AZ ATOMENERGIA- ÉS MAGKUTATÁS ÚJABB EREDMÉNYEI

Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében

Szerkesztette

BERÉNYI DÉNES

Akadémiai Kiadó, Budapest

Az atomenergia- és magkutatás újabb eredményei 5.

Szerkeszti

Koltay Ede

Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében

Szerkesztette

Berényi Dénes

Igen aktuális témáról szól a könyv: az emberi környezet kutatásáról és védelméről. Ennek a kérdéskörnek a Magyar Tudományos Akadémia Matematikai és Fizikai Tudományok Osztálya hat másik természettudományi-műszaki jellegű osztállyal közreműködésben külön ülésszakot szentelt 1984-ben. Ennek anyaga kerül közlésre ebben a kötetben. A tanulmányok igen széles körben foglalkoznak az ipari, a mezőgazdasági eredetű és a modern életmód okozta levegő-, víz- és talajszennyezés kérdéseivel. A szerzők új szempontból közelítik meg ezeket a problémákat; a fizika, a fizika műszereinek és módszereinek, megközelítési módjának szerepét mutatják be a szóban forgó területeken.

Akadémiai Kiadó · Budapest

Az atomenergia- és magkutatás
újabb eredményei
5

Az atomenergia- és magkutatás újabb eredményei

5. kötet

Szerkeszti

KOLTAY EDE

A szerkesztőbizottság tagjai

Berényi Dénes, Csikai Gyula, Csom Gyula, Gyimesi Zoltán, Keszthelyi Lajos, Korecz László, Dörnyeiné Németh Judit, Pócs Lajos, Szathmári Zoltán, Szabó Ferenc, Veres Árpád

Akadémiai Kiadó · Budapest 1987

Az atomenergia- és magkutatás újabb eredményei

5

Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében

Szerkesztette

Berényi Dénes

Akadémiai Kiadó · Budapest 1987

ISBN 963 05 4297 8

© Akadémiai Kiadó, Budapest 1987

Printed in Hungary

Tartalom

Előszó 9

Bevezető megjegyzések 11

Berényi Dénes
Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében 13

Korreferátumok 31
(Jakucs Pál, Korányi György, Lévai András, Pungor Ernő)

Vizsgálatok a levegő szennyezettségére vonatkozólag 51

Szabó Gábor—Bor Zsolt—Rácz Béla—Ketskeméty István
Excimer lézerek felhasználása a környezetkutatási célú távérzékelésben 53

Szabó Gyula—Borbélyné Kiss Ildikó—Koltay Ede—Mészáros Ágnes—László Sándor
Protonindukált röntgenemissziós módszer (PIXE) alkalmazása légköri aeroszolok vizsgálatára 62

Csongor Éva
A légkör antropogén radioaktív környezetszennyezése 72

Bencze Pál
A levegőszennyezés és a légköri elektromosság összefüggései 86

Richter Péter—Péczeli Imre—Engard Ferenc—Lőrincz Emőke
Lézeres levegőszennyezés-mérés 95

Bede Gábor
Magas kéményeken kibocsátott vegyi és fizikai szennyeződések 103

Oláh Károly—Pálmai György—Noszticzius Zoltán
Lángdetektorok a környezetvédelemben 109

Az energiatermeléssel kapcsolatos környezetszennyezés vizsgálata 119

Andrási Andor—Németh István—Zombori Péter—Germán Endre—Kemenes László
Helyszíni dózisintenzitás-mérés a paksi atomerőmű környezetében 121

Kövér László—Tóth József
Erőművek által kibocsátott levegőszennyezők vizsgálata ESCA módszerrel 135

Deme Sándor—Fehér István—Rövid Márton—Rónaky József
A paksi atomerőmű folyamatos üzemű környezet-ellenőrző rendszere 149

Az ipari és mezőgazdasági termelés környezetszennyezése 159

Várkonyi Zoltán—Mészáros Mária
Szennyezett öntözővizek hatása a termesztett növényekre 161

Ujhidy Aurél—Berkes Rudolf—Szabó Péterné
Filmbepárló néhány környezetvédelmi alkalmazása 173

Kis-Varga Miklós—Bacsó József—Szalay Sándor—Kovács Pál—Medve Ferenc—Szeili József—Cziczó Tibor
Környezeti szennyezők vizsgálata röntgenemissziós spektroszkópiai módszerrel 185

Szepesy László—Lakszner Katalin—Vida László—Ackermann László—Podmaniczky László
Vizi környezetben előforduló szerves mikroszennyezők vizsgálata kombinált kromatográfiás módszerekkel 200

Menyhárt Józsefné—Baticz Sándor—Rátkai György—Monostori Endre
Új típusú szűrőberendezések kifejlesztése az MTA Műszaki Kémiai Kutató Intézetében 215

Balla László—Henszelmann István—Sisak Csaba
Portalanítás és oldószergőz-visszanyerés fluidizációs berendezéseknél 226

Ormós Zoltán
A granulálás és bevonás szerepe a környezetvédelemben 235

Holló János—Czakó Lajos—Miháltz Pál—Tóth Jenő
Oxigénbevitel, flokuláció, koaguláció és fázisszétválasztás műszaki-gazdasági kérdései a szennyvíztisztításban 244

Szász Gábor
A spektrális reflexió alkalmazása a növényállományokra vonatkozó információs rendszer bővítésére 256

Sujbert László
Nehézfémek (Cd, Hg) mozgékonyságának vizsgálata talajmodellben tenzidek hatására 267

Huszár István
Növények szilárdsági kérdései 278

Paripás Béla—Takács Sándor—Somogyi György—Hunyadi Ilona—Nikl István
A radon és bomlástermékeinek mérése lakószobákban nyomdetektoros technikával 292

Dákay Mária—Tapfer Dezső—Vedres István
Zajszintmérések a budapesti metró vonalain 307

Rontó Györgyi—Gáspár Sándor—Tarján Imre
Eljárás vegyszerek mutagén aktivitásának kvantitatív minősítésére 314

Bíró Tamás—Kozák Kristóf—Golder Ferenc
A bioszféra tríciumszennyezettségének mérése 323

Előszó*

Környezetünk alapos megismerése és gondos védelme korunk problémája. Aktualitása hirtelen merült föl, és jelentősége növekedőben van. Az idei akadémiai közgyűléshez kapcsolódó tudományos programnak is közvetlenül vagy közvetve egyik fő motívuma. A Föld- és Bányászati Tudományok Osztálya pl. az ásványi nyersanyagfelhasználás és a környezet kapcsolatáról hirdetett meg egész napos ülést. A Matematikai és Fizikai Tudományok Osztálya pedig valamennyi természettudományi osztály részvételével kétrészes előadássorozatot szervezett (május 8-án és 30-án), amellyel a fizikai módszerek jelentőségére kívánja a figyelmet felhívni.

Kevés olyan program volt a tudomány történetében, amely jelentőségében felülmúlná vagy akár csak megközelítené a környezetkutatást és -védelmet. Fő céljai: az egészség, az emberi élet, az emberiség számára fontos élő rendszerek (a növény- és az állatvilág), a természeti környezet fenntartása, az életminőség általános javítása.

Eddig a környezetvédelem lényegében a problémákra való reagálásból állt. Ma már általános az a felismerés, hogy hatásosabb és kevésbé költséges lenne a megelőzés, szemben a „gyógyító" beavatkozással. Ez azonban feltételezi, hogy elég mélyen ismerjük a környezetet befolyásoló fizikai, kémiai, biológiai stb. tényezőket,

* Az itt közölt előszó az MTA 1984. évi közgyűléséhez kapcsolódó „Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében" című tudományos ülés első részének elnöki megnyitójaként hangzott el május 8-án.

illetve veszélyeket, és azokat idejekorán számba is tudjuk venni. Ebben áll a tudományos program lényege. A környezetvédelem azonban rendkívül komplex kérdés. A környezetvédelmi célok ui. szorosan kapcsolódnak a nagy gazdasági programokhoz, a mezőgazdaság, az ipar, az energiagazdálkodás, a nyersanyagfeltárás alapvető kérdéseihez. A környezetvédelem tehát ma nemcsak tudomány, hanem politika is. Sőt, olyan tudomány és olyan politika, amely nem ismer sem tudományági korlátokat, sem országhatárokat.

Előadássorozatunk — mint címe is jelzi — egy részproblémával foglalkozik, amely a környezetet befolyásoló tényezők számbavételével, a számbavétel lehetőségeivel kapcsolatos.

Tarján Imre
az MTA Matematikai és Fizikai
Osztályának elnöke

Bevezető megjegyzések

Az emberi környezet kutatását és védelmét — ezt az érdeklődés előterében álló kérdést — különböző szempontokból lehet megközelíteni, és a különböző közelítések adott esetben nagyon is jogosultak lehetnek. Lehet a környezetkutatást és -védelmet szigorúan biológiai kérdésként kezelni, de van amikor az orvosi, a szociológiai, a jogi vagy éppen a technológiai szempontok kerülnek előtérbe.

A fizika szempontjából történő közelítésnek vannak elvi szempontjai is — gondoljunk csak az ökológiai rendszerek anyag- és energiaforgalmi vagy stabilitási kérdéseire —, de kétségtelen, hogy a fizika szerepe a környezetkutatásban és -védelemben jelenleg mindenekelőtt a mennyiségi, mérhetőségi oldal hangsúlyozását jelenti.

Az emberi környezet kutatása és védelme igen komplex feladat, de nem lehet kétséges, hogy megbízható mérési módszerek és ennek megfelelő műszerek, továbbá — ami a legfontosabb — ezek segítségével meghatározott megfelelő pontosságú és megbízható mérési adatok nélkül még csak a környezetszennyezettség tényét, illetve fokát sem lehet megállapítani, nemhogy a környezetvédelmi intézkedések hatékonyságát ellenőrizni.

Az itt közreadott kötet egy tudományos ülés előadásait tartalmazza. A szóban forgó ülést az Akadémia Matematikai és Fizikai Tudományok Osztálya kezdeményezte, és hat másik osztály (Agrártudományok Osztálya, Orvosi Tudományok Osztálya, Műszaki Tudományok Osztálya, Kémiai Tudományok Osztálya,

Biológiai Tudományok Osztálya, Föld- és Bányászati Tudományok Osztálya) közreműködésével az 1984. évi MTA Közgyűléshez kapcsolódva rendezte meg. Meglehetősen ritka eset Akadémiánk történetében, hogy az összes, szám szerint hét természettudományi osztály együttesen rendezzen tudományos ülést. Hogy ezúttal így történt, az nemcsak a környezetkutatás és -védelem inter- és multidiszciplináris jellegét bizonyítja, de ugyanakkor jelzi a tudományfejlődés tendenciáit is.

Ami magukat az előadásokat, illetve azok tárgyát illeti, a közös bennük a megközelítés természete és a mérések-kutatások konkrét módszertana, amely minden esetben a fizikán, a fizikai elveken és eredményeken alapul. A bevezető előadáson és a négy korreferátumon kívül összesen 28 munka került bemutatásra az ülésszakon, ezek legnagyobb részét ebben a kötetben közreadjuk. A közreadott dolgozatokat bizonyos önkényességgel, de azért elég jól indokolhatóan három csoportra osztottuk, éspedig: a légkör vizsgálata, erőművek környezeti problémái és ipari-mezőgazdasági termeléssel kapcsolatos környezetvédelmi problémák. Természetesen a szóban forgó témakörök között több-kevesebb átfedés van, és előfordul, hogy egyik vagy másik cikk közülük kettőbe vagy háromba is beleillett volna. Másrészt a témakörök elhatárolását is egészen más szempontok szerint is el lehetett volna végezni (pl. a levegőszennyezéssel kapcsolatos több cikk is kerülhetett volna az erőművek környezeti problémái közé, vagy az erőművek szennyezését is lehetne az ipari termelés környezetszennyezési problémái közé sorolni stb.). Mégis, a cikkek jelenlegi csoportosítása is minden bizonnyal segíti a tájékozódást az anyagban.

A tudományos ülés megrendezésével és a kötet közreadásával — éppen e sorozat keretében — a hazai környezetkutatás és -védelem ügyét és ezen túlmenően a különböző tudományágak problematikájának kölcsönös megértését és együttműködését akartuk előmozdítani.

Berényi Dénes
a kötet szerkesztője

Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében*

Berényi Dénes,

MTA Atommag Kutató Intézete, Debrecen

1. Bevezetés

Az emberi környezet átfogó tudományos vizsgálata és tudatos védelme ma az érdeklődés előterében áll. Múltja viszont meglepően rövid. Konkrét előzményei alig régebbiek, mint 15, maximum 20 év. Az 1972 júniusában Stockholmban tartott „Az emberi környezet védelme" című ENSZ világkonferencia adott az ez irányú erőfeszítéseknek világszerte nagy lendületet. Ennek ajánlása alapján került sor az ENSZ Környezeti Programjának (UNEP) létrehozására.

A környezetkutatás és védelem nagyon sokrétű és szerteágazó feladat, amelyben nemcsak a legkülönbözőbb természettudományágaknak, de a közgazdaságnak és a jognak és nem kevésbé a politikai megközelítésnek is nagy szerepe van [1—3]. Az is kétségtelen azonban, hogy a fizikának, a fizikai törvényeknek, módszereknek és műszereknek igen fontos, nemegyszer döntő szerepe van a különböző környezetkutatási és -védelmi feladatok megoldásában [4].

Ismeretes az is, hogy az energiatermeléssel kapcsolatos nukleáris biztonságtechnika és környezetvédelem mintegy „katalizátorként" hatott és hat nemcsak az energiatermelés más ágaira, de az ipar, sőt a mai élet szinte minden területére a környezetvédedem vonatkozásában.

Hadd idézzek ezzel kapcsolatban két megállapítást. Egyiket a „Nukleáris reaktorbiztonság" című összefoglaló tanulmányból [5],

* Bevezető előadás a megfelelő akadémiai ülésszakon, amelynek címe megegyezik az ülésszak címével.

a másikat a bécsi Nemzetközi Atomenergia Ügynökség egyik kiadványából [6]. „Mivel ez (ti. a nukleáris energia ipar) új iparág, és talán a közvélemény tájékozatlansága miatt a sugárveszélyt illetően, az atomerőműveknél megkövetelt biztonsági nívó sokkal magasabb, mint más mesterséges veszélyeknél. . .; a nukleáris területen kifejlesztett módszerek alkalmazása más iparágakra nagyobb biztonságot eredményezhet viszonylag alacsony áron." „Ellentétben a más környezetszennyező anyagokkal kapcsolatos helyzethez ez (ti. amit a környezet radioaktivitásának ellenőrzésével kapcsolatosan elértünk) nagyon fejlett állapotban van. Annál meglepőbb ezért, hogy a radioaktivitásra oly sikeresen alkalmazott módszereket — úgy látszik — ignorálják a más környezetszennyezők esetében folytatott küzdelemben."

2. A környezetkutatás és -védelem főirányai, amelyekben a fizikának fontos szerepe van

A környezetkutatás és -védelem tipikusan inter- és multidiszciplináris feladat és erőfeszítés. Enélkül eredmény nem remélhető. A fizikának (az atomenergetikával kapcsolatos) a bevezetésben már említett ösztönző szerepén kívül három fontos irányban van és lehet a jövőben is alapvető szerepe. Ez a három irány a következő:

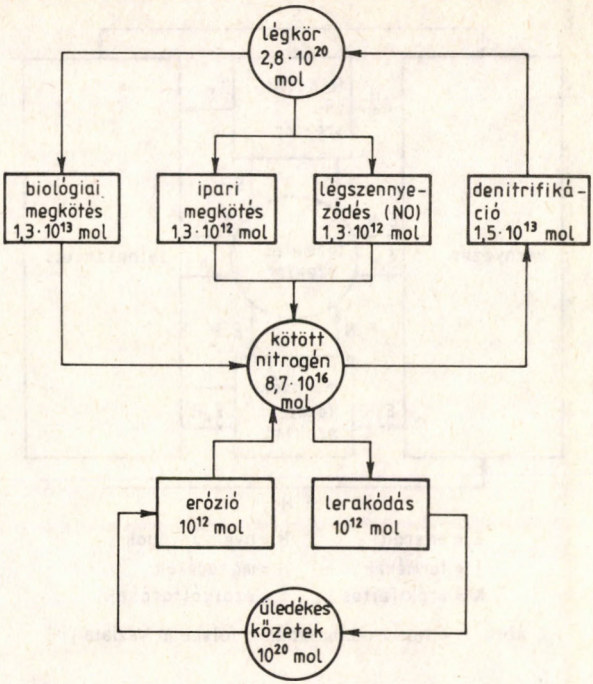
— az ökoszisztémák energia- és anyagcseréjének nyomon követése,

— energia- és anyagtakarékos, hulladékhasznosító technológiák felderítése és

— konkrét környezetvédelmi feladatok megoldása: a levegő, víz stb. szennyezettségének mérése.

Az első kettővel csak rövidebben, az utóbbival kissé részletesebben kívánok foglalkozni.

Termodinamikailag nyílt biológiai rendszerekből, ún. ökoszisztémákból tevődik össze környezetünk [7]. Ezen ökoszisztémák energia- és anyagcseréjének megismerése alapvető kutatási probléma, amelyben a fizikai megközelítésnek és módszereknek nagy a szerepe. Itt azonban nemcsak megfelelő fizikai műszerek és kísérleti módszerek (pl. stabil és radioaktív nyomjelzés) alkalmazására kell

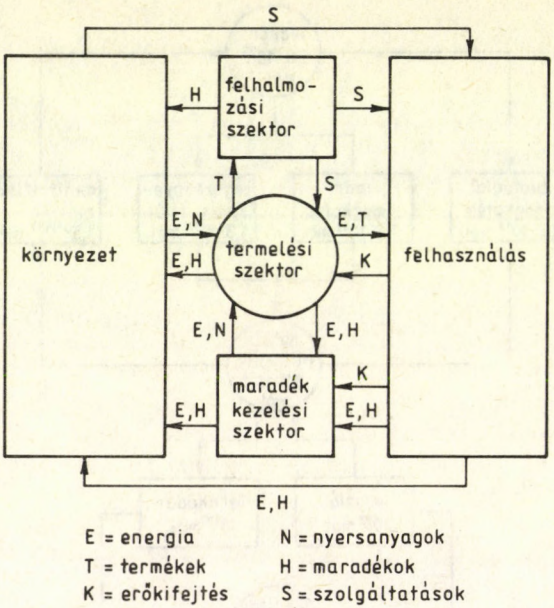


1. ábra. Nitrogén-körforgalom vázlata a légkör—földfelület—földkéreg ökorendszerben [8]

gondolni, hanem például az ökoszisztémák stabilitásának, entrópiájának stb. elvi vizsgálatára is [7].

Ezen a téren kétségkívül csak a kezdetén tart még a kutatás, és igen sok a teendő. Példaképpen egy nagy vonalakban tisztázott anyagcsere-folyamatra a nitrogén körforgalmát említjük a természetben, pontosabban a légkör—földfelület—földkéreg ökoszisztémában [8]. Itt a légszennyeződést (lásd a megfelelő téglalapot) a belső égésű motorokban az energiatermelés során keletkező nitrogén-monoxid okozza (1. ábra).

A másik főirányban, ahol sokat várhatunk a fizikától, nevezetesen az energia- és anyagtakarékos, továbbá a kis hulladékú és hulladéknélküli technológiák, hulladékhasznosítási eljárások meg-



2. ábra. A termelési-felhasználási folyamat vázlata [9]

valósításában, szintén igen sok a megoldandó feladat, és a munkának jószerivel még csak a kezdetén tartunk. Egy-egy ilyen eljárás bevezetésének azonban nemcsak fizikai, tudományos, de gazdasági akadályai is lehetnek. A 2. ábrán bemutatjuk az Economic Bulletin for Europe cikke nyomán az energia- és anyagáramlást a termelési-felhasználási folyamatban [9].

Megemlítjük itt még példaként a szabályozott termonukleáris (fúziós) energiatermelésre vonatkozó kutatásokat, amelyektől azt várjuk, hogy az emberiség energiaigényeit nemcsak beláthatatlan időre fedezni tudják, de az eddigi energiatermelési eljárásoknál lényegesen kevésbé szennyezik a környezetet is. Egy másik jelentős — bár az előzővel nem összemérhető jelentőségű — technológiai kutatás e téren pl. a hígtrágyák elektrongyorsítókkal történő semlegesítése.

A következőkben külön fejezetben, kissé részletesebben foglalkozom a fizikai mérési módszerek alkalmazásával konkrét, időszerű környezetvédelmi feladatok megoldásában.

3. Fizikai mérési módszerek környezetvédelmi feladatok megoldásában

Környezetünk szennyezettségének vizsgálatánál rendkívül fontos, hogy ne elégedjünk meg kvalitatív megállapításokkal, hanem minél megbízhatóbban mérjük a szennyezettség mértékét, és ezeket a méréseket — megfelelő mérési módszereket alkalmazva — térben és időben kiterjesszük, azaz derítsük fel a szennyezés forrását, térbeli terjedését és szétszóródását, továbbá kövessük nyomon terjedési sebességét, időbeli eloszlását.

Ehhez pedig kétségkívül szükség van a modern fizika széles és állandóan fejlődő anyagvizsgálati eszköztárának alkalmazására, a röntgenspektroszkópiai módszerektől a tömegspektrometriáig és az NMR-től az aktivációs analízisig, a konkrét környezetvédelmi igényeknek megfelelően.

E helyen természetesen nincs lehetőség arra, hogy akár csak a legfontosabb jelenlegi környezetvédelmi feladatokon végigmenjünk, és az ott alkalmazott valamennyi fizikai módszert ismertessük és értékeljük. Ennek az ülésszaknak a keretében a konkrét eredmények ismertetése során a kis előadásokban számos területről kapunk információt, a vízvédelemtől a zajszennyezésig és a kemikáliák mutagén hatásától a lézeres levegőszennyezés-mérésig.

A továbbiakban azt az utat követem, hogy a legfontosabb, legaktuálisabb környezetvédelmi feladatok közül kiválasztottam néhányat, és azokra egy kissé részletesebben kitérek, főleg ami velük kapcsolatban a fizikai módszerek szerepét illeti, ahol csak erre mód van konkrét hazai példákra is hivatkozva (lásd pl. [4] és [16]).

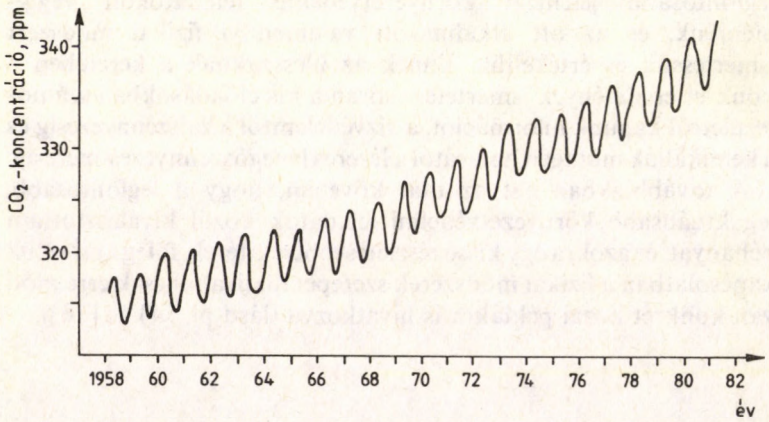
3.1 A levegő

A levegő tisztaságának védelme és vizsgálata kétségtelenül az érdeklődés előterében áll világszerte, de különösen a fejlett országokban. Figyelemre méltó például, hogy a teljes globális antropogén levegőszennyezés több mint kétharmada a közös piac országaiból ered [10]. Meg kell itt említenünk azonban, hogy a levegőszennyezés nemcsak ipari, mesterséges eredetű, ahhoz vulkánkitörések, a szél munkája, a természetes radioaktív szennyezés stb. is hozzájárulnak.

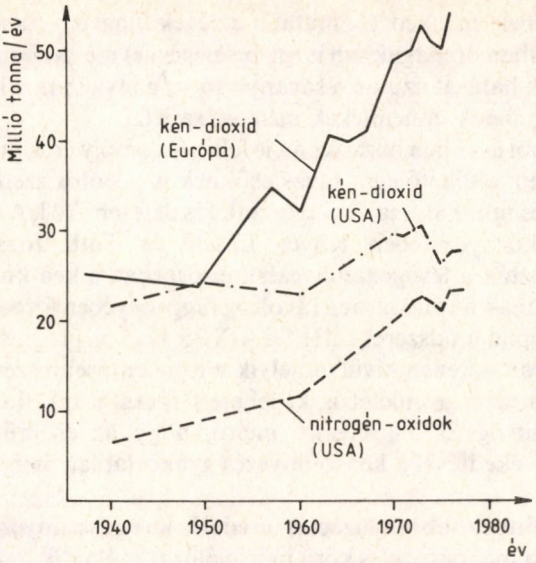
A levegőszennyezéssel kapcsolatos legfontosabb problémák a következők:

— a szén-dioxid felhalmozódása a légkörben,
— az ózon lebomlása a sztratoszférában,
— a savas esők,
— a radioaktív szennyezések,
— egyéb civilizációs eredetű szennyezések.

Az első kettőről nem kívánok részletesebben szólni. Jól ismeretes, hogy a fosszilis tüzelőanyagok felhasználása miatt a szén-dioxid légköri felhalmozódásával és annak állandó növekedtével (lásd a 3.



3. ábra. A légkör CO_2-szennyezettségének növekedése 1958-tól, Hawaiiban mérve [11]



4. ábra. Kén- és nitrogén-oxidok emissziója az évek függvényében [12]

ábrát) nő a Föld felszínén az ún. „melegházi effektus" veszélye, az ózon lebomlása pedig, amelyet az emberi tevékenység során a légkörbe juttatott gázok (pl. különféle „spray"-kből) okoznak, csökkenti a sztratoszféra ultraibolya-szűrését a Nap felől érkező sugárzásokra, és így több ultraibolya fény jut a Föld felszínére, amely különféle káros biológiai következménnyel járhat. Természetszerűleg e szennyezések nyomon követésénél is fontos szerep jut a különféle fizikai módszereknek (pl. a spektroszkópia megfelelő változatai).

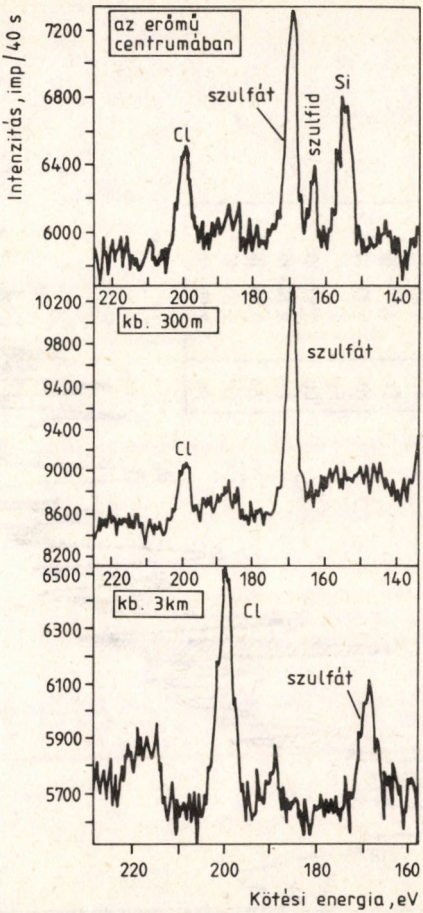
Amivel kissé részletesebben fogok foglalkozni, az a savas esők kérdése. Globális problémáról van szó, de a kérdés legélesebben a fejlett ipari országokban és környezetükben vetődik fel. Elsősorban a fosszilis tüzelőanyagokkal működtetett erőművekből, ipari üzemekből, gépkocsiforgalomból eredő kén- és nitrogén-oxidokról van szó, amelyek a légkörben azután kénsavvá és salétromsavvá alakulnak. A 4. ábra a légkörbe jutó kén- és nitrogén-oxidok

mennyiségének emelkedését mutatja az évek függvényében. Ezek a gázok különben önmagukban is (pl. belélegezve) mérgező hatásúak. A savas esők hatását azután a savanyodó vizű tavakban a halak, az erdők, az épületek, műemlékek pusztulása jelzi.

A legutóbbi években hazánkban is fellépő komoly erdőpusztulással, amelyben feltehetőleg a savas esőknek is jelentős szerepe van, Jakucs Pál és munkatársai foglalkoztak részletesen [13]. A Gagarin Hőerőmű környezetében Kövér László és Tóth József [14] tanulmányozták a levegőszennyezést, elsősorban a kén különböző módosulatainak a változását a távolság függvényében fotoelektronspektroszkópiai módszerekkel (ESCA-XPS; lásd pl. [15]). A minták spektrumában a kénen kívül (amelyik a legjelentősebb szennyezés) számos más elem jelenlétét is ki lehetett mutatni (pl. fluor, klór, szilícium, nitrogén). Figyelemre méltó, hogy az erőműtől való távolság növekedtével a kénszennyezés gyakorlatilag nem csökken (5. ábra).

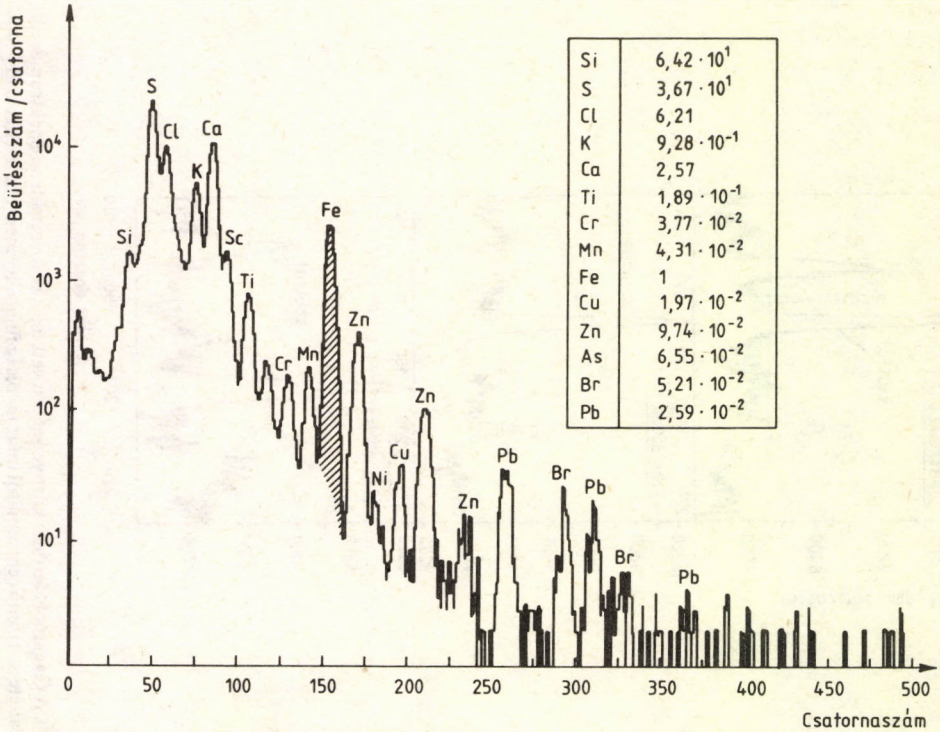
A legkülönbözőbb civilizációs eredetű levegőszennyezések regisztrálására ma már széles körű mérőhálózat működik hazánkban az Országos Közegészségügyi Intézet szervezésében [17]. Mégis külön figyelmet érdemel az a vizsgálatsorozat, amelyet meteorológusok és fizikusok közösen folytattak hazai aeroszolminták elemi összetételének meghatározására az ún. PIXE módszerrel (nukleáris gyorsítóban töltött részecske nyalábbal besugárzott mintából kilépő röntgensugárzás analízise [18]). Egy tipikus spektrumot mutat a 6. ábra, az 1. táblázat pedig az eredményeket más hasonló adatokkal összehasonlításban mutatja. Felhívom a figyelmet pl. az ólom- és a kobaltszennyezés összehasonlítására, a különböző mérési állomásokon.

A gépkocsiforgalom hatását a környezet ólomszennyezettségére hazánkban XRFA módszerrel (a mintát röntgensugárzással besugározva, a kilépő egyes elemekre jellemző ún. karakterisztikus röntgensugárzás analíziséből) kapjuk a minta elemi összetételére az információt (lásd részletesebben [21]-ben). A 2. táblázat mutatja az angol perje felületén Debrecenben és Budapesten mért ólommennyiségeket. Az erdőben mért kontrollhoz képest másfél nagyságrenddel nagyobb érték is előfordul [22].



5. ábra. A Gagarin Hőerőmű környezetében vett minták fotoelektron-spektrumának egy részlete az erőmű centrumától mért távolság függvényében (részleteket lásd [14]-ben)

A légkör radioaktív szennyezettsége megfelelő módszerekkel sokoldalúan és megbízhatóan mérhető. Ez az a terület, amelyik környezetvédelmi szemponból a legkevésbé adhat aggodalomra



6. ábra. Aeroszol minta PIXE módszerrel (lásd a szöveget) felvett spektruma [18]. Az ábrán az adatok az egyes elemek vasra vonatkoztatott relatív koncentrációját adják meg

1. táblázat. Néhány elem koncentrációja a levegőben a Föld különböző helyein mérve, ng/m^3-ben

Elem	Magyarország K-puszta[1] [19]	Norvégia [20]	Belgium [20]	Déli-sark [20]
Al	680,5	43,0	1070,0	0,57
Cl	40,5	294,0	3470,0	—
Fe	365,5	51,0	1990,0	0,84
Co	3,0	—	2,0	$0{,}84 \cdot 10^{-3}$
As	11,4	1,9	15,0	—
Pb	55,6	5,6	700,0	0,63

[1] Mérőhely Kecskemét közelében.

2. táblázat. Ólomkoncentráció ppm-ben angol perje felületén különböző gépjárműforgalmú pontokon (22)

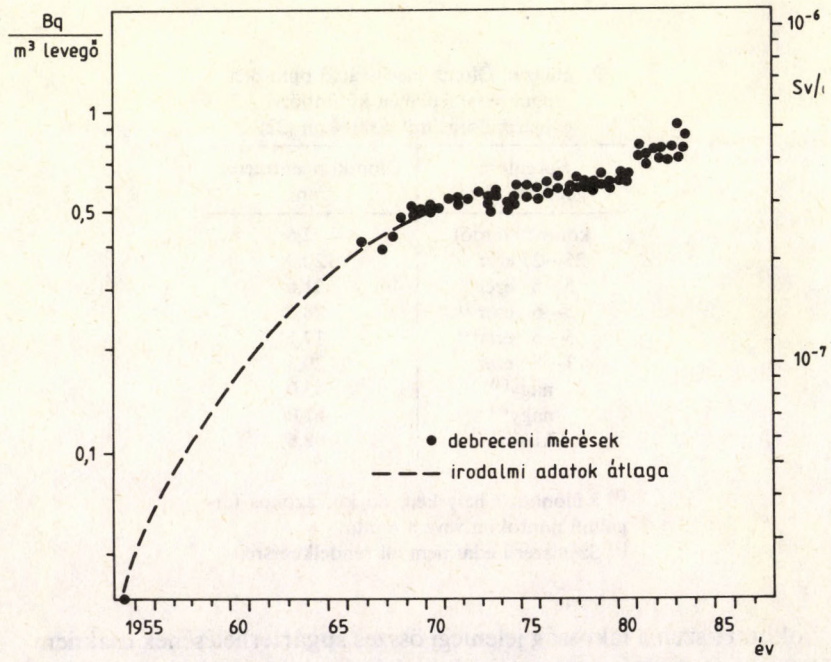
Forgalom, gépjármű/nap	Ólomkoncentráció, ppm
kontroll (erdő)	2,6
25—27 ezer	120,0
5—6 ezer[1]	31,6
5—6 ezer[1]	28,0
5—6 ezer[1]	17,1
7—8 ezer	20,5
nagy[2]	63,0
nagy[2]	61,0
kicsi[2]	8,6

[1] Különböző helyeken, de kb. azonos forgalmú pontokon véve a mintát.
[2] Számszerű adat nem áll rendelkezésre.

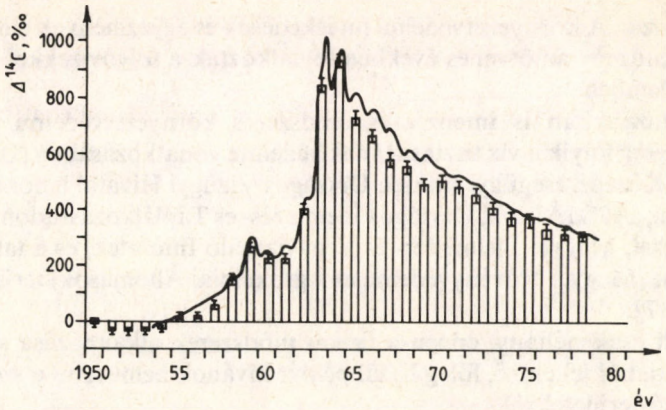
okot. Hiszen a lakosság jelenlegi összes sugárterhelésének csaknem egésze a természetes radioaktív háttérsugárzástól és az orvosi diagnosztikai és terápiás módszerek (főleg röntgen) alkalmazásától ered. Az atomerőművektől eredő hányad jóval 1% alatt van [23].

Részletes vizsgálatok mutatják pl., hogy egy szénerőmű radioaktív légszennyezésétől eredő lakossági sugárterhelés csak kedvező esetben akkora, mint egy hasonló kapacitású atomerőműnél (ti. a szén mindig tartalmaz kis mennyiségű uránt és tóriumot). Kedvezőtlen esetben, ha nagy a szén urán- és tóriumtartalma, ilyen szempontból a szénerőmű többszörösen, sőt még több százszorosan is környezetszennyezőbb lehet, mint az atomerőmű [24].

Hazánkban a levegő radioaktivitására vonatkozóan számos vizsgálat történt. Itt két eredményt szeretnék röviden megemlíteni. Az egyik a légkör ^{85}Kr-szennyezettségének mérése cseppfolyósítást és belső mintával üzemeltetett GM-számlálót alkalmazva. Ez a radioaktív izotóp a fűtőelemek ún. reprocesszálásánál jut a



7. ábra. A légkör ^{85}Kr-koncentrációjának változása az évek függvényében hazánkban [25], [26]



8. ábra. A fák évgyűrűiben hazánkban mért ^{14}C-radioaktivitás és a légkör relatív ^{14}C-tartalma az Északi Félgömbön (folytonos görbe) [28], [29]

légkörbe, az atomerőművek üzemszerű működésénél azonban nem. A 7. ábra mutatja a légkör ^{85}Kr-koncentrációjának alakulását hazánkban, amely jól egyezik a világon máshol, összesen néhány laboratóriumban, mért adatokkal [25] [26].

Egy másik hazai vizsgálat a fák évgyűrűiben mérte a ^{14}C-koncentrációt a szokásos ^{14}C-meghatározási technikával (amelyet pl. régészeti kormeghatározásnál is alkalmaznak [27]). A természetes háttér feletti ^{14}C-aktivitás itt döntő mértékben az atombomba-kísérletektől ered, az atomerőművek hozzájárulása ehhez képest elhanyagolható. A 8. ábra mutatja, hogy a magyarországi fák évgyűrűiben mért ^{14}C-aktivitás az évek függvényében úgy változik, mint a légkör relatív ^{14}C-tartalma az Északi Félgömbön [28], [29].

3.2 Talaj, víz, élelmiszerek

A továbbiakban még néhány fontos és egymással is (valamint a levegő szennyezettségével is) szoros kapcsolatban álló környezetvédelmi terület problematikájára térnék ki röviden.

A folyóvizek, az óceánok, a talajvíz és az ivóvíz tisztaságának védelme, illetve szennyezettségének vizsgálata — kétségkívül — a környezetvédelmi feladatokon belül is a legfontosabbak közé

tartozik. A környezetvédelmi intézkedések és egyezmények előfutáraként már az ötvenes években foglalkoztak a folyóvizekkel ilyen értelemben.

Hazánkban is intenzív és rendszeres környezetvédelmi tevékenység folyik a víz tisztaságának védelme vonatkozásában (Országos Közegészségügyi Intézet, Országos Vízügyi Hivatal laboratóriumai, a KÖJÁL-ok, Országos Élelmezés- és Táplálkozástudományi Intézet, Megyei Élelmiszer- és Vegyvizsgáló Intézetek) és a talajhigiéne (Megyei Növényvédelmi és Agrokémiai Állomások) területén is [17].

Itt csak néhány, éppen a fizikai módszerek alkalmazása szempontjából jellemző, főleg hazai példát kívánok bemutatni a szóban forgó területekről.

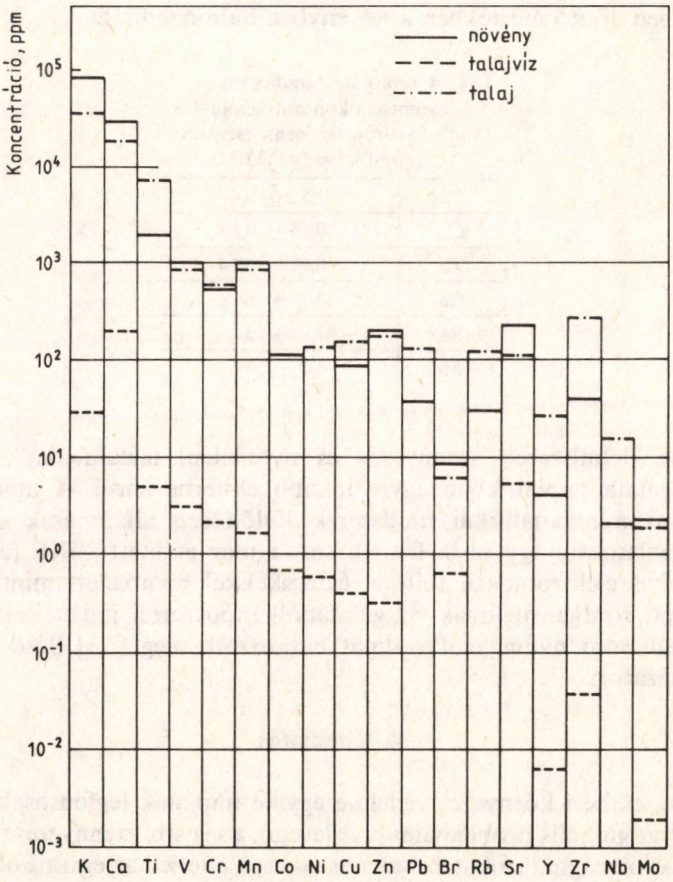
A fentebb már említett XRFA (röntgenfluoreszcencia-analitikai) módszert alkalmazták városi vízvezetékek vas-mangán oxid-

3. táblázat. Vízvezeték-hálózat mangán—vas oxid—hidroxid csapadékának Pb, Co, Zn, As, Mo, Hg tartalma ppm-ben (30)

Mintavétel helye		Pb	Co	Zn	As	Mo	Hg
Debreceni Vízmű	I. telep szűrőjéből	X	X	492	900	X	—
	II. telep szűrőjéből	X	X	X	1100	X	—
	III. telep szűrőjéből	X	X	X	800	X	—
Pécsi hálózatból		150	X	2062	112	20	90
Győri szűrőből		—	X	—	91	20	—
Pápa	Gyarmati vt. szűrőből	190	X	586	—	—	—
	Szerecsényi vt. szűrőből	83	X	620	36	X	278
Debreceni Vízvezeték-hálózati üledék 2 különböző helyről		$3{,}7 \cdot 10^4$ $3{,}1 \cdot 10^4$	27 X	$2{,}3 \cdot 10^4$ $2{,}0 \cdot 10^4$	3247 X	X 23	— —

X meghatározás nem történt
— nincs kimutatható mennyiség

hidroxid csapadékának vizsgálatára [30]. Mint a 3. táblázat mutatja, egyes nehézfémekből és arzénből elég magas (bár még nem veszélyes) koncentrációt találtak, amely a mintavétel helyétől, illetve a konkrét vízvezeték-hálózattól függően nagy eltéréseket mutat.



9. ábra. Különböző nyomelemek koncentrációja a növényben, a talajban és a talajvízben kötött réti jellegű talaj esetén az amaranthus retroflexus (egyszikű muharféle) növényre [31]

Egy másik, ugyancsak az előbbi technikával végzett vizsgálat a talaj, a talajvíz és a növény közti nyomelemmegoszlást vizsgálta [31]. A 9. ábra kötött réti talaj esetén egy egyszikű muharfélére mutatja több elem koncentrációját a növényben, a talajban és a talajvízben. Láthatóan a megoszlás szempontjából a különböző elemek igen különböző módon viselkednek. A kobalt pl. adott esetben döntő mértékben a növényben halmozódik fel.

