféra szénforgalma gyorsan és jelentősen megváltozhat, ami az üvegházhatáson keresztül visszahat magára az éghajlatra. Amíg nem ismerjük pontosan a bioszféra viselkedését, addig nem tudjuk megbízhatóan előrejelezni a CO<sub>2</sub> légköri koncentrációjának változását, és ezen keresztül az éghajlatváltozást. Ehhez először az ökoszisztémák szintjén bekövetkező szénforgalom változás lehetséges okait kell meghatároznunk. A mérések mellett a legmegfelelőbb eszközként a folyamatok matematikai leírását felhasználó, számítógépes ökoszisztéma modellek szolgálnak.

Munkánk során hazai mérési adatsorok segítségével adaptáltunk egy, az Egyesült Államokban kifejlesztett, többféle vegetációtípusra specializált, kis térszkálájú folyamat-orientált ökoszisztéma modellt (Biome-BGC), amely így alkalmazhatóvá vált gyepek ökoszisztémák szénháztartásának szimulálására. A kutatómunkát segítette, hogy a fűállományok viselkedésének vizsgálatához rendelkezésre állnak az utóbbi pár évben Magyarországon, Hegyhátsálon és Bugacon végzett közvetlen szén-dioxid és vízforgalom mérések eredményei (Haszpra et al, 2005). A következő munkafázis egy olyan matematikai-statisztikai alapokon nyugvó eljárás megvalósítása volt, amely alkalmas komplex, sok paraméterrel felhasználandó, nemlineáris számítógépes modellek, így a Biome-BGC kalibrálására is.

Az eredmények vizsgálata során arra a következtetésre jutottunk, hogy a modellszimuláció pontosítása érdekében újabb fejlesztések szükségesek: a különböző gazdálkodási formák modellbe építése (fűnyírás, trágyázás, legeltetés). Az alábbiakban néhány eredménnyel illusztrálva bemutatjuk kutatásaink főbb állomásait.

### ***A Biome-BGC modell rövid bemutatása***

Már az 1970-es években születtek az ökoszisztémák működését leíró modellek, mint például a fákra specializált H2OTRANS modell (Running et al., 1988). A H2OTRANS még csak vízforgalmat kezelt, a növények szénháztartását nem modellezte. Az évek során ebből fejlesztették ki a Biome-BGC modellt, mely már alkalmas többféle vegetációtípus működésének szimulálására, és a szénháztartás leírására is (Running et al., 1988; Running et al., 1991).

Előnyei közé tartozik, hogy jól dokumentált, illetve más ökológiai modellekkel szemben a szénkörforgalom modellezésére specializálták, így arra nagy megbízhatósággal használható (White et al., 2000).

A modell sok más mennyiség mellett a növényi szénforgalmat reprezentáló legfontosabb mennyiségek értékeit számítja (NEE: nettó ökológiai rendszer léptékű széndioxid-kicszerélődés; GPP: bruttó széndioxid-felvétel; TR: teljes, ökológiai rendszer léptékű légzés).

A modell meteorológiai adatokon (minimum és maximum hőmérséklet, csapadékösszeg, stb.) és a modellfuttatás beállításait tartalmazó adatokon (a szimulációs idő, az összes igényelt bemenő fájl neve, a generált kimeneti fájlok neve, stb.) kívül igényel ökofiziológiai paramétereket is. Az ökofiziológiai paraméterek (maximális sztóma-konduktancia, levélfelületi index, stb.) értékeire vonatkozóan sokszor nem rendelkezünk mérési adatokkal. Az Biome-BGC adaptálása során kiderült, hogy az általánosított, C3 gyepre vonatkozó, a modellkészítők által publikált paraméterlista nem használható Magyarország területén, a modell kizárólag kalibráció (a modell-paraméterek beállítása után használható kielégítő pontossággal). A Bayes-féle kalibrációs eljárás megfelelőnek bizonyult a Biome-BGC modell paramétereinek beállítására, mivel a modell sokparaméteres, erősen nemlineáris rendszer. (Mosegaard and Tarantola, 1995; Van Oijen et al., 2005; Hidy et al., 2007).

### ***Bayes-becslésen alapuló kalibráció***

A Bayes-féle kalibráció alapja, hogy a modell által számolt kimeneti adatokat a bemenő adatok ismeretlen függvényének tekinti, és e függvényt sztochasztikus folyamatként modellezi (Van Oijen et al., 2005). Ehhez szükség van ún. referencia-adatokra – ebben az esetben az ökoszisztéma szénkereséjére vonatkozó közvetlen mérési adatokat használtuk (GPP, TR, NEE; Barcza et al., 2003).