4. táblázat. Paradicsom nyomelem-koncentrációja milliomodrésznyi mennyiségben (ppm) megadva (33)

Fe	2,5 ± 0,4
Cu	0,85± 0,13
Zn	0,90± 0,14
Cd	13 ± 5
Sn	57 ±13
Pb	1,7 ± 0,4

Az élelmiszerek szennyező- és nyomelem tartalmának [32] vizsgálata napjainkban egyre inkább előtérbe kerül. A modern fizikai nyomanalitikai módszerek különösen alkalmasak ilyen vizsgálatokra. Így pl. a fentiek során már említett PIXE (elemi analízis elektromosan töltött részecskékkel bombázott mintából kilépő röntgensugárzás vizsgálatából) módszerrel japán kutatók paradicsom nyomelemtartalmát határozták meg [33] (lásd a 4. táblázatot).

4. Kitekintés

Az emberi környezet védelme egyike napjaink legfontosabb és jórészt globális problémáinak. A levegő, a víz stb. szennyezése nem ismer országhatárokat, és számos esetben elterjed az egész Földön. Ugyanakkor a környezetvédelem valójában az életnek nem egy elhatárolt területe, hanem átjár és át kell járnia minden emberi tevékenységet.

A környezetvédelem csakis tudományos alapokon állhat, megbízható méréseken és mérési adatokon alapulhat. Csak így lehet a környezetvédelem tényleg hatékony, és így tisztulhat meg különböző tudat alatti félelmektől, sőt alkalmasint hisztérikus vonásoktól, amelyek sokkal inkább károsak, mint hasznosak az ember környezetének védelme szempontjából.

Ezúton szeretnék köszönetet mondani mindazoknak a szerzőknek, akiknek eredményeire a jelen munkában hivatkozás történt. Ugyancsak köszönetet mondok az alábbi kiadóknak, amelyek kérésemre hozzájárultak ahhoz, hogy e közleményben bizonyos ábrákat, diagramokat, illetve táblázatokat felhasználjak: MacMillan Publ. Co. Inc. New York, USA; United Nations Economic Commission for Europe, Geneve, Switzerland; Springer Verlag, Heidelberg, NSZK; Scientific American Inc., W. H. Freeman and Company, New York, USA.

Irodalom

1. Az ENSZ „Emberi Környezet Védelme" (Stockholm 1972) c. világkonferencián elfogadott dokumentum magyar nyelvű fordítása. OMIKK, Budapest, 1972.
2. Az ENSZ Környezeti Program (UNEP) Jubileumi ülésének (1982. május, Nairobi) állásfoglalásai. OKTH, Budapest, 1982.
3. Industry and Environment — The Next Decade, The United Nations Environment Programme. Paris, 1982.
4. „A fizika helye és szerepe a környezetvédelemben". Az MTA Debreceni Akadémiai Bizottságának Matematikai—Fizikai Szakbizottsága és a MTESZ Szolnok Megyei Szervezete által 1978. okt. 23-án Szolnokon rendezett ankét előadásai. (Szerk. KOVÁCH Á.). ATOMKI Közl. **24** (1982) l. Suppl.
5. J. L. HEAD—A. J. H. GODDARD—P. J. GRANT: Phys. Reports **53** (1979) 337.
6. A. PRESTON: Atomic Energy Rev. **15** (1977) 403.
7. JAKUCS P.: ATOMKI Közl. **24** (1982) Suppl. l. p. 8.
8. J. C. G. WALKER: „Evolution of the Atmosphere". McMillan Publ. Co., New York, London, 1977.
9. „Environment." Economic Bull. for Europe **34** (1982) No. 1.
10. „Issues and Perspectives". Economic Bull. for Europe **34** (1982) 1.
11. H. GRASSL—E. MAIER-REINER—E. T. DEGENS—S. KEMPE—A. SPITZY: Naturwissenschaften **136** (1984) 129.
12. G. E. LIKENS—R. F. WRINGHT—J. N. GALLOWAY—T. J. BUTLER: Sci. American **241** (1979) No. 4. p. 39.
13. JAKUCS P.—L. MÉSZÁROS I.—B. PAPP L.—Cs. SZABÓ M.—TÓTH JÁNOS A.: MTA Biol. Oszt. Közl. **24** (1981) 67.

14. L. Kövér—J. Tóth: Atmospheric Environment **18** (1984) 2135.
15. Berényi D.: „A szilárdtestkutatás újabb eredményei". 5. kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1979, 131. old.
16. Berényi D.: Időjárás **85** (1981) 323.
17. Biró Zs.—Medve F.: ATOMKI Közl. **24** (1982) 23.
18. Kiss I.—Koltay E.—Szabó Gy.—Mészáros Á.—László S.—Gödény S.: ATOMKI Közl. **22** (1980) 321.
19. Szabó Gy.—Koltay E.—Kiss I.—Mészáros Á.—László S.: magán közlés, 1984.
20. R. Dams—J. De Jonge: Atmospheric Environment **10** (1976) 1079.
21. Bacsó J.—Berényi D.: Izotóptechnika **17** (1974) 33.
22. J. Bacsó—M. Kis-Varga—P. Kovács—G. Kalinka: J. Radioanal. Nucl. Chem. **81** (1984) 59.
23. „Radiation — a Fact of Life". International Atomic Energy Agency, Vienna, 1979.
24. J. P. McBride—R. E. Moore—J. P. Witherspoon—R. E. Bianco: Science **202** (1978) 1045.
25. Csongor É.: ATOMKI Közl. **21** (1979) 1.
26. Csongor É.: magán közlés, 1984.
27. Csongor É.—Hertelendi E.: ATOMKI Közl. **23** (1981) 189.
28. Csongor É.—Hertelendi E.: Izotóptechnika **24** (1981) 188.
29. E. Hertelendi—E. Csongor: Radiochem. Radioanal. Letters **56** (1982) 103.
30. Bacsó J.—Kiss Keve T.—Szalay S.: Hidrológiai Közl. (1978) 22.
31. J. Bacsó—M. Kis-Varga—G. Kalinka: lásd D. Berényi: Acta Agronomica Hung. **33** (1984) 285. és magán közlés (Bacsó J.)
32. A. Szalay—A. Murányi: Acta Alimentaria Hung. **11** (1982) 351.
33. K. Ishii—S. Morita—H. Tawara—T. C. Chu—H. Kaji— T. Shiokowa: Nucl. Instr. Meth. **126** (1975) 75.

Korreferátumok

Mint ökológus-biológusnak fizikai szakismereteim igen végesek. Mégis megpróbálok felvillantani néhány gondolatot, amely a környezetvédelemmel kapcsolatos alapkutatásoknak és a fizikai kutatások kapcsolhatóságának jövő lehetőségeit rejtheti magában.

A könnyebb érthetőség kedvéért azonban legyen szabad először néhány fogalmat tisztázni. Először is, hogyan definiáljuk mi a környezet fogalmát? Környezetnek nevezzük az élettelen és az élő természet soktényezős, egymással többnyire bonyolultan összefonódó rendszeréből azoknak a tényezőknek a viszonylag szűk csoportját, amely az adott élőlények halmazainak életfolyamataira ténylegesen hat, azt közvetlenül pozitívan vagy negatívan befolyásolja. Az ökológia tudományát pedig így határozzuk meg: olyan egyedfeletti szerveződési szintű biológiai diszciplína, amelynek tárgya az élőlényekre kívülről közvetlenül ható környezeti és az ezeket a hatásokat belülről fogadó tűrőképességi tényezők direkt összekapcsoltságának (komplementaritásának) vizsgálata, azaz azoknak az okoknak a feltárása, amelyek az élőlények tér-időbeni tömegeloszlását, s az ennek változásában megnyilvánuló viselkedést ténylegesen befolyásolják.

A modern ökológiai szemlélet lényege tehát az élőlényközpontúság és a környezeti hatások élőlények általi indikációja.

Már ezekből a definíciókból is kiviláglik, hogy a környezetvédelmi célkitűzésű ökológiai alapkutatásokban döntő az integrált természettudományi szemlélet (biológiai kiindulás, de fizikai, kémiai, földtudományi, meteorológiai stb. módszerekkel való

közelíthetőség is), mindezeknek még szorosan kapcsolva kell lenniük a gazdasági, politikai és társadalmi diszciplínák eredményeihez is (utóbbi alatt elsősorban az ökológiai és ökonómiai szemléletek között gyakorta fennálló ellentétek feloldásának szükségességére is utalok).

Környezetünk populációkból, társulásokból tevődik össze, amelyeket rendszeranalízissel vizsgálva tekinthetünk ökoszisztémának. Ezeknek közös jellemzőjük, hogy energiát megkötő, termodinamikailag nyílt rendszerek, amelyekben állandó anyagmozgás van. A környezeti tényezők hatásmechanizmusában az élettelen anyagok be- és kiáramlanak, illetve a rendszeren belül — többnyire zártabb cirkulációkban — mozognak. Közben az élettelen elemek az élőkre jellemző kémiai kötésekkel bonyolult vegyületekké szerveződnek, illetve szétbomlanak. Az anyag körforgalmát az élőlények táplálkozási hálózatain keresztül térben és időben az autotróf szervezetek által megkötött, majd a rendszeren átáramló energia tartja működésben.

A biogén elemeknek két fő típusa van. Az élő szervezetek felépítésében gyakorlatilag részt vevő 40 elem közül négy (O, N, C, H) fő tartózkodási helye az atmoszférában és a hidroszférában van. Innen kerülnek az élő szervezetekbe, amelyek testének 97—98 %-át ezen elemek alkotják. E négy gázfázisú elem globális és ökoszisztémán belüli körforgalma viszonylag tökéletes, és nehezen zavarható meg. Nagy atmoszferikus tartalékuk miatt önszabályozásuk meglehetősen gyors. Kivételt talán csak a szén képez, amelynek kicserélődési ideje a bioszférában csak 36—40 év, tehát mennyiségbeli változása kritikus hatások elindítója lehet.

A tápanyag-cirkulációk másik típusát az ún. szediment típusú ciklusok képezik. Itt az elemek fő raktározó helye a földkéreg, elsősorban ennek lassú mállása révén jutnak a talajba, onnan az élelmi láncokba. E ciklusok viszont igen könnyen megszakadhatnak, kevésbé „tökéletesek", a populációk és társulások ökológiai homeosztázisának gyors megzavarodását okozhatják.

Amíg az ember nagy arányokban nem avatkozott be a körülötte évmilliók óta működő és magát önszabályozni képes ökoszisztémák elemciklusaiba, azok — fizikai kifejezéssel élve — tartósan dinamikus kvázistacionárius mozgásállapotban léteztek, s az ember csak

egy láncszeme e rendszereknek. Ma azonban a technika és a tudomány minden eszközével széttörjük e cirkulációkat, ökonómiai érdekből mi akarjuk szabályozni e folyamatokat, anélkül, hogy tulajdonképpen megfelelő ismeretünk lenne ezek pontos működéséről, illetve kapcsolat-összefüggéseikről.

Ilyenek és ehhez hasonlóak a mai ökológiai alapkutatások fő gondjai és feladatai, és ezekhez a fizika — véleményem szerint — sok helyen kapcsolódni tudna módszereivel és ismeretanyagával. Ha figyeltünk az eddig mondottakra, egyértelmű volt, hogy az anyag és az energia gyakran szerepel az ökológia kutatáskérdéseiben. Az anyag és energia a fizikának is tárgya. Ha ezt a tényt elfogadjuk kiindulásként, megpróbálok két kapcsolódási vonalat felvetni a két tudomány között.

Az egyik vonal az ökológiai rendszerek működésének egzaktabb elméleti leírásához, a másik vonal pedig az ökológiai rendszerek folyamatainak méréséhez szükséges műszerezettség kifejlesztéséhez kapcsolódik.

Elméleti vonatkozásban kétségtelenül a legfontosabb tennivaló lenne a fizikai mozgásformák törvényeinek a biológiai mozgásformákhoz való közelítése. A fizikai-kémia pl. az anyag molekuláris és kémiai mozgásformáinak egymással, valamint a termikus, elektromágneses, atomfizikai stb. mozgásformák összefüggéseivel és a megfelelő átalakulások tanulmányozásával foglalkozik. Ilyen vonatkozásban az egyed alatti szintű biológiában már eddig is sok volt a kapcsolódási lehetőség (biofizika). A biológiai szerveződési szinteknél azonban nemcsak a molekuláris szint, hanem a szervezet szintjének mozgásformáit is közelítettük már a lehetséges folyamatok termodinamikus kapcsolásával.

Alapvetően más dimenzióban jelentkeznek a kérdések azonban az egyedfeletti organizáltságban. Egy erdő vagy nádas, vagy gabonavetés szintén tekinthető rendszernek is, de itt már olyan nagyszámú, állandóan változásban lévő paraméterrel találjuk szembe magunkat, amelyeknek a meglévő fizikai törvények alapján történő puszta leírása is nehezen képzelhető el, legalábbis egyelőre.

Az ökoszisztémák energetikailag, egészüket tekintve nyílt rendszerek, amelyekre kimondhatjuk pl. a termodinamika I—II. főtételének érvényességét; azaz igaz az, hogy a természetes rendsze-

rekben szabadenergia-csökkenéssel végbemenő folyamatok érvényesülnek, amelyek általában irreverzibilisek. Az általános tétel kimondásán túl azonban a konkrét rendszermodellezésnél már nehézségeink vannak. Hiszen még csak egyes biológiai részfolyamatait kezdjük megismerni e bonyolult működésű rendszereknek, de alig van információnk arról, hogy mely további paramétereket kellene kiválasztani és kitüntetni az egészre vonatkozó kísérleteknél. Tény az is, hogy már most is többnyire próbálgatjuk ráhúzni az élőélettelen, többdimenziós tér—idő függvényes ökoszisztéma-folyamatokra a fizikai folyamatokra korábban megállapított tételeket is (általában a fizikában nyílt rendszerekre megállapított tételeket), közben azonban látjuk, hogy ezek nem érvényesek még akkor sem, ha a főtétel egészében elfogadható. Az is előfordul, hogy a zárt fizikai rendszerek törvényeinek alkalmazásával próbálkozunk eredményhez jutni a kétségtelenül nyitott rendszerű környezetbiológiai folyamatoknál.

Példának felhozom az entrópiakérdést, amelynek ismerete az ökoszisztémákban is nagyon fontos lenne, de magára az egész ökológiai rendszerre ez sehol nincs még kidolgozva (legfeljebb egyes kis részfolyamatokra vagy az ökoszisztémát felépítő egyes szervezetek szintjére). Pedig tudjuk, hogy az ökoszisztémák egészeire is fennáll pl. a rendezettség növekedésének folyamata is, de az entrópianövekedés jelenleg csak környezetétől elszigetelt rendszerekre nyert konkrét alkalmazást.

Csak érintőlegesen utalok további példaként a stabilitás—labilitás problémájához kapcsolódó ún. egyensúlyproblémákra. Ma különösen gyakran hallhatjuk azt a megfogalmazást, hogy pl. „a környezeti egyensúly felborul", de hol van egzaktul lefektetve, hogy mi is a környezeti egyensúly, és használható-e ez a kifejezés így? Mert az biztos, hogy a természetben található rendszerek lehetnek — durva zavarás és beavatkozás nélkül — viszonylag tartósan stabilisak (lassú változásúak), de ez a fogalom más dimenziójú itt, mint a fizikában használt egyensúlyfogalom.

A második vonal, ahol a két tudományterület szorosabban léphet előre a jövőbeni környezetvédelmünk és környezettervezésünk érdekében, abból a tényből indul ki, hogy a fizikai ismeretekkel kifejlesztett műszerek vonalán igen nagy az egymásrautaltságunk.

Azonban itt is minőségileg más szemléletű igény jelentkezik napjainkban, amikor a méréseket az egyedfeletti biológiai szintben kívánjuk elvégezni. Az egyik leglényegesebb igény, hogy a fizikai és kémiai mérések általában statikusak, és megismételhetőek ugyanazon az anyagon, de az ökológiai folyamatmérések nem reprodukálhatóak, mert közben a mért objektum állandóan változik.

Példaként említem — kiragadva —, hogy ha pl. egy erdő levélzetének éves klorofilltartalom-változását akarjuk végigkísérni (de mondhatnám az energiaáramlást, vagy a tápanyag-cirkulációt is), eddig különböző időpontokban begyűjtött leveleket elemeztünk meg kémiai módszerekkel, laboratóriumokban. De az időbeni ismétlésekkor már sohasem az előző mintaleveleket elemezhetjük, mert azt mérés közben elpusztítottuk.

Úgy vélem, az elektronspektroszkópia, tömegspektroszkópia, infravörös-spektroszkópia vagy a röntgenfluoreszcencia-spektroszkópia azok a módszerei a fizikának, amelyekkel jól együtt lehetne dolgozni. Ezenkívül azonban az ökológiai kutatásoknak szüksége lenne olyan készülékek kifejlesztésére is, amelyekkel az *in vivo* és *in naturo* folyamatok mérhetőek. A műszerfizika nagy segítséget adott eddig is — és ezt nem hallgathatjuk el — pl. a kis mennyiségű elemmeghatározások vonalán, de az előzőekben említett kívánalmaknak ezek sem tettek eleget.

A nemzetközi szakirodalomban kb. 10 éve jelentek meg az első — ökoszisztémákban történt — izotópos vizsgálati eredmények. Céljuk az energia, illetve az energiát tároló anyagok áramlási irányára és sebességére irányult. Itt is az történt azonban, hogy az aktivált elemek méréséhez laboratóriumokba vitték be a mérendő egyedeket vagy részeiket, és ezzel egyidejűleg életfolyamataikat is megszüntették. Csak a legújabb időkben kezdenek indulni azok a kísérletek, hogy a működő ökoszisztémán belül, erre a célra kifejlesztett, terepre vihető szcintillációs számlálók segítségével és gyenge, illetve viszonylag gyorsan bomló izotópok detektálásával próbálják az anyag- és energiautak időbeni kialakulását nyomon követni. Ezek a kezdeti lépések természetesen még mindig csak részfolyamatok megismeréseire irányulnak, az ökoszisztéma input és output anyagútjainak és a belső kapcsolódásoknak komplex,

összefüggő megismerésétől még nagyon távol állunk. De ez biztató kapcsolódásnak látszik!

Anélkül, hogy e kérdésekbe itt most részletesebben elmélyednék, csak még egyszer hangsúlyozom, hogy a fizika óriási segítséget nyújthat a célorientált műszerkifejlesztés terén az ökológiai kutatásoknak. Olyan alapproblémák lennének megoldhatók ilyen módon, mint pl. a termelő-fogyasztó és lebontó láncok interakcióinak, a produkció hatásfokának (az efficienciának) jobb megismerése, továbbá az energiaáramlási utak és az elemcirkulációs menetek törvényszerűségeinek tisztázása, vagy pl. a rendszeren belüli kompetició és a dinamikus kiegyensúlyozódottság meglétének, illetve hiányának okai, természetes és szabályozott közösségekben. Csak ezek a tudományos megismerések adhatják meg a gyakorlati környezetvédelmi és környezettervezési intézkedéseink biztos és tartós megalapozottságát. Az idő sürget! Tenni kell az ökológiai gondolkodás széles körű elsajátítása és az együttkutatás érdekében.

Jakucs Pál
levelező tag

A Kémiai Tudományok Osztályán belül a Műszaki Kémiai Bizottság csaknem 10 éve foglalkozik a kémiai környezetvédelemmel, és ebből a célból megalakította a Kémiai Technológiai és Vegyi Környezetvédelmi Munkabizottságát. Az elmúlt időszak alatt a Munkabizottság az alábbi problémaköröket dolgozta fel:

— A vegyi környezetvédelem fogalomkörének tisztázása és a működési terület pontosítása.

— A vegyi környezetvédelmet elősegítő alapkutatások számbavétele, a folyó kutatások koordinálása és a kutatásokat igénylő témák felmérése.

— Néhány fontosabb eljárás tudományos alapjainak tisztázására, melyek a környezetszennyezőktől való megtisztításának hatásfokát növelhetik.

— A viszonylag legszennyezettebb hazai régiókban működő intézmények és vállalatok tevékenységéről szóló jelentések megvitatása a környezetvédelmi kutatások és alkalmazott technológiák szempontjából.

Amint a felsorolásból is kitűnik, a Munkabizottság tevékenysége elsősorban a környezetvédelmi kutatásokra és technológiai eljárásokra helyezte a hangsúlyt, ami azonban nem jelenti azt, hogy a vizsgálati eljárásokkal, ezen belül pedig a fizikai jellegű vizsgálati eljárásokkal a Kémiai Tudományok Osztálya egyéb bizottságai nem foglalkoztak. Különösen szeretném kiemelni a Kémiai Analitikai Bizottság munkáját, amelynek során számos fizikai és kémiai vizsgálati eljárás megvitatására, továbbfejlesztésére került sor és

csaknem minden esetben a módszerek környezetvédelmi jelentősége is előtérbe került. A legkiemelkedőbb eredményekről egyébként Pungor akadémikus korreferátuma emlékezik meg.

A Biomérnöki Bizottság is foglalkozott környezetvédelmi kérdésekkel, főként a mezőgazdaságban keletkező szennyvizek tisztítási problémáival, melyekről az ülésen Holló akadémikus és munkatársai számolnak be. A Radiokémiai Bizottságban a dozimetriai és radiofizikai vizsgálati eljárások szinte valamennyi összejövetelen a napirend tárgyát képezik, és a legfontosabb eredményekről ülésszakunkon ugyancsak elhangzanak előadások.

Ha nem is rendszeresen, de az Osztály többi bizottságai is a vizsgált témák környezetvédelmi problémáira kitérve napirendjükön tartják a vizsgálati eljárások ilyen irányú alkalmazását.

Amint az tudományos ülésszakunk programján szereplő előadások címéből kitűnik, a kémiai és a fizikai vizsgálati eljárások közötti merev határvonal húzása rendkívül nehéz és nem is mindig indokolt. A Vegyi Környezetvédelmi Munkabizottságban nyert tapasztalatok alapján törvényszerűen előfordul, hogy a környezetvédelemmel kapcsolatos valamely jelenség jellemzésére, számszerűségének meghatározására kémiai és fizikai eljárások egyaránt alkalmazhatók, attól bizonyos mértékben függetlenül, hogy a jelenség kémiai vagy fizikai változások következtében jött létre. Ebből következik, hogy hatékony és pontos mérési eljárás kidolgozása alkalmával szoros együttműködést kell kialakítani a fizikusok és a kémikusok között az esetek nagy részében. Kutatóintézményeink nagy többsége ennek szükségességét felismerte, de nyilvánvalóan ezen a téren még további erőfeszítések szükségesek.

A vizsgálati eljárásokon túllépve minden esetben felmerül a környezet tisztaságának fokozásánál a technológiai eljárások alkalmazása. Sok esetben jelentene nehézséget a fizikai, a mechanikai és a kémiai technológiák merev szétválasztása, hiszen a cél eléréséhez a környezeti szennyezések komplex és egyidejűleg fellépő okokból való keletkezését rendszerint komplex eljárások alkalmazásával lehet elkerülni vagy következményeit elhárítani.

Az Osztály Műszaki Kémiai Bizottsága nagy körültekintéssel foglalkozott az elmúlt évtizedben a kémiai technológiai eljárások komplex, interdiszciplináris vizsgálatával. Az érdekelt és a témákkal

foglalkozó akadémiai és egyetemi intézmények beszámolóiból egyértelműen kitűnt, hogy kémiai-technológiai, ezen belül a környezetvédelemmel kapcsolatos kémiai-technológiai problémák, művelettani fejlesztések áramlástani, mechanikai technológiai, kolloidfizikai kutatási eredmények, valamint egyéb, nem kémiai diszciplínák eredményeinek figyelembevétele nélkül nem valósíthatók meg.

Néhány példa rövid ismertetése talán jobban aláhúzza az ilyen típusú együttműködés erősítésének szükségességét. Teljesen világos az interdiszciplinaritás nélkülözhetetlensége a porok kezelése technológiájának fejlesztése terén, melyről egyébként ülésszakunk folytatása során előadás is elhangzik. A fizikai folyamatok ezen a területen döntő jelentőségűek. Az ugyancsak előadás tárgyát képező szennyvizek szennyezőtartalmának koagulációs technológiájában a fizikai és a kémiai tényezők egyenértékűeknek becsülhetők. A habkolonnák műveleti kutatásában az esetek nagy részében ugyan a kémiai paraméterek határozzák meg a folyamatok hatékonyságát, de a fizikai tényezők jelentősége, ha kisebb is a kémiaiaknál, nem elhanyagolható, és főként nem lebecsülendő.

A példákból, valamint a hozzáfűzött, talán szubjektívnek tekinthető elemzésből azért annyi megállapítható, hogy a fizikai és a kémiai kutatások, azok eredményeinek egymásra hatása különböző mértékű, és a környezetvédelemben mindenkor érdemes megvizsgálni, hogy eljárások, technológiák kifejlesztésekor az egyes tudományágak milyen mértékben vesznek vagy vehetnek részt eredmények megszületésében.

Befejezésül szeretnék ezen a fórumon egy olyan problémát megemlíteni, melynek tudományos és gyakorlati vonatkozásai rendkívüli mértékben érdeklik a vegyipari vállalatokat.

Az immisszió folyamatos és regisztráló jellegű mérése a vállalatoknál (és talán nem kizárólag a vegyipari vállalatoknál) nem megoldott. Az immisszió mértékének szabályozását az illetékes hatóság kidolgozta, a megengedett és az egészségre még csak kevéssé vagy egyáltalán nem káros immisszió mértékét a vállalatok ismerik. A különböző immisszófajták mérésére is rendelkezésre állnak legtöbbször kémiai jellegű módszerek, egyes esetekben pedig importált, fizikai elven alapuló berendezések. Nagyon ritka esetben

lehet azonban beállítani fizikai eljáráson alapuló, folyamatosan mérő és esetleg regisztráló műszert. Véleményem szerint a magyar műszeriparnak ilyen műszercsalád előállítására való berendezkedés előnyös lehet, és erre a műszerkutatók és műszeripari vállalatok figyelmét célszerű lenne felhívni.

Összefoglalásul megállapítható, hogy az együttes tudományos ülés témájának megválasztása azért is szerencsés volt, mert felhívta a figyelmet a fizikai módszereknek környezetvédelmi jelentőségére, és a nem fizikusokat is olyan elemzések elvégzésére biztatja, melyek saját tudományterületük továbbfejlesztését, interdiszciplináris jellegét elősegítik, és eredményeik alkalmazását hatékonyabbá tehetik.

Korányi György
a kémiai tudomány doktora

Rövidre szabott korreferátumomban a környezetvédelem feladatait és lehetőségeit a szennyezők kibocsátása, tehát az emisszió műszaki-gazdasági oldaláról kívánom megközelíteni nemcsak általában, hanem konkrétan is, elsősorban az energetika területéről vett példák kapcsán. Alapelvként szem előtt kell tartanunk, hogy a környezetvédelem igen költséges, de elhanyagolása hosszabb, de legtöbbször rövid távon is, még sokkal költségesebb, nem is említve az emberi létet közvetve, gyakran közvetlenül is veszélyeztető következményeket.

Nem kívánok e helyen most e kérdéscsoport mélyreható analíziséhez szükséges költség-haszon (cost-benefit) vizsgálatok részleteire kitérni, amely vizsgálatok általában már azért is nehezek, mert a károk gazdaságilag sokszor alig, vagy egyáltalában nem mérhetők fel. Hiszen nem véletlen, hogy a világon eddig egyetlen fontos kérdéscsoportnál, az energiahordozók eltüzelésénél keletkező kén-dioxid kibocsátásánál kezdtek el világ-, vagy legalábbis kontinensméretű ilyen vizsgálatokat, különös tekintettel a savanyú esők által okozott környezeti hatásokra, kiterjeszteni óhajtván a kutatást végső soron az emberi szervezetig. Példáimban ezért csak néhány lehetőség bemutatására szorítkozom, megemlítve a megközelítő költségkihatásokat, de megemlítve azt az általában figyelembe nem vett körülményt is, hogy a szennyezők kibocsátásának korlátozására irányuló eljárások sok esetben az energiafogyasztás növekedésével, tehát további káros emisszióval járnak együtt.

A szennyezők kibocsátásának oldaláról nézve a hatékony környezetvédelem eszközei két csoportba oszthatók:

— az ún. tiszta, vagy legalábbis minél kevesebb szennyező hulladékot eredményező technológiák alkalmazása,

— ezen hulladékanyagok és -energiák minél szélesebb körű újrafelhasználása.

Hozzászólásomban főként az első kérdéscsoporttal, tehát az új vagy javított technológiákkal foglalkozom, de csak utalok rá, hogy pl. a hőszolgáltató erőművekben megvalósított ún. kapcsolt hő- és villamosenergia-termelés mindkét követelményt szinte ideális módon kielégíti, mert abszolút mértékben jelentősen csökken a szennyezők kibocsátása, és egyúttal hasznosítjuk a hulladékhőt is. További példáimban az erőművi emissziók csökkentésének gazdasági hatásait általában oly módon fejezem ki, hogy újabb irodalmi adatok alapján a szükséges beruházási és üzemköltségeket az eltüzelésre kerülő szén beszerzési költségének látszólagos emelkedésére vonatkoztatom.

A *kénemisszió csökkentésének* egyik lehetősége a szén hamutartalmának csökkentése dúsítás útján. Nem túl nagy kéntartalmú amerikai szeneknél a piritkén így 50—80 %-kal csökkenthető, ami kb. 5% szénveszteséggel jár, és a szén árának 10—30%-os emelkedésével egyenértékű költségeket okoz.

A *szállóhamu és pernyekibocsátás* a mai korszerű villamos szűrők alkalmazásával uralható. Az összleválasztási hatásfok 99,5% felett van, annak további néhány tizedszázalékos emelése a szénköltség kb. 1%-os növekedését eredményezné. De tudni kell azt, hogy a környezet szempontjából fontos fémszennyezők, pl. a higanygőzök leválasztási foka ennél lényegesen alacsonyabb. A legkényesebb és legtöbb vihart kavaró kérdés ma a *füstgázok kéntelenítése.* Ez az elterjedőben lévő, mészhidrátot vagy mészkövet alkalmazó nedves eljárással a füstgázok 80—90%-os kéntelenítéséig megoldható. Nagy erőművi egységeknél a füstgázmosás által okozott 4—5%-os erőműhatásfok-csökkenés és a jelentős beruházási költségek következtében a szén költsége relatíve kb. 20%-kal emelkedik. Kisebb ipari egységeknél ez az érték inkább 40—50% körüli, tehát igen nagy. Emellett jelentékeny környezeti problémát okozhat a mészszulfát vagy mészszulfit alakjában kapott hulladékiszap elhe-

lyezése, illetve annak tisztítása alacsonyabb áron értékesíthető gipsszé. Léteznek azonban ma már olyan technológiák is, amelyeknél nagyobb értékű végtermék (pl. ammónium-szulfát, kénsav, elemi kén stb.) képződik. E technológiák gazdaságossága a füstgázok SO_2-tartalmának növekedésével javul. Hazai vizsgálatok szerint a füstgáz-kénmentesítő (mosó) berendezések alkalmazása 15—20%-kal növeli az erőmű beruházási költségét, és az említett energetikai veszteséggel jár.

A kénemissziónak a tüzelés során történő csökkentésére, illetve a kéntartalom jelentős részének a salakban történő bekötésére ígéretes útnak mutatkozik a hűtött tűzterű atmoszferikus fluidizált ágyban vagy nyomás alatt álló, kombinált gáz-gőzciklusban működő fluidreaktorban való égetés, miközben porított mészkő- vagy dolomitadagolással viszik át a ként a salakba. Egyes hírek szerint ilyen berendezéssel már 70% kéntelenítést is sikerült elérni, igaz, eddig csak mintegy 100 MW termikus teljesítményt nem meghaladó egységeken. A beviendő hatalmas mennyiségű adalékanyag és a keletkező salak deponálásával kapcsolatos nehézségek következtében egyelőre nem látszik valószínűnek, hogy az eljárás nagy erőművi egységeknél is alkalmazható lesz, jóllehet az eltüzelt szén egységköltségére vonatkoztatott költségnövekedés előzetes számítások szerint csak néhány százalék lenne. Az eljárás járulékos előnye, hogy az alacsony tűztérhőmérséklet következtében kisebb a *nitrogén-oxid-képződés* is. Ilyen célból egyéb eljárásokkal is kísérleteznek, amelyek közül megemlíthető a Japánban kutatott ún. szelektív-katalitikus NO_x-eltávolító rendszer, amellyel a fajlagos nitrogén-oxid-kibocsátást állítólag felezni lehet (tehát pl. 0,15 g NO_x/MJ-ról 0,08 értékre), de mindenképpen a relatív szénköltségek 10—15%-os emelkedése útján. Az ennél kisebb hatékonyságú eljárások ugyanakkor csak 2—4% relatív szénköltség-emelkedést eredményeznek.

A szén-dioxid-szennyezés, amely elkerülhetetlen velejárója minden tüzelési folyamatnak, jelen ismereteink szerint nagymértékben hozzájárul földünk atmoszférájának átalakulásához. Ma nem ismerünk olyan technológiai eljárást, amellyet a tüzelésnél keletkező szén-dioxidot a füstgázból ki lehetne vonni. (A kimosás például igénybe venné az eltüzelt tüzelőanyag energiájának közel felét, a

mosófolyadék elhelyezése szinte lehetetlen.) Azok az igen költséges eljárások, amelyek a tüzelőanyagoknak közvetlen eltüzelése helyett azok elgázosítását irányozzák elő, és amelynek következtében a szén-dioxid-mennyiséget az eltüzeléssel szemben kb. 20%-kal lehet csökkenteni, a hatalmas beruházások miatt nem jelenthetnek általános kiutat a probléma megoldásához. (Esetenként persze elképzelhető olyan adottság is, hogy a gázfejlesztő telep megfelelő diszpozíciójával az ipari tisztaságfokú szén-dioxidot földalatti olaj- vagy gázmezőkbe lehet préselni, aminek következtében a szénhidrogén-kihozatal növelésén kívül az atmoszférába távozó szén-dioxid mennyisége a közvetlen eltüzeléshez képest kb. a felére csökkenthető Az eljárás széles körű bevezetése azonban gazdaságilag kizártnak mondható.) Marad tehát egyetlen lehetőségként a szén-dioxid-kibocsátás csökkentése az energiafogyasztás maximális racionalizálása révén.

Áttérve egy példa kapcsán a közlekedés területére, ismert, hogy a benzinüzemű járműveknél az *üzemanyag ólomtartalmának* csökkentésére világszerte erőfeszítéseket tesznek. Így pl. az NSZK-ban a régebbi 0,4 g/l ólomtartalmat törvényes előírásra 0,15 g/l-re kell csökkenteni. Ez tudvalevőleg a benzinfogyasztás növekedésével jár együtt. De viszont, ha a benzinmotoron az üzemanyag jobb kihasználása érdekében konstrukció változtatásokat hajtanak végre, akkor az ilyen motorokhoz szükséges jobb minőségű üzemanyag előállítása céljából az olajfinomítóban kb. 2—4% (középértékben 3%) energiafogyasztás-többlettel kell számolni. Arra, hogy a hatósági intézkedések sok esetben mennyire megelőzik az átfogó tudományos vizsgálatokat, jellemző, hogy pl. Svájcban már 1984 év közepétől, Ausztriában 1986. VII.-hótól nem szolgáltatnak többé ki ólomtartalmú benzint. Azt gondolom, ez a sürgősség miatt helyes is így.

Az eddigiekben a teljesség igényére való törekvés nélkül ismertetett eljárások többé-kevésbé meglévő technológiák, illetve az azokhoz kapcsolható kiegészítő eljárások voltak. Úgy gondolom, hogy az energetika általam jobban ismert területén maradva érdemes még említést tenni azokról a lehetőségekről is, amelyek túlmennek az előbb említett kategóriákon, de jelentős környezeti terhelés csökkenést eredményezhetnek. Ezek közé tartozik elsősor-

ban a környezetet jobban kímélő energiahordozók megválasztása, ami — ha eltekintünk a ma már általában nem alkalmazható szén— szénhidrogén kiváltásoktól, valamint a nagyobb mértékben még csak a távolabbi jövőben elterjedő napenergia-hasznosítástól — lényegében a szén- és az atomenergia szembeállításra szorítkozik. Mérvadó Egyesült Államok-beli vizsgálatok alapján adódik, hogy az energiahordozók kibányászásától kezdve, azok szállítását, átalakítását, a kapott hulladékanyagok elhelyezését és tárolását, továbbá a kibocsátott környezetszennyezők nagy térségre kiterjesztett hatását vizsgálva, beleértve az emberi szervezet reakcióját, a szénalapú villamosenergia-termelés lényegesen, számszerint mintegy tizes nagyságrenddel kedvezőtlenebb, mint ugyanez atomenergia-bázison. Világos, hogy eközben a széntüzelés különböző ökológiai hatásai áttevődnek a nukleáris hatások területére, de amennyire ezek a hatásmechanizmusok egyáltalában feltártak, a nagyságrendi becslés helyessége fennáll.

Hasonló vizsgálatok végezhetők, és sok helyen végeztek is már ilyeneket pl. a közvetlen széntüzelés és a szeneknek más technológiájú felhasználásának összehasonlítása során. Így pl. ide tartozik a szén konvencionális elgázosítása, vagy szintetikus földgáz termelése, a széncseppfolyósításon alapuló szintetikus motorhajtóanyag-gyártás stb. Anélkül, hogy az egyes eljárásokkal részletesen foglalkoznék, megemlítendő, hogy pl. műbenzin előállítása útján a szén-dioxid-kibocsátás a mesterséges földgáz termeléshez képest kb. 40%-kal, a kén-dioxid-emisszió kb. 30%-kal, a nitrogénemisszió kb. 60%-kal csökkenthető. De ha a gázosítást nukleáris hő alkalmazásával kombinálják, akkor a szénből származó környezeti terhelés további kb. 50%-kal csökken.

Ebből a jövőre nézve azt a kedvező következtetést lehetne levonni, hogy a szénhidrogének vegyipari és alapanyag-gyártási célokra való jövőbeni felhasználása esetén, amidőn ezek már nem állnak majd tüzelés céljára rendelkezésre, a helyettesítő anyagok — elsősorban szén- és atomenergia — felhasználása révén a környezet szennyezése akkor sem nőne, ha közben a fogyasztás növekedik. Ehhez azonban természetesen az is szükséges, hogy ezeket a technológiákat nagyüzemi léptékben kifejlesszék, amihez a be-

ruházás tőkeigényességén kívül még igen jelentékeny kutatási munka is elengedhetetlen.

Elvileg ismertnek mondhatók tehát azok az új utak, amelyek a szennyezők kibocsátásának csökkentését megcélozva környezetvédelmi szempontból is elfogadhatók, újólag hangsúlyozva azonban, hogy itt igen költséges eljárásokról van szó. Ennek alapján is kijelenthető, hogy elterjedésük a beruházási korlátok miatt a világon az évszázad vége előtt alig, Magyarországon pedig semmi körülmények között sem várható.

Lévai András
akadémikus

Ha a környezetvédelmet mint rendszert tekintjük, ennek a rendszernek egyik eleme az analitikai eljárás, mellyel információt szerzünk, és az információk alapján döntések, majd szabályozások születnek. A környezetvédelmi rendszernek ezt az elemét két oldalról kell megvizsgálni. Az egyik oldal egyértelműen analitikai jellegű kérdéseket vet fel, és a fölvetett kérdések az analitikai kémia belső törvényszerűségei alapján válaszolhatók meg. A kérdéseket úgy lehet megfogalmazni, hogy képes-e az analitikai kémia minden olyan felmerülő kérdésre megfelelő választ adni, amely a környezetvédelmi rendszer szempontjából szükséges, illetve fel tud-e deríteni az analitikai kémia olyan komponenseket a vizsgált közegben, melyeket korábbi ismereteink alapján nem látszott értelmesnek mérni, de amely komponensek jelentőséggel bírhatnak a környezet megóvása szempontjából.

Ezekre a kérdésekre a válasz megadható. Ma az analitikai kémia módszerei bő választékot kínálnak a környezetvédelem különböző méréstechnikai feladatainak teljesítéséhez. Azokat az igényeket is teljesíteni tudjuk, amelyek az immisszióban történő méréseket jelentik, hiszen méréstechnikáink egy részének érzékenysége a ng és pg tartományban van. Például ismeretes, hogy a levegőben jelentkező károsító anyagok közül a kén-dioxid már 0,01 ppm 1 éven keresztül fennálló átlagos terhelésnél a gyümölcsfákat károsítja, és ezt az immissziós értéket analitikai módszereinkkel jól tudjuk mérni. Az analitikai fegyvertárnak az a része, amely monitorállomásokban helyezhető el, jelenleg kielégíti az immissziós és emissziós

mérésigényeket, a laboratóriumi méréstechnikák pedig alkalmasak számos olyan jelenleg nem mért komponens meghatározására is, amelyeknek mérési tartománya nagyon kis koncentrációban van.

Milyen eszköztárral rendelkezik az analitikai kémia ma a környezetvédelem méréseinek a megoldására? Nagyon is sokféle az eszköztár. Megkülönböztethetünk két nagy csoportot: egyedi mérések végzésére alkalmas eszköztárat, ami nagyon széles körű, s itt most csak egy párat sorolok fel, mint a gázkromatográfia, folyadékkromatográfia, tömegspektrometria, fotometriás analitikai eljárások, az elektrokémiai módszerek. A másik nagy csoportot alkotják a folyamatos elemzők, amelyek felgyorsítják a méréstechnikát, és ma már ott tartunk, hogy egy egyszerű egycsatornás analizátorral is el tudunk érni — mi a saját intézetünkben is dolgozunk ilyenekkel — óránként 350—400 elemzést. Ezekhez a szenzorok lehetnek optikai, eletrokémiai, radiokémiai, termokémiai stb. elven működő mérőérzékelők. A folyamatos elemzések továbbfejlesztése útján jöttek létre a monitorok, amelyek már a beavatkozáshoz közvetlenül szolgáltatják a jeleket.

Analitikai szempontból fontos, hogy az immissziószennyezésnél és emissziószennyezésnél más az alkalmazandó méréshatár. Az immissziónál kb. ezerszer kisebb koncentrációban kell dolgoznunk, és így nyilvánvaló, hogy számos olyan méréstechnikának a kiválasztása már eleve kizárt, amelyeknek a teljesítőképessége nem elegendő ehhez. Ez esetben a mérendő anyagot dúsítani kell a mérés előtt, általában egyedi méréstechnikákkal oldható meg a mérés.

Az analitikának a célja az, hogy az anyagról gyűjtsünk össze először jelinformációt, jelhalmazt, majd azt értékeljük, és ebből állapítsuk meg a kémiai információt. Az anyag ilyen jeleket akkor tud csak szolgáltatni, ha reagenssel reagáltatjuk. Ez a reagens sokféle lehet, lehet kémiai, lehet fizikai, lehet transzlációs energiától kezdve minden energiafajta, és a kapott jeleket jól definiált átviteli függvény jellemzi, azaz egyértelmű függvény viszi át az anyagról az analitikai információs térbe az összes eredményt. De hogy utána abból kémiai információ hogy lesz, az a mi tudásunktól függ. Ha nem tudjuk a helyes összefüggéseket, akkor helytelen összefüggést alkalmazunk. Tehát az analitikai információból akkor lesz csak megfelelő kémiai információ, ha tudjuk az átviteli függvény valódi alakját, azaz

valóban fölírható az inverz függvény. Ha azonban nem, akkor az anyag és a kémiai információ közötti kapcsolat nagyon kérdéses, és ez még inkább igaz, midőn bekapcsoljuk ebbe az egész körbe a kémiai információ hatásait is, pl. a környezeti információt. Nagyon sok félreértést okozott és okozhatnak azok a dolgok, hogy nincsen a kezünkben esetleg a megfelelő képzettség, a megfelelő tudás ahhoz, hogy a kapott analitikai információk kémiai információkká helyesen konvertálódjanak, és a kémiai információk még helyesebben konvertálódjanak környezetvédelmi információs anyaggá. A jelek feldolgozása önmagában nagyon kemény kérdés. Az első lépés a jelek feldolgozásánál, ha nagyon sok adatot mérünk, a lényegkiemelés a megfelelő matematikai módszerekkel. Ezek után következik az a kérdés, hogy elég-e az ismeretünk a jelek értelmezéséhez. Ha igen, akkor a tudás alapján kalibrálunk, s ennek alapján adódik a kémiai információ. De ha nem elég az ismeretünk, különböző matematikai eljárásokat alkalmazunk (alakfelismerés, clusterelemzés), s megvizsgáljuk, hogy az adott térben milyen információk hogyan függnek össze. Itt szeretném aláhúzni, hogy pontosan a környezetvédelmi területen azok az izgalmas kérdések, hogy vajon azok a szennyezők, melyek benne vannak abban a légtérben, vagy benn vannak a talajban és benn vannak a vízben, milyen biológiai hatással bírnak együttesen és külön-külön. Az alakfelismerés éppen ezért nagyon fontos olyan területeken, mint pl. a környezetvédelem.