A Bayes-becslésen alapuló kalibráció során a fent említett ökofiziológiai paraméterekre vonatkozó *a priori* információt (a mérési adatok közül a leggyakrabban előforduló, a maximális, illetve a minimális értékből származtatott paraméterérték-eloszlást) kombináljuk a modell kimeneti adatainak és a referencia-adatoknak (ebben az esetben a közvetlenül mért szénkicszerélődés értékeknek) az összehasonlításából származó ún. modellinformációval. Ez megadja, hogy az adott paraméter mely értékére legkisebb az eltérés a referencia és a kimeneti adatok között. A két független forrásból származó információt kombinálva számoljuk a vizsgált paraméterek *a posteriori* eloszlását, melyből számíthatók azon optimális paraméterértékek,

melyek felhasználásával a modellszimuláció a lehető „legjobb”. Tehát úgy optimalizáljuk a modellparaméterek értékeit, hogy közben felhasználjuk a paraméterekre vonatkozó megfigyelési adatokból származó információt is (Van Oijen et al., 2005).

Az alábbi táblázatból (is) jól látható, hogy a kalibrációnk sikeres volt, a modellszimuláció jelentősen javult.

*1. táblázat. A kalibrációs módszer(ünk) modellszimulációra gyakorolt hatása: a szimulált és a mért adatok (GPP, TR, NEE) összefüggése ( $R^2$ ). Az első sorban a modellparaméterek a priori értékével végzett futtatás, a második sorban a kalibrált paraméterekkel végzett futtatás eredményei szerepelnek.*

	$R^2$ (GPP)	$R^2$ (TR)	$R^2$ (NEE)
<i>a priori</i>	0,4	0,4	0,2
kalibrált	0,72	0,93	0,35

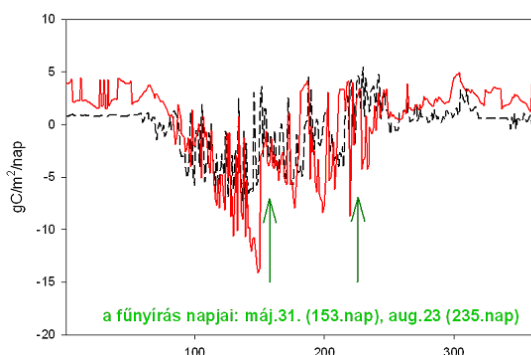
### ***A modell továbbfejlesztése***

Az eredmények vizsgálata során arra a következtetésre jutottunk, hogy a modellszimuláció pontosítása érdekében újabb fejlesztések szükségesek. Legfontosabb célunk, hogy a különböző gazdálkodási formákat (fünyírás, trágyázás, legeltetés) beépítsük a modellbe. Ehhez szükséges a modell kódjának módosítása, bővítése.

#### A fünyírás szimulációja – a modell kód módosítása

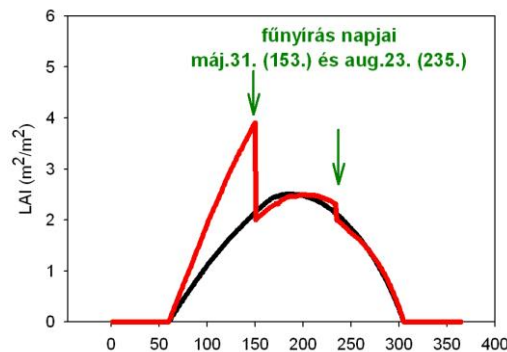
Elsőként a fünyírás hatásának modellezését tűztük ki célul. A Biome-BGC fünyírási modullal való bővítését az 1999-es hegyhátsági mérési adatok felhasználásával valósítottuk meg, de általánosan használható. 1999-ben kétszer történt fünyírás Hegyhátsálon (május 31., augusztus 23.).

A fünyírás a levélfelület csökkenését eredményezi, ezért leginkább a levélfelületi index éves menetével (LAI) szemléltethető. A levélfelület csökkenése hatással van a szénháztartás szimulációjára is, hiszen a szénforgalmat jellemző mennyiségek részben a levélben tárolt szén értékéből számolódnak. Ennek megfelelően a fünyírási modul beépítésével változtak a modellszimuláció kimenő adatai, illetve a mért adatokkal mutatott összefüggések. A bővített modellverziót szintén kalibráltuk.. Az így kapott kalibrált paramétereket felhasználva a szimulált és a mért adatok éves menetének összefüggése tovább erősödött ( $R^2(GPP) = 0,78$ ;  $R^2(TR) = 0,93$ ;  $R^2(NEE) = 0,52$ ).



*1. ábra. A nettó ökoszisztéma kicserélődés (NEE) szimulált és mért éves menete 1999-re vonatkozóan (x tengely: az év napjai) a fünyírás beépítése utáni modellverzió alkalmazásával. A piros vonal a szimulált, a fekete vonal a mért adatokat jelöli. Az ábrán negatív előjel a nettó szénfelvételt jelöli, a pozitív a nettó szénkibocsátást. A nyilak jelölik a fünyírás időpontját, illetve annak hatását az NEE menetére.*

Ezen kívül egy fontos eredmény, hogy a LAI szimulációja javult (bár mérési adattal nem rendelkezünk, az irodalmi adatok alapján a LAI éves maximuma 4-7  $\text{m}^2/\text{m}^2$ , Nagy et al, 2003). Az eredeti modellverzió kalibrálása során olyan paraméter-együttest adódott optimálisnak, melynek felhasználásával az éves maximális LAI jóval kisebb, mint az irodalmi adatokból származó küszöbérték, ugyanis a modell ebben az esetben még nem vette figyelembe a fűnyírásból származó levélszén-veszteséget. A fűnyírási modullal bővített modellverzió kalibrálása során az éves maximális LAI értéke már eléri a 4  $\text{m}^2/\text{m}^2$  (2. ábra).



2. ábra. A Biome-BGC eredeti (fekete vonal), illetve fűnyírással kiegészített (piros vonal), kalibrált paramétereket használó futtatás eredményei. A vízszintes tengelyen az év napjai szerepelnek, a függőleges tengelyen az adott napra vonatkozó LAI értékek  $\text{m}^2/\text{m}^2$ -ben, az 1999-es évre vonatkozóan.

## Irodalom

- Barcza, Z., Haszpra, L., Kondo, H., Saigusa, N., Yamamoto, S. and Bartholy, J., 2003: Carbon exchange of grass in Hungary. *Tellus* 55B, 187-196.
- Hidy, D., Barcza, Z., Haszpra, L., Churkina, G., Trusilova, K., 2007: Parameter estimation for grassland carbon cycle using nonlinear inversion of Biome-BGC. *Cereal Research Communications* 2, 453-456.
- Haszpra, L., Barcza, Z., Davis, K. J., Tarczay, K., 2005: Long-term tall tower carbon dioxide flux monitoring over an area of mixed vegetation. *Agricultural and Forest Meteorology* 132, 58-77.
- Mosegaard, K., and Tarantola, A., 1995: Monte Carlo sampling of solutions to inverse problems. *Journal of Geophysical Research* 100 B7, 12431-12447.
- Nagy, Z. Pintér, K., Czóbel, Sz., Balogh, J., Horváth, L., Fóti, Sz., Barcza, Z., Weidinger, T., Csintalan, Zs., Dinh, N. Q., Grosz, B., Tuba, Z., 2007: The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121/1-2, 21-29.
- Running, S. W. and Coughlan, J. C., 1988: A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrological balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* 42, 125-154.
- Running, S. W. and Gower, S. T., 1991: Forest-BGC, A general model of forest ecosystem processes for regional applications II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Physiology* 9, 147-160.
- Van Oijen, M., Rougier, J. and Smith R., 2005: Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data. *Tree Physiology* 25, 915-927.
- White, M. A., Thornton, P. E., Running, S. W., Nemani, R. R., 2000: Parameterization and sensitivity analysis of the Biome-BGC terrestrial ecosystem model: net primary production controls. *Earth Interactions* 4, 1-85.

# Az ammónia kicserélődése a légkör és vízi ökológiai rendszerek között

Kugler Szilvia<sup>1</sup>, Horváth László<sup>2</sup> és Weidinger Tamás<sup>1</sup>

<sup>1</sup> ELTE TTK, Földrajz- és Földtudományi Intézet, Meteorológiai Tanszék

<sup>2</sup>Országos Meteorológiai Szolgálat

## Bevezetés

Az állóvizek vízminőségét elsősorban a bennük található tápanyagok mennyisége határozza meg. A tápanyagok feldúsulása az ún. eutrofizáció, végül is az algák elszaporodásához vezethet, ami a tavak és a tengerek vízminőségének romlását okozhatja. Az eutrofizációért elsősorban a foszfor és a nitrogén a felelősek. Vizsgálataink alapvető célja hazánk legnagyobb tavát, a Balatont érő szennyezőanyag (nitrogén) terhelés meghatározása, különös tekintettel az ammóniára. A kidolgozott módszertant alkalmaztuk a Balti-tenger és a légkör közti ammónia-csere becslésére is.

## Mérőhelyek

A Balaton Közép-Európa legnagyobb tava a 46° 62' és 47° 04' , továbbá 17° 15' és 18° 10' szélességi és hosszúsági koordináták között található. A mikrometeorológiai mérések és mintavételek 2002. március és 2003. február közötti időszakban folytak az Országos Meteorológiai Szolgálat Siófoki Observatóriumának területén.

A Balti-tenger esetében ezeket megfigyeléseket és mintavételezéseket a Gdansk Deep nevű helyszínen egy tengeri mérőhajón végezték, mely a 54° 52', 19° 10' szélességi és hosszúsági koordinátán állomásozott. Az expedíciós mérésekre 2002. szeptember 27 és október 3, továbbá 2003. május 8-15 időszakokban került sor.

## Az ammónia kicserélődés modellezése

Az ammónia ún. kompenzációs-pont, más néven egyensúlyi koncentrációját a következőképpen lehet kiszámolni a Henry-törvény alkalmazásával:

$$C(z_0) = \frac{C_w}{\left(H^+\right) \frac{K}{K_w} H_1 + H_1}, \quad (1)$$

ahol a  $C_w$  a vízben oldott ammónia és ammónium ionok koncentrációjának összege,  $H_1$  az ammónia Henry-állandója,  $K$  az ammónia hidrolízis állandója,  $K_w$  a víz ionszorzata és  $[H^+]$  a hidrogénion koncentrációja.