Az analitikai mérésnek természetesen akkor van csak értelme, ha fel is használjuk adatait, és be is avatkozunk a környezetbe mint rendszerbe. Ha nem avatkozunk be, hanem csak gyűjtjük az eredményeket, ennek nem sok értelme van. Sajnos tanúi voltunk és vagyunk Magyarországon ilyennek is.

A környezeti kár nagyságát a technológia szabja meg. Ahogy az analitikai eredmény alapján szabályozunk, úgy nyilvánvalóan a kár csökkenthető bizonyos határig, azonban az analitikai mérésnek és szabályozásnak a költsége szintén nem kicsi. Tehát az optimumot kell megkeresni, és most tőlem mint analitikustól hallják Önök azt, hogy nem az analitika minden határon túli alkalmazásáért harcolunk, hanem azért, hogy amit mérünk, annak legyen hatása, éspedig optimális hatása.

Magyarországon ma a környezetvédelem területén is több helyen mérünk feleslegesen. Mérjük pl. a levegő összetételét, de nem avatkozunk be. Budapesten a levegő ólomtartalma a város néhány pontján meghaladja azt a szintet, ami megengedett. Ennek ellenére beavatkozás nincs, forgalomelterelés nincsen, és az ólomszint marad, és mérgezi az ott sétáló embereket. Egyes nagyvárosokban a szén-monoxid- és a zajszint alapján automatikus forgalomelterelés van, s ott a mérés valóban értelmes dolog. Nekünk is tovább kell lépni ezen a téren, hogy csak azt az analitikai munkát fektessük be, ami hasznos, és amit valóban fel is használunk a környezet megóvására, az ember érdekében.

Pungor Ernő
akadémikus

Vizsgálatok a levegő szennyezettségére vonatkozólag

Excimer lézerek felhasználása a környezetkutatási célú távérzékelésben

Szabó Gábor, Bor Zsolt, Rácz Béla, Ketskeméty István

JATE, Kísérleti Fizikai Tanszék,
MTA Lumineszcencia
és Félvezető Tanszéki Kutató Csoportja, Szeged

1. Bevezető

A légkörben található különféle gázok, biológiai komponenesek, aeroszolok, illetve egyáltalán az atmoszféra és az óceánok fizikai tulajdonságainak távérzékelése a legutóbbi idők tudományos fejlődésének egyik igen fontos mérföldköve [1]. Az e célra szolgáló módszerek továbbfejlesztésének kulcskérdését viszont általában az jelenti, hogy sikerül-e megfelelő fényforrást kifejleszteni, ennélfogva a lézerfizika fejlődése ezen a területen is meghatározó jelentőségű. Nem meglepő tehát, hogy a lézerfizika-technika közelmúltjának egyik legfontosabb eseménye — az excimer lézerek felfedezése, illetve könnyen kezelhető laboratóriumi műszerré válása — itt is nagyban érezteti hatását. Dolgozatunkban megkíséreljük a legfontosabb excimer lézeres távérzékelő eljárások rövid ismertetését. A bemutatandó eljárások kiválasztásánál szempontnak tekintettük egyrészt a módszerrel mérhető fizikai paraméter környezetvédelmi fontosságát, másrészt azt, hogy az adott módszer kutatócsoportunkban belátható időn belül kivitelezhető legyen.

Mielőtt azonban a konkrét mérési eljárások tárgyalásába kezdenénk, röviden ismertetjük magát az excimer lézert. Ez azért tűnik hasznosnak, mert a szakirodalomban egymással homlokegyenest ellenkező álláspontokat találhatunk az excimer lézer bonyolultságára vagy kezelhetőségére vonatkozóan. Az excimer lézer működési elvének ismerete segíthet e vélemények közötti tájékozódásban.

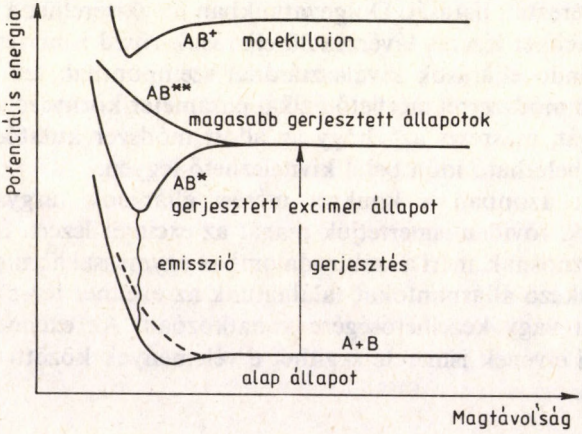
2. Excimer lézerek

A hetvenes évektől kezdve egy új lézercsalád megjelenésének és robbanásszerű fejlődésének lehetünk tanúi. Baszov és munkatársai felfedezésének következtében [2] világszerte az érdeklődés homlokterébe kerültek az ultraibolya, illetve vákuum-ultraibolya tartományban működő excimer lézerek. Közös jellemzőjük, hogy aktív anyaguk excimer (nemesgáz vagy nemesgáz-halogenid) és általában igen nagy csúcsteljesítményű lézerimpulzusok kibocsátására képesek.

Az excimereknek a lézerműködés szempontjából fontos spektroszkópiai tulajdonságai az 1. ábra alapján érthetők meg. Excimer keletkezik, ha két atom vagy molekula, melyek közül az egyik gerjesztett, kötött rendszert alkot:

$$A + B^* \rightarrow (AB)^*.$$

[Szükségesnek tartjuk megjegyezni, hogy dolgozatunkban is, követve a lézeres szakirodalomban elfogadott konvenciót, összefoglalóan excimernek nevezzük mind az excimereket $(AA)^*$, mind az exciplexeket $(AB)^*$.] Ez a molekula azután foton kibocsátásával



1. ábra

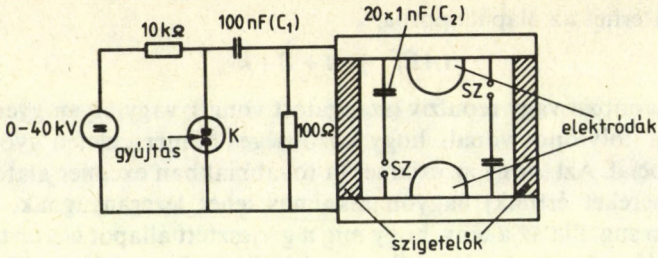
visszatérhet az alapállapotba:

$$(AB)^* \rightarrow A + B + h\nu,$$

ami azonban vagy repulzív (szaggatott vonal), vagy olyan gyengén kötött (folytonos vonal), hogy közönséges hőmérsékleten gyorsan disszociál. Azt, hogy az excimer (a továbbiakban excimer alatt gáz excimereket értünk) nagyon alkalmas lehet lézeranyagnak, igen erősen sugallja az a tény, hogy míg a gerjesztett állapot élettartama tipikusan 5 ns—5 μs, addig az alapállapoté 1—0,1 ps. (Ez ad abszurdum azt jelenti, hogy ha sikerül egyetlen excimert létrehozni, az már az adott hullámhosszra nézve populációinverzió.) Nem meglepő tehát, hogy Houtermans [3] már 1960-ban az első sikeres rubinlézer-kísérleteket elemezve, javasolta az excimereket lézeranyagnak. Annak, hogy az első excimer lézerre mégis tíz évet kellett várni, az egyik legfontosabb oka: ahhoz, hogy az aktív gáz hosszegységre eső optikai erősítése egységnyi legyen, a gáz egységnyi térfogatába

$$P = \frac{8\pi hc^2 \Delta\lambda}{\lambda^5 \eta \Phi} \qquad (1)$$

teljesítményt kell bepumpálni [4], ahol a h a Planck-állandó, c a fénysebesség, $\Delta\lambda$ az excimer lumineszcenciájának sávszélessége, λ az emisszió hullámhossza, η a gerjesztés, Φ a lumineszcencia kvantumhatásfoka. Az (1) egyenlet szerint a [2]-ben vizsgált Xe excimerbe kb. 15 MW/cm^3 teljesítménysűrűséget kellett bepumpálni. A gerjesztő energia bevitelére a gyakorlatban felhasználnak elektronsugarat (0,25—1,5 MeV, 1—10 kA), mikrohullámú kisülést (10 GHz, 500 kW, impulzusban), illetve lavinakisülést. A kereskedelmi forgalomban kapható lézerek technikai egyszerűsége miatt kizárólag az utóbbi eljárást használják. Ahhoz, hogy az excimer lézert hatásosan működtethessük, gyors felfutású (100 ns), nagy áramú, homogén, ívmentes lavinakisülést kell előállítani. Mivel az alkalmazott gáz nyomása viszonylag nagy (1—5 bar), ez csak előionizáció segítségével valósítható meg. Egy [5]-ben javasolt és gyakorlatban igen jól bevált elrendezése a 2. ábrán látható. Az aktív anyag a szigetelők és az elektródák által határolt kisülési térben áramlik. A C_1 tárolókondenzátor töltését (amelyről a nagyfeszültségű tápegység gondoskodik) a K kapcsolóelem (általában tirátron cső) aktivizálásával az Sz



2. ábra

szikraközön át a C_2 kondenzátorra töltjük át. A szikraközön keletkező intenzív szikra által kibocsátott ultraibolya sugárzás gondoskodik az előionizációról, majd amikor a feszültség C_2-n megfelelően nagy lesz, megindul a fókisülés.

Az excimer lézerek tipikus paramétereit illusztrálandó, a Lambda Physik EMG lézercsaládjának adatait az 1. táblázatban foglaltuk össze. Az excimer lézerek előnyös tulajdonságának számbavételekor célszerű figyelembe venni nemcsak azt, hogy pl. 250 nm környékén közel 1 J energiájú lézerimpulzust más eszközzel előállítani nem lehet, hanem azt is, hogy az excimer lézer méretei kb. negyedakkorák, mint az e hullámhossztartományban szóba jöhető más lézerekéi, ugyanakkor hatásfokuk kb. két nagyságrenddel jobb. Ez különösen repülőgépre vagy helikopterre telepített berendezések esetén lehet fontos.

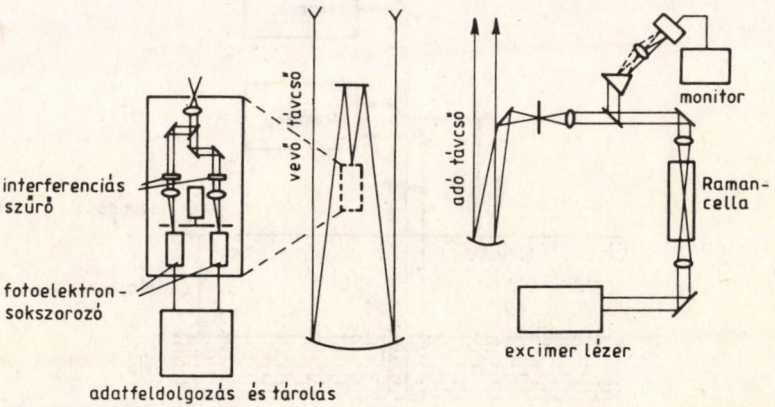
1. táblázat

Lézeranyag		F_2	ArF	KrCl	KrF	XeCl	N_2	XeF	CO_2
Hullámhossz, nm		157	193	222	248	308	337	351	10600
Energia, mJ	EMG 50	10	30	10	85	50	2	15	250
	EMG 100		200	30	275	170	7	90	1000
	EMG 200		400		800	500	16	300	5000
Impulzusidő, ns	EMG 50	6	16	8	9	15	4	15	1000
	EMG 100		14	9	15	13	5	14	
	EMG 200	11	25	16	28	20		25	
Stabilitás, ±%			6		5	3	5	6	10
Divergencia, mrad		2×4							

Az alábbiakban rátérünk az egyik legfontosabb távérzékelési eljárás, a légkörbe kibocsátott optikai jel visszaszóródásának detektálásán alapuló ún. lidar (lézer radar) rendszerek [1, 6] egy speciális változatának ismertetésére.

3. Differenciál abszorpciós lidar (DIAL)

A módszer alapjainak ismertetésétől eltekintünk, mert az kellő részletességgel megtalálható ugyanezen kötetben Richter és munkatársai dolgozatában. A lényeges különbség abban áll, hogy az alább ismertetendő fényforrásul nem a távoli infravörös tartományban működő szén-dioxid-lézert, hanem egy excimer lézert használ. A berendezés vázlata a 3. ábrán látható. A mérőhullámhossz a xenon-klorid excimer 308 nm-es vonala, míg a referencia-hullámhossz a Raman-cellába töltött metán- vagy hidrogéngázon fellépő kényszerített Raman-szórás következtében keletkezik. (Az eljárás egyik fő előnye, hogy a mérő- és referencia-fénynyaláb kollinearitása automatikusan biztosított.) Az ily módon előállított fénynyalábokat az adótávcsővel irányíthatjuk az atmoszféra vizsgálni kívánt részére. A visszaszórt jel felfogására a vevőtávcső szolgál, a

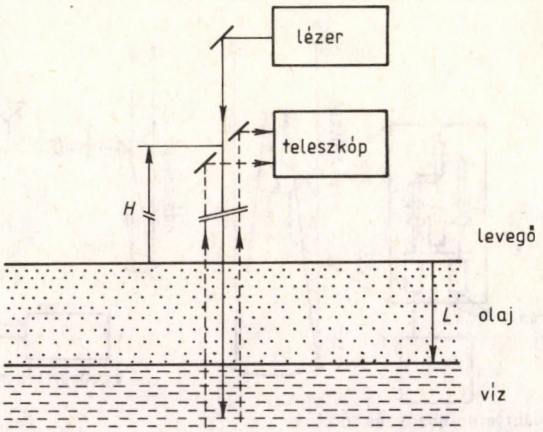


3. ábra

begyűjtött fényt alkalmas interferenciás szűrőkkel felszerelt fotoelektron-sokszorozók detektálják. A berendezés, amint azt Werner és munkatársai kimutatták [7], kiválóan alkalmas légköri ózoneloszlás mérésére, az elérhető maximális érzékenység 50 km távolságból néhány μ/m^3 volt. A légköri ózon pontos feltérképezésének jelentőségét nehéz volna túlbecsülni, elég, ha a földet körülvevő réteg koncentrációjának vagy eloszlásának viszonylag kis megváltozása következtében fellépő esetleges katasztrofális klimatikus változásokra gondolunk.

4. Olajfilm-detektálás

A természetes vizeken úszó olajfilmek vizsgálatára szolgáló módszerek fontosságának illusztrálására elegendő az a tény, hogy a legutóbbi becslések szerint a világtengerekbe évente kb. 6 millió tonna olajszármazék ömlik. A szennyezés megelőzéséhez, illetve elhárításához elengedhetetlenül szükségesek olyan eljárások, melyek segítségével a vízen úszó olaj vastagsága (esetleg minősége) gyorsan meghatározható. Egy ilyen célokra szolgáló lidar vázlata a 4. ábrán látható. A lézer fénye a vizet és a felületén úszó olajat



4. ábra

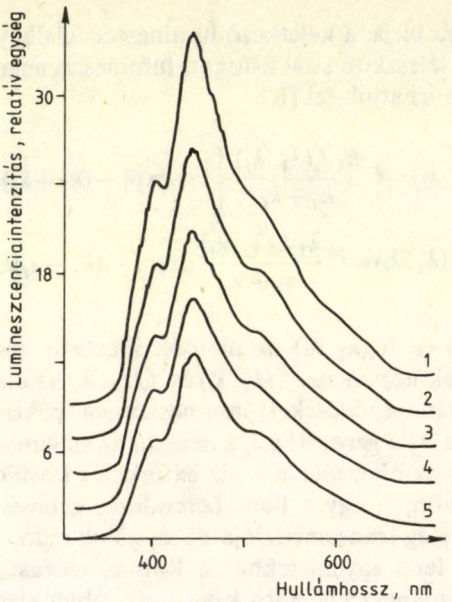
lumineszkálásra bírja, a keletkező lumineszcenciafényt a teleszkóp gyűjti össze. A teleszkóp által felfogott lumineszcenciaintenzitást az alábbi alakban írhatjuk fel [8]:

$$N_o(\lambda_1, \lambda_f) = C \frac{k_1 f_o(\lambda_1, \lambda_f)}{k_1 + k_f} \left\{ 1 - \exp[-(k_1 + k_f)L] \right\}, \quad (2)$$

$$N_v(\lambda_1, \lambda_f) = C \frac{\lambda_1 f_v(\lambda_1, \lambda_f)}{\alpha_1 + \alpha_f} \exp\left[-(k_1 + k_f)L\right], \quad (3)$$

ahol $N_o(\alpha_1, \alpha_f)$ és $N_v(\lambda_1, \lambda_f)$ az olajból, illetve a víztől származó lumineszcenciakomponens, $f_o(\lambda_1, \lambda_f)$ és $f_v(\lambda_1, \lambda_f)$ az olaj, illetve a víz (beleértve a szennyeződéseket) lumineszcenciaspektruma a hatásfokra normálva, λ_1 a gerjesztés, λ_f a detektálás hullámhossza, k_1 és k_f, illetve α_1 és α_f az olaj, illetve a víz extinkciós koefficiense a λ_1, λ_f hullámhosszokon, C egy a lidar berendezés geometriájától és az olaj-víz határréteg transzmissziójától függő állandó, L az olajréteg vastagsága. A fenti egyenletekben a Raman-szórást (mivel annak intenzitása a lumineszcenciához képest általában kicsiny) elhanyagoltuk. A (2) és (3) egyenletekből leolvasható, hogy λ_1 megválasztása a detektált jelre igen nagy hatással lehet. A [8]-ban közölt mérések eredményei szerint ugyanis, a gerjesztő hullámhosszat változtatva, két, egymással ellentétes hatás lép fel. A gerjesztés hullámhosszát 420 nm-ről 249 nm-re változtatva, a lumineszcencia kb. tizedére esik, tehát a hasznos jel is ugyanennyivel csökken, ezzel ellentétes irányba hat azonban az, hogy az olaj abszorpciós koefficiense a hullámhossz csökkenésével jelentősen megnő, ami viszont növeli a fénykihozatalt. Az említett közleményben Burlamacchi és munkatársai úgy találták, hogy 10 μm-nél nagyobb olajfilmvastagság esetén maximális lumineszcenciaintenzitás 308 nm-es gerjesztő hullámhossz esetén észlelhető.

A módszer legnagyobb korlátját az jelenti, hogy a nyersolajak lumineszcenciaspektruma az anyag minőségétől lényegében független, ugyanakkor igen széles. Ezt illusztrálandó az 5. ábrán öt különböző nyersolaj lumineszcenciaspektrumát tüntettük fel. Amint az az ábrából is kitűnik, a detektálás jel/zaj viszonya spektrális szűréssel nem javítható. Mindezek eredményeképpen a



5. ábra

módszer, 0,01 μm-nél vékonyabb olajfilmek kimutatására elvileg sem alkalmas.

Az olajak emissziós spektrumainak hasonlósága egy további hátrányos következménnyel jár: nem lehet az egyes olajfajták között csupán spektrumaiknak felvételével különbséget tenni. Ez a probléma oldható meg az abszolút fluoreszcencia-hatásfok mérésével [9]. (A módszert a szakirodalomban angol eredetű mozaikszóval AOFSCE mérésnek szokás nevezni.) Ennél az eljárásnál az olaj fluoreszcenciájának hatásfokát mérik meg úgy, hogy referenciának a víz Raman-vonalát használják. Az így nyert eredmények segítségével — tekintettel arra, hogy az egyes olajfajták fluoreszcenciahatásfoka több mint egy nagyságrenddel különbözhet — már elég megbízható következtetéseket lehet levonni a vízen úszó olajfilm minőségére is.

A kutatócsoportunkban korábban elvégzett előzetes mérések szerint az olajok fluoreszcenciacsillapodási ideje szintén szignifikán-

san különbözik. Ezt a tényt ugyancsak fel lehetne használni olajfilmek azonosítására, ez esetben azonban az általunk [10]-ben javasolt festéklézert kellene gerjesztő fényforrásként használni, amely excimer lézeres gerjesztés esetén kb. 0,3 ns hosszúságú impulzusokat bocsát ki. Ilyen rövid gerjesztő impulzusok segítségével az olajok csillapodási idejének in situ mérését kellő pontossággal el lehetne végezni.

Irodalom

1. E. D. HINKLEY, ed.: Laser Monitoring of the Atmosphere. Springer Verlag, Berlin, 1976.
2. N. G. BASOV—V. A. DANILCHEV—YU. M. PROPOV—D. D. KHODKEVICH: JETP Let. **12** (1970) 329.
3. G. HOUTERMANS: Helv. Phys. Acta **33** (1960) 933.
4. H. H. R. HUTCHINSON: Appl. Phys. **21** (1980) 95.
5. M. DIEGELMANN—H. P. GRIENEISEN—K. HOHLA—XUE—JING HU—J. KRASINKI: Appl. Phys. **23** (1980) 283.
6. RICHTER P.—PÉCZELI I.—ENGARD F.—LŐRINCZ E.: jelen kötet, 95. old.
7. J. WERNER—K. W. ROTHE—H.WALTHER: Appl. Phys. **B32** (1983) 113.
8. P. BURLAMACCHI—G. CECCHI—P. MAZZINGHI—L. PANTANI: Appl. Opt. **22** (1983) 48.
9. F. E. HOGE—R. N. SWIFT: Appl. Opt. **22** (1983) 37.
10. B. RÁCZ—ZS. BOR—G. SZABÓ—S. SZATMÁRI: Acta Phys. et Chem. (Szeged) **26** (1980) 117.

Protonindukált röntgenemissziós módszer (PIXE) alkalmazása légköri aeroszolok vizsgálatára

Szabó Gyula, Borbélyné Kiss Ildikó, Koltay Ede

MTA Atommag Kutató Intézete, Debrecen

Mészáros Ágnes, László Sándor

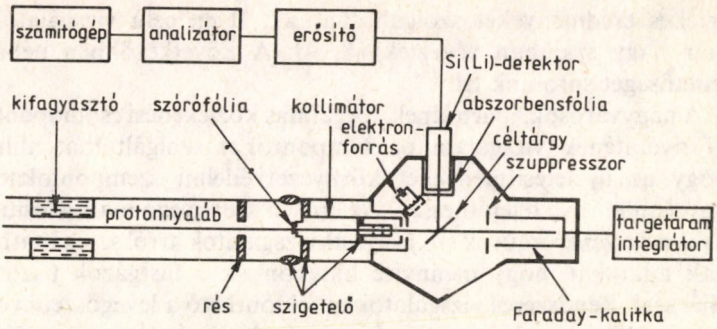
OMSZ Központi Légkörfizikai Intézete, Budapest

1. Bevezetés

A protonindukált röntgenemisszió mint analitikai módszer alig 15 éves múltra tekint vissza.

Johansson és munkatársai [1] 1970-ben kísérletileg bebizonyították, hogy egy minta atomjaiból gyorsított protonokkal kiváltott röntgensugárzást Si(Li) félvezető detektorral észlelve egy nagyérzékenységű, multielemes analitikai eljárás adódik. Ezt a módszert PIXE módszernek nevezik. A PIXE fizikai alapja az, hogy ha egy mintát eléggé nagy energiájú töltött részecskékkel bombázunk, az ionizáció következtében az atomok belső héjain „lyukak" jönnek létre, és ezek a gerjesztett állapotok bizonyos részben röntgensugárzás kibocsátásával bomlanak el. A röntgensugárzás energiája egyértelműen a kibocsátó atom rendszámától függ, míg intenzitása a mintában lévő kérdéses elem koncentrációjával arányos.

A röntgensugárzás keltésére alkalmazott részecskenyalábot — esetünkben 2 MeV-os protonnyalábot — az ATOMKI 5 MV-os Van de Graaff-gyorsítója szolgáltatja, amelynek egyik mérőcsatornájához csatlakozó PIXE mérőhely elvi rajza az 1. ábrán látható. A mérőkamrában elhelyezett mintára az analízisekhez szükséges méretű és intenzitású homogén nyaláb egy szórófólián és kollimátorokon áthaladva kerül. Annak érdekében, hogy vékony vagy vastag céltárgyak esetén is lehetséges legyen a megfelelő pontosságú töltésmérés — amelyet egy áramintegrátor biztosít —, mind a mérőkamra, mind a szigetelő anyagú minták feltöltődését megakadályozó elektronforrás tápegységei földfüggetlenek. A kamrába beépített vékony céltárgyak esetén az árammérés helyességének



1. ábra. A PIXE mérőberendezés elvi rajza

ellenőrzésére, a kollimátorrendszer egyes elemeire adott feszültségek beállítása ad lehetőséget. Hogy a mérési körülmények minél optimálisabbak legyenek, a minta és a 90°-ban elhelyezett Si(Li)-detektor közé célszerű abszorbens fóliákat elhelyezni.

A röntgenspektrum felvételére egy 4K-s amplitúdóanalizátor szolgál, a spektrumok előzetes feldolgozását és forgalmazását egy PDP 8/I típusú, míg a teljes kiértékelést az intézet központi PDP 11/40 típusú számítógépe végzi. Ez utóbbi számítógépre a PIXE spektrumok teljes feldolgozására, azaz a mintában lévő elemek koncentrációjának gyors meghatározására, egy programrendszert fejlesztettünk ki [2, 3].

2. A PIXE módszer alkalmazhatósága légköri és munkahelyi aeroszolok vizsgálatára

A légköri aeroszolok sok légköri folyamatban jelentős szerepet játszanak, ugyanakkor századunk második felének rohamos ipari fejlődése következtében megnövekedett annak a veszélye, hogy az antropogén eredetű légszennyezések komoly környezeti, de az emberi egészségre is káros hatással lehetnek [5]. A multielemes PIXE analízisek nemcsak a légköri folyamatok jobb megértéséhez járulhatnak hozzá, hanem környezetvédelmi szempontokból is

értékes eredményeket szolgáltathatnak. Ilyen célú vizsgálatokat már nagy számban végeztek [8, 9]. A következőkben néhány lehetőséget sorolunk fel.

A nagyvárosok, ipartelepek, forgalmas közlekedési csomópontok környezetének vizsgálata pl. támpontokat szolgáltathat ahhoz, hogy az új létesítményeket környezetvédelmi szempontokat is figyelembe véve telepíthessék. Az erősen szennyező ipari létesítményeknél (szénerőművek stb.) végzett vizsgálatok arról szolgáltathatnak adatokat, hogy mennyire hatékonyak a füstgázok tisztítási eljárásai. Rendszeres vizsgálatokkal eldönthető a levegőszennyezések csökkentésére vonatkozó intézkedések hatásossága. Ilyen vizsgálatokra szép példa egy frankfurti méréssorozat. Az 1966—77. években rendszeresen gyűjtött minták analíziséből kiderült, hogy a város levegőjének zink-, ólom-, kálium-, bróm-tartalma rendre 11,5, 10,5, 7,6 és 6,4%-kal csökkent. Ez a csökkenés feltehetően a környezetvédelmi intézkedések hatásával magyarázható [10].

A munkahelyi aeroszolok (hegesztőműhelyek, műanyaggyárak stb.) vizsgálata közvetlenül az ott dolgozók egészségvédelme szempontjából lényeges, ugyanakkor az egyéni védőeszközök és más egészségvédelmi berendezések hatásossága is vizsgálható.

A PIXE igen előnyös aeroszolok vizsgálatára [11, 12], mert ilyen módszerrel történő analízisekhez igen kis, általában már 10—100 μg-nyi anyagmennyiség elegendő, és egyetlen mérésből a magnéziumnál nehezebb elemek koncentrációja $10^{-7}-10^{-6}$ g/g relatív érzékenységgel meghatározható, valamint az aeroszolok gyűjtésének legelterjedtebben használt módszere olyan mintákat szolgáltat, amelyek minden további preparálás nélkül mérhetők.

Az aeroszolok mintagyűjtésének és a PIXE módszerrel történő mérésének problémáit Lannefors és Carlsson részletesen megvizsgálták [12]; itt csak néhány általános, de igen lényeges részletre szeretnék utalni. Ismert térfogatú levegő nukleáris szűrőn (nuclepor, millipor, teflon) történő átszívásával igen jól reprodukálható, és nagy hatásfokú gyűjtés érhető el. Optimálisan megválasztott PIXE-mérési körülmények esetén városi környezetben 0,5—2 órás, vidéki környezetben 4—6 órás, míg háttér jellegű környezetben 1—2 napos mintagyűjtési idő szükséges. Egyszerű aerodinamikai eszközökkel, ún. kaszkád impaktorokkal az aeroszolrészecskék

méret szerint is szétválaszthatók. Ekkor a mintagyűjtési idő megnövekszik a levegő aeroszoltartalmától függően néhány órára, esetleg néhány napra.

A PIXE módszerrel a Si(Li)-detektor sajátságai miatt általában csak a magnéziumnál nehezebb elemek mérhetők; szimultán végzett Rutherford-visszaszórási (RBSA), vagy (p, γ) reakciókból származó gamma-sugárzás mérésekkel (PIGE) azonban a könnyű elemek koncentrációi is meghatározhatók [13, 14].

3. Saját vizsgálatok

A jelen munkában ismertetendő vizsgálatok főleg légkörfizikai és levegőkémiai vonatkozásúak. A kapott eredmények interpretációja még nem befejezett; az eredményekből levonható következtetéseket később közöljük [15].

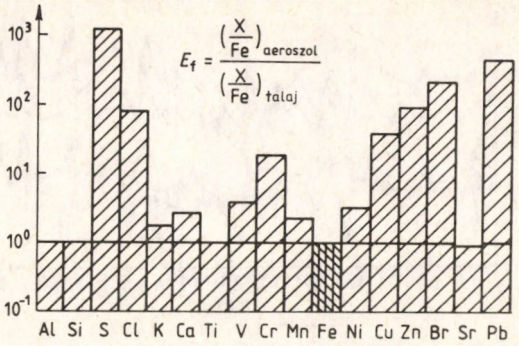
Az ország két pontján, a Kecskemét környéki K-pusztán, a Központi Légkörfizikai Intézet mérőállomásán és a nyugati határszélen, az Alpok lábánál, Farkasfán gyűjtött aeroszolmintákat vizsgáltuk. A K-pusztai vizsgálatok 1981 júliusától 1982 októberéig néhány naponként, míg a farkasfaiak 1982 áprilisától szeptemberéig általában hetenként gyűjtött mintákat tartalmaznak. Mindkét mérőhely az ország méreteihez képest nagyobb ipari létesítményektől távol helyezkedik el, így a kapott adatok az ország vidéki viszonyaira jellemzőek.

Az 1. táblázatban az átlagos koncentrációadatokat közöljük ng/m^3 egységekben. Látható, hogy a farkasfai koncentrációk a kéntől és a brómtól eltekintve kissé alacsonyabbak, mint a K-pusztaiak. A táblázatban feltüntettünk néhány irodalomból származó adatot is. A svédországi és az USA-beli adatok vidéki környezetből, a belgiumiak ipari, míg a svájciak háttér jellegű környezetből származnak. Látható, hogy a Svédország északi vidékén, Velenben mért adatok lényegesen alacsonyabbak; ez érthető is, mert ez a terület ritkán lakott, és 200 km-es környezetében nincs jelentősebb ipari létesítmény [7]. Az USA-ból származó adatokat az Ohio folyó völgyében mérték [4]. A közölt koncentrációk meglepően hasonlítanak a magyarországi adatokhoz. A

1. táblázat. A K-pusztán és Farkasfán mért átlagos koncentrációk összevetése irodalmi adatokkal.
A koncentrációadatok ng/m^3-ben vannak megadva

	K-puszta	Farkasfa	Velen, Svédország [7]	Ohio, USA [4]	Kína [5]	Belgium [6]	Jungfrau, Svájc [6]
Al	680	229	–	720	–	1070	51
Si	1534	1341	–	2049	–	–	–
P	270	327	–	47	–	–	–
S	2879	3550	650	2733	2307	–	–
Cl	41	9	130	40	214	3470	7,2
K	332	257	52	208	152	1070	20
Ca	692	484	65	542	109	–	–
Ti	32	30	5	31	14	70	2,4
V	6	4	2	–	–	33	0,3
Cr	17	15	2	–	–	14	0,4
Mn	14	12	5	18	19	102	1,5
Fe	365	271	72	323	148	1990	36
Co	3	–	–	–	–	2	0,04
Ni	2	1	1	–	2	–	–
Cu	12	2	2	9	3	45	0,9
Zn	60	8	17	27	31	525	10
As	11	9	–	–	–	15	0,2
Se	2	5	–	2	–	4	0,04
Br	5	10	2	11	4	147	1,3
Pb	56	26	14	61	24	700	4,4

belgiumi adatok az egész országra átlagolt koncentrációkat jelentenek [6]. Mivel erősen iparosodott és motorizált országról van szó, az antropogén eredetű járulék jelentős, így a lényegesen magasabb koncentrációk érthetőek. A svájci adatokat Jungfraujochban, 3572 m-es tengerszint feletti magasságban mérték [6]. Itt a közvetlen antropogén járulék elhanyagolható, a nagyságrendi különbségeket ez okozza. Összefoglalva: azt mondhatjuk, hogy az ország vidéki területeinek levegője mérsékelten szennyezett.

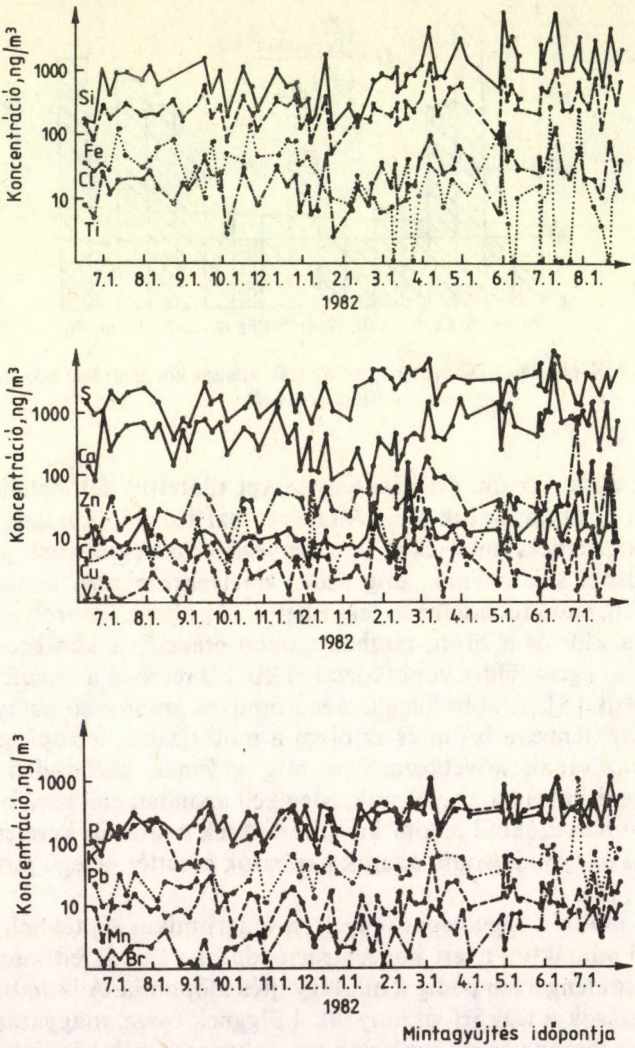


2. ábra. A K-pusztán gyűjtött aeroszol minták átlagos koncentrációiból számított dúsítási tényezők

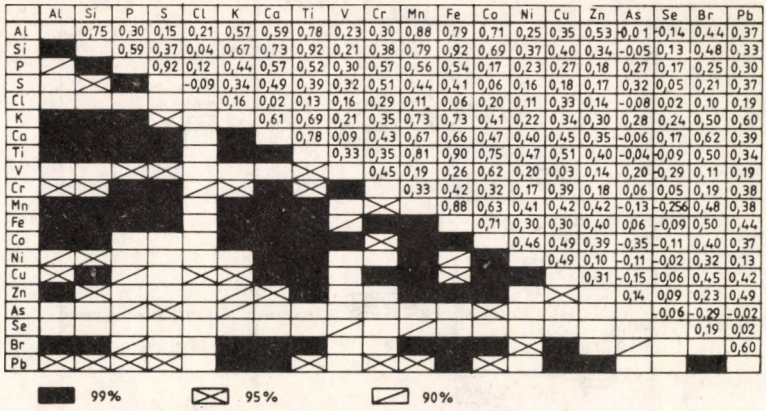
A 2. ábrán az ún. dúsítási tényezőket tüntettük fel, definícióját szintén az ábrán adtuk meg. Általában azt szokás mondani, hogy azok az elemek, amelyekre ez a tényező közel egységnyi, a talaj eróziójából származnak, míg azok, amelyekre egynél lényegesen nagyobb, más eredetűeknek tekinthetők. Az ábrán felsorolt elemek közül a klór és a bróm részben tengeri eredetű, a kén becslések szerint az egész földre vonatkoztatva kb. 2/3 részben a bioszférából származik [5], a többi főleg a szénerőművek szennyező hatásának következménye, a bróm és az ólom a motorizáció, a kopásgátlók alkalmazásának következménye, míg a fémek különböző ipari szennyezésekkel kapcsolatosak. Meg kell azonban említeni, hogy a dúsítási tényezőkből levont következtetések óvatosan kezelendők, ugyanis nagyon hasonló adatok kaphatók a háttér jellegű területeken is [13].

A 3. ábrán a függőleges tengelyen logaritmikus léptékben a K-pusztai mintákból nyert koncentrációadatok vannak feltüntetve, a vízszintes tengelyen pedig a mintagyűjtés időpontja. A látható erős ingadozások a légköri viszonyokkal függnek össze, magyarázatuk azonban főleg az összefüggések bonyolultsága és a légköri folyamatok nem kellő ismerete miatt csak részben lehetséges.

A 4. ábrán, mivel a légköri aeroszolokban lévő elemek koncentrációja lognormális eloszlást követ, a koncentrációk logaritmusai



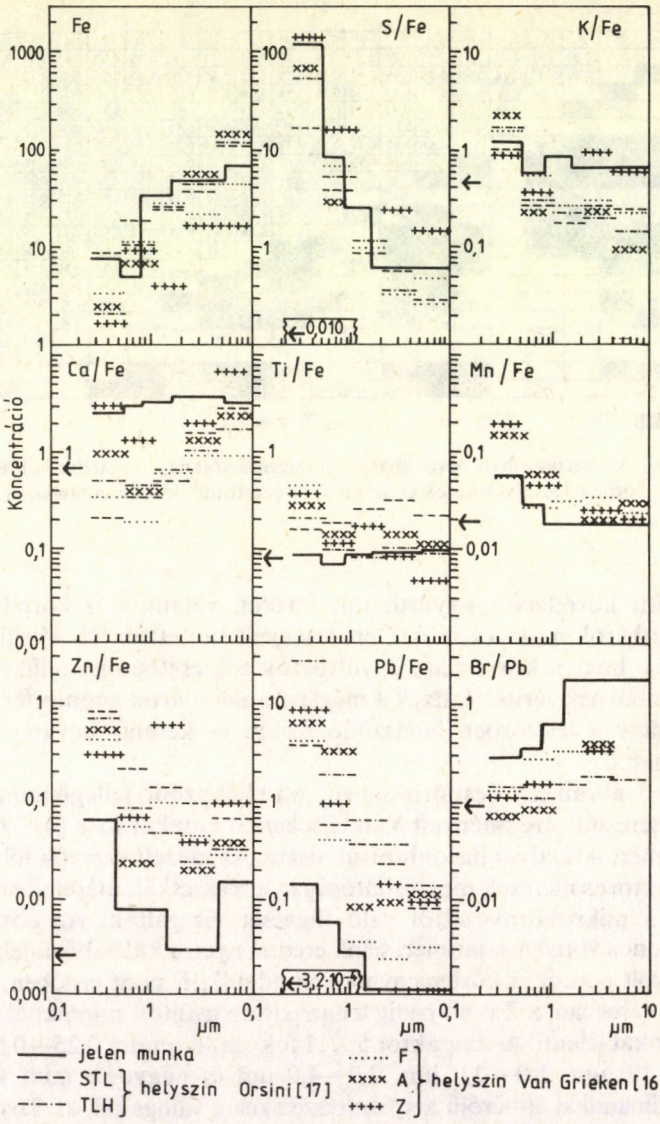
3. ábra. A levegőben lévő elemek koncentrációjának változása K-pusztán 1981 júliusától 1982 szeptemberéig



4. ábra. Az aeroszolban lévő elemek koncentrációjának logaritmusai közötti korrelációs együtthatók és az azokra végzett nullpróbák eredményei

közötti korrelációs együtthatók értékét, valamint a korrelációs együtthatók nullpróbájának eredményeit tüntettük fel. Megfigyelhetjük, hogy a korrelációs együtthatók sok esetben szignifikánsan különböznek zérustól. Ezek a megfelelő elempárok azonos forrására, vagy a légkörben lejátszódó fizikai és kémiai folyamatokra utalnak.

Az 5. ábrán egy Pestlőrincen végzett tájékozódó jellegű impaktoros mérésünk eredményeit Van Grieken és munkatársai [16] USA-ban mért adataival hasonlítottuk össze. Az idézett szerzők főleg az impaktoros mérések megbízhatóságát, a részecskék méreteloszlásának a mikrokörnyezettől való függését vizsgálták. Az ábrán a folytonos vonal a saját méréseink eredményei, a különböző jelekkel ábrázolt pontok a közleményből vett adatok; F pont erdőben, az A pont városban, a Z pont pedig tengerparton gyűjtött mintákból nyert adatokat jelenti. Az impaktor 5 . . . 1 fokozatai rendre 0,25—0,5 μm, 0,5—1,0 μm, 1,0—2,0 μm, 2,0—4,0 μm és nagyobb mint 4 μm aerodinamikai átmérőjű aeroszolrészecskéket válogatják ki. További, Seattle-ből és Tallahassee-ből származó adatokat Orsini és munkatársai [17] közölnek. Az ábrák bal szélén látható nyilak a talajra



5. ábra. A Pestlőrincen végzett kaszkád impaktoros mérés eredményei Van Grieken és munkatársai [16], valamint Orsini és munkatársai [17] eredményeivel összehasonlítva. Részletes magyarázat a szövegben található

vonatkozó átlagos adatokat jelölik. Látható, hogy saját méréseink a ZN/Fe adatoktól eltekintve, alakra nagyon hasonlóak Van Grieken és munkatársai adataihoz.

Végezetül megemlítjük, hogy légköri aeroszolokra vonatkozó multielemes vizsgálatok a közép-európai térségben teljesen hiányoznak. Ezért a méréseket folytatjuk, kiterjesztve városok (Budapest, Debrecen) levegőjére is.

Irodalom

1. T. B. JOHANSSON—R. AKSELSSON—S.A.E. JOHANSSON: Nucl. Instr. and Methods **84** (1970). 141.
2. ZOLNAI L.: ATOMKI Közl. **24** (1982) 229.
3. I. KISS—E. KOLTAY—S. LÁSZLÓ—GY. SZABÓ—L. ZOLNAI: Nucl. Instr. and Methods B **12** (1985) 496.
4. R. W. SHAW—R. J. PAUR: Atmospheric Environment **17** (1983) 2031.
5. MÉSZÁROS E.: A levegőkémia alapjai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1977.
6. R. DAMS—J. DE JONGE: Atmospheric Environment **10** (1976) 1079.
7. H. O. LANNEFORS—T. B. JOHANNSON—I. GRANAT—B. RUDELL: Nucl. Instr. and Methods **142** (1977) 105.
8. Proceedings of the International Conference on PIXE and its Analytical Applications. Nucl. Instr. and Methods **142** (1977) 1—338.
9. Proceedings of the 2nd International Conference on PIXE and its Analytical Applications. Nucl. Instr. and Methods **181** (1981) 1—546.
10. P. METTERNICH—R. LATZ—J. SCHADER—H. W. GEORGII—K. O. GROENEVELD—A. WENSEL: Nucl. Instr. and Methods **181** (1981) 431.
11. S. A. E. JOHANSSON—T. B. JOHANSSON: Nucl. Instr. and Methods **137** (1976) 473.
12. H. LANNEFORS—L. E. CARLSSON: X-Ray Spectrometry **12** (1983) 138.
13. J. W. WINCHESTER: Nucl. Instr. and Methods **181** (1981) 367.
14. M. BOHGARD—K. G. MALMQVIST—G. I. JOHANSSON—K. R. AKSELSSON: Nucl. Instr. and Methods **181** (1981) 459.
15. A. MÉSZÁROS—I. KISS—E. KOLTAY—S. LÁSZLÓ— GY. SZABÓ: Eleventh International Conference on Atmospheric Aerosols, Condensation and Ion Nuclei. Budapest, 1984. Vol. I. p. 113.
16. R. E. VAN GRIEKEN—T. B. JOHANSSON— K. R. AKSELSSON— J. W. WINCHESTER— J. W. NELSON— K. R. CHAPMAN: Atmospheric Environment **10** (1976) 571.
17. C. Q. ORSINI—H. C. KAUFMANN—K. R. AKSELSSON—J. W. WINCHESTER—J. W. NELSON: Nucl. Instr. and Methods **142** (1977) 91.

A légkör antropogén radioaktív környezetszennyezése

Csongor Éva

MTA Atommag Kutató Intézete, Debrecen

Az emberiség csak a század elején szerzett ismereteket arról, hogy a régmúltban is egy természetes háttérsugárzásban élt, amelynek forrásai: a kozmikus sugárzás, a természetes radioaktív anyagok és a kozmogenikus radioaktív izotópok.

Az egyensúlyi háttérsugárzást az utóbbi évtizedekben az emberi tevékenység jelentősen megváltoztatta, főként a magenergia felhasználásának következtében.

A maghasadás révén termelt energia felszabadítása történhet gyorsan, robbanásszerűen, ezt valósították meg a nukleáris fegyverkísérletekben; vagy szabályozott formában, ez történik a nukleáris erőművekben. Mindkét esetben nagy mennyiségű hasadási termék, valamint nagyszámú neutron keletkezik, amelyek neutronaktivációval radioizotópokat termelnek.

A továbbiakban csak az általunk mért antropogén radioaktív környezetszennyezők kimutatása területén elért eredményeink, valamint az ezekből levonható következtetések kerülnek ismertetésre.

1. Légköri nukleáris fegyverkísérletekből származó radioaktív környezetszennyezés

Az első nukleáris fegyverkísérletet 1945-ben hajtották végre, azóta több mint 900 nukleáris szerkezetet robbantottak. Ezek közül mintegy 400 volt légköri, a többi földalatti robbantás; ez utóbbiak gyakorlatilag nem okoztak környezetszennyezést.

1.1. Radioaktív hasadási termékek kimutatása a csapadékban

Egy légköri nukleáris fegyverkísérletnél az összes hasadási termék a légkörbe kerül, ahol aeroszolokhoz tapadva a légtömegekkel együtt mozognak, és ahonnan hullóporként részben leülepednek, részben a csapadékkal kimosódnak.

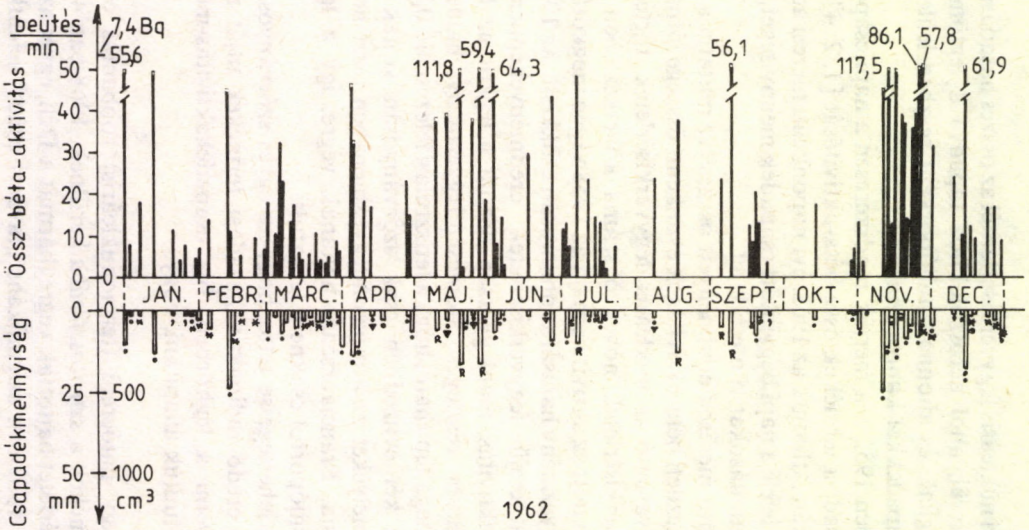
Debrecenben 1952 óta mérjük rendszeresen a napi csapadékkal kimosott hasadási termékek össz-béta-aktivitását [1, 2, 4]. Példaként az 1. ábrán láthatjuk az 1962. évi naponkénti mérési adatokat: függőlegesen lefelé a napi begyűjtött csapadék mennyiségét, felfelé a napi mért aktivitásokat tüntettük fel.

A 30 év alatti mérések eredményeit összesítve mutatja a 2. ábra, ahol a mért kezdeti béta-aktivitások évenkénti összege látható. A 2. ábrából leolvasható a nukleáris fegyverkísérletek története. A légköri fegyverkísérletek növekvő száma következtében 1958-ig folyamatosan nőtt az aktivitás, majd az 1958 végén megkötött teljes atomcsendegyezmény hatására rohamosan csökkent. Az 1961—62-es nagy hatóerejű fegyverkísérletek eredményeképpen ismét megnőtt az aktivitás, majd gyorsan tisztult a légkör az 1962. év végétől érvényes részleges atomcsendegyezmény hatására. A mérésekből megállapítható, hogy a letisztulási felezési idő 0,7 év [4].

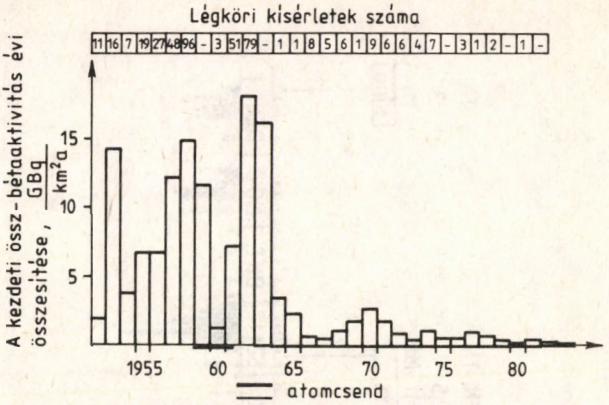
Az utóbbi két évtizedben csak szórványosan voltak légköri kísérletek, amelyeket az atomcsendegyezményben részt nem vevő államok (Kína, Franciaország) hajtanak végre, így a légkör a radioaktív hullóportól csaknem letisztult.

Ez viszont lehetségessé tette, hogy az egyes szórványos légköri kísérletekből eredő radioaktív hasadási termékek útját nyomon lehessen követni a légkörben. Így csapadékaktivitás-méréseink alapján meg tudtuk állapítani, hogy:

— Egy nagy hatóerejű (termonukleáris) robbantás esetén a hasadási termékek a *sztratoszférába* kerülnek. 1968-ban 4 termonukleáris kísérletet hajtottak végre (hármat a Déli, egyet az Északi Félgömbön). 1969-ben szignifikáns „tavaszi csúcs" jelentkezett a debreceni csapadék aktivitásában, azt bizonyítván, hogy tavasszal kicserélődés van a sztratoszferikus és troposzferikus légtömegek



1. ábra. 1962. évi csapadékminták össz-béta-aktivitásának mérési adatai. Függőlegesen lefelé a napi begyűjtött csapadék mennyisége, felfelé a napi mért aktivitás látható



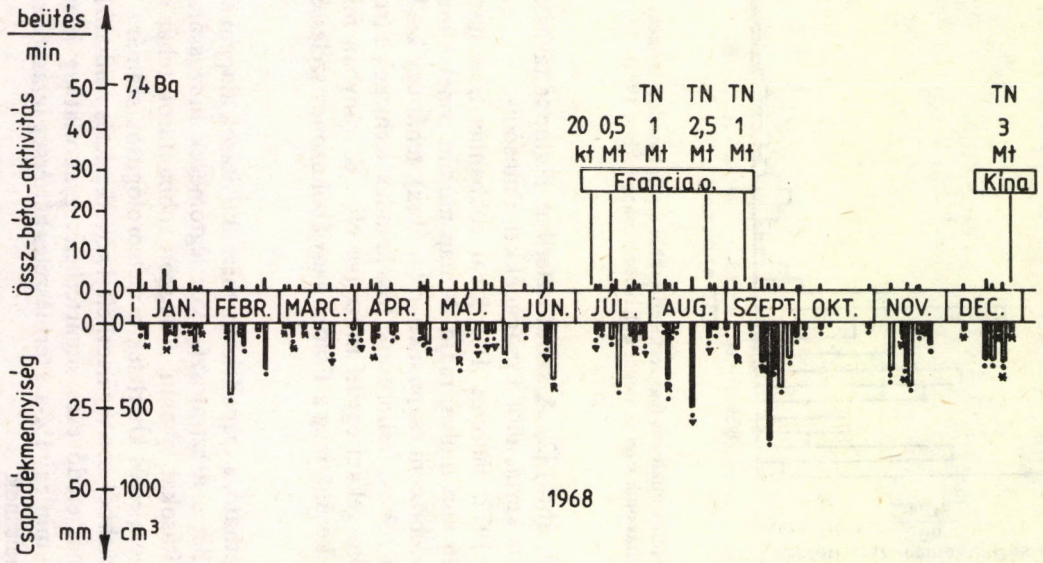
2. ábra. Légköri nukleáris fegyverkísérletekből eredő hasadási termékek össz-béta-aktivitásának éves összegei a debreceni csapadékban 1952—83 között

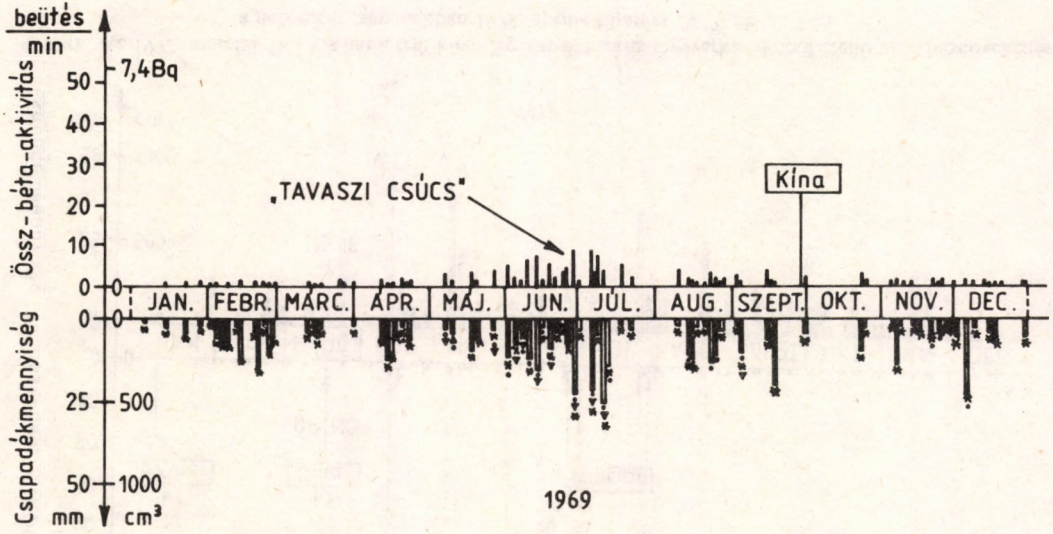
között (3. ábra) [2]. A sztratoszferikus hullópor tavasszal a troposzférába kerül, ahol a csapadékkal kimosódik.

— Az 1972. március 18-i kínai robbantás friss hasadványai először 26 nap múlva, majd 24 nap múltán ismét kimutathatók voltak a debreceni csapadékban (4. ábra), tehát egy kis hatóerejű földközeli robbantásból eredő friss hasadási termékek a troposzferikus légtömegekkel együtt mozogva Ny—K irányban mintegy 30 nap alatt kerülik meg a Földet nagyjából azonos szélességi körön [2].

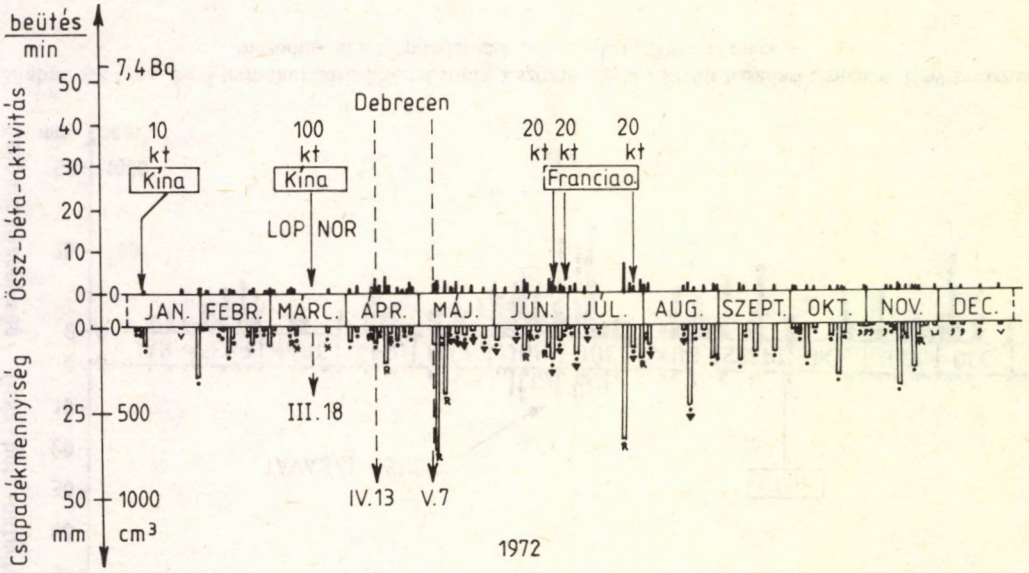
Mint látható, a csapadékban mért aktivitások alapján a troposzferikus, illetve a sztratoszferikus légtömegek mozgására lehetett megállapításokat levonni. A légköri robbantások tehát rendkívül fontos nyomjelzős kísérletek a meteorológusok számára.

A mérésekből az a sugárterhelési következtetés vonható le, hogy a hullóporból eredő éves sugárterhelés gyakorlatilag jelentéktelen (10^{-5} Sv), mintegy 1%-a a természetes háttérsugárzásból eredő éves sugárterhelésnek.


beütés
min
Össz-béta-aktivitás
Csapadékmennyiség
50
40
30
20
10
0
0
0
25
50
mm
7,4 Bq
500
1000
cm³
TN
20 kt
0,5 Mt
TN
1 Mt
TN
2,5 Mt
TN
1 Mt
Francia o.
TN
3 Mt
Kína
JAN.
FEBR.
MÁRC.
ÁPR.
MÁJ.
JÚN.
JÚL.
AUG.
SZEPT.
OKT.
NOV.
DEC.
1968



3. ábra. Az 1968. évi 4 termonukleáris kísérlet során a sztratoszférába került hasadási termékek 1969 tavaszán mosódtak ki a troposzferikus csapadékkal („Tavaszi csúcs")



4. ábra. Az 1972. március 18-i kis hatóerejű kínai légköri nukleáris fegyverkísérletből eredő aktivitásnövekedés a debreceni csapadékban 1972. április 13-án és 1972. május 7-én

1.2. Neutronaktivációval termelt többlet-^{14}C kimutatása

A légköri nukleáris kísérletek egy másik következménye volt, hogy megváltoztatta az egyensúlyi ^{14}C-koncentrációt a természetes háttérsugárzásban.

A természetes ^{14}C-izotóp folyamatosan termelődik a felső légkörben, ahol a kozmikus sugárzás hatására keltett neutronok kölcsönhatásba lépnek a légkör ^{14}N-atomjaival, és a $^{14}N(n, p)\ ^{14}C$ magfolyamat révén ^{14}C termelődik. A ^{14}C-atom a légkörben $^{14}CO_2$-vé oxidálódik, és keveredik a többi CO_2-molekulával. Hosszú felezési ideje ($T_{1/2} = 5730$ év) és a gyors geokémiai kicserélődési folyamatok miatt a ^{14}C egy állandó egyensúlyi izotóparányban ($^{14}C/^{12}C = 1{,}17 \cdot 10^{-12}$) (koncentrációban) és egy állandó egyensúlyi mennyiségben ($1{,}5 \cdot 10^8$ GBq) fordult elő a légkörben az emberi beavatkozás előtt.

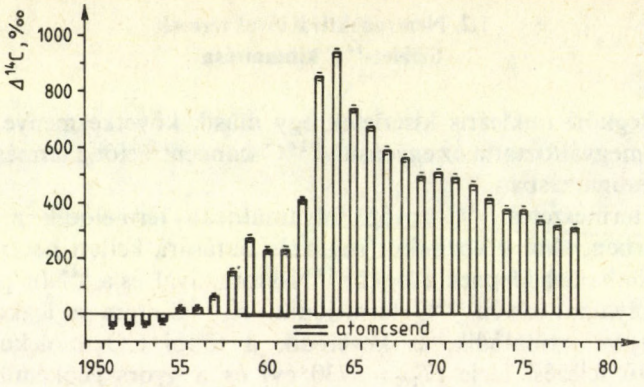
Az 1945 és 1962 között végrehajtott mintegy 400 légköri nukleáris fegyverkísérlet hatására nagy neutrontöbblet keletkezett, amely olyan nagy többlet-^{14}C-t termelt a troposzférában, hogy a ^{14}C-koncentráció 1963-ra 100%-kal megnőtt [5].

Az atmoszferikus ^{14}C-t a növények CO_2 formájában fotoszintézissel beépítik, így a faévgyűrűk széntartalmának $^{14}C/^{12}C$ izotóparánya megegyezik a troposzferikus izotóparánnyal, azaz az egyes faévgyűrűk konzerválták a növekedésük ideje alatti légköri ^{14}C-koncentrációt.

Az utóbbi 30 évre vonatkozóan mi is elvégeztük ennek meghatározását. A debreceni Nagyerdőben 1979-ben kivágott akácfát évgyűrűire bontottuk, és az egyes évgyűrűk ^{14}C-többletét proporcionális számlálóval mértük az intézetben kifejlesztett alacsony hátterű radiokarbon mérőrendszerben [3, 6].

Az 5. ábra mutatja a mérések eredményét, az egyes évgyűrűk ^{14}C-többletét az emberi beavatkozás előtti szinthez viszonyítva. (Az alapvonal jelenti a természetes háttér szintet.) 1964-ben 95% volt a troposzferikus ^{14}C-többlet, amely 1978-ra 30%-ra csökkent [7].

A mérések alapján a ^{14}C-többlet letisztulására egy mintegy 10 éves felezési idő állapítható meg. A gyors letisztulás annak



5. ábra. A troposzferikus ^{14}C-koncentráció változása 1951—1978 között egy debreceni nagyerdei akácfa évgyűrűinek mérése alapján. A többlet-^{14}C a légköri nukleáris fegyverkísérletek hatására termelődött [7]

következménye, hogy a troposzferikus CO_2 gyors kicserélődésbe lép a tengervízben oldott hidrokarbonát-ionnal (HCO_3^-).

Mivel csaknem minden légköri nukleáris fegyverkísérlet az Északi Félgömbön történt, ezek a ^{14}C-koncentrációadatok az Északi Félgömbre általánosan érvényesek. Az előzőekben a légtömegek mozgására ismertetett modell azonban itt is érvényes: a troposzferikus és sztratoszferikus légtömegek kicserélődése miatt a Déli Félgömbön is mérhető ^{14}C-többlet, és ennek nagysága 1970 óta azonos az Északi Félgömbön mért értékkel.

Az 5. ábrából egy másik emberi tevékenység hatása is leolvasható: az 1950-es évek elején negatív ^{14}C-többlet, azaz ^{14}C-hiány mutatkozik. Az iparosodás révén a múlt század végétől a fosszilis tüzelőanyagok felhasználása kismértékben ugyan, de folyamatosan növelte a légköri CO_2-koncentrációt; ugyanakkor a fosszilis eredetű CO_2 inaktív lévén, folyamatosan csökkentette az emberi beavatkozás előtti ^{14}C-koncentrációt. Ez a folyamat ma is tart, de ezt elfedi a nukleáris kísérletekből eredő ^{14}C-többlet.

Fenti eredmények a geokémikusok és hidrológusok számára jelentenek nagy fontosságú adatokat, mert ezáltal nyomon követhetővé válik a szén körforgása a Földön.

2. A nukleáris ipar által termelt radioaktív környezetszennyezés

A magenergia ipari hasznosítása során is kell számolnunk mind radioaktív hasadási termékek, mind neutronaktivációs termékek keletkezésével.

2.1. A nukleáris ipar által termelt ^{85}Kr kimutatása

A ^{85}Kr radioaktív hasadási termék, amely 10,7 éves felezési idővel béta-emisszióval bomlik. A ^{85}Kr jelenlétét az atmoszférában az 1960-as évek elejétől lehetett kimutatni, és kezdetben a ^{85}Kr koncentrációjának rohamos növekedése, légkörbeni felhalmozódása volt tapasztalható.

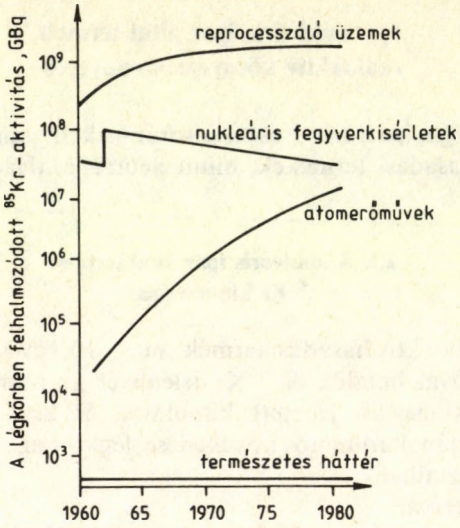
A ^{85}Kr forrásai:

— A ^{85}Kr a reaktorok fűtőelemeiben termelődik folyamatosan mint hasadási termék, ott összegyűlik, és csak jelentéktelen mennyiségű megszökés van normál üzemelési körülmények között.

— A reprocesszáló üzemekben a kiégett fűtőelemek kémiai újrafeldolgozása során kinyerik a még bennük lévő U-t, valamint az üzemelés alatt keletkezett Pu-ot. A fűtőelemekben összegyűlt hasadási termékeket kémiailag megkötik, kivéve a gázfázisúakat (Kr, Xe, I, T, $^{14}CO_2$), amelyeket részben, illetve a nemesgázokat egészben a légkörbe engedik. Így a jelen nukleáris ipari technológia mellett a reprocesszáló üzemek a légköri ^{85}Kr fő forrásai.

— További forrást jelentettek a légköri nukleáris fegyverkísérletek, amelyekből a hasadási termékként származó ^{85}Kr szintén az atmoszférában marad. Ennek mennyiségét számítással határoztuk meg [8], ez azonban az 1960-as évek eleje óta kétszer feleződött a felezési időnek megfelelően. Így az ebből eredő jelenlegi adalék a mai felhalmozott értéknek mindössze 1%-a.

— A természetes háttérsugárzásban termelődő ^{85}Kr mennyisége igen csekély (adaléka 10^{-5}%), értéke ma már nem is mérhető, csak számításokkal becsülhető (ennek egy része a kozmikus neutronoknak és légköri stabilis ^{84}Kr-izotópnak a kölcsönhatásából, más része a természetes U és Th spontán hasadásából ered).



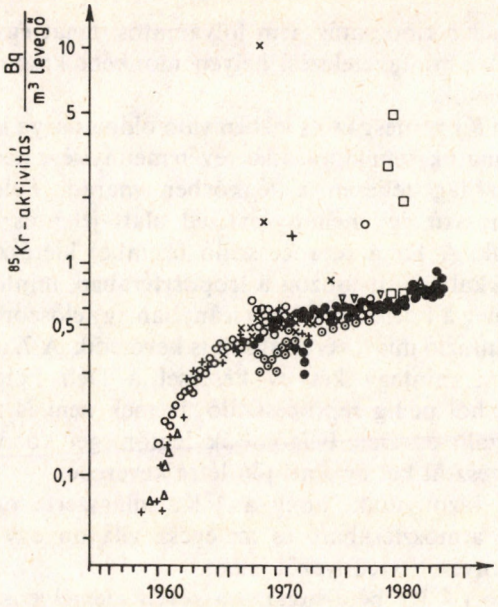
6. ábra. A légköri ^{85}Kr forrásai és a légkörben felhalmozódott mennyiségük

A 6. ábra összesítve mutatja a ^{85}Kr lehetséges forrásait, és hogy ezek mekkora hányadát adják az évek során a légkörben felhalmozódott ^{85}Kr mennyiségének.

A légköri ^{85}Kr koncentrációjának mérési eredményei:

— A légköri ^{85}Kr koncentrációjának változását 1966 óta mérjük rendszeresen [8, 9, 10]. A Kr-gáz mintákat az Egyesült Izzó miskolci Kriptongyárától kaptuk, ahol a levegőben $1{,}14 \cdot 10^{-6}$ térfogatrészben jelenlevő Kr-t dúsították be. A gáz tisztasága jobb, mint 99%, tisztaságát kvadrupol-tömegspektrométerrel ellenőriztük [9]. A Kr-gáz minta ^{85}Kr aktivitását belső gáztöltésű GM-számlálókkal határozzuk meg.

A 7. ábrán a debreceni mérési eredményeket más szerzők eddig közzétett mérési adataival együtt tüntettük fel. A fekete pontok jelentik a debreceni méréseket. Az adatokból látható, hogy az 1960-as évekbeni gyors növekedés után a koncentrációszint állandósult, majd 1974-től egy lassúbb és 1980-tól egy gyorsabb növekedés tapasztalható. A jelenlegi koncentrációszint 0,8 Bq/m^3 levegő, ami a teljes légkörben $3{,}2 \cdot 10^9$ GBq felhalmozódott értéket ad.



7. ábra. A légköri ^{85}Kr-koncentráció változása 1958—1982 között [9, 10]
Északi Félgömb: +, ▽ Franciaország, ○ NSZK, × USA, □ Belgium, △ Japán, ● Debrecen
Déli Félgömb: ⊙ Franciaország

A mérésekből levonható következtetések:

— A ^{85}Kr koncentrációértékek az Északi Félgömbön gyakorlatilag azonos szinteket és tendenciákat mutatnak. A kezdeti gyors növekedés után az 1970-es évektől kezdve a növekedés lassul. Ennek oka az, hogy a nagy reprocesszáló üzemek működtetését megszüntették, és a reaktorok kiégett fűtőelemeit reprocesszálás nélkül tárolják. Nyugat-Európában viszont üzemel két nagyobb (Angliában és Franciaországban) és néhány kisebb kapacitású reprocesszáló üzem. Ezeknek és néhány kutatási, valamint katonai célokat szolgáló reprocesszáló üzemnek a kapacitása szabja meg a ^{85}Kr-koncentrációszint változását az utóbbi évtizedben.

— Az Északi Félgömbön végzett mérések adataiban mutatkozó egyes kiszóró értékek annak tulajdoníthatók, hogy a reprocesszáló

üzemekből a Kr-kibocsátás nem folyamatos, tehát egy, az üzem közelében levő mintavételezési helyen időnként kiugróan magas értékek mérhetők.

— Mivel a Kr nemesgáz, és vízben való oldhatósága is kicsi, sem kémiai folyamatok, sem kimosódás révén mennyisége nem csökken, így gyakorlatilag teljesen a légkörben marad. Felezési ideje viszonylag hosszú, így néhány évtized alatt jelentős mértékben felhalmozódik. A Kr a reprocesszáló üzemből kieresztés után a légáramlásokkal együtt mozog a troposzférában, mintegy 30 nap alatt kerüli meg a Földet, Ny—K-i irányban, így először horizontálisan, majd diffúzió miatt vertikálisan is keveredik. A 7. ábra mérési adatai szerint mintegy két év késéssel a Déli Félgömbön is megjelenik, ahol pedig reprocesszáló üzemek nem is működnek, tehát az Északi és Déli Félgömbök légtömegei között a sztratoszférán keresztül két év alatt jön létre keveredés.

Mindezek bizonyítják, hogy a ^{85}Kr világszerte egyenletesen oszlik el az atmoszférában, és az egész világon egy állandóan növekvő környezeti szennyezőt jelent.

— A légköri ^{85}Kr béta-sugárzása révén személyenként $3 \cdot 10^{-7}$ Sv/év bőrfelületi dózisterhelést jelent, és ennél 2 nagyságrenddel kisebb a tüdő dózisterhelése a belélegzés révén [12]. Mindez azonban jelentéktelen a természetes háttérsugárzás és a gyógyászati kezelés révén kapott dózisokhoz képest.

2.2 A nukleáris ipar révén neutronaktivációval termelt ^{14}C

Az előzőekben (1.2 pont) tárgyaltuk, hogy a természetes háttérsugárzásban hogyan és mennyi ^{14}C termelődik. A ^{14}C a nukleáris ipar környezetszennyezőjeként is jelentkezik a légkörben.

A ^{14}C neutronaktivációval keletkezik egyrészt a reaktor anyagában nyomelemszennyezőként jelenlevő ^{14}N-ből a $^{14}N(n, p)^{14}C$ magreakció révén, másrészt a $^{17}O(n, \alpha)^{14}C$ magfolyamat révén az U oxidjának, valamint a hűtővíz oxigénjének ^{17}O-izotóp tartalma miatt.

A reaktor környezetébe legnagyobbrészt a hűtővízben keletkező ^{14}C kerülhet, míg a fűtőelemben termelődő ^{14}C a reprocesszáló üzemekben szabadul fel. Mind egy nyomottvizes reaktor, mind egy

reprocesszáló üzem esetén a ^{14}C kibocsátása azonos nagyságrendű (néhány száz GBq/GW év) [11]. Egyre több közlemény jelenik meg arra vonatkozóan, hogy egy reaktor környezetében néhány km-es körzetben mind a levegőben, mind a környező növényekben kimutatható a ^{14}C-többlet.

Ennek jelentőségét már évekkel ezelőtt látva végeztünk ^{14}C nullszintfelmérést a paksi erőmű számára oly módon, hogy az erőmű környezetében 4 fának az 1977—1980 években formálódott évgyűrűiből meghatároztuk az erőmű beindulása előtti ^{14}C-koncentrációt.

Az emberi tevékenység által termelt ^{14}C éves dózisterhelése jelenleg kisebb, mint a természetes ^{14}C háttérből eredő dózisterhelés (10^{-5} Sv/év), viszont a ^{14}C bioelem, amely fotoszintézis révén és a táplálkozási láncon keresztül minden élő anyagba beépül, és a nukleáris ipar révén a jövőben egy nem elhanyagolható növekvő dózisterhelést jelent.

Irodalom

1. A. Szalay—D. Berényi: Acta Phys. Hung. **5** (1955) 1.
2. A. Szalay—E. Csongor: Acta Phys. Hung. **29** (1970) 407.
3. Csongor É.—Hertelendi E.: ATOMKI Közl. **24** (1982) 179.
4. A. Szalay—A. Kovách: Acta Phys. Hung. **13** (1961) 281.
5. I. Levin—K. O. Münnich—W. Weiss: Radiocarbon **22** (1980) No. 2, 379.
6. Csongor É.—Hertelendi E.: ATOMKI Közl. **23** (1981) 189.
7. E. Hertelendi—E. Csongor: Radiochem. Radioanal. Letters **56** (1982) 103.
8. E. Csongor: Acta Phys. Hung. **28** (1970) 109.
9. E. Csongor: Proc. Int. Conf. on Low Radioactivity Measurements and Applications, High Tatras, 1975. Eds: P. Povinec—S. Usacev. VEDA, Bratislava, 1977, p. 471.
10. É. Csongor: Proc. 2nd Int. Conf. on Low Level Counting, High Tatras, 1980. Ed.: P. Povinec. VEDA, Bratislava, 1982, p. 357.
11. Csongor É.—Hertelendi E.: Izotóptechnika **24** (1981) 188.
12. National Council on Raditation Protection and Measurements: Kr-85 in the atmosphere. NCRP report No. 44. (1975) p. 29.

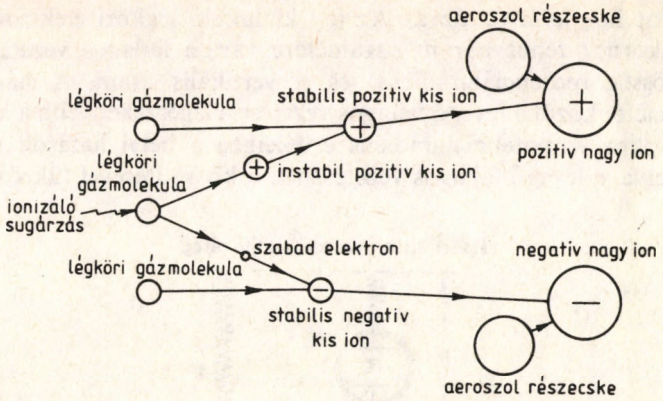
A levegőszennyezés és a légköri elektromosság összefüggései

Bencze Pál

MTA Geodéziai és Geofizikai Kutató Intézete, Sopron

A levegőszennyezés és a légköri elektromosság összefüggéseinek a megértéséhez a légköri elektromosság keletkezésével kell először megismerkedni. A levegő elektromos tulajdonságait — zavartalan körülmények esetén — az ionizáció, az ezzel ellentétes folyamat, a rekombináció és a keletkezett töltések elszállítódása szabja meg [1].

A talaj felszínének a közelében, tehát a bioszféra szempontjából legfontosabb légköri tartományban az ionizációt a talajban levő radioaktív anyagok (^{238}U, Th-család és a ^{40}K) β- és γ-sugárzása, a levegőben levő, légnemű halmazállapotú radioaktív anyagok (radon, thoron) α-sugárzása és a galaktikus kozmikus sugárzás hozza létre. Átlagos körülményeket tekintve a talaj radioaktív sugárzása 4 ionpár cm^{-3} s^{-1}, a levegő radioaktív sugárzása 3 ionpár cm^{-3} s^{-1}, a szekunder galaktikus kozmikus sugárzás $\sim$ 2 ionpár cm^{-3} s^{-1} értékkel járul hozzá a talaj felszíne felett 0,5 m magasságban a levegő ionizációjához. Az említett magasságban tehát az összionizáció erőssége mintegy 9 ionpár cm^{-3} s^{-1}. A rekombinációt tekintve a töltéssemlegesítődés formája a talaj felszínének közelében az ion—ion rekombináció. Ugyanis a (nagy sűrűség következtében fellépő) gyakori ütközések és a levegő kis mértékű ionizáltságának eredményeként nagyobb a valószínűsége annak, hogy az ionizációnál keletkezett elektron egy semleges molekulával találkozik és azzal negatív iont alkot, mint hogy egy pozitív ionnal közvetlenül elektron—ion rekombináció jöhessen létre. A nagy sűrűségre visszavezethető gyakori ütközések és a kis mértékű ionizáltságnak további következménye az a bonyolult

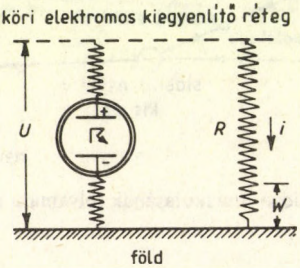


1. ábra. A töltéshordozó átalakulásának folyamata a talajközeli levegőben

töltésátalakulási folyamat, amely a ionizáció és a töltéssemlegesítődés közé beépül. A folyamat komplexitását fokozza, hogy nemcsak különböző nagyságú, hanem különböző típusú ionokról is szó van, mivel a levegő gázkeverék. Az ionizáció vagy az elektronfelvétel útján keletkezett pozitív, illetve negatív kis ionokat aeroszolrészecskék vehetik fel, így közepes és nagy ionokat alkotva (1. ábra). A töltések elszállítódását keletkezésük helyéről a töltések mozgékonysága, az ionok diffúziója, illetve a különböző légmozgások idézhetik elő.

Az elektromos töltések jelenléte a levegőben elektromos terek kialakulását is lehetővé teszi. A légkörben a legfontosabb töltésszétválasztó és így elektromos terek keletkezéséhez vezető folyamatok felszálló légáramlásokban, a zivatarfelhőkben lépnek fel. A jelenleg általánosan elfogadott elképzelés szerint (kondenzátor elmélet) a globális zivatartevékenység a Föld felszíne és az ionoszférában mintegy 60 km körüli magasságban elképzelt „felület", az ún. légköri elektromos kiegyenlítő réteg között $3 \cdot 10^5$ V nagyságrendű feszültséget hoz létre. Az így elképzelt gömbréteg kondenzátor elektródái közötti feszültség a Föld zivatarfelhőktől mentes területein, amelyeket (a zivatarfelhők által borított generátorterületektől megkülönböztetve) „szép idő" területeknek szoktak nevezni, vertikális

áramot hoz létre (2. ábra). Az így kialakuló légköri elektromos áramkörnek tehát három paramétere van, a fajlagos vezetés, a térerősség (potenciálgradiens) és a vertikális áram. A három paraméter közül a levegő fajlagos vezetése a legérzékenyebb a helyi hatásokra. A potenciálgradiens értékeiben a helyi hatások már közvetve, a levegő fajlagos vezetésének a közvetítésével tükröződ-



2. ábra. A légköri elektromos áramkör sémája (*i* vertikális áram, *w* a fajlagos vezetés reciproka, *R* oszlopellenállás)

nek, míg a vertikális áramban a Föld felszíne és a kiegyenlítő réteg közötti, egységnyi alapterületű légoszlop ellenállásán, az ún. oszlopellenálláson keresztül csak nagyon áttételesen érvényesülhetnek.

A generátorterületeken a töltésszétválás eredményeként a zivatarfelhőktől kiinduló légköri elektromos kisülések, a villámok széles frekvenciatartományban elektromágneses hullámokat bocsátanak ki. Az időben és térben véletlenszerű eloszlást mutató kisülések elektromágneses sugárzása a Föld—ionoszféra hullámvezetőben terjedve egy mindenhol észlelhető zajszintet hoz létre, amelyet légköri rádiózajnak nevezünk. A légköri rádiózaj szintje egy adott helyen a zivatartevékenység idő- és térbeli változásától, valamint a hullámvezetőben való terjedés viszonyaitól függ. Ennek következtében a sugárzási „klíma" nemcsak a zivatarok kialakulását meghatározó meteorológiai tényezőknek, hanem a terjedési viszonyokat befolyásoló alsó ionoszféra állapotának is függvénye. Az ionoszféra alsó rétegeinek állapotát viszont extraterresztrikus tényezők (pri-

mer galaktikus kozmikus sugárzás, sugárzási övezetekből extraterresztrikus hatások eredményeként kihulló, nagy energiájú elektronok) határozzák meg. Ennek az elektromágneses sugárzás élő szervezetekre gyakorolt, feltételezett hatása szempontjából van jelentősége.

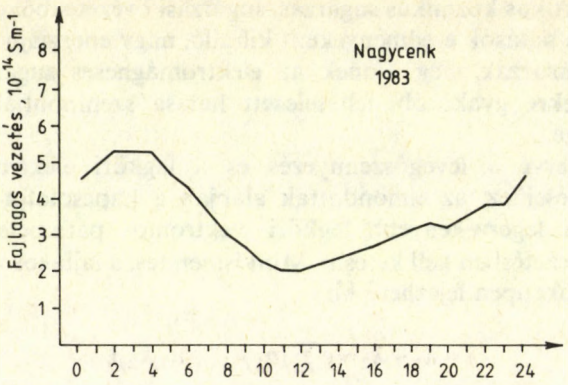
Visszatérve a levegőszennyezés és a légköri elektromosság összefüggéseihez, az elmondottak alapján a kapcsolatot a helyi hatásokra legérzékenyebb légköri elektromos paraméterben, a fajlagos vezetésben kell keresni. Mint ismeretes, a fajlagos vezetés a következőképpen fejezhető ki:

$$\lambda = \lambda_1 + \lambda_2 = e \sum_j (n_{1j} k_{1j} + n_{2j} k_{2j}),$$

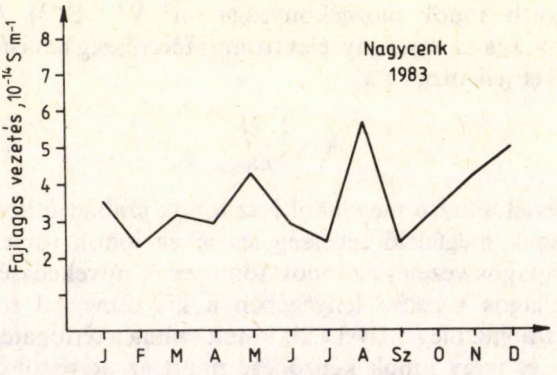
ahol λ_1 a pozitív vezetés, λ_2 a negatív vezetés (S m^{-1}), e az elektromos töltésegység, n_{1j} a j típusú pozitív, n_{2j} a j típusú negatív töltések (ionok) koncentrációja (m^{-3}), k_{1j} és k_{2j} a j típusú pozitív, illetve negatív ionok mozgékonysága (m^2 V^{-1} S^{-1}). Az ionok mozgékonysága az egységnyi elektromos térerősség hatására felvett sebességüket jellemzi, és a

$$k = \frac{1}{2} \frac{el}{m v_k}$$

összefüggéssel adható meg, ahol l az ionok szabad úthossza, v_k a hőmozgásnak megfelelő sebesség, és m az ionok tömege. Mint látjuk, a fajlagos vezetés az ionok tömegének növekedésével csökken. A fajlagos vezetést lényegében a kis tömeggel rendelkező kis ionok szabják meg. Mivel a kis ionok száma a térfogategységben a közepes és nagy ionok képződése miatt az aeroszolrészecskék koncentrációjának függvénye, vagyis a légszennyezés növekedésével csökken, a fajlagos vezetés a levegő szennyeződésének növekedésével csökken. Ez a fajlagos vezetés változás a fajlagos vezetés természetes változásaira (napi, évszakos változás) szuperponálódik. A 3. ábrán a fajlagos vezetésnek egy szinuszhullámmal közelíthető napi változását mutatjuk be, amely általában nappali minimumot és éjszakai maximumot mutat. A fajlagos vezetés évszakos változását látjuk a 4. ábrán, amelynek maximuma a nyári, minimuma a téli hónapokban jelentkezik.



3. ábra. A vertikális áram és a potenciálgradiens havi órás átlagainak hányadosa alapján számított fajlagos vezetés napi változása



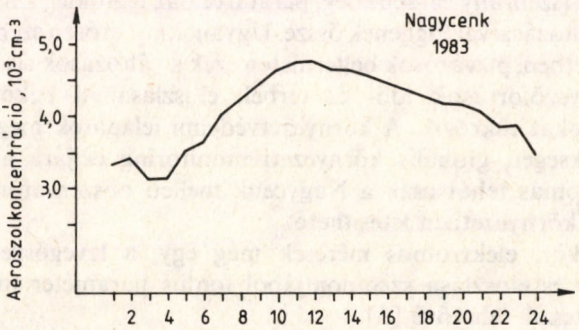
4. ábra. A vertikális áram és a potenciálgradiens havi órás átlagainak hányadosa alapján számított fajlagos vezetés évszakos változása

A légköri elektromos mérések azonban nemcsak azt teszik lehetővé, hogy a fajlagos vezetés alapján a levegő szennyeződésére kvalitatíve következtethessünk [2]. Ha ugyanis rendelkezünk ugyanazon a helyen szennyezéstől viszonylag mentes időszakra vonatkozó fajlagos vezetés adatokkal, akkor a szennyezést képvi-

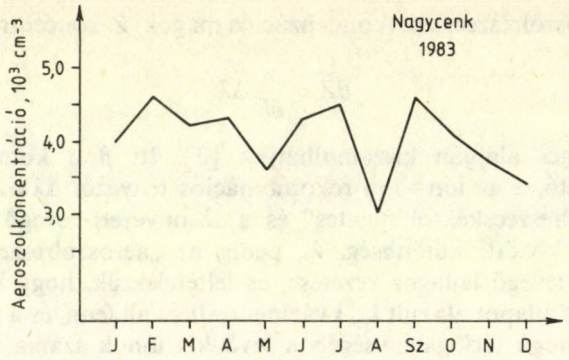
selő aeroszolrészecskék (kondenzációs magok) Z koncentrációját a

$$\beta\overline{Z} = \frac{\alpha}{ek}\Delta\lambda$$

összefüggés alapján kiszámolhatjuk [3]. Itt β a kombinációs együttható, α az ion–ion rekombinációs tényező, $\Delta\lambda = \lambda - \lambda_0$ az „aeroszolrészecskéktől mentes" és a szennyezett levegő fajlagos vezetése közötti különbség, λ_0 pedig az „aeroszolrészecskéktől mentes" levegő fajlagos vezetése, és feltételezzük, hogy kvázistacionárius állapot alakult ki, kvázineutralitás áll fenn, és a szennyezetlen levegő térfogategységében levő kis ionok száma az aeroszolrészecskékhez kötött kis ionok számához viszonyítva elhanyagolható. A felüljelzés átlagot jelent, vagyis a szorzat a különböző méretű (sugarú) aeroszolrészecskékre vonatkozó βZ szorzatok átlaga. Ennek megfelelően a számításoknál a $\alpha = 1{,}4.10^{-12}$ m^3 s^{-1}, $k = 1{,}3{\cdot}10^{-4}$ m^2 V^{-1} s^{-1} és $\alpha = 1{,}4{\cdot}10^{-12}$ m^3 s^{-1} értéket használtunk. A fenti képlet alapján meghatároztuk a Magyar Tudományos Akadémia Geodéziai és Geofizikai Kutató Intézetének Nagycenk melletti obszervatóriumában végzett potenciálgrádiens és vertikális áram mérésekből az aeroszolrészecskék koncentrációjának napi és évszakos változását. Az aeroszolrészecskék koncentrációjának a meghatározásánál a legnagyobb téli, éjszakai értékeket tekintettük a legkisebb aeroszolkoncentrációjú, viszonylag aeroszolré-



5. ábra. A fajlagos vezetés változása alapján meghatározott aeroszolkoncentráció napi változása



6. ábra. A fajlagos vezetés változása alapján meghatározott aeroszolkoncentráció évszakos változása

szecskéktől mentes levegő fajlagos vezetésének (λ_0). Az 5. ábrán az aeroszolkoncentráció napi, a 6. ábrán az aeroszolkoncentráció évszakos változását mutatjuk be (lásd [4] is).