Laboratóriumi mérések azonban kimutatták, hogy az ammónia oldhatóságát erősen befolyásolja, mégpedig csökkenti a vízben oldott szén-dioxid (Hales and Drewes, 1979). Az

oldhatóság csökkenése valószínűleg a szén-dioxid és az ammónia vízfázisú kémiai reakciójával képződő karbaminsav hatásának tulajdonítható, mely a vízből a légkörbe távozik, a víz számára ammónia veszteséget okozva. Így ennek figyelembe vételével az egyenlet a következő alakra módosul:

$$C(z_0) = \frac{C_w(H_1 H_2 [CO_2] Q + 1)}{H_1 H_2 P [CO_2] + (H^+) \frac{K}{K_w} H_1 + H_1}, \quad (2)$$

ahol  $P$  és  $Q$  a vízhőmérséklettől függő konstansok,  $H_2$  a szén-dioxid Henry-állandója és  $[CO_2]$  a légköri szén-dioxid koncentrációja.

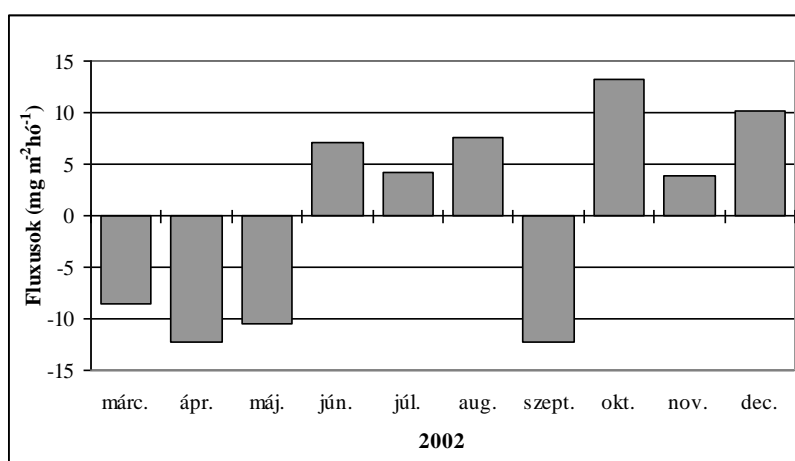
Az ammónia kicserélődésének mértékét az alábbi képlettel lehet meghatározni:

$$F = -(C(z_{ref}) - C(z_0)) \cdot \left( \frac{1}{R_a + R_b} \right), \quad (3)$$

ahol  $C(z_{ref})$  a légköri ammónia koncentráció,  $C(z_0)$  a kompenzációs pont koncentráció,  $R_a$  az aerodinamikai ellenállás és  $R_b$  a határreteg ellenállás. Az  $R_c$  a felszíni ellenállás az ammónia és sekély tavak esetében nullának vehető (Nemitz *et al.*, 2001). Az ellenállásokat és a hőáramokat az alapvető meteorológiai adatok segítségével modelleztük.

### ***Az ammónia kicserélődés meghatározása***

A kompenzációs-pont modellel meghatároztuk 2002. március és 2002. december között az ammónia kicserélődés mértékét. A havi átlagos modellezett ammónia fluxusok az 1. ábrán láthatók. 2003. január-február hónapokban a tó be volt fagyva, ekkor az ammónia fluxus értelem szerűen nulla.



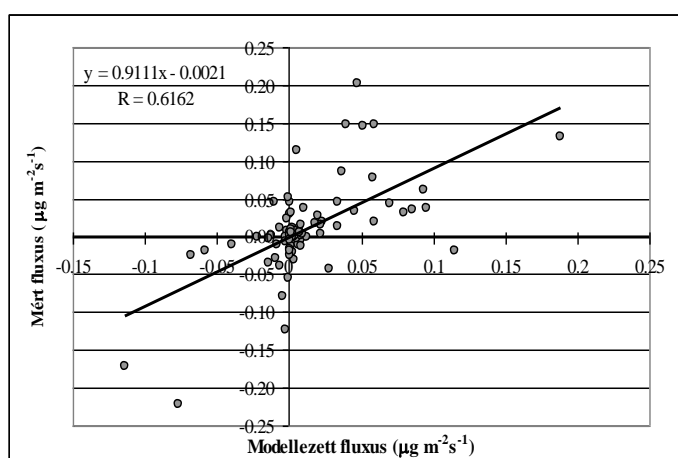
1. ábra: az ammónia átlagos havi fluxusa 2002. március és 2002. december között

A számítások szerint tavasszal és szeptemberben az ammónia havi nettó fluxusa negatív, míg a nyári hónapokban pozitív és októbertől decemberig pozitív. Ez azt jelenti, hogy a tó és a légkör között az ammónia kicserélődése egyensúly közeli állapotban van, a fluxus előjelét (pozitív: kibocsátás, negatív: ülededés) a légkör és a tó pillanatnyi  $NH_3-NH_4^+$  koncentráció viszonyai szabják meg.

## Az ammónia kicserélődés meghatározása gradiens módszerrel

A fenti modellt a gradiens módszeren alapuló ammónia kicserélődés mérésekkel validáltuk. Ez a módszer a koncentráció és a meteorológiai paraméterek profiljának, vagy gradiensének egyidejű mérésén alapul. A fluxust a szenzibilis hőáramra vonatkozó turbulens diffúziós együtthatóból és a nyomgáz koncentrációjának két szinten mért különbségéből határoztuk meg.

A kicserélődés számításához szükséges méréseket 2 expedíciós mérésorozat során végeztük el. Az első (nyári) expedíció 2002. július 12. és 26. között folyt, 3 órás mintavételi idővel. A második (őszi) expedíciót 2002. október 9. és 25. között folytattuk, amikor a mintavételi időt 6 órára állítottuk be. Az expedíciós mérések idején a nettó fluxusokat a gradiens módszerrel és az ún. kompenzációs pont modellel is meghatároztuk. A két módszer eredményeinek összehasonlítását a 2. ábrán láthatjuk.



2. ábra: A gradiens-módszerrel és kompenzációs pont modellel meghatározott ammónia fluxusok összehasonlítása

## Teljes N-mérleg

Az ammónián kívül a teljes nitrogén mérleget is meghatároztuk az adott időszakra figyelembe véve mind a száraz és nedves ülepedést is. Az eredményeket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: Teljes nitrogén mérleg a Balaton és a légkör között 2002. március és 2003. február közötti időszakra

Vegyület neve	Nedves ülepedés (mg N m <sup>-2</sup> év)	Száraz ülepedés (mg N m <sup>-2</sup> év)	Összesen (mg N m <sup>-2</sup> év)
Nitrogén-monoxid (NO)	-	<1	-
Nitrogén-dioxid (NO <sub>2</sub> )	-	25	25
Nitrát (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	811	7,7	819
Ammónium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	112	11,2	123
Ammónia (NH <sub>3</sub> )	-	-5,4	-5,4
Salétromsav (HNO <sub>3</sub> )	-	31,6	31,6
<b>Összesen (N)</b>	<b>923</b>	<b>70,1</b>	<b>993</b>



A táblázatból egyértelműen látható, hogy a nedves ülepedési forma dominál, több, mint 90%-át adja a teljes nitrogén kicserélődésnek. Az ammónia esetében mért átlagos emisszió ehhez képest elhanyagolható nagyságrendű ( $-5,4 \text{ mg N m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ ), egyensúlyihoz közeli érték. Valószínű, hogy a tó vízének egy esetleges megnövekedett nitrogén terhelése esetén a nitrogén jelentős része, egy egyensúlyra törekedő visszacsatolási folyamaton keresztül, a kompenzációs-pont koncentráció növekedése miatt, ammónia formájában a légkörbe távozik.

### ***A Balti-tenger és a légkör közti ammónia kicserélődés***

A Balti-tengeri mérések 2, egyenként egyhetes expedíciós időszakra terjedtek, 2002. szeptember 29-október 3 és 2003. május 8-15. között. Balti-tenger átlagos napi ammónia emissziója az őszi időszakban  $0,27 \text{ mg N m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ , míg májusban  $0,45 \text{ mg N m}^{-2} \text{ nap}^{-1}$ -nak adódott. Ez az érték, éves szinten  $99-164 \text{ mg N m}^{-2} \text{ év}^{-1}$ , ami a Balaton teljes légköri terheléséhez viszonyítva már nem elhanyagolható érték.

***Köszönetnyilvánítás.*** Jelen kutatásokat az OTKA T 46824-es szerződése támogatta.

### ***Irodalom***

*Hales, J.M., Drewes, D.R. (1979): Solubility of ammonia at low concentrations. Atmospheric Environment 13, 1133-1147.*

*Nemitz, E., Milford, C., Sutton, M. A. (2001): A two-layer canopy compensation point model for describing bi-directional biosphere/atmosphere exchange of ammonia. Quarterly Journal of Royal Meteorological Society 127, 815-834.*

## Tájléptékű nitrogénmérleg meghatározása mérések és a DNDC modell alapján

Machon Attila<sup>1</sup>, Horváth László<sup>2</sup>, Grosz Balázs<sup>3</sup>, Weidinger Tamás<sup>4</sup>, Pintér Krisztina<sup>1</sup>,  
Nagy Zoltán<sup>1</sup> és Tuba Zoltán<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, Növényteni és Ökofiziológiai Intézet