Természetesen az aeroszolkoncentráció különböző készülékek (kondenzációs magszámláló, szűrők) segítségével közvetlenül is meghatározható. Megjegyzendő, hogy az aeroszolkoncentráció változásai egy olyan, viszonylag zavarmentes helyen, mint a Nagycenk melleti obszervatórium, elsősorban a meteorológiai tényezők (szélirány és -sebesség, páratartalom, légtömeg származási helye) változásaival függenek össze. Ugyanakkor erősen szennyezett környezetben, pl. városok belterületén ezek a változások elsősorban a szennyezőforrások idő- és térbeli eloszlásában bekövetkező változásokat tükrözik. A környezetvédelmi feladatok megoldásához szükséges, globális környezeti monitoring céljára alkalmas háttérállomás tehát csak a Nagycenk melleti obszervatóriumhoz hasonló környezetben létesíthető.

A légköri elektromos mérések még egy, a levegőszennyezés terjedése és eloszlása szempontjából fontos paraméter meghatározását teszik lehetővé [5].

Erre a lehetőségre azért is fontos felhívni a figyelmet, mivel egy egyébként kísérletileg nehezen meghatározható paraméterről van

szó. Ismeretes, hogy valamely időben és térben változó mennyiség pillanatnyi értékének a források és nyelők, a transzport intenzitásának függvényében való kifejezésére a kontinuitási egyenlet alkalmas. A transzportot a talaj felszínének a közelében a mozgékonyság és a diffúzió együttesen határozza meg. A turbulens diffúzió intenzitásának kifejezésére szolgáló turbulens diffúziós együtthatót a határrétegben a magasság lineáris függvényének tekintve a

$$k(z) = \frac{\chi z + \gamma}{z + 100}$$

összefüggést használjuk, ahol $\gamma = 5 \cdot 10^{-4}\ \mathrm{m^2 s^{-1}}$. A pozitív és negatív kis ionokra, valamint a pozitív és negatív nagy ionokra felírt kontinuitási egyenletből, továbbá a Poisson-egyenletből egy, a számunkra szükséges ismeretleneket tartalmazó másodrendű nemlineáris differenciálegyenlet-rendszert állíthatunk össze. Ezt az egyenletrendszert a határfeltételek (N_1, N_2, $\mathrm{d}n_1/\mathrm{d}z$, $\mathrm{d}n_2/\mathrm{d}z$, ahol N és n a nagy, illetve a kis ionok koncentrációja, az 1 index a pozitív, a 2 index a negatív ionokra vonatkozik) változtatása útján a Runge—Kutta-módszer segítségével megoldva, az

$$E(\infty) = \frac{k(0)}{k[n_1(\infty) + n_2(\infty)]} \frac{\mathrm{d}}{\mathrm{d}z}(n_1 - n_2)_{z=0}$$

aszimptotikus határfeltétel alapján, a tértöltéssűrűségnek a turbulens diffúziós együttható kifejezésében szereplő χ arányossági tényezővel való változását ábrázoló görbesereget szerkeszthetünk, amelynek paramétere az elektromos tér erőssége, E [6]. Most már a légköri elektromos térerősséget (potenciálgradienst) és a tértöltéssűrűséget a talaj felszíne felett adott magasságban mérve, a turbulens diffúziós együttható kifejezésében szereplő χ arányossági tényező és így a turbulens diffúziós együttható értéke is meghatározható. Az ezzel a módszerrel végzett vizsgálatok szerint a turbulens diffúziós együttható értéke 1 m magasságban $4-6 \cdot 10^{-2}\ \mathrm{m^2\ s^{-1}}$. Mivel mind a potenciálgradiens, mind a tértöltéssűrűség folyamatosan regisztrálható mennyiség, a módszer a turbulens diffúziós együttható folyamatos mérésére alkalmas. Mérésautomatizálással akár a turbulens diffúziós együttható regisztrálása is megoldható.

A gyenge elektromágneses terek élő szervezetekre gyakorolt hatásának vizsgálatával kapcsolatos kísérletek arra engednek következtetni, hogy a természetes elektromágneses tereknek, így a légköri elektromos kisülések által létrehozott elektromágneses sugárzásnak is lehet biológiai hatása. Egyes kísérletek szerint a hatás bizonyos mértékig a frekvencia függvénye, és a térerősség növekedésével exponenciálisan növekszik. Az elképzelések szerint az egyik biokémiai hatásmechanizmus az élettevékenységben (fermentumok aktivitása, fehérjeszintézis, membránáteresztő képesség szabályozása, morfogenetikai folyamatok, biológiai ritmusok, szövetek öregedése, véralvadás, receptorok működése) fontos szerepet játszó tiolok oxidációs sebességének befolyásolása lenne.

Ily módon a légköri elektromosság tanulmányozása az emberi környezet kutatásában és védelmében kettős haszonnal jár. Egyrészt lehetővé teszi a levegőszennyezés vizsgálata szempontjából fontos paraméterek meghatározását, másrészt hozzájárul az emberi szervezetet befolyásoló természeti viszonyok hatásmechanizmusának tisztázásához.

Irodalom

1. Bencze P.—Major Gy.—Mészáros E.: Fizikai meteorológia. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1982.
2. J. Bricard: in Problems of Atmospheric and Space Electricity. Ed. S. C. Coroniti. Elsevier, Amsterdam, 1965, p. 82.
3. W. Gringel—K. H. Käselau—R. Mühleisen: Pure Appl. Geophys. **116** (1978) 1101.
4. Flórián E.: Fejezetek a magyar meteorológia történetéből 1870—1970. Szerk. Szepesiné Lőrincz A. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest, 1970, 443. old.
5. M. Kawano: J. Meteorol. Soc. Japan. **35** (1957) 29.
6. W. A. Hoppel—S. G. Gathman: J. Geophys. Res. **76** (1971) 1467.

Lézeres levegőszennyezés-mérés

Richter Péter, Péczeli Imre, Engard Ferenc, Lőrincz Emőke

BME, Fizikai Intézet, Atomfizikai Tanszék, Budapest

1. Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben világossá vált, hogy az emberi tevékenység a környezetet jelentős mértékben szennyezi.

Kiderült, hogy földi környezetünk érzékeny egyensúlyban van, melynek megbontása komoly problémákat okozhat. Ezek a felismerések vezettek arra, hogy ma már a világ legtöbb helyén (és így hazánkban is) hatóságokat hoztak létre a környezet védelmére. A szennyezés megszüntetése a mai termelés mellett nem lehetséges, ezért megengedhető normák váltak szükségessé. A védelmi beavatkozásokhoz természetesen a fent említett hatások kvantitatív ismerete és ehhez mérési módszerek kidolgozása szükséges.

Környezetünk talán legveszélyeztetettebb része a légkör. Ugyan néhány komponensre a megengedett levegőminőségi normák rendelettel szabályozottak (lásd 1. táblázat), azonban a jelenleg használatos mérési módszerek számos hiányossággal rendelkeznek. Égetően szükséges új mérési módszerek kifejlesztése a jelenlegi helyzet javítása, valamint a kimutatható szennyezőkomponensek körének bővítése érdekében [1].

Jelenleg kialakítás alatt áll egy levegőszennyezés-mérő rendszer, melynek célja:

— információs rendszer a levegőtisztaság-védelemhez,
— adatszolgáltató rendszer a népgazdasági tervezéshez,
— rövid távú prognózis szolgáltatás (riasztás),
— alapadatok szolgáltatása.

A rendszer feladatai közé tartozik az ország területének egyes pontjain észlelhető szennyezéskoncentráció (immisszió), az elszállítás (transzmisszió) és a kibocsátás (emisszió) mérése.

A jelenleg használatos levegőszennyezés-mérő módszerek vagy in situ nedveskémiai módszereket, vagy mintavételezésen alapuló eljárásokat alkalmaznak. Mindkét esetben csak a tér egy pontjáról lehet felvilágosítást kapni, valamint a mérés, illetve a mintavételezés erősen befolyásolhatja az eredményt. A jelenlegi rutin módszerekkel viszonylag kevés komponens mérhető, és ehhez is többféle módszer

1. táblázat. Néhány molekuláris komponensre vonatkozó levegőminőségi norma

Szennyező anyag	Napi norma, mol/m^3	Megengedett maximum, mol/m^3
SO_2	$2{,}5 \cdot 10^{-6}$	$8{,}4 \cdot 10^{-6}$
NO	$1{,}2 \cdot 10^{-6}$	$4{,}2 \cdot 10^{-6}$
CO	$0{,}3 \cdot 10^{-6}$	$0{,}9 \cdot 10^{-6}$

(azaz mérőberendezés) szükséges. A mérések viszonylag sok időt vesznek igénybe. A probléma jelentőségének illusztrálására jellemző, hogy az Egészségügyi Minisztérium és az Országos Környezet és Természetvédelmi Hivatal által kiadott „Tervezési irányszámokkal szabályozott légszennyező adatok" listájában 277-féle anyag szerepel.

1973 óta rendelettel szabályozottan csupán 7 anyag mérése van előírva, azonban a kidolgozott mérési módszerek nem alkalmazhatók egységesen és általánosan valamennyi technológiai folyamatból származó szennyezés emissziójának meghatározására. A mérések időigényességét illusztriálja az az OKTH becslés, hogy az összes magyarországi szennyezéskibocsátó forrás egyszeri megmérésével kb. az ezredfordulóra végeznének. Ez nem elsősorban a mérés lassúsága miatt adódik, hanem a helyszínen végzendő mérés adminisztratív elhúzódása okozza. Mindezek alapján világos, hogy nagy szükség lenne gyors, érzékeny és sokoldalúan használható távanalitikai módszerre a levegőszennyezés mérésére.

A távérzékelés ugyanis lehetőséget adhat a kibocsátó forrás nagyobb távolságból való ellenőrzésére, a levegő szennyezéstartalmának valósághű térbeli feltérképezésére és a szennyeződések terjedésének vizsgálatára [2].

A távérzékelés beilleszthető a már meglévő, illetve kialakítandó levegőszennyezés-mérő rendszerbe, sőt annak kiépítéséhez fontos alapadatokat szolgáltathat [3, 4].

A továbbiakban ismertetjük a lézeres távanalitika elvét, módszereit, lehetőségeit, valamint a Budapesti Műszaki Egyetem Atomfizika Tanszékén ezen a területen folyó kutatások néhány eredményét.

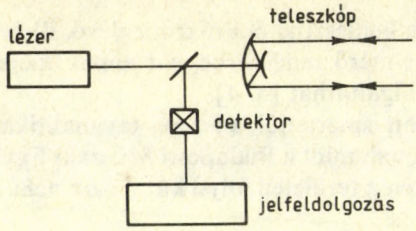
2. Lézeres távanalitikai módszerek a levegőszennyezés mérésére

Távanalitikai módszeren olyan mérési eljárást értünk, melynél a mérőberendezés a vizsgált térrésztől távol helyezkedik el. Az ilyen típusú mérések általában spektroszkópiai elven, azaz elektromágneses sugárzás és a mérendő közeg kölcsönhatásán alapulnak.

Léteznek ún. passzív technikák, melyek a légkör saját sugárzásának, illetve a nap- vagy háttérsugárzás és légkör kölcsönhatása mérésének felhasználásával teszik lehetővé a távanalízist (pl. korrelációs spektroszkópia).

Az aktív mérőberendezések maguk bocsátják ki a sugárzást. A legcélszerűbb kivitelükben ezek ún. monosztatikus megoldásúak, azaz a fényforrás és az érzékelő egybeépített. Az ilyen készülékek az elektromágneses sugárzás visszaszóródását használják ki, akár magáról az atmoszféráról (Rayleigh-, Mie-, Raman-szórás), akár természetes vagy mesterséges tárgyakról. Számos kedvező tulajdonságuk — nagy spektrális intenzitás, kis szögdivergencia, kis sávszélesség, esetenként rövid impulzus, hangolhatóság és a koherencia magas foka — miatt a lézerek igen előnyösen alkalmazhatók az ilyen típusú aktív távanalitikai mérőberendezések fényforrásaként. Ezenkívül mindegyik tartalmaz optikai rendszert, mely a fénynek a légkörbe való kivetítésére és a visszaszórt fény begyűjtésére szolgál, fotodetektort és a detektor elektromos jelét fogadó jelfeldolgozó egységet (1. ábra). Az ilyen mérőrendszereket gyűjtőnéven lidaroknak (lézer-radar) nevezik [2].

A légkörben lévő szennyezőkomponensekkel az elektromágnes sugárzás kétféle, az analízis szempontjából használható kölcsönhatásba léphet: szóródhat, illetve elnyelődhet [5].



1. ábra. Monosztatikus lézer-radar

A mérőkészüléktől mért R távolságról visszaszórt fény intenzitása az ún. lidaregyenlet szerint:

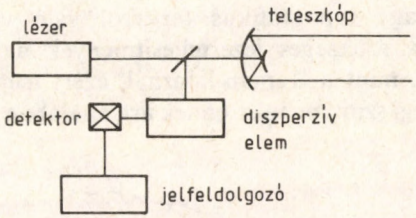
$$P(R)=P_0\,\beta(R)\frac{A}{R^2}\,\varepsilon\exp\left\{-2\int_0^R\alpha(r)\mathrm{d}r\right\},$$

ahol P_0 a kibocsátott fény intenzitása, $\beta(R)$ az R pontban a visszaszóródási tényező, A az érzékelő optikai rendszer apertúrája, α az extinkciós együttható, ε az optikai rendszer hatásfoka. A komponensek kimutatása szempontjából hasznos információt a β és az α paraméterek hordozhatják. A különböző eljárások a két kölcsönhatás valamelyikén alapulnak — e szerint osztályozzuk az alábbiakban az ismertetendő távanalitikai módszereket.

2.1 A szóráson alapuló távanalitikai módszerek

Az első távanalitikai berendezések lézerimpulzusoknak a légkörbe történő kilövésén és a visszaszórt fény időkapuzott mérésén alapulnak. A repülési idő függvényében mért visszaszórt intenzitásból a visszaszórási tényező helyfüggése, és ebből a szóró közeg térbeli eloszlása határozható meg. Ez a mérés nem anyagspecifikus. A Mie-szórás komplikált szórócentrumméret- és alakfüggése miatt ez a módszer porok és aeroszolok jelenlétének, felhők kiterjedésének, illetve mozgásának mérésére alkalmas. Általában nagy intenzitású rubinlézert és nagy méretű teleszkópot tartalmazó,

viszonylag egyszerű kiértékelést alkalmazó lézer-radarok ezek. Anyagspecifikus kvantitatív mérések végezhetők az ún. Raman-lidarokkal. A Raman-szórásnál bekövetkező hullámhossz-eltolódás egyértelműen anyagspecifikus, a levegő nitrogénjéhez képesti intenzitásmérés egyértelmű koncentrációmérést is lehetővé tesz. A Raman-lidar az 1. ábrán látható berendezéshez képest egy hullám-



2. ábra. Raman-lidar

hossz szerint diszkrimináló diszperzív elemet (rácsos monokromátort) tartalmaz (2. ábra). A Raman-lidarok igen perspektivikusak az általuk szolgáltatott pontos kvantitatív információ révén. Sajnálatos módon azonban a Raman-szórás kis hatáskeresztmetszete miatt (tipikusan 10^{-34} m^2 sr^{-1}) igen nagy energiájú, nagy ismétlődési frekvenciájú ultraibolyafény-forrást igényel. Ez az excimer lézerek további fejlődésével várhatóan elérhető lesz [6].

2.2 Az abszorpción alapuló távanalitikai módszerek

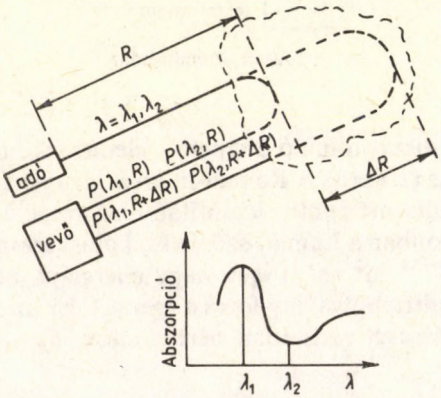
A fény a légkörben való haladása során a molekuláris abszorpció miatt is gyengülhet. A lidaregyenletben az extinkciós tényező az abszorpciót és az egyéb veszteséget (pl. szóródás) is tartalmazza. A molekuláris abszorpció hullámhosszfüggését használják ki a differenciálabszorpciós lidaroknál (3. ábra).

A mérést két hullámhosszon végezve és feltételezve, hogy a visszaszórási tényező és az egyéb veszteségek hullámhosszfüggetlenek, a hullámhosszpárnak a kimutatandó molekuláris komponensnek megfelelő megválasztásával a koncentráció úthosszintegrálja

megkapható (egy komponens jelenlétét feltételezve):

$$\int_0^R c(r)\,dr = \frac{1}{\sigma(\lambda_1)-\sigma(\lambda_2)} \ln\left(\frac{P(\lambda_2)}{P(\lambda_1)}\right),$$

ahol $P(\lambda)$ a λ hullámhosszon mért visszaszórt fényintenzitás. A differenciálabszorpciós lidar előnye, hogy mivel lehetőség van Mie-visszaszórás vagy topografikus tárgyról való visszaszórás kihasználására, a szükséges lézerteljesítmények nagyságrendekkel alacsonyabbak, mint a Raman-lidarnál, ezért megvalósíthatók a technika jelenlegi szintjén. Igaz, ennek ára általában a bonyolultabb



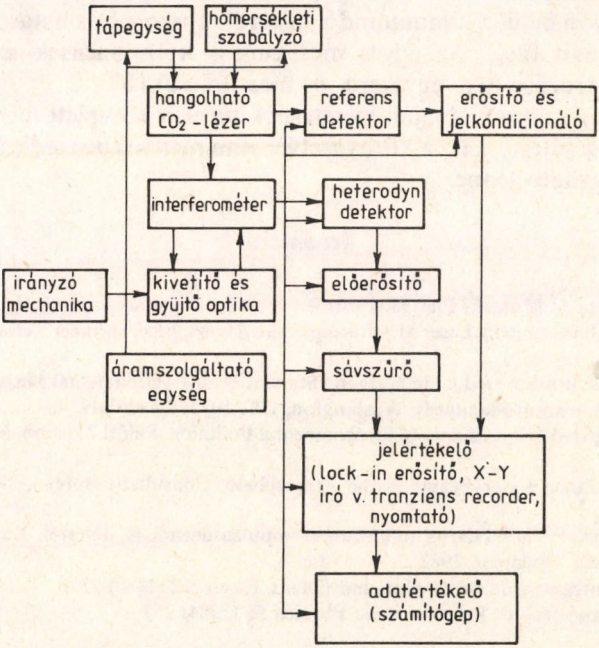
3. ábra. A differenciálabszorpciós lidar elve

felépítés (hangolható lézer), valamint a feltételezések bizonytalansága miatt a mérési eredmények interpretálásának nehézsége.

A mérőberendezés kulcskérdése a hangolható lézer. Napjainkban erre a festéklézerek, a félvezető lézerek és bizonyos gázlézerek jó lehetőséget adnak. A konkrét mérőrendszer kiválasztásánál a megoldandó feladatból és az elérhető eszközök felméréséből kell kiindulni.

3. Koherens infravörös differenciálabszorpciós lidar

A Budapesti Műszaki Egyetem Atomfizika Tanszékén kifejlesztettünk és méréseket folytattunk egy kísérleti lidar berendezéssel. A berendezés fényforrása folytonos üzemű hangolható szén-dioxid-lézer, mely a 9,2 — 9,6 μm, illetve 10,1 — 10,8 μm hullámhossztartományban számos vonalon működik. (A lézer fejlesztését a Tungsram RT-vel együttműködésben végezzük.) Ebben a hullámhossztartományban 88 kimutatható anyag rendelkezik jelentős abszorpcióval, ezek közül a legfontosabb: kén-dioxid, ammónia, benzol, kén-hexofluorid, triklor-etilén stb. A lézer kimenő teljesítménye néhány watt — ami a kis méret és a biztonságos felhasználás szempontjából lényeges. Az igen kis ($\approx 10^{-14}$ W)



4. ábra. Koherens infravörös differenciálabszorpciós lidar blokkvázlata

visszaszórt fényteljesítmény érzékelése koherens módon, az optikai heterodyn detektálás módszerével történik, mely kvantumlimitált detektálást tesz lehetővé.

A tervezett berendezés blokkvázlata a 4. ábrán látható. Az interferométer a heterodyn detektáláshoz szükséges. A légkörben megtett hosszú fényút mentén a légköri turbulenciák miatt előálló törésmutató-fluktuációk térbeli koherenciaproblémákat okoznak — ezeket kísérletileg és elméletileg részletesen tanulmányoztuk —, a kivetítő-gyűjtő teleszkóp apertúráját korlátozzák ($\Phi < 15$ cm), valamint térbeli és időbeli átlagolást tesznek szükségessé.

A jelenlegi mérőrendszer egy lézert tartalmaz, azonban az ezzel végzett kísérletek és számítógépes modellezés alapján a differenciál-abszorpciós lidar fő paraméterei becsülhetők voltak.

Ezek alapján az érzékenység $10^{-6} - 10^{-2}$(mol m^{-3})/m, és a hatótávolság 100 m — 2 km [7]. Mindkét paraméter ezeken a határokon belül a kimutatandó anyagok abszorpciós hatáskeresztmetszetétől függ. Az egyes molekuláris komponensek szelektív meghatározása nem egyszerű, de megoldható [8].

Az eredmények alapján ígéretesnek tűnik a komplett mérőrendszer megépítése, mely a környezetvédelmi mérésekben széleskörűen alkalmazható lenne.

Irodalom

1. Francia J.: Műszaki Élet **33** (1978) 9.
2. E. D. Hinkley (ed.): Laser Monitoring of the Atmosphere. Springer Verlag, Berlin, 1976.
3. W. H. Kirchhoff (ed.): Methods and Standards for Environmental Measurement. Nat. Bureau of Standards, Washington, DC, 1977. Spec. Publ. 464.
4. T. Lemd (ed.): Surveillance of Environmental Pollution. Reidel, London, New York, 1978.
5. V. E. Zuev: Laser Beams in the Atmosphere. Consultans Bureau, New York, 1982.
6. Richter P.: UV lidarok modellezése impulzusüzemű N_2-lézerrel. Kandidátusi értekezés. Budapest, 1982.
7. P. Richter—I. Péczeli: Opt. and Quant. Electr. **12** (1980) 335.
8. T. Tarnóczi—P. Richter: Acta Physica **55** (1984) 253.

Magas kéményeken kibocsátott vegyi és fizikai szennyeződések

Bede Gábor
BME, Hő- és rendszertechnikai Intézet, Budapest

1. Bevezetés

Az első ipari forradalom óta (a gőzgép feltalálásának éve 1782) az iparosodó államokban gombamódon szaporodnak a légszennyező ipartelepek (különféle „tüzelések" — kemencék, olvasztók, kazánok stb.; vegyi létesítmények, építőanyaggyárak stb.). A kezdeti időkben nyilván senki sem gondolt azonban a légszennyezésre, és így a kémények létesítése elsősorban a berendezések energiaszükséglete csökkentésére (kéményhuzat alkalmazása az égéstermékek vagy egyéb meleg hulladékok eltávolítására) irányuló tevékenység volt. Az első vizsgálatokat — amelyek környezetvédelmi célúaknak tekinthetők — a kéményből kijutó károsanyag-terjedésekre Angliában (1923) [1] és Németországban (1925) [2] végezték, meglepően későn, de ekkor is elsősorban az erőművek pernyekibocsátása terjedésére vonatkozóan. A II. világháború után — a haditechnikai alkalmazások békés célokra történő felhasználása előrehaladtával — ugrásszerűen megnőtt a vizsgálatok és eredményes alkalmazások száma. A szocialista országok közül a Szovjetunióban elsősorban Berljand és munkatársai (1963) [3] tevékenysége, a nyugati országokban Sutton (1953) [4], majd később Pasquill (1962) [5] munkássága volt alapvető. A 60-as évek végétől [6] számíthatjuk hazánkban is a magas kémények okozta légszennyezés szisztematikus vizsgálatát, bár meg kell jegyezni, hogy a villamosenergia-iparban e tevékenység lényegesen korábban kezdődött meg (lásd pl. [7]). Napjainkra mondható, hogy hazánkban a kérdés bizonyos értelemben nyugvópontra jutott: országos szabványok rendelkeznek a magas károsanyag-kibocsátó források méretezéséről, rendele-

tek szabályozzák a megengedhető kibocsátás mértékét stb. Felmerül tehát a kérdés: kell-e egyáltalán foglalkozni a „magas kéményeken kibocsátott vegyi és fizikai szennyeződések"-kel? A válasz egyértelmű igen. A továbbiakban a kérdéscsoport egy „szeletével" és elsősorban a villamosenergia-ipar vonatkozásában szeretnék igen röviden foglalkozni.

2. Hőtermelésből származó károsanyag-keletkezések és -kibocsátások

A konvencionális energiahordozók hőtermelésre való alkalmazása égési folyamatokkal történik. E folyamatokból elsősorban szén-, kén-, nitrogén-oxidok keletkeznek (egyéb vegyületeket most a rövidség kedvéért elhanyagolunk). A klasszikus méretezési eljárások az oxidációs reakciókat az egyensúlyi kémia törvényei alapján írják le. A valódi viszonyok azonban térben, időben játszódnak le (és különféle hőmérsékleteken), így a nemegyensúlyi kémia eszköztárára lenne szükség a pontos leíráshoz.

Az égési folyamatok reakciókinetikai leírása ma még csak elvben áll rendelkezésünkre (igen sok fizikai-kémiai paraméter értéke ma még nem ismert és nem mind világosak a különféle katalitikus, illetve inhibitoros hatások sem). Mindaddig, amig a pontos modellekkel nem rendelkezünk — a biztonság irányába tett elhanyagolással — célszerűnek tűnik elsősorban a kén-dioxidok viszonyaiból kiindulni, sőt kis hibát követünk el, ha teljes kénkibocsátást kén-dioxid formának tekintjük [8].

Az atommaghasadáson alapuló hőtermelés esetében a helyzet bonyolultabbnak tűnik, ugyanis itt többfajta károsanyag-keletkezéssel kell számolni. A tényleges viszonyok azonban áttekinthetőbbek, mert a keletkezési és kikerülési mechanizmusok jól ismertek, és a modellezés is metodikailag megoldottnak tekinthető.

A károsanyag-kibocsátások csökkentésére a konvencionális energiahordozók alkalmazása esetén elsősorban kémiai módszerekkel gondolhatunk (a pernye és poremissziók kivételével, ahol fizikai eljárásokat alkalmazunk hosszabb ideje és sikerrel: hazánkban például a felszabadulás óta létesített valamennyi erőmű el volt látva

valamilyen típusú pernyeleválasztóval). Nagy mennyiségű kéndioxid leválasztására kidolgoztak és alkalmaznak ugyan eljárásokat (elsősorban az NSZK-ban és Japánban), de ezen eljárások ma még mindenütt szinte megengedhetetlenül drágák, a vállalatok alkalmazásukra önerőből nem is képesek. Hazánkban a kémiai módszerekkel való kén-dioxid-emisszió csökkentése csak az elvi vizsgálat szintjén áll.

Nukleáris energiahordozó esetén a károsanyag-kibocsátások csökkentése — fizikai módszerekkel — megoldottnak tekinthető.

3. A kémény szerepe a kibocsátott káros anyagok hígulásában

Az energetikai rendszerekben a kéményt már hosszabb ideje amiatt alkalmazzák, hogy a kibocsátott káros anyagokat a légkör olyan rétegeibe juttathassák, ahonnan a talajszintre érésig a hígulás mértéke kielégítő. Az előzőből nyilvánvaló, hogy előírt immisszióértékhez a hígulási folyamaton keresztül lehet a megkívánt (vagy szükséges) kéménymagasságot megállapítani. A gyakorlatban a helyzet nem ilyen egyszerű [9]:

— A hígulási folyamat (amely egyben transzportfolyamat is) fenomenologikus leírására rendelkezésre álló sztohasztikus modellek állandói hazánk viszonyaira való alkalmazhatóságának korrekt ellenőrzése még nem történt meg; a determinisztikus (egyben analitikus) modellek viszont csak egy-egy konkrét esetre kerülnek alkalmazásra (külön problémát jelent a szennyezőanyag-transzport során előálló fizikai és kémiai változások kezelése).

— Magas kémény esetén a szennyezőforrás effektív magasságának meghatározása, amely a hígulási folyamat szempontjából döntő jelentőségű, egzakt módszerekkel ma még nem végezhető el.

— Hiányoznak azok a módszerek, amelyek segítségével a nagy távolságú szennyezőanyag-transzport viszonyai (a szennyezőanyag „import—export mérleg") megbízhatóan követhetők.

A hígulási folyamat sztochasztikus modelljét az USA-ban és Nyugat-Európában fejlesztették ki, a determinisztikus modell szovjet kutatások eredménye (újabban a szovjet kutatások is

sztochasztikus modell irányában fejlődnek). Az effektív kéménymagasság megállapításával igen sok kutató foglalkozott eddig, az eredmények csak egy-egy „kéménytípusra" látszanak alkalmazhatók lenni. A nagy távolságú szennyezőanyag-transzport modellezésébe hazai kutatók is bekapcsolódtak, azonban még csak kezdeti eredményekről tudunk (a hatások szuperpozíciója vonatkozásában különösen hiányosak az ismeretek). A vizsgálatokat bonyolítja az a körülmény is, hogy a légmozgások, illetve a különféle meteorológiai jelenségek modellezése önmagában sem tekinthető befejezettnek, így a hígulási folyamatok meteorológiai paramétereinek becslése olyan terület, ahol nincsenek észlelési adatok, igen bizonytalan.

A jelzett elméleti és gyakorlati nehézségek azonban nem befolyásolják a fejezet kiinduló megállapítását — ugyanis a kéménymagasság (pontosabban az effektív kéménymagasság) döntő jelentőségű a légszennyezők hígulási folyamataiban. Nem véletlen, hogy néhány ország (pl. Anglia, Franciaország) a kéménymagasságnak a szennyezésminimáláson — pontosabban költség-haszon számítások alapján — alapuló megállapítását a légszennyezés csökkentése szempontjából legalább olyan hatékony módszernek tartja, mint a különféle kémiai füstgáztisztítók létesítését. Nem kívánok itt a kéménymagasság kérdésével szoros kapcsolatba hozható ún. „savas esők" kérdésével foglalkozni, de egy lényeges probléma megemlítése nem kerülhető el: a magas kémény nem csökkenti a légkörbe juttatott szennyezőanyag mennyiségét (persze a nagyobb transzportidővel a kémiai átalakulásokat viszont kifejezetten segíti, továbbá a szennyezést egyenletesebben, nagyobb területre és kisebb koncentrációban teríti).

Mielőtt néhány — a kéménnyel, illetve a szennyezőanyag-hígulással kapcsolatos vizsgálatunkról röviden említést tennénk, még egy, a magas kémények alkalmazásával összefüggő gondolatra kell kitérni. A magas kémény általában a hőforrások koncentrálását mutatja (ipartelep, erőmű vagy éppen hőszolgáltató egység egyetlen kibocsátó forrása); a hőfelszabadítás egy helyre koncentrálása viszont könnyen beláthatóan feltétlenül környezetkímélő megoldás: egyszerű összehasonlítás mutatja, hogy pl. ugyanazon lakásszám esetén az egyedi fűtés megoldása környezetvédelmi szempontból is a

legrosszabb alternatíva, míg a legjobb a távolabb elhelyezett hőszolgáltató erőmű. Ebből adódik továbbá az is, hogy a magas kémény alkalmazásának megítélésénél (éppúgy egyébként, mint pl. energiahordozó-váltás esetén) nemcsak az okozott hatást, hanem — legalább azonos mértékben — a kiváltott károsabb effektust is be kell vonni az értékelésbe.

4. Vizsgálatok a káros anyagok légköri hígulása sztohasztikus modelljének fejlesztésére

A Budapesti Műszaki Egyetemen, régebben a Hőerőművek Tanszéken, később a Hő- és Rendszertechnikai Intézetben alapos elemzés alá vettük a légszennyező anyagok hígulásának sztohasztikus modelljeit. Elméleti úton és azonos kiinduló adatbázisú gyakorlati példákon összehasonlítottuk valamennyi fellelhető hígulási modellt, ugyanúgy elemzés alá vettünk szinte minden számítási eljárást az effektív kéménymagasság megállapítására.

A hígulási modellek közül a kétváltozós Gauss-eloszlást alkalmazó modellek tűnnek a legalkalmasabbnak a hígulási folyamat szimulálására. A modellbe jól illeszthetők az olyan típusú sztohasztikus meteorológiai változók, mint a szélsebesség és -irány, valamint a légköri stabilitás. További előny származik abból, hogy a különféle kikerülési folyamatok (kimosódás, kihullás, kémiai átalakulások) is jól illeszthetők a számítási algoritmushoz. A modell segítségével hazai feltételek között végzett számításaink eredményei nem mondanak ellent az észlelési tapasztalatoknak, azonban a pontosságot nem állt módunkban ellenőrizni. Így természetesen az alkalmazott paraméterek illesztésére sem kerülhetett sor. Utóbbi körülmény vezetett arra, hogy a Moszkvai Energetikai Intézet kutatócsoportjával közös vizsgálatokba kezdjünk: ők ugyanis több éves terepmérés-sorozatot terveztek erőművi kéményből kikerülő káros anyagok terjedésének és hígulásának vizsgálatára. A vizsgálatokba részint hazai gyártmányú levegőminőség-vizsgáló rendszerek, részben kibocsátásmérő berendezések szállításával, részben elméleti eredményeink átadásával kapcsolódunk be. A vizsgálatsorozat nyári időszakokban folyik, szinte ideális körülmények között:

ugyanis nincs a környéken több mint 50 km-es körzetben számottevő hasonló légszennyező-forrás. Az eredményektől várható, hogy modellparamétereink nagyobb része illeszthetővé válik.

Az effektív kéménymagasság megállapítása vonatkozásában is várható előrelépés: az általunk javasolt két számítási eljárás („kis" és „nagy" kéményekre) közül az egyik mindenesetre tesztelhető a kísérletek során, úgy tűnik itt is várható pozitív eredmény. A kis kémények, valamint az úgynevezett „hideg" kibocsátások területén azonban további elemzések végzendők.

A szovjet együttműködéssel végzett kutatás, sajnos nem teszi lehetővé egyetlen kikerülési mechanizmus elemzését sem, a tervezett kísérletek „típusa" miatt. E területen is további alapos vizsgálatokra lesz még szükség.

5. Összefoglalás

A különféle fizikai alapú hőtermelésből származó fizikai és kémiai káros anyagok talajszinti koncentrációja csökkentésének egyik igen hatékony eszköze a hőforrások koncentrálása és magas kémények alkalmazása. A viszonyok elméleti tisztázása megtörtént, a gyakorlati alkalmazás megoszthatóbbá tételéhez szükséges, valódi viszonyok közötti kísérletek folynak, és várhatóan rövid időn belül eredményesen lezárhatók. Néhány másodlagos jelentőségű folyamat (kikerülési mechanizmusok) még további vizsgálatra szorul.

Irodalom

1. O. F. T. Roberts: The theoretical scattering of smoke in a turbulent atmosphere. Proc. Roy. Soc. (London) **104** (1923) 15.
2. W. Schmidt: Das Massenaustausch in freier Luft und verwandte Erscheinungen, Problem der Kosmischen Physik. Verlag Henri Grand, Hamburg, 1925.
3. M. E. Berljand: The theory of eddy diffusion. TR. G. GO. No. 138, Leningrád, 1963.
4. O. G. Sutton: Micrometeorology. McGraw-Hill, London, 1953.
5. F. Pasquill: Atmospheric diffusion. Van Nostrand, London, 1962.
6. Szepesi D.: Légszennyező anyagok turbulens diffúziójának meteorológiai föltételei Magyarországon. OMI Hivatalos kiadványa, XXXII. kötet, 1967, Budapest.
7. Lévai A.: Hőerőművek II. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1964.
8. Mészáros E.: A levegőkémia alapjai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1979.
9. Bede G.—Gács I.: Szennyezőanyagok terjedése a légkörben (kézirat). Tankönyvkiadó, Budapest, 1976.

Lángdetektorok a környezetvédelemben

Oláh Károly

BME, Fizikai Kémiai Tanszék, Budapest

Pálmai György

BME, Kémiai Technológia Tanszék, Budapest

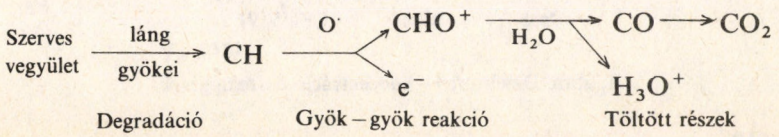
Noszticzius Zoltán

BME, Fizikai Intézet, Vegyész Fizika Osztály, Budapest

1. Lángdetektorok

A környezetvédelemben, a légszennyezők méréstechnikájában fontos szerepe van a lángdetektorok két fő típusának: az egyik a lángionizációs (FID), a másik a lángfotometriás detektor (FPD). A FID a szerves gázok és gőzök, a FPD a kéntartalmú anyagok, elsősorban a kén-dioxid nagy érzékenységű detektálásában játszik uralkodó szerepet. Mindkét lángdetektorban a hidrogén és oxigén reakciója a fő folyamat, mely a gázárammal a lángba jutó molekulákat roncsolja, degradálja, gyökökre bontja le, és olyan gyök–gyök reakciókat tesz lehetővé, mely végül is ionizációra (FID), illetve elektrongerjesztésre vezet (FPD).

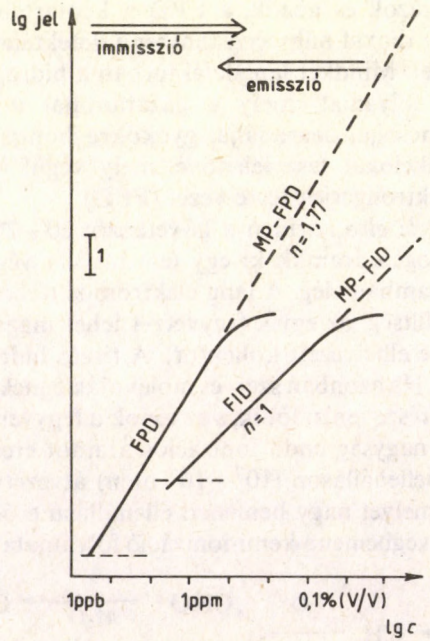
A *FID működési elve* röviden a következő: 20—25 $cm^3\ min^{-1}$ sebességgel hidrogén áramlik ki egy fém fuvóka végén, s ott kis lánggal levegőáramban elég. A láng elektromos térben van (100—200 V egyenfeszültség, az egyik fegyverzet lehet maga a fuvóka, a másik egy fölötte elhelyezett kollektor). A tiszta hidrogénlángban nincsenek ionok. Ha azonban szerves molekulák égnek el a lángban, azoknak egy kis része ionizálódik, s az ionok a fegyverzetekre jutva 10^{-12}—10^{-8} A nagyságrendű ionizációs áramot eredményeznek. Az áramot mérőellenálláson (10^7—10^9 ohm) átvezetve feszültségesés keletkezik, melyet nagy bemeneti ellenállású erősítővel mérni lehet. A lángban végbemenő kemi-ionizáció folyamata a következő:



A FPD működési elve: Hidrogénfeleslegben égő oxigén lángja reduktív degradáció útján a kénvegyület-molekulákat kénatomokig degradálja. A kénatomok rekombinációja gerjesztett S_2^*-molekulát eredményez, mely intenzív kék fényt emittál. Az emittált fény vibrációs sávot képez a 365—415 nm tartományban. Ez a fény (megfelelő színszűrővel) szelektíven mérhető fotosokszorozó segítségével. Az itt végbemenő kémiai gerjesztés folyamata a következő:

$$SO_2 \xrightarrow[\text{gyökei}]{\text{láng}} S + S \xrightarrow{M} S_2^* \longrightarrow \begin{cases} S_2 \\ \text{Foton} \end{cases}$$

Degradáció Gyök – gyök reakció



1. ábra. Detektorjel—koncentráció összefüggések

A gerjesztés szempontjából az alacsony lánghőmérséklet kedvező. A hidrogénfelesleg jó hővezetése kedvező, előnyös továbbá, ha nem levegő, hanem oxigén ég a lángban, mert a nitrogéntartalom csökkenti a hidrogénatmoszféra hővezető képességét. Jellegzetessége még a lángfotometriás detektornak, hogy a fényintenzitás nem a kéntartalom első, hanem magasabb hatványával arányos. Ez a hatványkitevő 1,5 és 2 között van (méréseink szerint 1,77 [1]; lásd 1. ábra).

Mindkét lángdetektor-típus nagy érzékenységéről nevezetes (immissziós alkalmazás), továbbá nagy üzembiztonságáról és hosszú időtartamú stabilitásáról. A jelet létrehozó folyamat ugyanis egy homogén, állandóan megújuló gáztérben, a lángban megy végbe. Ezzel magyarázható, hogy légszennyezés-mérés vonatkozásában más alternatív detektálási módszerek (pl. elektro-kémiai eljárások) versenyképtelenné váltak a lángdetektorokkal szemben.

2. Lángdetektorok alkalmazásánál fellépő problémák

Minden előnyös tulajdonságuk mellett néhány megoldandó probléma késleltette a lángdetektoros monitorok elterjedését, különösen a hordozható kivitelű műszerekét.

Ezek a problémák a következők:

1. A lángdetektor kis, de stabilis, folyamatos hidrogén-gázáramot igényel. Ezt általában palackkal oldották meg. Ennek viszont több hátránya van: jelentős súly, bonyolult kezelés (reduktor, tűszelep-állítgatás), a palackcsere visszatérő gondja.

2. A lángdetektorok tömegáram-érzékenyek és nem koncentrációérzékenyek (a jel a lángba beáramló minta áramlási sebességével arányos és nem annak a levegőben fennálló koncentrációjával). Ez jelentős igényeket támaszt a mintabeszívó pumpával szemben. A legtöbb esetben az egész detektálás pontossága és stabilitása a pumpa működésének a pontosságától és annak stabilitásától függ.

3. A levegőmintát a pumpa nyomja be a detektor bemenő gázáramába. Következésképpen a detektálandó gáz előzőleg a pumpán is áthalad. Ez pedig adszorbeálhatja a mérendő komponen-

sek egy részét, ezáltal szennyeződik, s később szennyezi a vizsgált gázmintát. „Szívott" detektorral végzett kísérletezések eddig mind kudarcba fulladtak. Ilyen megkötődések a szerves, alacsony kritikus hőmérsékletű anyagoknál mindig problémát jelentettek, de különösen jelentős ez a probléma a kén-dioxidnál, mely nemcsak a műanyag alkatrészekben (a pumpa membránja), hanem a fémcsövek falán is kötődik. (Hasonlóan viselkedik pl. a földgáz merkaptántartalma is.)