<sup>2</sup>Országos Meteorológiai Szolgálat

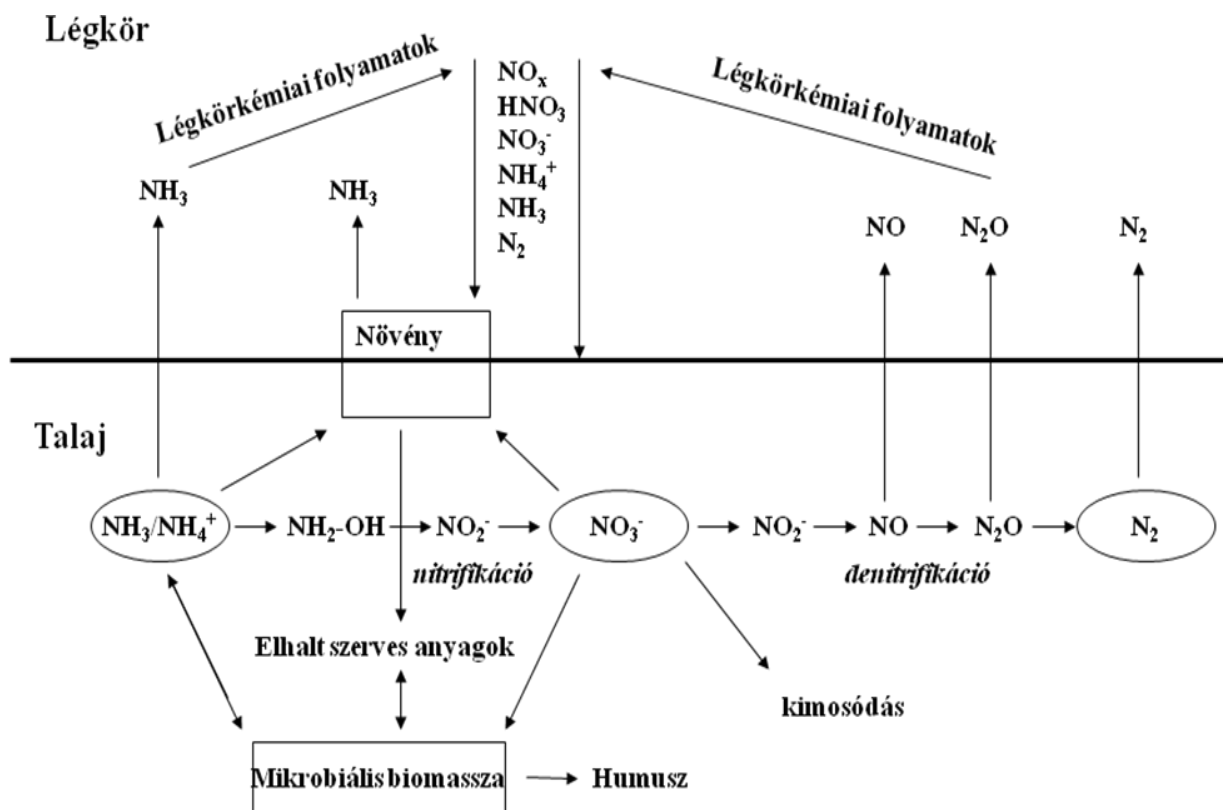
<sup>3</sup>ELTE TTK, Kémiai Intézet, Szervetlen Kémiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.

<sup>4</sup>ELTE TTK, Földrajz- és Földtudományi Intézet, Meteorológiai Tanszék  
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A.

**Összefoglalás** - A talaj – bioszféra – légkör rendszerben sokszorosan egymásba kapcsolódó ciklusok határozzák meg a nitrogén és a nitrogénvegyületek mozgását és átalakulásait. Az N-kicserélődés nyomon követéséhez, megértéséhez és leírásához nélkülözhetetlen a méréseken, modellezésen, illetve ezek összehasonlításán alapuló anyagmérleg készítése. E célból a talaj N<sub>2</sub>O és NO emisszióját statikus, illetve dinamikus kamrákkal határoztuk meg. Az ammónia és salétomsav, illetve az aeroszol részecskék fluxusát folyamatos koncentráció mérés alapján, irodalmi ülepedési sebességek segítségével számítottuk. A nedves ülepedést a csapadékvíz nitrát és ammónium tartalmából becsültük. Az NO<sub>x</sub> (NO+NO<sub>2</sub>) koncentrációkat 4 szinten mértük. Az NO<sub>x</sub> gázkomponensek fluxusának számításánál (gradiens módszer, illetve a turbulens átviteli együtthatók számításával a profil módszer) a megfelelő univerzális függvények kiválasztása mellett figyelembe vettük a NO-O<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub> triád kémiai korrekcióját is. A nitrogén talajemissziójának becsüléséhez modellszámításokat is végeztünk. Az ökológiai modellezéshez a talajtani tulajdonságokat és a mezőgazdálkodási gyakorlatot is figyelembe kellett venni. Az alkalmazott DNDC (Denitrifikációs-Dekompozíciós) modell különböző ökoszisztémák, különböző idő- és térléptékű nitrogén- és szénmérleg modellezését teszi lehetővé, akár a klímaváltozási és/vagy földhasználati scénáriók figyelembevételével is. A homoki füves felszín felett végzett egy éves mérés és modellszámítás alapján a talajemisszió 1,4 kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup>, míg és a légköri ülepedés -10,4 kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup>, vagyis a nettó fluxus -9,0 kg N ha<sup>-1</sup> év<sup>-1</sup> volt.

### Bevezetés

A gyepek ökológiai rendszerek gyakran vizsgált területek, köszönhetően annak, hogy Magyarország jelentős részét (~10%) borítják. Az eddigi kutatások főként a szén ciklusára és szénmérleg meghatározására, illetve az üvegház gázok mérésére irányultak (Nagy *et al.*, 2005 és 2007), mely a CarboEurope nemzetközi projekt részeként el is készült a vizsgált területen. Jelenlegi kutatásainkat kiterjesztettük a nitrogén ciklus (ld. 1. ábra) és mérleg meghatározására és modellezésére, mely illeszkedik a NitroEurope EU VI<sup>th</sup> IP kutatási programhoz.



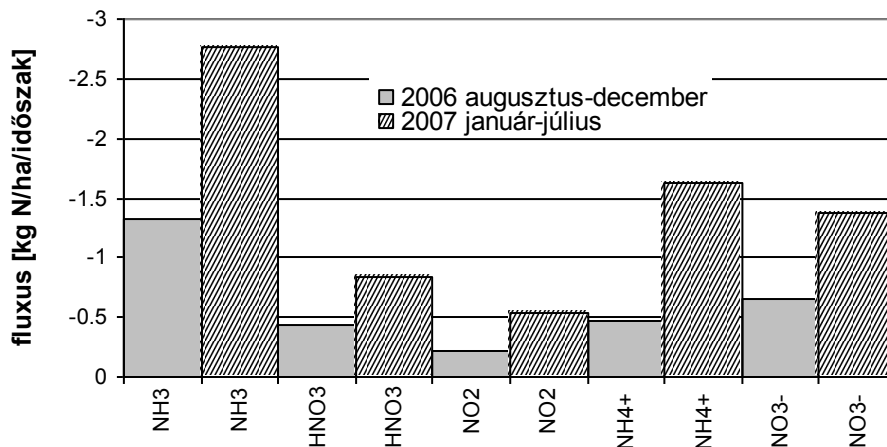
1. ábra: A N-ciklus sematikus ábrája

### Mérőhely

A természetvédelmi területen elhelyezkedő bugacpusztai mérőállomás (46,8 N, 18,9 E, 113 m) kontinentális klímahatás alatt álló (évi átlag hőmérséklet 10,5 °C, átlagos csapadék 500 mm) homoki száraz legelő (*Cynodonti Festucetum pseudovinae*), ahol a csekély számú szürke marha (0,5-0,8 ha<sup>-1</sup>) legeltetése mellett más gazdálkodási forma nem megengedett.

### N- komponensek mérése

A standard mikrometeorológiai és energiakomponensek mérése mellett 4 szinten mértük az O<sub>3</sub>, NO, NO<sub>2</sub> koncentrációját, valamint az N<sub>2</sub>O és az NO talajemisszióját statikus, illetve dinamikus kamrákkal. Az NH<sub>3</sub>, HNO<sub>3</sub> száraz, valamint a NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> száraz és nedves ülepedését az ún. *inferential* módszer alkalmazásával határoztuk meg (Horváth *et al.*, 2005). Kiegészítő mérésenként a talaj és biomasza szén és nitrogén tartalmát hetente mértük a vegetációs periódusban, mely a modellezéshez nyújtott segítséget. A 2006. augusztus és 2007. július közötti időszakban mért ülepedések a 2. ábrán láthatók.



2. ábra: A nitrogén komponensek mért fluxusai 2006. II., illetve 2007. I. felében

### *N-komponensek modellezése*

A DNDC egy biogeokémiai modell, mely a talajban lejátszódó folyamatokat szimulálja a be-  
menő meteorológiai, talajtani és gazdálkodási adatok segítségével (Li, 2000). Az ökológiai  
modell érzékenységi vizsgálatából megállapítottuk, hogy a pH, a szerves széntartalom (SOC),  
a talaj textúra, talajhőmérséklet és -nedvesség, valamint a legeltetés gyakorisága befolyásolja  
leginkább a szimulált talajfolyamatokat (nitrifikáció – denitrifikáció stb.) és ezen keresztül az  
N-gázok emisszióját. A megfelelően parametrizált modellel ~15%-kal jobb eredményeket  
kaptunk, mint parametrizálás nélkül. A modell validációjához a szimulált NO és N<sub>2</sub>O  
talajemissziókat hasonlítottuk össze a kamrás technikákkal mért talajfluxusokkal. Noha a  
DNDC néhányszor alábecsülte a kibocsátási csúcsokat, az értékek közötti eltérés nem haladta  
meg a 20%-ot. A modell jól szimulálja a hóolvadás, illetve az esőzések után bekövetkező  
mikrobiológiai folyamatok változását és ezzel összefüggésben a nyomgázok emissziós csú-  
csait. A szimulált N<sub>2</sub>O, NO, N<sub>2</sub> és NH<sub>3</sub> gázok talajfluxusai az 1. táblázatban láthatók.