3. Hordozható műszerekbe építhető gázgenerátorok

A detektor gázáramát víz elektrolízisén alapuló hidrogén—oxigén generátorral biztosítva sikerült teljesen kiküszöbölni a gázpalackot és a kézi beállítást igénylő pneumatikus elemeket (reduktor, tűszelep). Erre a célra olyan megoldást kellett kidolgozni, mely hordozható műszerekbe beépíthető gázgenerátor készítését teszi lehetővé. A legfontosabb, hogy az elektrolit (mely speciális adalékokkal készített kálium-hidroxid-oldat) ne juthasson ki a cellából. Ezt okozhatja a belső szintegyensúly felborulása (valamelyik gázút elzáródása következtében) vagy rázkódás, a készülék véletlen feldőlése. Sikerült megoldani, hogy az elektrolitszintek ilyen esetben se mozduljanak el. Ha a hidrogénágban valamilyen okból megnő az áramlási ellenállás, automatikusan meggátlódik az oxigéngáz távozása, minek következtében mindkét cellában együtt nő (vagy csökken) a nyomásszint [2]. Rázkódás, feldőlés esetében a cella felső részének speciális belső kialakítása gátolja meg, hogy lugoldat juthasson a kivezető csövekbe [3]. Ezenkívül a cella elektrolitszintjeinek veszélyes emelkedésekor vagy egy kritikus alsó szinthatár alá süllyedésekor beépített szinthatár-érzékelők jelének hatására automatikusan leáll az elektrolízis. Egy ilyen gáztápegység célszerűen két cellából áll, elektromosan sorba kapcsolva. Így az áramszükséglet feleakkora, mint egy cella esetében, másrészt könnyen megoldható a lángfotometriás detektor $O_2 : 4H_2$ arányú két gázáramának a biztosítása is. Fontos előnye az elektrolitos gáztápegységnek, hogy egyrészt a hidrogén teljesen metánmentes (a

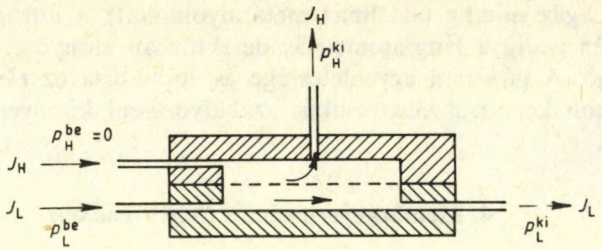
palackgáz mindig tartalmaz metánnyomokat), a nitrogénmentes oxigén pedig a lángfotometriás detektorban előnyösebb, mint a levegő. A gázáram egyenletessége és stabilitása az elektrolizáló áramon keresztül elektronikus szabályozással könnyen biztosítható.

4. Membránpermeációs (MP) rendszer

Intézetünkben évek óta foglalkozunk gőzök diffúziójának és permeációjának kutatásával műanyag membránokban [4—7]. Ebből a szempontból a polimereknek két típusa különböztethető meg. Egyik típusnál a permeáció sebessége a kis molekulájú gázoknál nagyobb, mint a nagy molekulák esetében. A másik típusnál viszont a helyzet fordított: a nagy molekulák permeációsebessége nagyobb, ezek mellett a magas kritikus hőmérsékletű permanens gázoké szinte elhanyagolható. Ennek magyarázata a permeáció mechanizmusában van. Első esetben a permeáció a membrán pórusain át megy végbe, a második esetben viszont a pórusmentes membránban csak oldódás útján mehet végbe az átjutás. Ilyen típusú vékony polimermembránnal elválasztható két permanens gáztér (például a detektor hidrogénárama és a membrán másik oldalán áramoltatott levegő) anélkül, hogy észrevehető mértékben levegő keveredne a hidrogénbe és hidrogén diffundálna a levegőáramba. Ugyanekkor jelentős sebességgel juthat át a levegőből a hidrogénbe minden olyan komponens (szerves gőzök, kén-dioxid), mely a membránban oldódni képes.

Egy ilyen permeátor (mely célszerűen a detektortestbe van beépítve) két kis térfogatú kamrarészből áll, melyet vékony (< 5 μm) merevített polimermembrán választ el [8—9]. Egyik kamrán át a levegőáram, a másikon pedig a detektorba menő hidrogénáram halad át (2. ábra). Ha a két gáz térfogatáramát J_L (levegő), illetve J_H (hidrogén) jelenti, és bennük a detektálandó szennyező parciális nyomása a belépés és kilépés helyén p_H^{be} $(=0)$ és p_H^{ki} (arányos a detektorjellel), illetve a levegőáramban p_L^{be} és p_L^{ki}, az anyagmérleg a szennyezőkomponensre a következőképpen írható fel:

$$J_H p_H^{ki} = J_L(p_L^{be} - p_L^{ki}). \qquad (1)$$



2. ábra. Permeációs cella

A permeáció sebességi egyenlete Fick- és Henry-törvényének egyesítésével:

$$J_H p_H^{ki} = \frac{A}{L} DS\,(p_L^{ki} - p_H^{ki}), \tag{2}$$

ahol A a membrán felülete, L a membrán vastagsága, D a diffúziós együttható a membrán belsejében, S a Henry-állandó.

Adott membrán áteresztőképessége egy K együtthatóval jellemezhető:

$$K = \frac{A}{L} DS, \tag{3}$$

melynek dimenziója a J gázsebességekével azonos [$m^3\ s^{-1}$]. Kiküszöbölve p_L^{ki} mennyiséget

$$p_H^{ki} = p_L^{be}\left(1 + \frac{J_H}{J_L} + \frac{J_H}{K}\right)^{-1} \tag{4}$$

adódik, ahol p_H^{ki} detektorba jutó hidrogénben, p_L^{be} pedig a levegőmintában a szennyező parciális nyomása.

Az arányossági szorzó három paramétertől függ (J_H, J_L és K). Ha adott J_H és K esetében J_L, a levegő áramlási sebessége nő, akkor a (p_H^{ki}-vel arányos) detektált jel nagysága is nő. Ha azonban akkora levegő-térfogatáramot alkalmazunk, melynél

$$J_L \gg K,$$

a (4) egyenlet a következőképpen egyszerűsödik:

$$p_H^{ki} \approx p_L^{be}\left(1+\frac{J_H}{K}\right)^{-1}. \tag{5}$$

Ekkor tehát az érzékenység a levegőminta beszívási sebességétől (a pumpa szállítósebességétől) függetlenné válik. Elektrolitos hidrogéntápegység esetében J_H mindig szigorúan változatlan (pl. 25 $cm^3\ min^{-1}$, a legtöbb gyakorlati esetben nagyságrendileg ugyanakkora, mint K).

Ilyen esetben p_H^{ki} kisebb, mint p_L^{be}:

$$0{,}2 < \frac{p_H^{ki}}{p_L^{be}} < 0{,}6,$$

és az arány függ K nagyságától.

Ha kisebb érzékenység megengedhető, mint az elérhető maximális, akkor a J_H gázáramot csökkenteni lehet a permeációs kamrában. Mivel a detektor hidrogénáram-igénye kötött, célszerű a hidrogénáramot ketté osztani, és annak csak egy kisebb részét (αJ_H) a permeátoron át, nagyobb részét $[(1-\alpha)J_H]$ azt megkerülve vezetni, majd azokat újra egyesítve bevezetni a detektorba. Az (5) egyenlet ekkor így módosul:

$$p_H^{ki} = p_L^{be}\left(1+\frac{\alpha J_H}{K}\right)^{-1}. \tag{6}$$

Ha ekkor α olyan kicsi, hogy

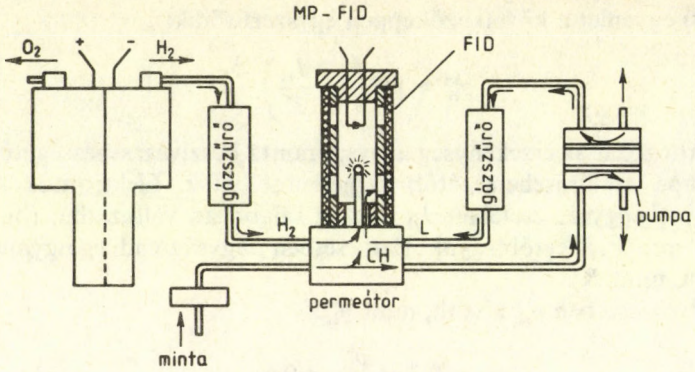
$$\alpha\frac{J_H}{K} \ll 1,$$

akkor a (6) összefüggésben p_L^{be} együtthatója közeledik az egységhez, és

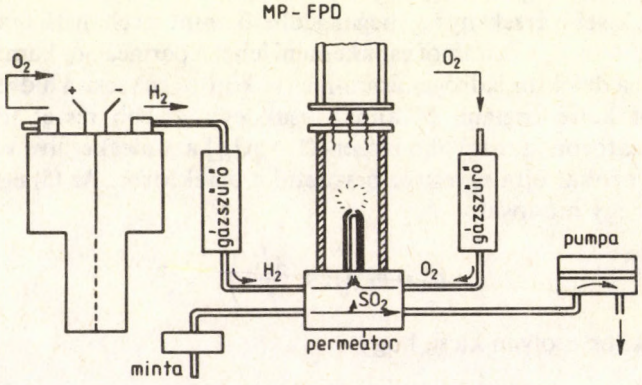
$$p_H^{ki} \longrightarrow p_D^{be},$$

tehát a parciális nyomás a hidrogéngázban megközelíti a beszívott levegőben fennálló parciális nyomást.

Mint a fentiekből látható, ebben az esetben a detektorjel érzéketlenné válik a membrán permeabilitásának változásai vagy



3. ábra. MP—FID mérőrendszer



4. ábra. MP—FPD mérőrendszer

különbözőségei iránt. A detektor ilyen esetben tehát mind a beszívó pumpa, mind a membrán viselkedésére érzéketlen.

Ennek ára természetesen az, hogy a detektorba jutó tömegáram α arányában kisebb. A lángdetektorok nagy érzékenysége általában megenged ilyen mértékű érzékenységcsökkenést.

Fontos minőségi változást eredményez a membránpermeációs rendszer az így módosított, kombinált MP—FID, illetve MP—

FPD detektor karakterében. Míg ugyanis a FID, illetve FPD tömegáram-érzékeny, az MP—FID és az MP—FPD koncentrációérzékeny típusú. Jele ugyanis, mivel J_H szigorúan stabilizált, a beszívott levegő p_L^{be} szennyezőtartalmától függ, és független annak beszívási sebességétől.

A legfontosabb eredmény azonban, hogy a pumpa a permeátor után helyezhető el, tehát annak szennyeződése nem jelent problémát.

MP—FID mérőrendszer összeállításának vázlata látható a 3. ábrán. A 4. ábra egy MP—FPD mérőrendszert ábrázol.

5. Összefoglalás

A BME három tanszékén lángdetektorok környezetvédelmi alkalmazásával foglalkozó csoport munkájának eredményeit ismertettük. Ebben a csoportban nemcsak a lángdetektorokkal magukkal, hanem azoknak a fontos problémáknak a megoldásával foglalkoztunk, melyek nehezítették ezek alkalmazását légszennyezésmérő monitorokban.

Ebben felhasználtuk polimerek permeációmérésével kapcsolatos kutatási eredményeinket.

Kifejlesztettük a lángdetektorok és a permeációs egység olyan kombinációját, az MP—FID, illetve MP—FPD detektortípust, mely mentes a mintabevitel eddig megoldatlan problémáitól, érzéketlen a gázmintát szállító mechanikus pumpa viselkedésének pontatlanságával, sőt a permeációt közvetítő polimermembrán tulajdonságainak különbözőségeivel szemben is.

Kedvezően módosulnak a detektor tulajdonságai is. A tömegáram-érzékenységet koncentrációérzékeny jelleg váltja fel, a lángfotometriás detektor megszabadul a nitrogéntől, a lángionizációs detektor pedig az előkevert jellegű helyett a sokkal kedvezőbb diffúziós típusává válik.

Elektrolitos hidrogén/oxigén tápegységet alkalmazva a műszereket lényegében megszabadítottuk a sok gondot jelentő pneumatikus elemektől, és teljesen elektromos-elektronikus rendszert valósítot-

tunk meg. A mintabeszívó pumpa befolyását a mérés pontosságára lényegében kiküszöböltük.

Végül a szerzők ezúton is köszönetet mondanak a Híradástechnikai Gépgyárnak a kutatások támogatásáért.

Irodalom

1. Oláh K.—Vajta Zs.—Noszticzius Z.—Patonay G.—Mudri I.: Mérés és Automatika **XXVI** (1978) 458.
2. Oláh K.—Böröcz Sz.—Gáspár Gy.—Noszticzius Z.—Székely Gy.: 160760 sz. Magyar Szabadalom.
3. Oláh K.—Szommer F.—Noszticzius Z.—Pálmai Gy.—Patonay G.—Vajta Zs.: 176070 sz. Magyar, 4332664 sz. US, 369439 sz. Osztrák Szabadalom.
4. Noszticzius Z.—Oláh K.—Vajta Zs.—Pálmai Gy.: Magyar Kémiai Folyóirat **85** (1979) 28.
5. Pálmai Gy.—Oláh K.—Noszticzius Z.: Magyar Kémiai Folyóirat **88** (1982) 202.
6. Pálmai Gy.—Oláh K.: Magyar Kémiai Folyóirat **88** (1182) 463.
7. Pálmai Gy.—Oláh K.—Nyiri B.: Magyar Kémiai Folyóirat **90** (1984) 157).
8. Noszticzius Z.—Oláh K.—Pálmai Gy. et al.: 177 965 sz. Magyar, 2 757 699 sz. NSZK, 4 201 550 sz. US. Szabadalom.
9. Oláh K.—Nosticzius Z.—Vajta Zs.—Patonay G.: Acta IMEKO (1979) 565.

Az energiatermeléssel kapcsolatos környezetszennyezés vizsgálata

Helyszíni dózisintenzitás-mérés a paksi atomerőmű környezetében

Andrási Andor, Németh István, Zombori Péter

MTA Központi Fizikai Kutató Intézete, Budapest

Germán Endre, Kemenes László

Paksi Atomerőmű Vállalat, Paks

1. Bevezetés

1982-ben helyezték Pakson üzembe az első magyar atomerőművet. Az erőmű üzemeltetése szempontjából fontos annak ismerete, hogy milyen sugárzási hatást gyakorol környezetére. Normális üzemvitel esetén a környezetbe kijutó radioaktív anyagok által okozott szintemelkedés az üzemeltetés előtti, döntő részben természetes eredetű háttérsugárzás szintjének — az ún. alapszintnek — csak igen kis hányada. Ennek kimutatása érzékeny mérési módszereket igényel, amelyek lehetőséget adnak a környezeti sugárzási tér minőségi és mennyiségi elemzéséhez. Az üzembe helyezés előtt meg kell határozni továbbá a sugárzási alapszintet, amelyhez a későbbi méréseket viszonyítani lehet.

A környezeti radioaktivitás vizsgálata történhet egyrészt a környezetből vett minták laboratóriumi mérésével, másrészt a sugárzás helyszíni (in situ) mérésével. Ez a két módszer egymástól független és egymást kiegészítő információt nyújt a környezeti radioaktivitás fajtájáról és mértékéről.

Az MTA Központi Fizikai Kutató Intézetének Sugárvédelmi Főosztályán a teljes környezetellenőrző rendszer részeként fejlesztettük ki azokat a mintamérési és helyszíni mérési módszereket, amelyekkel meghatároztuk a környzeti radioaktivitást az erőmű üzembe helyezése előtt, és amelyek alkalmasak kis mértékű szennyeződések kimutatására. A továbbiakban az in situ mérésekkel foglalkozunk. A módszerek kidolgozása és a mérések elvégzése a Paksi Atomerőmű Környezetellenőrző Laboratóriumának munkatársaival szoros együttműködésben történt.

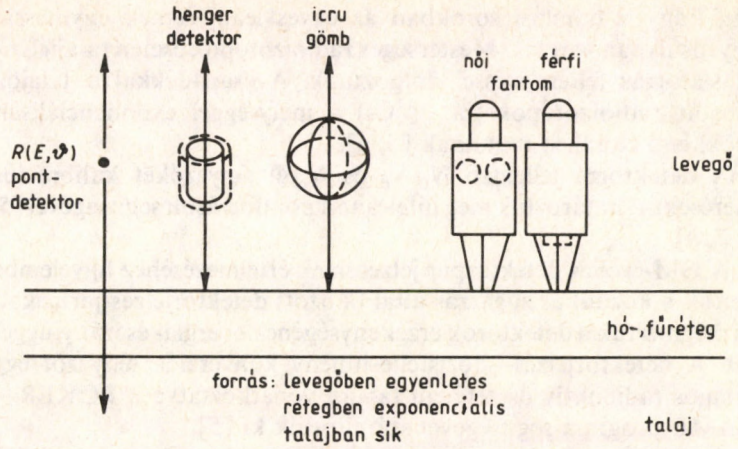
2. A módszer

A környezeti sugárzási tér dózisteljesítményének helyszíni vizsgálatára már régóta alkalmazzák a gamma-spektrometriai módszert [1]. A gamma-spektrumokból megállapítható a földi eredetű gamma-sugárzás minőségi összetétele, az egyes komponensek dózisteljesítmény-járuléka és a sugárzás természetes és mesterséges eredetű forrásainak talajbeli koncentrációja. A NaI(Tl)-detektoros spektrométerrel elsősorban a természetes radioaktivitásról kapunk információt. A Ge(Li)-detektor jobb energiafelbontó képessége miatt alkalmas a mesterséges radioizotópok azonosítására és az ezektől származó dózisteljesítmény megfelelő pontosságú kiszámítására. A teljes dózisteljesítmény meghatározására egyéb módszereket is szoktak használni. Az általunk alkalmazott GM-csöves detektorpár olyan jelzéseket ad, amelyek összevethetők a telepített mérőállomások folyamatosan üzemelő GM-detektorainak jelzéseivel. A detektorpár egyik tagja árnyékolt (ólom és ón), ez lehetőséget ad a kétféle GM-csöves detektor eltérő érzékenysége miatt kis energiás szennyződések (elsősorban nemesgáz) mérésére [2].

A gamma-spektrometriai módszereknél alkalmazott detektorok jelzéseiből konverziós tényezők segítségével kapjuk a radioizotópok dózisteljesítmény-járulékait a levegőben és talajbeli koncentrációjukat. Az alkalmazott ún. csúcsmódszer [1, 3] lényege, hogy a spektrumban megjelenő teljes energiacsúcsok intenzitása (N_f) arányos a dózisteljesítménnyel ($\dot{X}$), illetve a forrás radioaktív koncentrációjával (S). Az $N_f/\dot{X}$ és N_f/S konverziós tényezők figyelembe veszik a fotonok szögeloszlását, a detektorhatásfok energia- és szögfüggését, a talaj és levegő gyengítő hatását. A tényezők további faktorok szorzatára bonthatók:

$$\frac{N_f}{S}=\frac{N_f}{N_o}\frac{N_o}{\Phi}\frac{\Phi}{S} \quad \text{és} \quad \frac{N_f}{\dot{X}}=\frac{N_f}{S}\frac{S}{\dot{X}},$$

ahol N_f a teljesenergia-csúcsban mért számlálási sebesség (cps), S a forrás talajbeli radioaktív koncentrációja (Bq kg^{-1} vagy Bq cm^{-2}), N_o a teljesenergia-csúcsban mért számlálási sebesség (cps), ha a forrás a detektor tengelyében van, Φ az ütközetlen gamma-fluxus



1. ábra. A POKER—CAMP számítási program

(foton cm^{-2} s^{-1}) a talaj felett 1 m magasságban, $\dot{X}$ pedig az ott mérhető dózisteljesítmény (nGy h^{-1}).

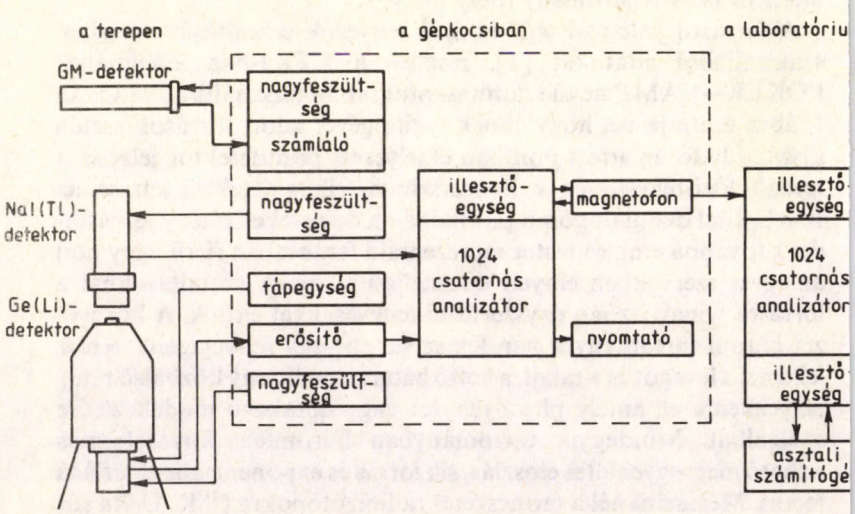
A forrásra jellemző Φ/S és $S/\dot{X}$ tényezők számítására részben szakirodalmi adatokat [1], részben a KFKI-ban kifejlesztett POKER—CAMP nevű számítási programot használtuk fel [4]. Az 1. ábra mutatja be, hogy ennek segítségével adott források esetén kiszámítható az adott pontban elhelyezett pontdetektor jelzése, a levegő dózisteljesítménye, hengerszimmetrikus detektor jelzése, az ICRU által definiált gömb pontjaiban a dózisteljesítmény (dózisindex), továbbá emberi testet reprezentáló fantomban (férfi vagy női) az egyes szervekben elnyelt dózisteljesítmény. A számításoknál a forrásra vonatkozóan egyszerűsítő feltevésekkel éltünk. A környezet három tartományra van felosztva, egy-egy fél-végtelen térrész jellemzi a levegőt és a talajt, a kettő határán pedig egy közbülső réteg helyezkedik el, amely pl. növényzet vagy hótakaró modellezésére szolgálhat. Mindegyik tartományban háromféle forráseloszlás adható meg: egyenletes eloszlás, sík forrás és exponenciális eloszlású forrás. Méréseinknél a természetes radioizotópokra (^{40}K, U-Ra sor és Th sor) a talajban egyenletes eloszlást tételeztünk fel, valamint

azt, hogy a bomlási sorokban az egyes leányelemek egymással egyensúlyban vannak. Mesterséges radioizotópok esetén talajfelszíni síkforrás feltételezéssel dolgoztunk. A csapadékkal a talajba mosott radioizotópok (pl. ^{137}Cs) a mélységgel exponenciálisan csökkenő eloszlást mutatnak [5, 6].

A detektorra jellemző N_f/N_0 és N_0/Φ tényezőket kalibrációs mérésekkel határoztuk meg hitelesített pontforrások segítségével [5, 6, 7, 8].

A GM-csöves detektorpár jelzéseinek értelmezéséhez figyelembe vettük a kozmikus sugárzás által okozott detektorjelzés-járulékot, és megmértük a detektorok érzékenységének energia- és irányfüggését. A detektorjelzés—dózisteljesítmény konverziós tényezőt egy átlagos radioaktív összetételű talajra vonatkoztatva a POKER—CAMP program segítségével számítottuk ki [5].

A környezeti dózisteljesítmény helyszíni mérésére szolgáló mérőrendszer vázlata a 2. ábrán látható [5, 7, 8, 9]. A berendezések egy terepjáró gépkocsiban helyezkednek el. A terepen a talaj felett 1 m magasságban van a „3 × 3"-as NaI(Tl)-detektor, a 85 cm^3 aktív térfogatú, talaj felé néző Ge(Li)-detektor (14% hatásfokú), amelyet



2. ábra. A mérőrendszer

1982-ben helyeztünk üzembe, valamint a GM-csöves detektorpár. A gépkocsiban találhatók a detektorokat ellátó berendezések, tápegységek, sokcsatornás analizátor és a spektrumok tárolására szolgáló perifériák. A spektrumok kiértékelésére, amely a Paksi Atomerőmű Vállalat Környezetellenőrző Laboratóriumában történt EMG—666 típusú számítógéppel, a MEASSYS nevű programrendszert használtuk [10].

3. Mérések

A környezeti dózisteljesítmény helyszíni mérési programjának elengedhetetlen része volt a mérési módszerek más, ettől független mérési módszerekkel való összevetése.

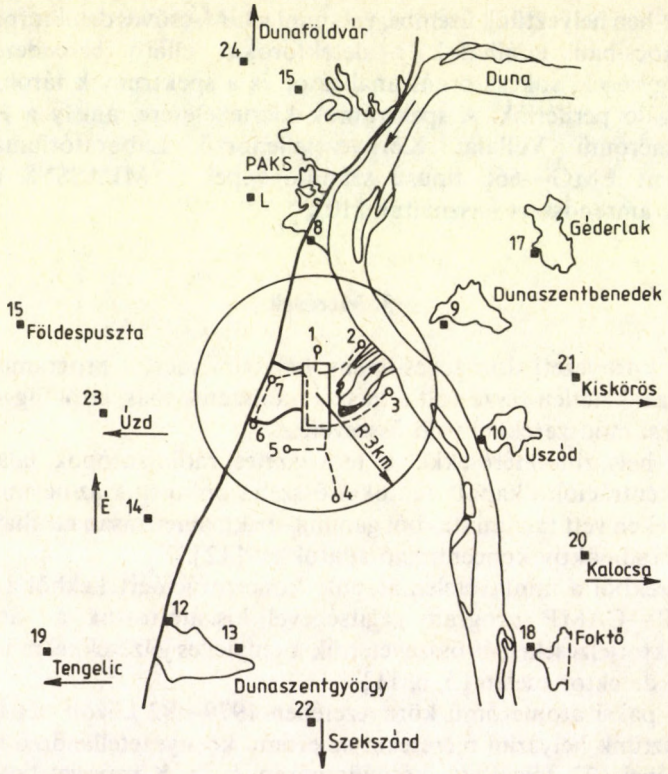
A helyszíni mérésekkel a természetes radioizotópok talajbeli koncentrációira kapott adatokat összehasonlítottuk az ugyanazon helyeken vett talajmintákból gamma-spektrometriásan meghatározott radioaktív koncentráció adatokkal [12].

Ezekből a mintavételen alapuló koncentrációértékekből a POKER—CAMP program segítségével kiszámítottuk a várható detektorjelzéseket, és összevetettük a tényleges jelzésekkel mindhárom detektor esetén [5, 6, 11].

A paksi atomerőmű környezetében 1979—82 között hét ízben végeztünk helyszíni méréseket az erőmű környezetellenőrző rendszerének 23 telepített mérőállomásán és a Környezetellenőrző Laboratórium mellett [5, 6]. Az állomások elhelyezkedését a 3. ábra mutatja. A mérések alapján megbízható alapszintadatokat nyertünk.

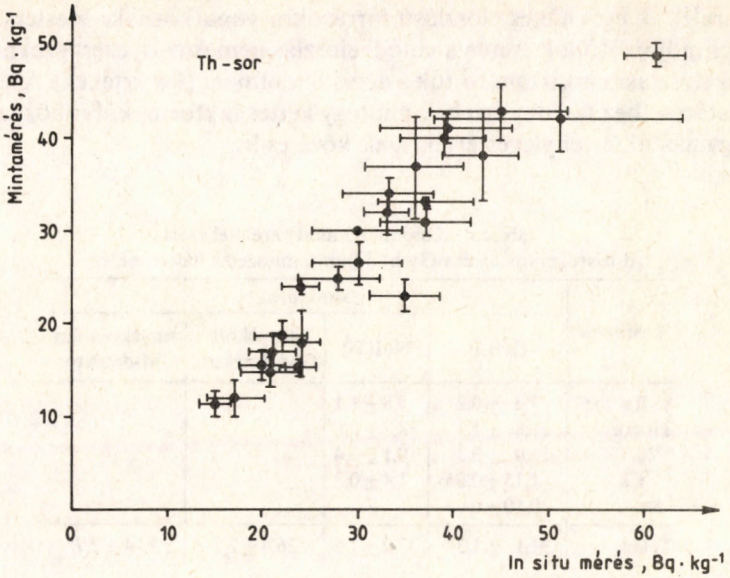
4. Eredmények

A környezeti spektrumokból meghatároztuk az egyes természetes radionuklidoktól származó dózisteljesítmény-járulékokat (^{40}K, U-Ra sor, Th sor), a teljes dózisteljesítményt és a radionuklidok talajbeli koncentrációit. A természetes nuklidokra feltételeztük az egyenletes talajbeli eloszlást és a radioaktív sorok leányelemeinek egyensúlyát. Az alapszintmérésekből nyert koncentrációértékeket



3. ábra. A mérési pontok elhelyezkedése a paksi atomerőmű környezetében

összehasonlítottuk az ugyancsak a telepített mérőállomásokon vett talajminták analízisének eredményeivel [12]. Szoros korrelációt tapasztaltunk a kétféle módon nyert koncentrációadatok között [5, 6]. Ugyancsak nagy volt a korreláció a talajméréssel kapott koncentrációadatokból a POKER—CAMP programmal számolt detektorjelzések és a ténylegesen mért detektorjelzések között, mind a NaI(Tl)-detektor, mind a GM-csöves detektorok esetében [11]. Ezek a tények azt mutatják, hogy a természetes források eloszlására tett feltételezéseink helyesnek bizonyultak. A 4. ábrán bemutatunk



4. ábra. Th sor in-situ méréssel és mintavétellel meghatározott talajbeli radioaktív koncentrációi közötti korrelációs összefüggés

egy korrelációs összefüggést a mintavételen [12] és a helyszíni mérésen alapuló Th sorra vonatkozó értékek között [5, 6].

A NaI(Tl)-detektorral mért spektrumokban néhány esetben találtunk világmérvű lerakódásból származó ^{137}Cs-izotópot. A spektrum korlátozott felbontóképessége nem adott módot a kielégítő pontosságú mennyiségi analízisre [5].

Az 1982-ben üzembe állított Ge(Li) félvezető detektor jó felbontóképessége lehetőséget adott a mesterséges radioizotópok érzékeny kimutatására. Az 1. táblázat tartalmazza a különböző detektorokkal kapott dózisteljesítményeket az atomerőmű egy telepített mérőállomásán [8]. A ^{137}Cs- és ^{7}Be-izotópok dózisteljesítmény-járulékának meghatározásánál talajfelszíni síkeloszlást feltételeztünk.

A 2. táblázatban egy mesterséges izotópokkal szennyezett terepen végzett mérések adatait ismertetjük [8]. A dózisteljesítmény-

járulékok egyenletes eloszlású forrásokra vonatkoznak. Mesterséges radioizotópok esetén a valódi eloszlás nem ismert, ezért ezeknél síkeloszlásra is kiszámítottuk a dózisteljesítményt (* értékek). A két határesethez tartozó értékek mintegy kettes faktorral különböznek egymástól, a tényleges érték ezek közé esik.

1. táblázat. Különböző módszerekkel mért dózisteljesítmények nGy h^{-1}-ban természetes háttér esetén

Izotópok	Detektorok			
	Ge(Li)	NaI(Tl)	árnyékolt GM-detektor	árnyékolatlan GM-detektor
U-Ra sor	7,2 ±0,2	5,8 ± 1,1		
Th sor	11,8 ±1,3	14,7 ± 0,8		
^{40}K	11,0 ±0,3	10,1 ± 0,4		
^{137}Cs	1,15 ± 0,06	1,4 ± 0,3		
^{7}Be	0,10 ± 0,03	–		
Teljes	31,1 ±1,3	32,0 ± 1,5	26,4 ± 2,1	33,4 ± 2,7

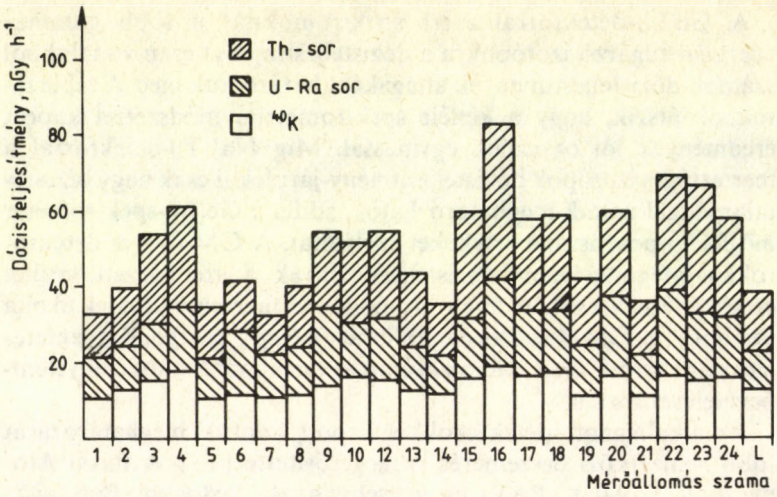
2. táblázat. Különböző módszerekkel mért dózisteljesítmények nGyh^{-1}-ban, szennyezett terepen

Izotópok	Detektorok			
	Ge(Li)	NaI(Tl)	árnyékolt GM-detektor	árnyékolatlan GM-detektor
U-Ra sor	6,2 ±0,5	5,1 ± 1,0		
Th sor	7,4 ±1,5	7,1 ± 0,6		
^{40}K	8,2 ±0,3	11,2 ± 0,4		
^{7}Be	0,06 ± 0,05*	–		
^{54}Mn	1,09 ± 0,12	–		
	0,57 ± 0,06*			
^{58}Co	1,80 ± 0,14	–		
	0,94 ± 0,07*			
^{60}Co	1,46 ± 0,20	1,2 ± 0,7		
	0,84 ± 0,11*	0,7 ± 0,4*		
^{110m}Ag	23,2 ±2,0	22 ±15		
	12,9 ± 1,1*	12 ± 8*		
Teljes	49,4 ±2,6	47 ±15	36,7 ± 2,9	36,8 ± 3,0
	37,1 ± 2,0*	36 ± 8*		

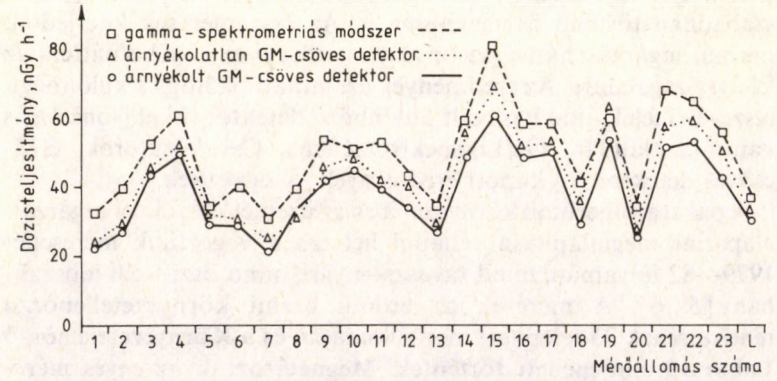
A Ge(Li)-detektorral mért spektrumoknál a több gamma-energián sugárzó izotópokra a dózisteljesítményt ezen vonalakból számolt dózisteljesítmények átlagaként határoztuk meg. A táblázatokból látszik, hogy a kétféle spektrometriai módszerrel kapott eredmények jól egyeznek egymással. Míg NaI(Tl)-detektorral a mesterséges izotópok dózisteljesítmény-járulékai csak nagy bizonytalansággal voltak meghatározhatók, addig a Ge(Li)-spektrométer megfelelő pontosságú értékeket szolgáltat. A GM-csöves detektorokkal meghatározott dózisteljesítmények a szennyezett terület esetén eltérnek a spektrometriai módszerrel mértektől. Ennek fő oka az, hogy a GM-detektorok kalibrációja egy átlagos, egyenletes eloszlású természetes radioizotópokat tartalmazó háttér figyelembevételével történt.

Az alkalmazott detektorokkal kapott adatok meghatározását több nemzetközi összemérés is megerősítette [13]. A Paksi Atomerőmű Vállalat (PAV) és a csehszlovák Jaslovské Bohunicei Atomerőmű (EBO) közötti együttműködési megállapodás keretében két ízben végeztünk méréseket a bohunicei, illetve a paksi atomerőmű környezetében. Az összemérésben részt vettek a csehszlovákiai Atomerőmű Kutató Intézet (VUJE) munkatársai is. Részt vettünk a KGST Atomenergia Állandó Bizottság Sugárbiztonsági Tudományos Műszaki Tanácsa által a csehszlovákiai Piestiany-ban rendezett kis dózisteljesítményű ionizáló sugárzás szabadban történő összemérésén is. Az összemérések kiterjedtek normál sugárzási háttér, szennyezett terület és extrém kis háttér (víz felett) vizsgálatára. Az eredmények azt mutatták, hogy a különböző résztvevő felek által használt különböző detektorokkal [ionizációs kamrák, NaI(Tl)-, Ge(Li)-spektrométerek, CsI-detektorok, GM-csöves detektorok] kapott eredmények jól egyeznek.

A paksi atomerőmű környezetében az üzemeltetés előtti sugárzási alapszint megállapítása céljából hét ízben végeztünk méréseket 1979—82 folyamán, mind tavaszi—nyári, mind őszi—téli időszakban [5, 6]. A mérések az erőmű üzemi környezetellenőrző rendszerének 23 telepített mérőállomásán és a Környezetellenőrző Laboratórium mellett történtek. Meghatároztuk az egyes mérőállomásokon a természetes radionuklidok dózisteljesítmény-járulékait, ezek talajbeli koncentrációit és a teljes dózisteljesítményt.



5. ábra. NaI(Tl)-detektorral meghatározott átlagos dózisteljesítmény-járulékok mérési pontonként



6. ábra. Árnyékolatlan és árnyékolt GM-csővel, illetve gamma-spektrometriás úton kapott átlagos dózisteljesítmények mérési pontonként

Egyes pontokon világmérvű lerakódásból származó ^{137}Cs-izotópot észleltünk, ezt azonban NaI(Tl)-spektrometriával csak nagy hibával lehetett kiértékelni.

Az 5. ábrán mutatjuk be a NaI(Tl)-detektorral meghatározott több mérés átlagaként kapott dózisteljesítményeket az egyes mérőállomásokon [5]. A 6. ábrán a különböző módszerekkel mért

3. táblázat. A természetes radioizotópok dózisteljesítményjárulékainak és a teljes dózisteljesítményeknek az átlaga, minimális és maximális értéke a paksi atomerőmű környezetében

	Dózisteljesítmény, nGy h^{-1}			
	U-Ra sor	Th sor	^{40}K	teljes
átlag	15,0	21,0	13,6	49,6
minimum	9,5	9,8	10,4	31,8
maximum	23,7	40.2	18,1	82,0
ún. világátlag	12	17	16	45

dózisteljesítmények láthatóak [5]. Megállapíthattuk, hogy a NaI(Tl)- és a GM-csöves detektorokkal nyert adatok között szoros korrelációs összefüggés van. A legnagyobb értékeket NaI(Tl)-spektrometriával kaptuk, a GM-csöves detektorral kapott adatok mintegy 20%-kal kisebbek. Ezek a főként kalibrációs nehézségekre visszavezethető eltérések nem nagyobbak a sugárvédelmi gyakorlatban szokásosnál.

A 3. táblázatban összefoglaljuk a Paks környékén végzett mérések adatait [5]. A táblázatból kitűnik, hogy a mért értékek jó egyezést mutatnak az ún. világátlaggal [14], Paks környezete nem tartozik sem a nagy, sem a kis radioaktivitású területek közé.

5. Következtetések

A környezeti dózisteljesítmény helyszíni meghatározására használt mérőeszközeink alkalmasak a környezeti sugárzás kielégítő pontosságú analízisére. A szcintillációs spektrométer elsősorban a természetes radioaktivitás meghatározását teszi lehetővé. A Ge(Li)-spektrométer a nagyobb felbontóképessége miatt lehetőséget ad a mesterséges radioizotópok azonosítására és tőlük származó dózisteljesítmény kielégítő pontosságú kiszámítására.

A 4. táblázatban láthatók az egyes detektorokkal meghatározott dózisteljesítmények bizonytalanságai [8]. A bizonytalanságok a statisztikus és a több vonalból meghatározott értékek szórását tartalmazzák. További hibaforrások lehetnek:

4. táblázat. A különböző detektorokkal meghatározott dózisteljesítmények bizonytalanságai százalékban

	U-Ra sor	Th sor	^{40}K	^{137}Cs	^{110m}Ag	Teljes
NaI(Tl)-detektor	14–18	6–8	4–6	20–30	30–40	8–12
Ge(Li)-detektor	12–16	12–16	2–3	10–15	8–10	8–12
GM-detektorok						10–15

— a forráseloszlás hiányos ismerete,

— a talaj összetétele, nedvességtartalma, inhomogenitása, egyenetlensége,

— a U-Ra és Th sor radioaktív egyensúlyának hiánya,

— a levegőben lévő radon-leányelemek hatása,

— a kalibrációs mérések és számítások hibája.

Általában elmondhatjuk, hogy az alkalmazott módszerekkel nagyjából azonos bizonytalansággal — mintegy 10–15% — tudjuk a dózisteljesítményt meghatározni.

A POKER—CAMP számítási program lehetővé tette az egyes radioizotópoktól származó már kimutatható dózisteljesítmény-járulékok kiszámítását a különböző detektorok esetében. A számításoknál 95%-os megbízhatósági határt vettünk alapul. A természetes izotópokra egyenletes eloszlást, ^{137}Cs-re a talajban

exponenciálisan csökkenő, ^{131}I esetében síkeloszlást, ^{133}Xe esetében egy Gauss-függvénnyel leírható gázcsóvaeloszlást tételeztünk fel. Eredményeinket az 5. táblázatban mutatjuk be [8]. A táblázatból látható, hogy Ge(Li)-spektrométerrel mintegy egy nagyságrenddel csökken a környezetbe kijutó mesterséges radioizotópok kimutathatósági szintje a NaI(Tl)-detektoréhoz képest. A

5. táblázat. A különböző detektorokkal kimutatható dózisteljesítmények, $nGyh^{-1}$-ban

Detektorok	U-Ra sor	Th sor	^{40}K	^{137}Cs	^{131}I	^{133}Xe
NaI(Tl)-detektor	0,8	0,9	0,1	1,6	0,6	–
Ge(Li)-detektor árnyékolatlan	0,5	0,5	0,1	0,07	0,05	–
GM-detektor árnyékolt	3,7	4,1	4,0	10	11	6,5
GM-detektor	5,7	6,1	5,1	14	18	720

GM-csöves detektorpár a ^{133}Xe-izotóp azonosítására nyújt lehetőséget, mivel az árnyékolt és árnyékolatlan detektor érzékenysége kb. két nagyságrenddel tér el egymástól.

A paksi atomerőmű környezetében végzett sugárzási alapszintmérések során megállapítottuk, hogy

— adott helyen a sugárzás időbeli változása nem szignifikáns,

— az átlagos dózisteljesítmény helyről helyre kb. hármas faktoron belül változik,

— a különböző detektorokkal meghatározott dózisteljesítmények eltérései 30%-on belül vannak,

— több helyen detektáltunk világmérvű lerakódásból származó ^{137}Cs-izotópot,

— jó egyezést kaptunk a direkt és a helyszíni mérésekkel meghatározott talajbeli koncentrációk, a POKER—CAMP programmal számított és a mért dózisteljesítmények, valamint az egyes detektorokkal meghatározott dózisteljesítmények között.

— a Ge(Li)-detektor alkalmas a környezeti sugárzás pontos minőségi és mennyiségi elemzésére.

Irodalom

1. H. L. Beck—I. De Campo—C. Gogolak: Health and Safety Laboratory report HASL-258 (1972).
2. Deme S.: Paksi Atomerőmű Környezetellenőrzés, Mérési módszerek **2** (1978).
3. H. L. Beck—W. I. Condon—W. M. Lowder: Health and Safety Laboratory report HASL-150 (1964).
4. Koblinger L.: KFKI Report 1981-79 (1981).
5. Németh I.—Zombori P.—Koblinger L.—Andrási A.—Germán E.—Kemenes L.: KFKI Report 1982-93 (1982).
6. Németh I. és mtsai: Izotóptechnika **26** (1983) 81.
7. Zombori P.—Németh I.—Andrási A.: KFKI Report 1983-44 (1983).
8. Zombori P.—Németh I.—Andrási A.—Germán E.—Kemenes L.: KFKI Report 1984-38 (1984).
9. Németh I.—Zombori P.: Paksi Atomerőmű Környezetellenőrzés, Mérési módszerek **3** (1979).
10. Andrási A.—Beleznay F.-né—Németh I.—Zombori P.: Paksi Atomerőmű Környezetellenőrzés, Mérési módszerek **5** (1982).
11. L. Koblinger—I. Németh—P. Zombori—A. Andrási: Acta Physica Acad. Sci. Hung. **52** (1982) 397.
12. Tóth Á.—Lakatosné Novotny S.: Paksi Atomerőmű Környezetellenőrzés **6** (1978).
13. A. Andrási et al.: KFKI Report 1982-114. (1982).
14. Sources and Effects of Ionizing Radiation; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation report (1977).