### *N-mérleg*

A talajemissziók mért és szimulált értékeinek jó egyezése alapján a N-mérlegben a modelle-  
zett talajfluxusokkal számoltunk. A teljes mérleg meghatározásához a mérések mellett azért  
van szükség a modellszámításokon alapuló nyomgáz fluxusuk ismeretére, mert a talaj N<sub>2</sub> és  
NH<sub>3</sub> kibocsátását nem mérjük, illetve a hetente történő N<sub>2</sub>O fluxusméréssel az emissziós csú-  
csok nem detektálhatók, illetve nagy a mérés bizonytalansága.

1. táblázat: Fűves felszín éves (2006. augusztus- 2007. július) N-mérlege

N-forma	modellezett	mért száraz	mért nedves	összeg
	emisszió	üledés	üledés	
kg N ha <sup>-1</sup> év <sup>-1</sup>				
N <sub>2</sub> O	0.13			0.13
NO	0.75			0.75
N <sub>2</sub>	0.11			0.11
NH <sub>3</sub>	0.41	-4.1		-3.69
NO <sub>2</sub>		-0.72		-0.72
HNO <sub>3</sub>		-1.27		-1.27
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		-0.18	-1.98	-2.16
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		-0.51	-1.63	-2.14
összeg	1.40	-6.78	-3.61	<b>-8.99</b>

A környezeti hajtóerők változása nagymértékben befolyásolja az N-gáz fluxusokat az adott ökoszisztémában. A homoki fűves puszta talajára nettó 9 kg nitrogén üledett a légkörből a vizsgált periódusban. A kevés csapadék (130 mm 2006 második felében) következtében a száraz üledés aránya jelentősen megnövekedett. A szokatlanul kevés csapadéknak köszönhetően a talajban az aerob, nitrifikációs folyamatok domináltak, így a denitrifikációs folyamatokból származó N<sub>2</sub> fluxusa kicsi, illetve a N<sub>2</sub>O emissziója ötször kevesebb, mint e területen a korábban vizsgált években (2002-2004) (Flechard *et al.*, 2007). Az ammónia fluxusa kétirányú – az üledés mellett kis talaj emisszió is megfigyelhető – a talaj enyhe bázikusságának köszönhetően.

### **Következtetés**

A nitrogén talaj-légkör közti kicserélődését leginkább a klimatikus hatások befolyásolják. A legeltetés csak az NH<sub>3</sub> kibocsátását befolyásolja. Kisebb mennyiségű csapadékkal kevesebb légköri nitrogén került a szárazabb talajba a vizsgált időszakban, ez a (de)nitrifikációs folyamaton keresztül a talajból felszabaduló N-gázok arányát és mennyiségét is befolyásolta. A DNDC modellel olyan területekre és komponensekre is tudunk becslést adni, ahol korlátozott adat áll rendelkezésre, vagy nehézkes a terepi és/vagy labor mérés.

**Köszönetnyilvánítás.** Jelen kutatásokat a NitroEurope EU VI<sup>th</sup> IP, az NKFP/088/2004 és 6-00028/2005), valamint a GVOP AKF 3.1.1. 2004-05 0358/3.0 támogatta.

## **Irodalom**

- Flechar, C.R, Ambus, P., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A., van den Pol-van Dasselaar, A., Soussana, J.-F., Jones, M., Clifton-Brown, J., Raschi, A., Horvath, L., Neftel, A., Jocher, M., Ammann, C., Leidfield, J., Fuhrer, J., Calanca, P.L., Thalman, E., Pilegaard, K., Di Marco, C., Campbell, C., Nemitz, E., Hargreaves, K.J., Levy, P., Ball, B.C., Jones, S., van de Bulk, W.C.M., Groot, T., Blom, M., Domingues, R., Kasper, G., Allard, V., Ceschia, E., Cellier, P., Laville, P., Henault, C., Bizouard, F., Abdalla, M., Williams, M., Baronti, S., Berretti, F. and Grosz, B. (2007): Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 135–152.
- Li, C.S. (2000): Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 58, 259-276.
- Horváth, L., Asztalos, M., Führer, E., Mészáros, R., Weidinger, T. (2005): Measurement of ammonia exchange over grassland in the Hungarian Great Plain. *Agricultural and Forest Meteorology* 130, 282-298.
- Nagy, Z., Czóbel, Sz., Balogh, J., Horváth, L., Fóti, Sz., Pintér, K., Weidinger, T., Csintalan, Zs. and Tuba Z. (2005): Some preliminary results of the Hungarian grassland ecological research: carbon cycling and greenhouse gas balances under changing. *Cereal Res. Commun.* 33, 279-281.
- Nagy Z., Pintér K., Czóbel Sz., Balogh J., Horváth L., Fóti Sz., Barcza Z., Weidinger T., Csintalan Zs., Dinh N.Q., Grosz B., Tuba Z. (2007): The carbon budget of semi-arid grassland in a wet and a dry year in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 21–29