Erőművek által kibocsátott levegőszennyezők vizsgálata ESCA módszerrel*

Kövér László, Tóth József,
MTA Atommag Kutató Intézete, Debrecen

1. Bevezetés

Noha hazánk levegőjének szennyezettsége nemzetközi összehasonlításban átlagosnak mondható [1], az utóbbi években nálunk is fokozódik az érdeklődés a szennyezőforrások felderítése és a levegő tisztaságának védelme iránt [2], elsősorban a levegőszennyezőknek a bioszféra, azon belül is az emberi egészségre gyakorolt káros hatása miatt.

A légszennyeződés-vizsgálatoknak a hagyományos területe a mérgező gáznemű szennyezők (SO_2, NO_2), illetve az ülepedő por mennyiségének a mérése, ennek megfelelően a gázkromatográfia a leginkább alkalmazott módszer a kimutatásra. Csak a legutóbbi időkben ismerték fel, hogy a szilárd aeroszol légszennyezők, mint pl. a széntüzelésű erőművek által kibocsátott részecskék, szintén súlyos veszélyt jelentenek az emberi egészségre és az élő környezetre [3]. Miután az elkövetkező évtizedekben a széntüzelésű erőművek szerepe várhatóan újra növekedni fog, új jelentőséget kap az általuk kibocsátott légszennyezők káros hatásának a tisztázása is.

A szilárd szennyező szemcsék közül a néhány μm-nél nagyobb méretűek elsősorban közvetlenül a kibocsátó forrásra jellemzőek, az 1 μm-nél kisebbek pedig általában a légkörben, gáz komponensek között lezajló reakció termékei [4]. A részecskéknek a légzőszervekbe való behatolása, ott megtapadásának valószínűsége csökkenő méretükkel erőteljesen nő, pl. a 0,01 μm méretű részecskék könnyen jutnak el a tüdőig, és ott 60%-os valószínűséggel tapadnak meg [5].

* Készült a Magyar Villamos Művek Tröszt támogatásával.

Ezeknek az apró szemcséknek nagy a fajlagos felületük, képesek jelentős mennyiségű mérgező gázt, vegyületet felületükön megkötni, közöttük rákkeltő policiklikus aromás vegyületeket [3]. A mérgező nehéz elemek (Cd, Pb, Tl, V, Ni stb.) bedúsulhatnak az apró részek felületén, a gáznemű légszennyezők pedig (SO_2, NO_x) szulfát-, illetve nitrátvegyületekké alakulhatnak a szemcsék felületén történő katalitikus reakció során [3].

Mindezek a tények megerősítik, hogy a szilárd aeroszolszennyezők finom szemcséi koncentrálják és a légzőszervekbe mélyen bejutva közvetítik, ott megtapadva pedig tartóssá teszik mindazokat a káros hatásokat, amelyeket a felületükön lévő mérgező anyagok okozhatnak. Ugyanakkor minél kisebbek ezek a részecskék, annál hosszabb ideig lebeghetnek a levegőben, megnövelve annak lehetőségét, hogy a légköri áramlatokkal igen nagy távolságokra sodródhassanak.

Mivel a szilárd aeroszol részecskéi felületének néhány atomi rétege áll adszorbeált, egészségre káros anyagokból, vizsgálatára felületvizsgálati módszerek (ESCA, Auger-spektroszkópia, SIMS stb.) alkalmazhatók. Az ESCA módszer, noha integrális információt szolgáltat valamilyen felületen megtapadt szemcsék felszínéről, képes különbséget tenni a különböző kémiai állapotú alkotók között [6]. A pásztázó Auger-spektroszkópia segítségével egyes szemcsék felületi elemi összetételét vizsgálhatjuk, míg a szemcsék tömbi elemi összetételére vonatkozóan elektron-mikroszondás vagy röntgenfluoreszcenciás vizsgálatok adhatnak felvilágosítást [7, 8, 9].

A vizsgálatok egyik legkritikusabb pontja a mintavétel és a mintakészítés. A mintavétel általában légszivattyú és (többnyire cellulózacetát alapú) szűrőpapír segítségével történik. Blaisdell és Grieger [10] kimutatták, hogy a szűrőpapír anyagától származó jelek zavaróak lehetnek a fotoelektroncsúcsok azonosításánál, és téves megállapításokra vezethetnek. A levegőminták ESCA analízisénél ennek alapján a megfelelő szűrők kiválasztása gondos tanulmányozást igényel.

Egy másik lehetőség a mintavételre, hogy a vizsgálandó környezetbe adszorbeáló (pl. fém-) felületeket helyezünk, és az ezeken összegyűlt aeroszolrészecskéket analizáljuk. Ezeken a felületeken a

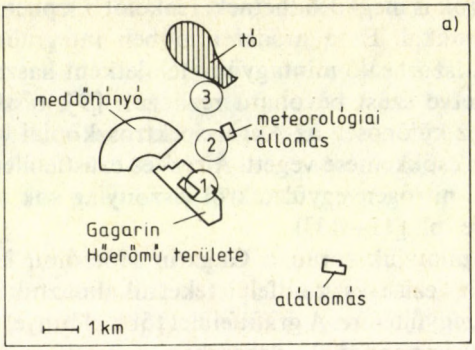
gáz szennyezők is megkötődhetnek, reakcióba léphetnek a felületet alkotó atomokkal. Ez a módszer időben integrális információt szolgáltat. Adszorbeáló mintagyűjtő felületként használtak rézlapkát [11], illetve ezüst bevonatú rézhuzalt [9], részben a felületi feltöltődés (ez különösen az Auger-spektroszkópiai vizsgálatoknál lehet zavaró) csökkentése végett. A réz- és ezüstfelületeken adszorbeált kén- és nitrogénvegyületekről viszonylag sok információ áll rendelkezésre (pl. [11—13]).

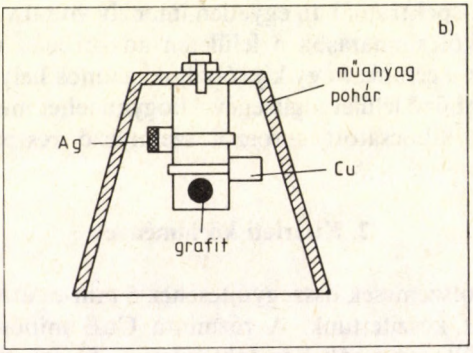
Jelen vizsgálataink során a Gagarin Hőerőmű környezetében elhelyezett réz-, ezüst- és grafitfelületeket alkalmaztuk az aeroszolrészecskék összegyűjtésére. A grafitfelület több előnnyel rendelkezik a mintavétel szempontjából, elsősorban a grafit is jó vezető, de fotoelektron-spektrumában egyetlen intenzív vonal van, és kevésbé lép kémiai kölcsönhatásba a felületen adszorbeált molekulákkal [14]. Az volt a célunk, hogy kipróbáljuk: azonos helyen elhelyezett három különböző felület segítségével hogyan lehet monitorizálni az erőmű által kibocsátott aeroszol szennyező részecskék felületi összetételét.

2. Kísérleti körülmények

Az aeroszolszemcsék összegyűjtéséhez 6 mm-es átmérőjű hengeres mintákat készítettünk. A rézminta CuE minőségű vörösréz rúdból készült, esztergált homlokfelülettel. Az ezüstminta anyaga 0,15 mm vastagságú spektráltiszta ezüstlemez, a grafitmintáé pedig 1,5 mm vastag, esztergált felületű grafitkorong volt, mindkét mintát Al-Mg-Si ötvözetből készült sapkával vörösréz mintatartóra erősítettük. A minták felületét kihelyezés előtt 3 percig etilalkoholban történő ultrahangos kezeléssel tisztítottuk. A mintákat (egy-egy réz-, ezüst- és grafitmintát) egymáshoz képest merőlegesen plexi tartóba rögzítettük úgy, hogy a minták homlokfelülete (a vizsgálandó felület) a függőleges síkba essen. A minták felületét nyílásával lefelé fordított műanyag pohár védte az ülepedő portól (1.b ábra).

Az 1.a ábrán látható térképvázlaton tüntettük fel a minták elhelyezési pontjait az erőmű környezetében. Az 1-es számmal jelölt pont az erőmű centrumában, az elektrosztatikus porleválasztó





1. ábra. a) A Gagarin Hőerőmű környezetében elhelyezkedő mintákat feltüntető térképvázlat (1, 2, 3: elhelyezési pontok). b) A minták rögzítése: a pohár a nyílásával lefelé fordítva úgy volt elhelyezve, hogy a levegő gázai és a szilárd aeroszolrészecskék a minták felületét érhessék

közvetlen közelében helyezkedik el, a 2-es számmal jelölt pont az erőmű területétől kb. 300 m-re lévő meteorológiai állomás közelében, a 3-as számú pont pedig az erőműtől kb. 3 km-re, egy üdülőtelkekkel, hétvégi házakkal szegélyezett tó mellett található.

A minták 1981. október 1—15. között voltak kint a megjelölt pontokon. Az 1-es ponton a mintákat a talaj szintjétől kb. 10 m, a 3-as, illetve a 2-es ponton kb. 2,5 m magasságban helyeztük el. A minták röntgen-fotoelektronspektroszkópiai vizsgálatát azok „as

received", azaz minden előkezelés nélküli állapotában végeztük az ATOMKI saját építésű, Al K_α-röntgenforrással felszerelt ESCA berendezésével [15].

A mérések során a berendezésben a vákuum jobb volt, mint 10^{-5} Pa. Az energiahitelesítést kb. 5 min időtartamú Ar^+-ionmarással a vákuumrendszerben tisztított réz- és ezüstminták segítségével végeztük Asami [16] és Johansson [17] adatai alapján.

A fotoelektron-vonalak kötési energiájának és intenzitásának meghatározása TPAi kisszámítógéppel történt, lineáris háttér- és noniteratív Gauss-függvény illesztés alkalmazásával.

3. Eredmények és értékelés

A mintákon végzett ESCA vizsgálatok legfontosabb eredményeit az 1. táblázat és a 2—8. ábrák tartalmazzák.

A különböző vizsgálati helyek közül az 1-essel jelölt helyről, az erőmű centrumából származó minták spektrumaiban lehet a legtöbb fajta szennyezőt azonosítani (2—4. ábra).

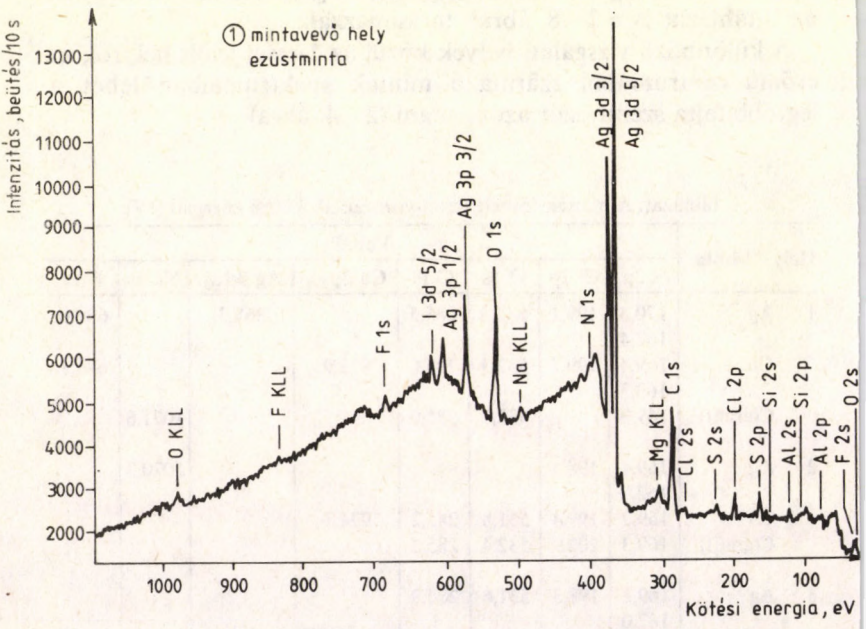
1. táblázat. A minták fotoelektron-vonalainak kötési energiái (eV)

Hely	Minta	Vonal							
		S 2p	Cl 2p	O 1s	C 1s	Cu $2p_{3/2}$	Ag $3d_{5/2}$	Na 1s	F 1s
1	Ag	170,3 162,4	199,1	532,5	285,5		368,3		686,0
	Cu	169,4 163,3	199,7	532,3	285,6	933,9			686,1
	C(grafit)	169,9		532,7	285,0			1071,6	
2	Ag	169,4 162,0	198,5					1070,3	
	Cu	169,2	199,4	531,8	285,2	934,3			
	C(grafit)	169,3	200,9	532,4	285,2				
3	Ag	169,2 162,0	198,3	531,6	284,9				
	Cu	168,9	199,5			933,4			
	C(grafit)	169,4							

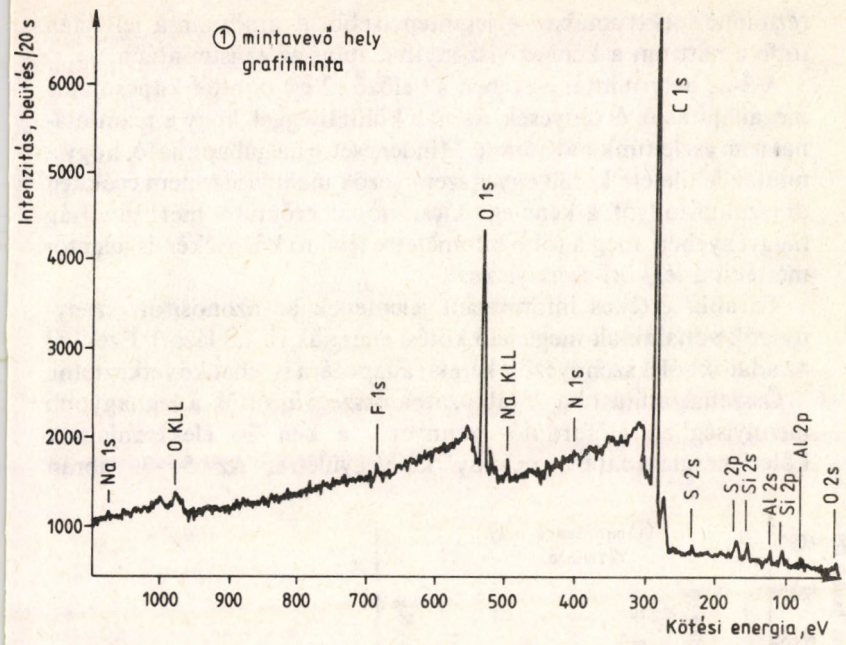
Feltűnő, hogy nem látszanak nehéz elemektől származó vonalak a spektrumokban, melyek szerkezete egyezik Lindfors és Hovland [9] eredményével, akik széntüzelésű erőmű pernyeleválasztója körüli levegőszennyezőket vizsgáltak ESCA módszerrel.

Az ezüst- és a rézminták intenzív saját vonalai arról tanúskodnak, hogy sem az adszorbeált gázok, sem a megtapadt szemcsék nem alkotnak vastag, összefüggő réteget a minták felületén. A rézminta spektrumában szembetűnő az oxigénvonal domináns szerepe, jelezve, hogy ezen a mintán a legdúsabb oxigénben a felületi réteg.

Noha aránylag sok elemet lehet a spektrumokban azonosítani, csak néhányuk (S, N, Si, F) fedezhető fel mindegyik mintánál. Míg az ezüstmintánál a Cl 2p intenzív vonala jelentkezik, és a rézminta spektrumában is azonosítható, a grafitmintánál nem található Cl 2p



2. ábra. Az 1-es ponton (az elektrosztatikus pernyeleválasztó közelében) elhelyezett ezüstminta áttekintő fotoelektron-spektruma



3. ábra. Az 1-es ponton elhelyezett grafitminta áttekintő fotoelektron-spektruma

csúcs. Ugyanakkor a rézminta felületén a másik két mintához képest elenyésző a nátriumtartalom. Hasonló megállapítás érvényes az alumínium esetében is, míg pl. a jód és a magnézium csak az ezüstminta felületén azonosítható. Amíg a nitrogén csúcsa minden mintán kis intenzitású, a fluor esetében háromszoros az intenzitáskülönbség (az ezüstminta javára) a réz- és az ezüstminták spektrumait összehasonlítva.

Mindez gyakorlati bizonyítékot szolgáltat arra nézve, hogy a különböző szennyezők szelektíve kötődnek meg az egyes mintafelületeken.

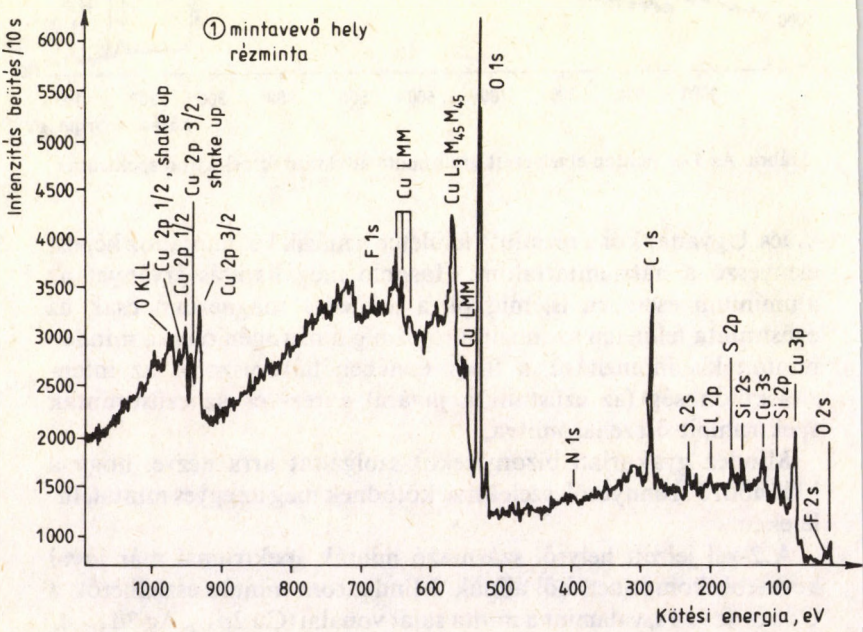
A 2-vel jelzett helyről származó minták spektrumai már jóval kevesebb komponensből állnak. Mindhárom mintán észlelhetők a C 1s és az O 1s, valamint a minta saját vonalai (Cu $2p_{3/2}$, Ag $3d_{5/2}$, C 1s) mellett a nátrium, kén és klór vonalai. Az oxigén és a klór a

rézminta spektrumában a legintenzívebb. A grafitminta felületén több a nátrium a kénhez viszonyítva, mint az ezüstmintáén.

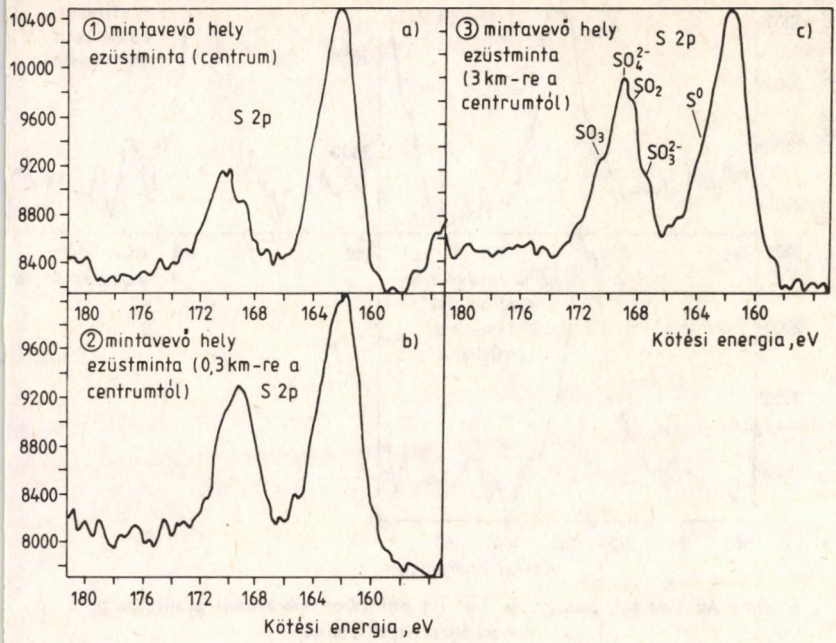
A 3-as hely mintái esetében az előző (2-es) ponttal kapcsolatos megállapítások érvényesek, azzal a különbséggel, hogy a rézmintánál nem észleltünk nátriumot. Mindenesetre megállapítható, hogy a minták felületére került egyes szennyezők mennyisége nem csökken drasztikusan (sőt, a kéné egy kicsit nő) az erőműtől mért távolság függvényében, még a több kilométerre lévő tó környékén is jelentős mértékű a légköri szennyezés.

További értékes információt jelentenek az azonosított szennyezők vonalainak megfelelő kötési energiák (1. táblázat). Ezekből az adatokból a szennyezők kémiai állapotára is lehet következtetni.

Összehasonlításul a 2. táblázatba összegyűjtöttük a legnagyobb mennyiségben előforduló szennyező, a kén 2p elektronjainak kötésienergia-adatait, néhány kénvegyületre. Az 5—7. ábrán



4. ábra. Az 1-es ponton elhelyezett rézminta áttekintő fotoelektron-spektruma

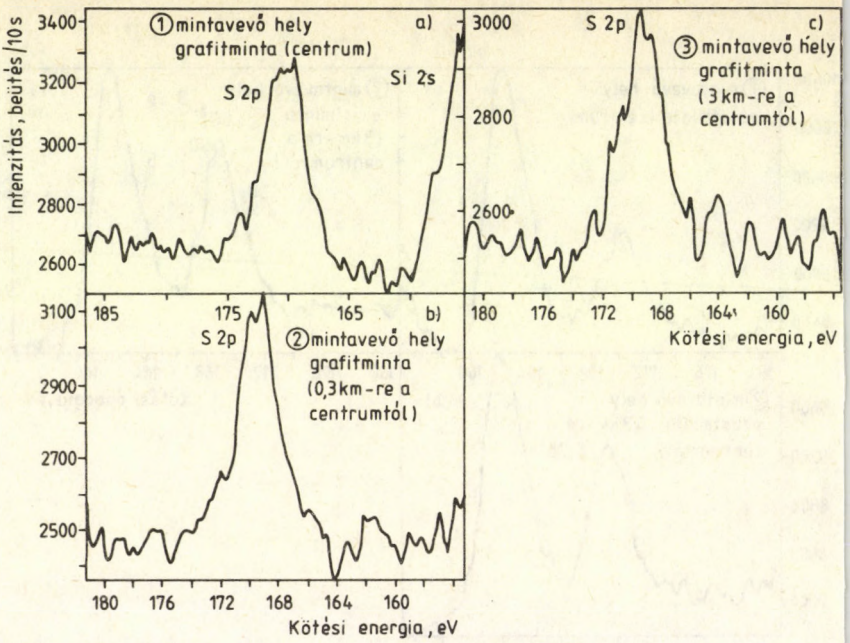


5. ábra. Az 1-es (a), 2-es (b) és 3-as (c) pontokon elhelyezett ezüstminták S 2p fotoelektron-spektrumai

látható spektrumrészletek a különböző mintahelyekről vett ezüst, grafit- és rézminták S 2p vonalait ábrázolják. Az 5b ábrán feltüntettük a számításba vehető komponensek kötési energiáit.

A spektrumokból (5. ábra) és a táblázatokból látható, hogy az ezüstmintánál jelentkező S 2p csúcsok közül a nagyobb kötési energiájú zömében szulfáttól, a kisebb kötési energiájú pedig szulfidtól származik.

Lichtman és munkatársai [12] réz(II)-szulfid és réz(I)-szulfid minták fotoelektron-spektrumait vizsgálva a szulfidjárulék mellett szulfátnak megfelelő energiájú vonalat is tapasztaltak, amit felületi szulfátréteg kialakulásának tulajdonítottak. Ezüst-szulfid esetében azonban csak a szulfidjárulékot észlelték.



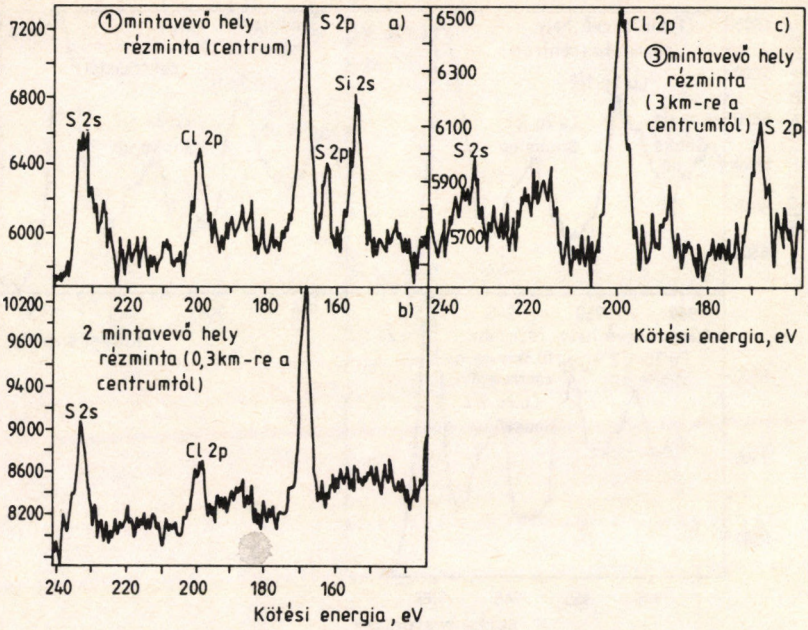
6. ábra. Az 1-es (a), 2-es (b) és 3-as (c) pontokon elhelyezett grafitminták S 2p fotoelektron-spektrumai

2. táblázat. S 2p kötési energiák (eV)

$S^{(0)}$			SO_4^{2-}			
	S_8:	164,2	[18]		Na_2SO_4:	168,9	[18]
		164,5	[11]		$(NH_4)_2SO_4$:	168,6	[7]
	S^{2-}				$CuSO_4$:	170,5*	[20]
	Na_2S:	162,0	[18]		$CuSO_4 \cdot H_2O$:	170,1*	[20]
		161,4	[7]		$CuSO_4 \cdot 3H_2O$:	169,6*	[20]
	Ag_2S:	161,6	[12]		$CuSO_4 \cdot 5H_2O$:	169,7*	[20]
		161,7*	[21]		(adsz. MgO-n):	169,8	[22]
	Cu_2S:	170,9**	[12]		SO_2		
		163,9			(adsz.):	168,3	[18]
		161,7	[11]			168,1	[22]
	CuS:	170,5**	[12]		(gáz):	174,8	[19]
		162,3			SO_3^{2-}		
	PbS:	160,3	[12]		Na_2SO_3:	166,7	[18]
						165,8	[11]
					SO_3		
						171,0	[22]

* E_B(C ls) = 284,8 eV-ra korrigálva

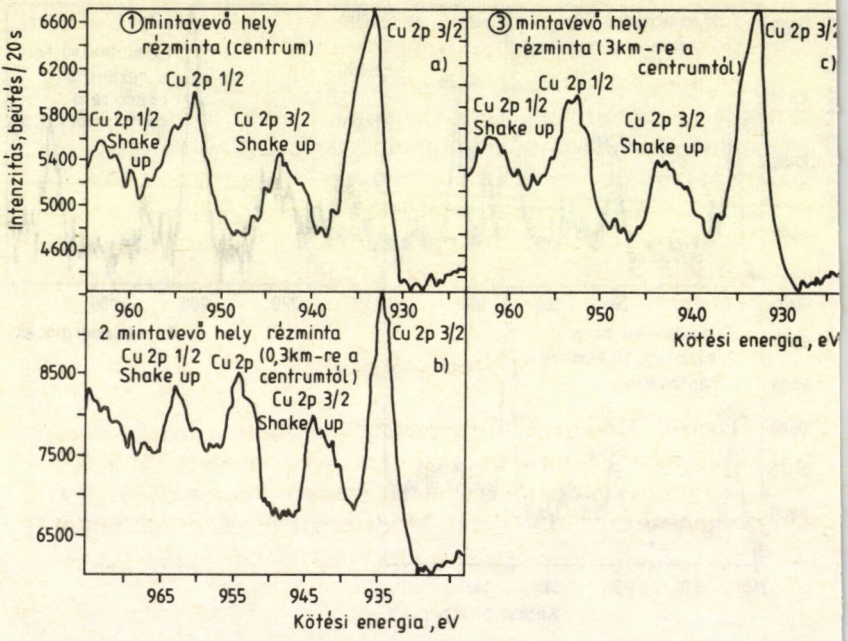
** A réz-szulfid minták felületén vékony szulfátréteg alakult ki.



7. ábra. Az 1-es (a), 2-es (b) és 3-as (c) pontokon elhelyezett rézminták S 2s, Cl 2p és S 2p fotoelektron-spektumai

Megfigyelhető, hogy az általunk mért spektrumok az erőműtől távolodva a szulfátcsúcs növekedését mutatják (az 1. táblázat szerint az 1-es helyhez tartozó szulfátcsúcs egy kissé a kén-trioxidnak megfelelő energia felé tolódott).

Az előzőek alapján feltehető, hogy a szulfátcsúcs nagy része a felületen megtapadt aeroszoltól származik. Ezt támasztják alá a grafitmintánál kapott adatok (6. ábra) is, ahol csak szulfátnak megfelelő S 2p vonalakat azonosíthatunk (ezt az S 2s vonalak mérési eredményei is megerősítik). Ugyancsak bizonyítékul szolgálnak a rézminta S 2p és S 2s vonalai (7. ábra) is, mivel kismértékű szulfidjárulékot is csak az 1. helyhez tartozó minta spektruma mutat. A rézmintákon jelentkező szulfátcsúcs nem származhat vastag, ösz-



8. ábra. Az 1-es (a), 2-es (b) és 3-as (c) pontokon elhelyezett rézminták Cu 2p fotoelektron-spektrumai

szefüggő felületi szulfátrétegről, mert a réz vonalait jól lehet azonosítani a spektrumban.

Az 1-es helyen az ezüstminta spektrumában a szulfidcsúcs arányát indokolhatja a környezet nagyobb kén-hidrogén- és páratartalma, vagy az ott keletkező aeroszol más összetétele. Ez utóbbit valószínűsíti, hogy a S 2p vonalak teljes intenzitása az erőműtől távolodva nő ezüstminták esetében; grafitmintáknál pedig csökken.

A 8. ábra a rézminták 2p spektrumait mutatja be. A szatellitszerkezetből és a kötési energiákból (1. táblázat) megállapítható, hogy Cu^{2+} van jelen a felületen. A mért Cu $2p_{3/2}$ és Cu LMM (Auger) energiák, valamint Cl 2p energiák alapján valószínűnek látszik,

hogy réz(I)-klorid is képződik a felületen: $E_B(Cu2p_{3/2}, CuCl_2) = 935{,}0$ eV; $E_B(Cl\ 2p, CuCl_2) = 199{,}2$ eV [23].

Mivel a mintákon az N 1s csúcs igen kis intenzitású (ahol egyáltalán azonosítható), nem valószínű, hogy a szulfáttartalom ammónium-szulfátnak tulajdonítható. Ugyanakkor az ezüst- és grafitmintákon a szulfáttartalommal együtt változik a Na 1s intenzitása, és a Na^+-ionnak megfelelő a kötési energiája ($E_B(Na_{1s}^+) = 1071{,}5$ eV [23]. Valószínű, hogy az erőműtől távolabb (2-es, 3-as hely) nátrium-szulfát alkotja az aeroszol tömegének nagy részét.

4. Összefoglalás

A Gagarin Hőerőmű környezetébe helyezett ezüst-, réz- és grafitfelületeken adszorbeált gázok és aeroszolszemcsék ESCA vizsgálata során kimutattuk a felületek szelektív adszorpcióját, és az aeroszol magas szulfáttartalmát. Módszerünk érzékenynek mutatkozott az erőműtől való távolság függvényében mért eltérő típusú szennyezők azonosítására.

Irodalom

1. Mészáros E.—Várkonyi T.: Magyar Tudomány **2** (1979) 96.
2. pl: Szakmai Továbbképző Tanfolyam, Tokaj, 1981 szept. Vitaindító előadások. Környezetvédelmi Intézet, Budapest, 1981.
3. C. J. Powell: Nat Bureau of Standards, Washington, DC, 1980. Special Publication No. 533.
4. J. K. Burchard: Air Pollution Control Assoc. **24** (1975) 1141.
5. Air Quality Criteria for Particulate Matter. National Air Pollution Control Administration Publication No-AP—49 (U. S. Department of Health, Education and Welfare, Washington, DC., January, 1969), Chapter 9.
6. Kövér L.: ATOMKI Közl. Supplement **1** (1982) 59.
7. J. A. Gardella—D.M. Hercules: Intern. J. Environ. Anal. Chem. **1** (1979) 121.
8. M. V. Zeller: Innovations in ESCA/AUGER instrumentation and applications. Perkin—Elmer, Eden Prairie, 1980.
9. P. A. Lindfors—C. T. Hovland: Environmental Scientific Research **13** (1978) 349.
10. J. M. Blaisdell—G. R. Grieger: American Laboratory **11** (1979) 85.
11. K. Murata—S. Ikeda—T. Utsunomiya—A. Yasui: Talanta **23** (1976) 529.

12. D. LICHTMAN—J. H. CRAIG, JR.— V. SAILER—M. DRINKWINE: Applications of Surface Science **1** (1981) 325.
13. M. H. MATLOOB—M. W. ROBERTS: J. of the Chemical Society, Faraday Transactions I. **73** (1977) 1393.
14. D. M. AYMLER—H. RAZZAVI—J. C. CARVER: Anal. Chem. **51** (1979) 581.
15. D. VARGA—I. KÁDÁR—A. KÖVÉR—L. KÖVÉR—GY. MÓRIK: Nucl. Instrum. and Meth. **154** (1978) 477.
16. K. ASAMI: J. Electron Spectrosc. Relat. Phenom. **9** (1976) 469.
17. G. JOHANSSON—J. HEDMAN—A. BERNDTSSON—M. KLASSON—R. NILSSON: J. Electron Spectrosc. Relat. Phenom. **2** (1973) 295.
18. B. J. LINDBERG—K. HAMRIN—G. JOHANSSON—U. GELIUS—A. FAHLMAN—C. NORDLING—K. SIEGBAHN: Physica Scripta **1** (1970) 286.
19. K. SIEGBAHN—C. NORDLING—G. JOHANSSON—J. HEDMAN, P. F. HEDÉN—K. HARMIN—U. GELIUS—T. BERGMARK—L. O. WERME—R. MANNE: ESCA Applied to Free Molecules. North Holland, Amsterdam and London, 1969.
20. D. C. FROST—A. ISHITANI—C. A. MCDOWELL: Molecular Physics **24** (1972) 861.
21. J. W. ROBINSON (ed.): CRC Handbook of Spectroscopy. Vol. I. CRC Press, Cleveland, 1974.
22. N. L. CRAIG—A. B. HACKER—T. NOVAKOV: Atmos. Environ. **8** (1974) 15.
23. C. D. WAGNER—W. M. RIGGS—L. E. DAVIS—J. F. MOULDER (ed.): „Handbook of X-ray photoelectron spectroscopy". Perkin—Elmer, Eden Prairie, 1979.

A paksi atomerőmű folyamatos üzemű környezet-ellenőrző rendszere

Deme Sándor, Fehér István, Rövid Márton

MTA Központi Fizikai Kutató Intézete, Budapest

Rónaky József

Paksi Atomerőmű Vállalat, Paks

1. Bevezetés

Az atomerőművek sugárvédelmi ellenőrző rendszerének része a sugárvédelmi környezetellenőrző rendszer. A szokásos környezetellenőrző rendszereknek az a rendeltetése, hogy segítségükkel biztosítani lehessen, hogy az atomerőmű által kibocsátott radioaktív anyagok révén a lakosság sugárterhelése ne haladja meg a hatóságok által megszabott felső határt.

Az ellenőrzés elve kétféle szokott lenni. Az egyik elv szerint elegendő a kibocsátás mérése, mert ismerve a kibocsátási értékeket és a meteorológiai körülményeket, valamint a radioökológiai adatokat, a sugárterhelés nagysága jól becsülhető. A tényleges ellenőrzés ezután azon alapul, hogy az atomerőmű kibocsátási határértékeinek betartását vizsgálja mind az üzemeltető, mind a hatóság. A kibocsátási határértékeket az elsődlegesen szabályozott, lakosságra vonatkozó sugárterhelés-határértékekből származtatják. A származtatás általában a reális terjedési adatok maximális sugárterhelést adó szélső értékein alapul.

A ma használatos technológiai rendszerek a nyomottvizes reaktoroknál, így a VVER-440 és VVER-1000 típusú rendszereknél normálüzemben igen kis, még az említett pesszimista alapon számított kibocsátásnál is egy-két nagyságrenddel kisebb kibocsátást biztosítanak az erőmű normál üzeme során. Ennek alapján az erőmű normál üzeme esetén a megfelelő érzékenységű, kibocsátást mérő műszerek teljesen elegendőek az atomerőművek környezetének sugárvédelmi ellenőrzésére.

A másik elv a környezetben végzett sugárvédelmi méréseken alapszik. Ebben az esetben — a kötelezőnek vehető kibocsátásmérésen kívül — a környezeti sugárzási adatokat is kell mérni. Ezek az adatok részben a külső sugárzás (rendszerint γ-sugárzás) dózisát, részben a levegő aeroszol és fall-out szennyeződését jelentik. A mérések kiterjednek az ökologiai lánc más tagjaira, így a növényzet, talaj, talajvíz, valamint a vízi kibocsátás hatásának ellenőrzésére is.

Az előbb ismertetett elveken alapuló környezetellenőrző rendszerek alkalmasak annak bizonyítására, hogy az atomerőmű normál üzeme során nem hoz létre a hatósági dóziskorlátnál nagyobb sugárterhelést a környezetben élőkre. Ugyanakkor azonban az ilyen rendszerek gyakorlatilag alkalmatlanok a ténylegesen fellépő sugárzási helyzet értékelésére. Ez a megállapítás fokozottan érvényes rövid idejű, jelentős nagyságú kibocsátások esetén, amikor a statisztikus modellek nem használhatók. Így nem használhatók fel a már jól mérhető — rendszerint rövid idejű — kibocsátások környezeti hatásának tanulmányozására, baleset esetén pedig a szükséges intézkedések meghozatalához nem szolgáltatnak elegendően gyorsan mérési adatokat.

2. A folyamatos üzemű ellenőrző rendszer iránti követelmények

Ha a környezetellenőrző rendszer iránti elvárásokat összegezzük, akkor a következőket tűzhetjük ki célul.

(a) A rendszer legyen elegendően érzékeny ahhoz, hogy az erőmű hatóságilag engedélyezett maximális kibocsátása esetén, az ebből eredő környezeti sugárzás már kimutatható legyen.

(b) Az engedélyezett maximális kibocsátást meghaladó — rendszerint rövid idejű — kibocsátás esetén adjon lehetőséget a kibocsátott radionuklidok terjedésének mennyiségi nyomon követésére, így az adott helyre vonatkozó terjedési jellemzők tanulmányozására.

(c) Baleseti mennyiségű radionuklid kibocsátásakor legyen elegendően gyorsan megfelelő mennyiségű és pontosságú adat annak

1. táblázat. A paksi atomerőmű által kibocsátott radionuklidok és terjedésük jellemzői

Jellemzők	Légköri kibocsátás	Kibocsátás vízbe
A kibocsátás helye közege	szellőzőkémény levegő	víztisztítók Duna-víz (hűtővíz)
A terjedés iránya	változó (szélirány)	állandó (a Duna folyása)
A hígulás oka	a szélirány fluktuációja	a Duna hígító hatása
A kibocsátott radionuklidok	radioaktív nemesgázok, radiojód, radioaeroszolok	trícium, hasadványkeverék, korróziós termékek
A környezeti dúsulás útja	jód: tejlánc	nyomelemek: vízinövény, víziállat
A környezeti csökkenés oka	száraz kihullás, kimosás	adszorpció, ülepedés
A dózisterhelés jellege	külső (nemesgáz), belső (^{131}I és mások)	belső
Lehetséges ellenőrzési pontok	szellőzőkémény, környezeti pontok, ökológiai lánc	melegvíz-csatorna, Duna, ökológiai lánc

megítélésére, hogy a létrejött helyzetben milyen, a lakosságot is érintő intézkedéseket kell meghozni [1].

A feladat megoldásához mindenekelőtt a kibocsátási források jellemzőit és a kibocsátott radionuklidok terjedését befolyásoló tényezőket tekintsük át az 1. táblázat alapján.

A sugárzó anyagok környezetbe kerülését leghatásosabban a kibocsátási ponton, azaz a szellőzőkéményben és a víztisztítók, valamint a kondenzátor közös összefolyásánál, a melegvíz-csatornában mérhetjük. Erre a célra folyamatos aktivitáskoncentráció-mérést és mintavételt kívánatos alkalmazni, ez a kettős ellenőrzés mind az azonnali információt, mind a részletes — utólagos — minőségi elemzés lehetőségét biztosítja.

A kibocsátott sugárzó anyagok terjedési irányának meghatározására csak a levegő esetében van szükség, ehhez a szélirányt kell

mérni, legalább a kémény magasságáig terjedő légrétegben. A feladat megoldásához meteorológiai mérőtoronyra van szükség. A meteorológiai mérőtorony szélirányмérőinek jelfeldolgozása révén mérhető a szélirány fluktuációja, valamint — a meteorológiai torony magasságáig — a keveredést gátló esetleges inverziós réteg is kimutatható.

A Duna hígító hatásának figyelembevételéhez a Duna, valamint a melegvíz-csatorna vízforgalmát kell folyamatosan mérni. Ha meghatározzuk a melegvíz-csatorna és a Duna közötti vízhőmérséklet-különbséget, akkor a vízforgalmak ismeretében megállapítható a Duna hőterhelése is. (Ezek a paraméterek az üzemi és folyami adatok ismeretében számíthatók is.) A tényleges környezeti sugárzási adatokat dózisteljesítmény-méréssel, a levegő radioaeroszol- és radiojód-koncentrációjának és a kihullásnak a meghatározásával ellenőrizni lehet. Ezek közül kritikusnak a radiojód gőzfázisa tekinthető, míg a nagy érzékenységű dózisteljesítmény-mérés igen érzékeny indikátor. A többi minta folyamatos mérésére gyakorlatilag nincs szükség. A folyamatos mérés csak az elegendően finom időfelbontást tudja biztosítani, a mérési eredmények gyors hozzáférhetőségét csak akkor lehet elérni, ha a mérési eredmények — a távmérés révén — olyan pontban állnak rendelkezésre, ahol hozzáértő személyzet állandó ügyeletet tart. A kapott adatok gyors, lehetőleg automatikus értékelése mellett szükség van a kapott adatok számítógéppel való részletes és komplex értékelésére is, tehát ezt a lehetőséget is biztosítani kell az ún. folyamatos üzemű mérőrendszernek.

3. A rendszer felépítése

A légkörbe és a vízbe történő kibocsátás és az általa létrehozott környezeti sugárzás mérésére szolgáló szokásos és a paksi atomerőműnél kiegészítőleg alkalmazott ellenőrzési módokat a 2. táblázat mutatja [2, 3]. A táblázat csak azokat a méréseket tartalmazza, amelyeknél folyamatos ellenőrzést alkalmazunk, s az ellenőrzés telemetrikus.

A távmérő és adatgyűjtő rendszer felépítését az 1. ábra szemlélteti [4]. A szellőzőkéményen kiáramló levegő radioaktív nemesgáz

2. táblázat. Az atomerőművek szokásos és Pakson alkalmazott kiegészítő ellenőrzési módszerei

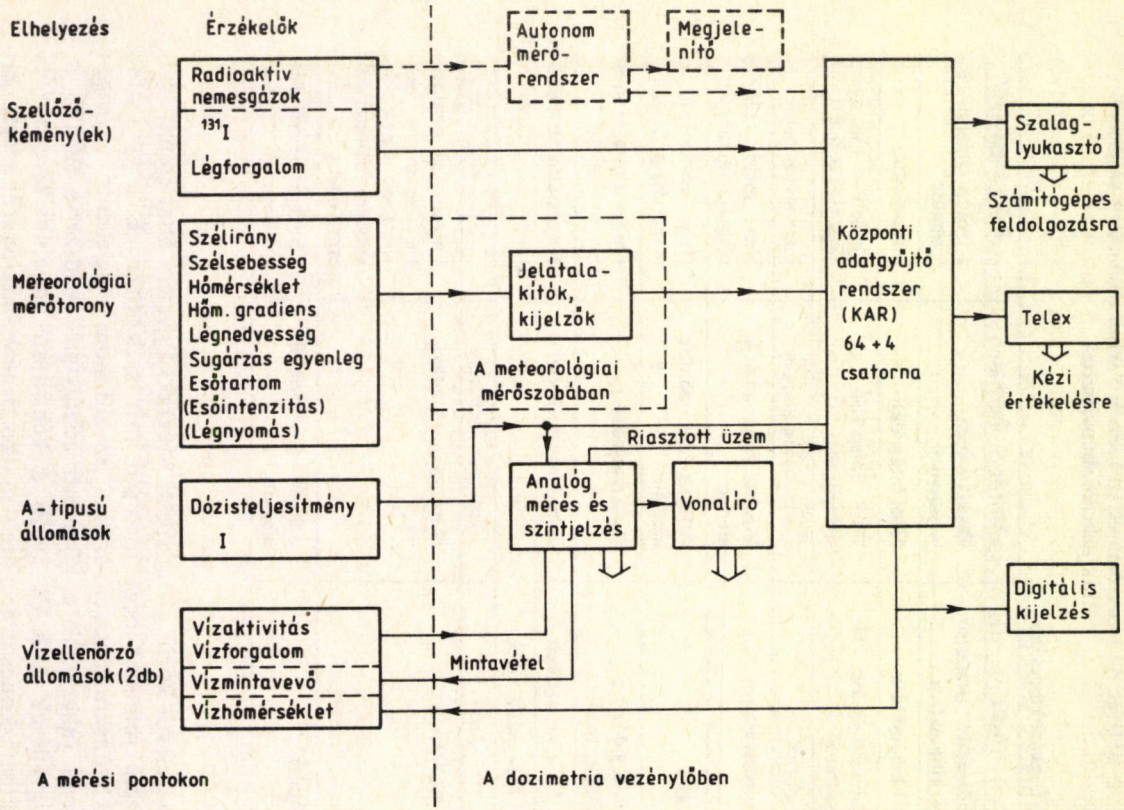
(a) Légköri kibocsátás

Adat	Szokásos ellenőrzés	Paksi kiegészítés
Radioaktív nemesgázok kibocsátása	Összaktivitás, folyamatos	4 izotóp szelektív, folyamatos
^{131}I kibocsátása	Napi integrálás	Folyamatos
Radioaeroszolok kibocsátása	Napi integrálás, kis térfogattal	Egyhetes mintavétel nagy térfogattal
Légforgalom	Üzemadatok alapján	Folyamatos mérés
Terjedési irány	Máshol mért adatok alapján	Helyi mérés (120 m magasságig) alapján
Hígulás	Átlagos évi adatok alapján	Helyi mérés (120 m magasságig) alapján
Külső γ-dózis a környezetben	Havi integrálás	Folyamatos távmérés
^{131}I a környezetben	Napi/heti mintavétel	Folyamatos távmérés

(b) Kibocsátás vízbe

Adat	Szokásos ellenőrzés	Paksi kiegészítés
A víz aktivitás	Napi egyszeri mintavétel	Folyamatos mintavétel, folyamatos aktivitáskonc. mérés, pillanatszerű automatikus mintavétel
Hígulás	Átlagos évi adatok alapján	Tényleges (órás) adatok alapján

összetevői közül a Budapesti Műszaki Egyetem által épített analizáló rendszer négy izotópot mér szelektíven. E négy izotóp aktivitáskoncentráció-értékei az autonom megjelenítő egységen kívül rákerülnek a központi adatgyűjtő rendszerre (KAR) is. Ugyancsak a KAR gyűjti a kéményen kiáramló levegő ^{131}I aktivitáskoncentrációjára vonatkozó mérési adatokat és a légforgalomra jellemző levegőáramlási sebesség 1 órára összegzett értékét.



1. ábra. A távmérő és központi adatgyűjtő rendszer tömbvázlata

A meteorológiai mérőtorony és a talajállomás adatai megfelelő jelátalakítón át jutnak a KAR bemenetére. Az atomerőmű környezetében 8 db ún. A-típusú sugárzásellenőrző állomás van, amelyek mindegyikén egy-egy GM-csöves detektorpár [5], valamint a ^{131}I aktivitáskoncentráció időintegrálját mérő mintavevő és szcintillációs spektrométer van. Az utóbbira különlegesen széles, 7 nagyságrendet átfogó méréstartomány jellemző [6].

A vízellenőrzés folyamatos aktivitáskoncentráció-távmérésre és folyamatos vízmintavételre terjed ki. Az aktivitáskoncentráció növekedése esetén a rendszer automatikusan pillanatszerű mintát vesz. Ellenőrzési célból nem csak a melegvízcsatornánál, hanem a hidegvíz-csatornánál is van vízellenőrző állomás. Ezeken az ellenőrző állomásokon van a vízforgalom (vízszint) és a vízhőfok mérésének jeladója is.

4. Adatfeldolgozás

A mérőállomásokon lévő detektorok jelzése minden esetben frekvenciaformában kerül az adatértékelő és adatgyűjtő rendszerre. A meteorológiai műszerek jelzéseit kivéve minden mérés eredményének értékelésére (leolvasására) csak a dozimetriai vezénylőben van mód. A meteorológiai rendszer mérési adatai — közelítő pontossággal — leolvashatók a meteorológiai ügyelet helyiségében is. A dozimetriai vezénylőben analóg, szintjelzős számlálási sebességmérőn láthatók az A-típusú állomások energiakompenzálatlan GM-detekrorainak jelzései, valamint a vízaktivitásmérők számlálási sebessége is. Ez utóbbiak szinttúllépése vezérli az automatikus vízmintavevőt. A tíz mérőcsatorna szintjelzőjének bármelyikén fellépő szinttúllépés jelzése az adatgyűjtő rendszer riasztott (60 perc helyett 6 perces periódusú) üzemmódját váltja ki. A számlálási sebességmérő bármely két csatornája vonalíróra kapcsolható.

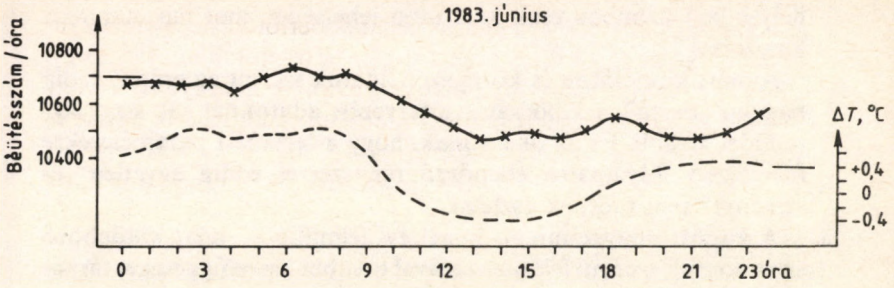
Az adatgyűjtő rendszer (KAR) 64 számláló jellegű mérőcsatornával rendelkezik, a nemesgázmérő adatai (4 csatorna) számláló felhasználása nélkül, közvetlenül kerülnek a KAR perifériáira, így azok nem foglalnak le mérőcsatornát. A normál üzemmódban az

egy órás adatok beütésszám formájában kerülnek kinyomtatásra a telexgépen és további feldolgozás céljából perforálásra a szalaglyukasztón. Ha az egy óra alatt mért sugárzási adatok kívül esnek egy, csatornánként megadott tartományon, akkor az adatgyűjtő + vagy − jellel egészíti ki a mért beütésszámot, ezzel felhívja az ügyeletes dozimetrikus figyelmét a szinttúllépésre, illetve a mérőrendszer hibájára. Az adatgyűjtő CAMAC rendszerű, mely a mért adatokon kívül kiírja az időpont adatokat, és egy tetszőlegesen kiválasztott mérőcsatorna beütésszámának folyamatos figyelését is lehetővé teszi. A lyukszalagok további feldolgozása R-40 vagy R-55 számítógépen történik. A feldolgozás célja részben a hosszú idejű összegzés, részben egy szektorátlagolt terjedési modell szerint a kibocsátás alapján havi dózisok számítása, de lehetőség van tetszőleges korrelációk vizsgálatára is.

5. Eredmények

A normálüzemi légköri kibocsátást az OKTH 1/1980. sz. rendelete szabályozza. Az abban szereplő számértékek a tervezési jellemzőkön alapulnak. Az engedélyezett maximális ^{131}I ekvivalens kibocsátást a fenti rendelet $1{,}1 \cdot 10^9$ Bq/nap, a nemesgázok összértékét pedig $1{,}9 \cdot 10^{13}$ Bq/nap értékben adja meg. Ha feltételezzük, hogy az erőmű egy éven át mindennap kibocsátja a fenti mennyiségű radionuklidot, akkor a folyamatos mérőrendszer által egy évig ténylegesen mért meteorológiai adatok alapján számított ^{131}I inhalációs dózis maximális értéke az egészségügyi védőzónában 50 μ Sv/év, a 3 km-es sugarú védőzóna határán pedig legfeljebb 33 μSv/év. Ugyanezek az értékek a külső γ-dózisra 5, illetve 4 μSv/év. Az első blokk egy évi tényleges kibocsátása alapján számított dózisok a fentieknél 5—6 nagyságrenddel kisebbek.

Vizsgálatokat végeztünk annak megállapítására, hogy a folyamatos környezetellenőrző rendszer kimutatási határát milyen mértékben befolyásolja a természetes sugárzás nagyságának ingadozása. Megállapítottuk, hogy a különböző mérőállomásokon lévő, azonos típusú detektorok jelzésének időbeli változása nagyfokú korrelációt mutat, ennek alapján kidolgoztuk a korrigált háttér



2. ábra. A GM-cső beütésszám és a függőleges hőmérséklet-különbség (120 m—20 m) napi menete

módszert. Ennek lényege az, hogy az erőmű kibocsátása szempontjából szélirányba eső — potenciálisan exponált — detektor hátterének pillanatnyi értékét a detektor átlagos hátteréből és a többi detektor pillanatnyi háttérértékének az átlagostól való eltéréséből számítjuk ki. E módszer bevezetésével a GM-csöves detektoroknál a kimutatási határt egy nagyságrenddel sikerült javítani, így — egyenletes kibocsátást feltételezve — a kimutatható éves külső γ-dózis 26 μSv/év.

A fentiekhez hasonló, de kevésbé élesen kifejezett korrelációt találtunk a háttérsugárzás intenzitása és a meteorológiai paraméterek között is. Így például az inverziós állapotot jellemző függőleges hőmérsékleti gradiens és a GM-csöves detektor jelzése között jól kifejezett összefüggés figyelhető meg (2. ábra). Hasonló jellegű az összefüggés az eső okozta háttérváltozásoknál is.

6. Következtetések, a továbbfejlesztés lehetőségei

Az eddigi, 1,5 éves tapasztalatok alapján megállapíthatjuk, hogy a rendszer felépítése a kitűzött céloknak megfelel, az üzembiztosság pedig jó. Az adatfeldolgozás lehetősége, illetve meglévő módja normál üzem és fokozott kibocsátás esetén kielégítő, baleseti

helyzetben azonban csak kézi úton lehetséges, ami ma már nem korszerű [7].

A mért kibocsátási és környezeti adatok szerint az erőmű eddig nagyon „tiszta", a kibocsátás a tervezési adatoknál sok nagyságrenddel kisebb. Ez az oka annak, hogy a tervezési paraméterekre méretezett folyamatos ellenőrző rendszerrel eddig egyetlen „eseményt" sem tudtunk észlelni.

A kapott nagyszámú — közel évi félmillió — adat különböző szempontok szerinti feldolgozásával további összefüggéseket tárhatunk fel.

Irodalom

1. S. Deme—I. Fehér—A. Andrási: in Planning for Rare Events: Nuclear Accident Preparedness and Management (IIASA Proceedings Series, Vol. 14.) Ed. J. W. Lathrop. Pergamon Press, Oxford, 1981, p. 227.
2. I. Fehér—S. Deme—A. Andrási: Acta Phys. Acad. Sci. Hung. **52** (1982) 373.
3. S. Deme—I. Fehér—M. Rövid: Acta Phys. Acad. Sci. Hung. **52** (1982) 381.
4. Deme S. és mtsai: Energia és Atomtechnika **XXXII** (1979) 227.
5. Deme S.: Izotóptechnika **21** (1978) 223.
6. I. Fehér—S. Deme—A. Andrási: in The Dose Limitation System in the Nuclear Fuel Cycle and in Radiation Protection. IAEA, Vienna, 1982, p. 399.
7. Deme S.: Izotóptechnika **27** (1984) 54.

Az ipari és mezőgazdasági termelés környezetszennyezése

Szennyezett öntözővizek hatása a termesztett növényekre

Várkonyi Zoltán, Mészáros Mária

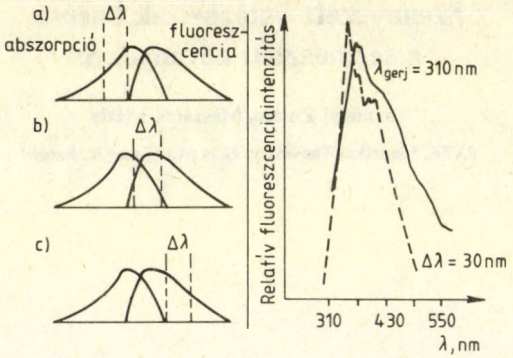
JATE, Biofizikai Tanszék és Genetikai Tanszék, Szeged

Hazánkban több helyen alkalmaznak kommunális szennyvízzel terhelt öntözővizet, ezt felhasználás előtt különböző fertőtlenítőszerekkel kezelik, ezért gyakorlati szempontból fontos annak az ismerete, hogy a szennyező anyagok és fertőtlenítőszerek milyen hatással vannak az öntözött növényekre. Ezek a hatások anyagcsere-mutatók (szárazanyag-felhalmozódás, RNS-, fehérje-, enzimtartalom stb.) és fotoszintetikus aktivitási jellemzők megváltozásában állnak, és ezeket különböző módszerekkel lehet vizsgálni. Az utóbbi években a környezeti szennyeződés vizsgálatában a lumineszcencia-módszerek egyre szélesebb körben terjednek. A hagyományos statikus, stacionárius módszerek különböző változatai mellett újabban a lumineszcenciaintenzitás időbeli változására alapozott kinetikus módszerek is egyre gyakrabban használatosak. Mielőtt az öntözővizek vizsgálatának ismertetésére térnénk, röviden néhány környezeti szennyeződés tanulmányozására használt lumineszcenciás módszert mutatunk be, közöttük az általunk is alkalmazottakat.

1. Lumineszcenciás módszerek a környezetszennyezés vizsgálatára

1.1 Fluoreszcenciás módszerek

Ezeket a módszereket arra alapozzák, hogy az időben nem változó lumineszcenciajellemzők függenek a lumineszkáló rendszer összetételétől, tehát attól is, hogy vannak-e jelen és milyen

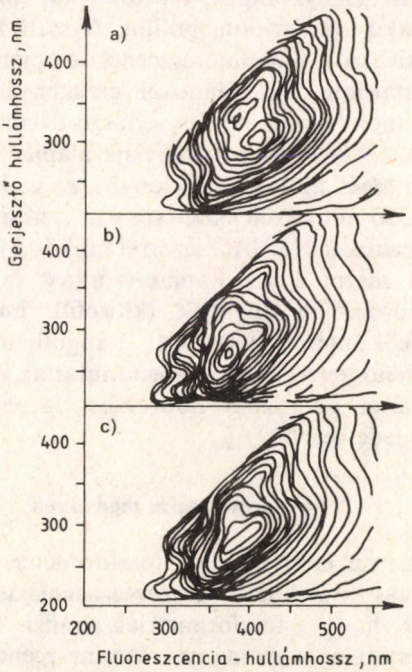


1. ábra. A szinkron gerjesztési fluorimetria-módszer vázlata. (Az ábra bal oldalán a gerjesztés és észlelés $\Delta\lambda$ hullámhosszkülönbséggel halad végig az abszorpciós és a fluoreszcencia-színkép átfedési tartományában; az ábra jobb oldalán a nyersolaj hagyományos és szinkron gerjesztési színképe látható.)

koncentrációban idegen anyagok, szennyeződések. A problémát sok esetben az okozza, hogy sok komponensű a szennyezés, és az egyes komponensek lumineszcenciajellemzői kevéssé különböznek egymástól. Ilyenkor a gerjesztési és az észlelési hullámhosszakat kell alkalmas módon megválasztani, esetleg több hullámhossznál kell mérést végezni. Maher [1] torkolati és tengervizek nyersolaj és finomított olaj szennyezéseit *fluoreszcencia-színképek* alapján vizsgálta. Az aromás szénhidrogének extraktuma hexánban oldva 1 μg/l nagyságrendű koncentrációban kielégítően fluoreszkál. Olajszennyezések kimutatására fejlesztették ki a *szinkron gerjesztési* fluorimetriát (lásd pl. [2]-ben). A módszer elvét az 1. ábra bal oldalán mutatjuk be: a gerjesztés és észlelés $\Delta\lambda$ konstans hullámhosszkülönbséggel halad végig az abszorpciós és a fluoreszcencia-színkép átfedési területén. Az a) ábrán vázolt esetben még nincs, a c) ábrán láthatóan már nincs fluoreszcencia. Az ábra jobb oldalán 310 nm-es gerjesztés mellett nyersolaj hagyományos fluoreszcencia-színképe és $\Delta\lambda = 30$ nm-rel felvett szinkron gerjesztési színképe látható. Az utóbbi részletdúsabb, azonosításra alkalmasabb. Ismeretes, hogy az erősen rákkeltő benzo(a)-pirén aszbeszt útján beépülhet a membránba. A beépülést szinkron gerjesztési színkép

segítségével lehet vizsgálni [3]. Alkalmazzák a konstans energiakülönbségű szinkron gerjesztési lumineszcenciát is [4].

A környezetszennyezés speciális vizsgálati módszere a *teljes lumineszcenciaspektroszkópia* [2]. A módszer lényege az, hogy a lumineszcenciaintenzitást a gerjesztő- és az emisszió-hullámhossz függvényében háromdimenziós felületként meghatározzák, és (az egyik ábrázolásmód szerint) a térképek szintvonalaihoz hasonlóan mutatják be. Az adatfeldolgozás nagyon munkaigényes, az adatok digitalizálása és „off line" számítógépes feldolgozása (a kézi munka miatt) egyetlen analízisnél kb. egy hét. „On line" analízis is kb. egy napig tart, mert a nagyszámú kísérleti adat meghatározását nem lehet megtakarítani. A 2. ábrán *a)* és *b)* két ismert olajfajta teljes



2. ábra. Az olajszennyezés lumineszcencia-térképe. [Az a) és b) két ismert olajfajta, a c) ábra pedig ismeretlen olajfajta térképe, amelynek rajzolata a b)-hez hasonló.]

lumineszcencia-térképe látható. A *c)* ábra ugyanilyen térképet mutat ismeretlen olajszennyezés tengervízből vett mintájánál. A *c)* és *b)* azonossága jól látható. Az eljárás nagyon emlékeztet az ujjlenyomatok azonosításához. A térképszerű szerkezetet az olaj összetétele határozza meg.

A lumineszcencia-színkép struktúráltabbá válik mély hőmérsékleten, és így könnyebb a színképbeli kisebb különbségeket észrevenni. A *mélyhőmérsékleti lumineszcencia* alkalmasabb olajazonosításra, mint a szobahőmérsékleti [5]. Eredményesen lehet alkalmazni a lumineszcencia differencia-színkép közvetlen felvételét is [5].

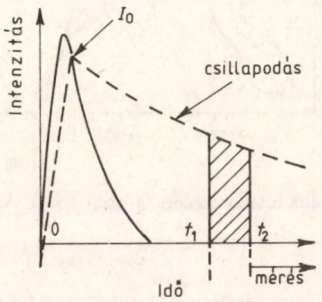
Környezetvédelmi szempontból fontos a növényvédőszerek hatóanyagainak a kimutatása. A hatóanyagok maguk is fluoreszkálhatnak (benomil, fuberidazol stb.), vagy hőkezeléssel (propilizom, naftalán stb.), fénykomplex-képzéssel (kaptán, maretin stb.) és más kémiai reakcióval (trition, gution, *N*-metil-karbamát) fluoreszkálóvá alakíthatók. Sajátfluoreszcencia alapján 1—0,01 μg-nyi hatóanyag mutatható ki, valamivel érzékenyebbek az egyéb módszerek. Számos fenolos növényvédőszert danzilkloridos kondenzáció származékának fluoreszcenciája alapján 1 ng-nyi mennyiségben is ki lehet mutatni, és előnyös az is, hogy 365 nm-es gerjesztésre és 520 nm körüli észlelésre van szükség.

Frekvenciakettőzött Nd:YAG lézerrel működő lidar rendszerrel egyszerre lehet mérni a víz Raman-szórását és a vízben lévő különböző fluoreszkáló anyagok (klorofill, huminsavak stb.) világítását. Helikopterre telepített, hangolható festéklézerrel működő lidar rendszerrel tengervízben mutattak ki fluoroforokat, nitrogénlézer által gerjesztett fluoreszcencia segítségével olajszennyezéseket fedeztek fel [6].

1.2 Foszforeszcenciás módszerek

Alig két évtizede épült az első foszforiméter, amellyel indol, triptofán és más molekulák foszforeszcenciáját vizsgálták, és megállapították, hogy a foszforimetriás analízis tízszer nagyobb érzékenységű, mint a hagyományos lumineszcenciás analízis. Az érzékenységet csupán az oldószer és az edény ún. háttér-foszforeszcenciája korlátozza. A foszforimetriás analízisben fontos szerepe

van az analitikai görbéknek, amelyek a foszforeszcencia intenzitásának a koncentrációtól való függését mutatják. Ezek a görbék azonos körülmények között készülnek, mint az ismeretlen koncentrációjú minták mérésénél fennállóak. Az analítikai görbék $10^{-8}-10^{-4}$ mol/l koncentrációtartományban legtöbbnyire lineárisak. A mérés

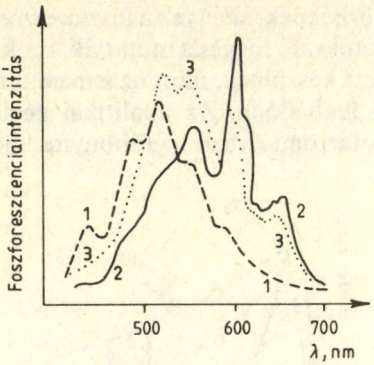


3. ábra. A lámpa fényének (folytonos vonal) és a minta emissziójának intenzitáseloszlása az idő függvényében

nagy hátránya, hogy azt csak mély hőmérsékleten lehet végezni, ha molekuláris lumineszcenciát kell kimutatni.

Legújabban a foszforimetria mérési technikájában két irányban is hoztak jelentős fejlesztést: a mechanikai fényszaggatás helyett a gerjesztő fényforrás impulzusos működtetését alkalmazzák, a mély hőmérsékletre való hűtés helyett szobahőmérsékleten dolgoznak.

Az *impulzusgerjesztésű foszforeszcencia*mérésekhez is xenonlámpát használnak, de a szakaszos működtetés nagyobb gerjesztőfényintenzitást tesz lehetővé, és ezáltal a foszforeszcencia intenzitása is nagyobb lesz [7]. Az időfelbontás is jobb a mechanikus rendszerű berendezéshez képest, mert a xenonlámpa kb. 10 μs-os sávszélességű fényimpulzust kelt, és ezért kb. 0,1—50 ms időtartományban lehet mérni a foszforeszcencia csillapodását. A 3. ábrán a folytonos vonalú görbe a lámpa fényének intenzitását, a szaggatott vonal a minta emissziójának intenzitását mutatja az idő függvényében. Az érzékelő fotomultiplier kapuzásának kezdete (t_1) és a kapuzás időtartama változtatható. A t_2 szakasz végén kezdődik a mérési idő.



4. ábra. Különböző anyagok foszforeszcencia-színképe (1. fluorén, 2. pirén, 3. krizén)

A *szobahőmérsékleti foszforeszcencia* észlelése akkor lehetséges, ha a mintát szilárd felületre visszük fel, és megfelelően kezeljük [8]. Az egyik bevált eljáráshoz már 3 µl-nyi minta elegendő; a mintát szűrőpapírra visszük, amelyre előzőleg valamely nehéz atom sóját (cézium-jodid-, ólom-acetát-, nátrium-bromid-oldatot) cseppentjük, hogy a foszforeszcencia intenzitása nagyobb legyen. A 4. ábra mutatja, hogy mennyire érzékeny a foszforeszcencia-színkép a viszonylag kis szerkezeti különbségek ellenére a gerjesztő fény hullámhosszára. A görbék és a gerjesztő hullámhosszak adatai rendre: 1. fluorén, 210 nm; 2. pirén, 343 nm; 3. krizén, 330 nm. Micelláris oldatok foszforeszcenciája is vizsgálható szobahőmérsékleten [9].

2. Szennyvíz és a fertőtlenítéshez használt vegyületek hatásának vizsgálata

A környezetvédelemhez — mint ismeretes — kölcsönhatás révén hozzátartozik a mezőgazdasági és kertészeti növénytermelés is. Különös problémát jelent a csatornavízbe, a folyóvízbe, valamint az állóvízrendszerekbe kerülő ipari és más szennyvizek hatása. A lakossági szennyvizeknek a vízrendszerekbe való kerülésekor a

fertőzések megakadályozására fertőtlenítőszereket alkalmaznak. A szennyvíz-fertőtlenítésre használt szerek a vízrendszerbe juttatva azonban károsak lehetnek, ugyanis vagy a vizek élővilágát, vagy pedig (legalábbis egy bizonyos koncentrációban) az öntözött növényt károsíthatják. Ez utóbbi esetben a káros hatás közvetlenül a vízrendszerbe való bejutást követően és a bejutás helyéhez közeli helyen várható.

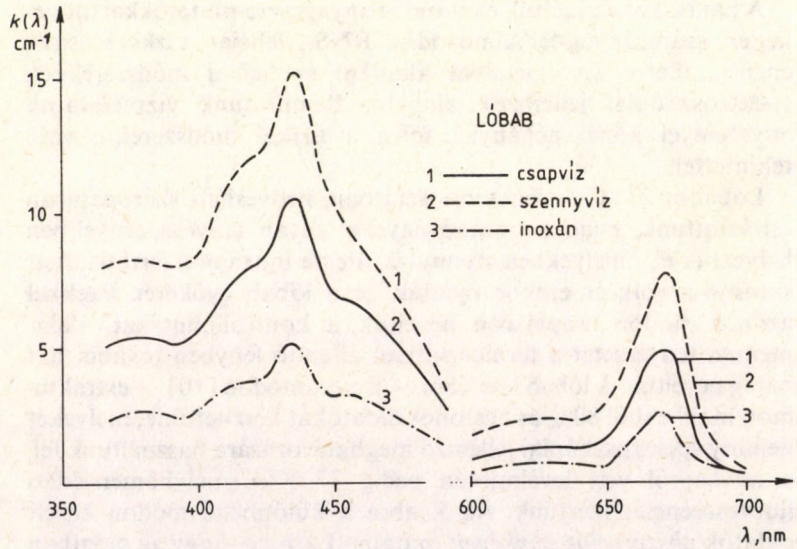
Vizsgálatainkhoz kontrollálható körülmények között nevelt lóbab, uborka és kukorica növényt használtunk. A növények neveléséhez Kecskemét környékén öntözésre használt szennyvizet, Csongrád megye területén a Tisza és csatornarendszerébe bejutó fertőtlenített szennyvizet használtunk különböző eloszlásban. A folyó- és csatornahálózatba került fertőtlenített szennyvíz fertőtlenítőjének a hazai gyakorlatban általában használt klór-jód tartalmú inoxánnak a hatását vizsgáltuk különböző hígítási eloszlásban. E mellett a vízrendszerbe jutott Thimet G—10 (foszforsavészter) talajfertőtlenítőnek a hatását is tanulmányoztuk.

A hatásokat vizsgáltuk élettanilag anyagcsere-mutatókkal (növekedés, szárazanyag-felhalmózódás, RNS-, fehéje-, aszkorbinsav-, enzim-, illetve fenoltartalom alapján) és fizikai módszerekkel, spektroszkópiai jellemzők alapján. Bemutatunk vizsgálataink eredményei közül néhányat, főleg a fizikai módszerekre való tekintettel.

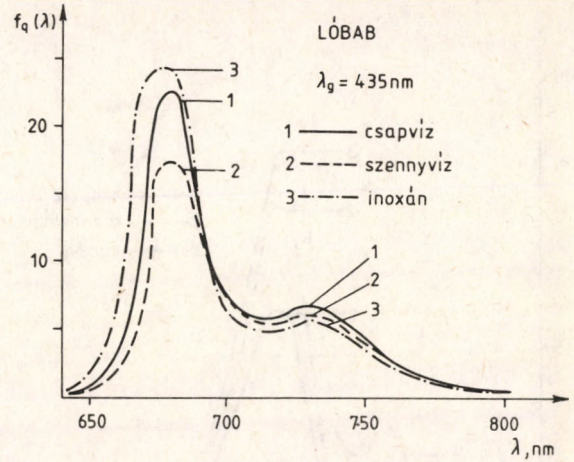
Lóbabot 23 °C-os fénytermosztátban, nedvesített szűrőpapíron csíráztattunk, majd a csíranövényeket olyan tenyészedényekben helyeztük el, amelyekben szennyvíz, illetve inoxánnal fertőtlenített szennyvíz volt, és ezekbe nyúltak be a lóbab gyökerei. Ezekkel azonos módon csapvízben neveltük a kontrollmintákat. Valamennyi tenyészetet a termosztátban állandó fényben további hat napig neveltük. A lóbab leveléből — ismert módon [10] — extraktumot, majd ebből 80%-os acetonos oldatokat készítettünk, melyeket néhány spektroszkópiai jellemző meghatározására használtunk fel, a növényről vett levélmintán pedig 77 K-es mélyhőmérsékleti fluoreszcenciát mértünk. Az 5. ábra a különböző módon kezelt oldatok *abszorpciós színképeit* mutatja. Látható, hogy az oldatban lévő pigmentek fényelnyelése a szennyvízzel történő kezelés hatására növekszik, ami a pigment koncentráció növekedésére utal. A

fertőtlenített szennyvízzel történő kezelésre az oldatok abszorpciós koefficiensei csökkennek mind a kontroll-, mind pedig a szennyvízzel nevelt növényéhez képest, ami arra utal, hogy az inoxán káros hatással van a lóbab fotoszintetikus apparátusára. Ezt támasztják alá Lichtenthaler és munkatársainak [11] módszereivel számított mennyiségi adatok is.

A 6. ábra az előző minták *fluoreszcencia-színképeit* mutatja a klorofill Soret-sávjában történő gerjesztés esetén. Az egységnyi gerjesztőintenzitásra, illetve a reabszorpcióra korrigált színképek azt mutatják, hogy az inoxánnal kezelt minták fluoreszcencia-intenzitása nagyobb mind a szenyvízzel, mind pedig a csapvízzel kezelt mintáénál. Ez is arra utal, hogy a fotoszintézis folyamatára az inoxán gátlólag hat (ezért nő meg a fluoreszcencia). Hogy a fotoszintetikus lánc melyik részén hat az inoxán, ahhoz további vizsgálatok (pl. indukcióvizsgálatok, oxigén-kiválasztás tanulmányozása) szükségesek.

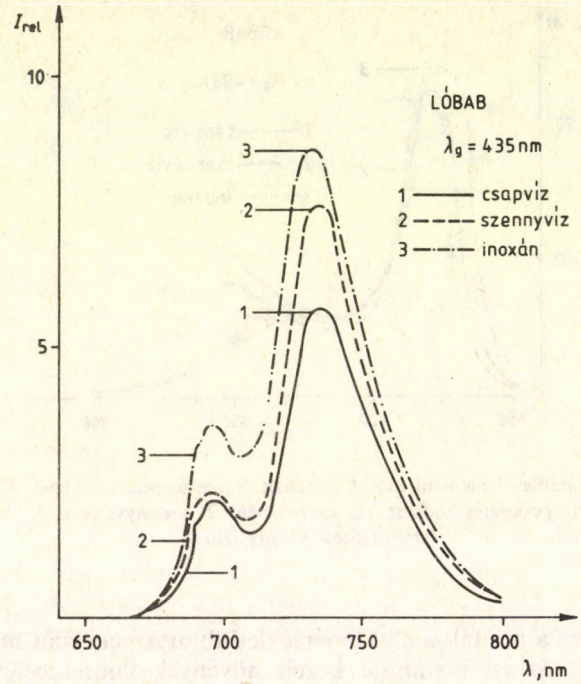


5. ábra. A lóbablevél pigment extraktumának abszorpciós színképei (1. csapvízben, 2. szennyvízben, 3. inoxánnal fertőtlenített szennyvízben)



6. ábra. A lóbablevél pigment extraktumának fluoreszcencia-színképei, 435 nm-es hullámhosszú gerjesztés mellett (1. csapvízben, 2. szennyvízben, 3. inoxánnal fertőtlenített szennyvízben)

A 7. ábra a minták mélyhőmérsékleti fluoreszcenciáját mutatja. Ez esetben is az inoxánnal kezelt növények fluoreszcenciája a legnagyobb, azzal a különbséggel, hogy most a fotoszintézis első reakciócentrumára jellemző 750 nm-es hosszúhullámú sáv maximuma nő meg, és megváltozik a fotoszintézis két fotokémiai reakciórendszeréhez tartozó fluoreszcenciasávok intenzitásának aránya is, ami szintén a fotoszintetikus rendszerben történő változásra utal. A fertőtlenítéshez használt inoxán tehát károsította a lóbabot. Annak megállapítására, hogy a károsítás a növény fejlődésének melyik stádiumában következik be, pre-, illetve posztemergensen kezeltük a mintákat, majd megvizsgáltuk a legfontosabb élettani jellemzőket, a növekedést, a szárazanyag-felhalmozódást, az aszkorbinsav-tartalmat, összes oldható fehérjét, peroxigázmennyiséget, összfenolmennyiséget. A magvak kikelésekor végzett élettani vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a fertőtlenítőszer gátolta a gyökerek növekedését, a szárazanyag-felhalmozódásban nincs lényeges eltérés a kezelt és a kontroll minta adatai között, a peroxidáz enzim



7. ábra. A lóbablevél pigment extraktumának mélyhőmérsékletű fluoreszcencia-színképei 435 nm-es hullámhosszú gerjesztés mellett (1. csapvízben, 2. szennyvízben, 3. inoxánnal fertőtlenített szennyvízben)

igen alacsony aktivitást mutat. Az összes oldható fehérje, valamint az aszkorbinsav mennyiségében nincs számottevő különbség. A spektroszkópiai és az élettani adatok egyező eredménye szerint a lóbab-csíranövények fejlődését az inoxánkoncentráció növekedése a csírázás kezdetén kissé gátolta, később ez a gátló hatás megszűnt. A posztemergensen inoxánnal kezelt 12 napos lóbab csíranövény fent említett paraméterei megváltoznak, az összes oldható fehérje mennyisége pl. kétszerese a kontrollénak, a fehérjéhez kötött festék mennyisége pedig csökkent, amelyek egyértelműen jelzik a növény pusztulását. A károsító hatás — amely a szik alatti szárrész

rothadásával kezdődött — már 0,5 ml/l inoxánkoncentrációnál is jelentkezett.

Összefoglalva megállapítható, hogy a spektroszkópiai és élettani adatok korrelációban vannak, ami a spektroszkópiai módszerek e területen való alkalmazási lehetőségeit is mutatja.

Hazánkban a kukorica talajának fertőtlenítésére legelterjedtebben a mérgező forát hatóanyagú szerves foszforsavészter típusú Thimet-rovarölőszereket alkalmazzák. A vizsgálatokhoz laboratóriumi körülmények között nevelt hat különböző kukoricahibridet használtunk. A négy napos korig kevelt csíranövények gyökerében és hajtásában külön-külön, majd az egész növényben mértük a forátmennyiséget Csatlós által [12] módosított gázkromatográfiás módszerrel. A gyökér és hajtás külön vizsgálata azt mutatta, hogy kisebb koncentrációban (kb. 10^{-4} g Thimet G—10/g esetén) az egyes fajtáknál különböző mértékben ugyan, de minden esetben a gyökér halmozott fel több forátot, mint a hajtás. Nagyobb koncentrációk (10^{-2} g Thimet G—10/g) esetén a fajták egy részénél a hajtásba kerül a forát nagyobb mennyisége.

A spektroszkópiai vizsgálatok eredményei és az eredményeknek a fiziológiai jellemzőkkel való összevetése még részben a közeljövőben megoldandó feladat. Így a többi között elsősorban a fotoszintézis mechanizmusára leginkább jellemző fluoreszcenciaindukciós (lásd pl. [13]) mérések lesznek fontosak, mert ezekből az elektrontranszport-láncban időben lejátszódó folyamatokra lehet felvilágosítást kapni. Már jelenleg is meg lehet mondani, hogy bizonyos növényfajtáknál valamely meghatározott szennyező anyagra nézve mekkorák a még eltűrhető, maximális szennyezőkoncentrációk. A cél azonban az, hogy az eddiginél gyorsabb és lehetőség szerint a szabadban elvégezhető vizsgálatokat tervezzünk.

Irodalom

1. W. A. Maher: Bull. Environ. Contam. Toxicol. **30** (1983) 413.
2. Ph. John—I. Soutar: Internatl. Environ. Safety **48** (1981) 48.
3. J. R. Lakowicz—J. L. Hylden: Nature **275** (1978) 446.
4. E. L. Inman—J. D. Wineforder: Anal. Chem. **54** (1982) 2018.

5. D. EASTWOOD—S. H. FORTIER—M. S. HENDRICK: International Laboratory, Report, July/August (1978) p. 51.
6. E. L. WEHRY: Anal. Chem. Rev. **54** (1982) 131.
7. A. T. R. WILLIAMS: International Laboratory, Report, Nov./Dec. (1981) p. 90.
8. VO-DINH—P. R. MARTINEZ: Anal. Chem. Acta **125** (1981) 13.
9. L. J. CLINE-LOVE—M. SKRILEC: International Laboratory, Report, April (1981) p. 50.
10. А. А. ШЛЫК: Метаболизм хлорофилла в зеленом растении. Наука и техника, Минск, 1965, стр. 15.
11. H. K. LICHTENTHALER—A. R. WELLBURN: Sixth International Congress on Photosynthesis. Brussels, Abstracts. Vol. 2 (1983) p. 415.
12. CSATLÓS I.: Növényvédelem **3** (1978) 116—118.
13. G. LACZKÓ—P. MARÓTI—A. RINGLER—L. SZALAY: Advances in Photosynthesis Research. Vol. 1. (1984) p. 159.

Filmbepárló néhány környezetvédelmi alkalmazása

Ujhidy Aurél, Berkes Rudolf, Szabó Péterné
MTA Műszaki Kémiai Kutató Intézete, Veszprém

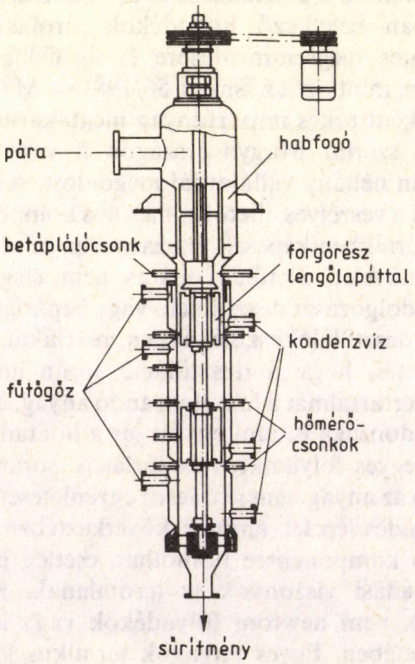
1. Bevezetés

A modern technológiák elterjedésével az élővilágra egyre veszélyesebb hulladékok kerülnek környezetünkbe. A mind szigorubbá váló környezetvédelmi előírásokon túl az ipari nyersanyagok, oldószerek stb. árának emelkedése is ösztönöz arra, hogy az egyes technológiákban keletkező hulladékok tárolására, környezetre károsodásmentes megsemmisítésére és újrafelhasználására megoldás szülessen, mint azt az ismert 56/1981-es MT rendelet előírja. Ezáltal esetenként tőkés importanyag megtakarítás is elérhető.

Ismereteink szerint Magyarországon a veszélyes hulladékok kezelése csupán néhány vállalatnál megoldott. A legtöbb helyen a hulladékokból a veszélyes, illetőleg hasznos komponenseket csupán korlátozott mértékben képesek visszanyerni, mivel a regenerálásra alkalmazott művelet, illetőleg eljárás nem eléggé hatékony. A hulladékok feldolgozását desztilláció vagy bepárlás útján többnyire a szokványos desztillálókészülékekben, rektifikálóoszlopokon stb. végzik. Ismeretes, hogy a desztilláció során amilyen arányban elveszti oldószertartalmát a feldolgozandó anyag, úgy romlik annak reológiai tulajdonsága is, ami együtt jár a hőátadás romlásával. A szakaszos és egyes folyamatos bepárlások során tértől, illetőleg időtől függően az anyag nem nedvesíti egyenletesen a készülék falát, helyi túlmelegedés lép fel, aminek következtében a feldolgozandó anyag számos komponensre bomolhat, esetleg polimerizálódhat, s így a hőátadási viszonyok is leromlanak. Különösen érvényes ez az ún. nem newtoni folyadékok vagy a bepárlás során azzá válók esetében. Egyes anyagok termikus károsodása maga után vonja az újbóli felhasználásra szánt anyag szennyeződését is.

2. Rotációs filmbepárlók

A viszkózus és hőérzékeny anyagok feldolgozásánál egyre gyakrabban és több helyen alkalmazzák a rotációs filmbepárló készülékek különböző típusait [1]. A lapátok megfelelő kialakításával állandóan mozgásban tartott, egyenletes folyadékfilmet alakítanak ki. Ennek köszönhető, hogy a bepárlás során a nagy viszkozitásnövekedés és kerületi locsolási intenzitás csökkenés ellenére, a hőátadási viszonyok nem vagy csak a vártnál kisebb mértékben romlanak. Ez a jelenség a keverő lapátok által létesített erős nyíróhatásra vezethető vissza, különösen olyan anyagok bepárlásakor, amelyeknek ún. késleltetett ülepedési sajátságai vannak, vagyis nem veszik fel rögtön nyugalmi egyensúlyi viszkozitásukat a nyíróerő, illetőleg az adott koncentráció elérése után [2].



1. ábra. Rotációs filmkészülék

A hulladékok mennyiségének növekedésével a szakaszos üzemű desztillálóberendezések nagy üzemeltetési költségei, valamint a készülék nagy tisztítási időszükséglete miatt szükség van folyamatosan működő technológiára.

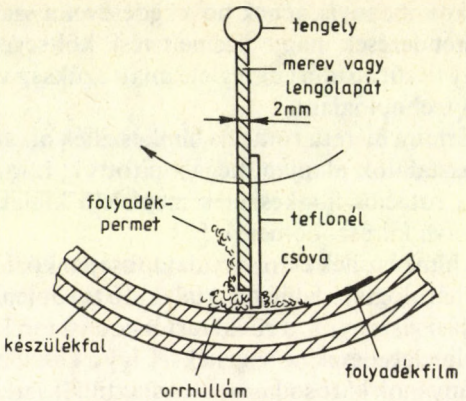
A laboratóriumi méretű rotációs filmkészülék alkalmazása során szerzett tapasztalatok alapján megállapítottuk, hogy a fent vázolt nehézségek a rotációs filmkészülék megfelelő kialakításával megoldhatók, illetve kiküszöbölhetők [3].

A rotációs filmkészülék előnyös tulajdonságai közé tartozik, hogy a készülék elpárologtató felületén kialakuló turbulens film, a jó hő- és anyagátadási viszonyok, a rövid tartózkodási idő lehetővé teszik, hogy helyi túlmelegedések ne lépjenek fel, így a készülék viszkózus és hőérzékeny anyagok károsodásmentes desztillálására is alkalmas. A kísérleteket az 1. ábrán látható hengeres testű, függőleges elrendezésű, fűthető rotációs filmbepárlóval végeztük. A készülék tetején található a habfogó és a páracsonk, valamint a forgórész felső csapágyazása, a tengelycsonk, amin keresztül a meghajtás történik.

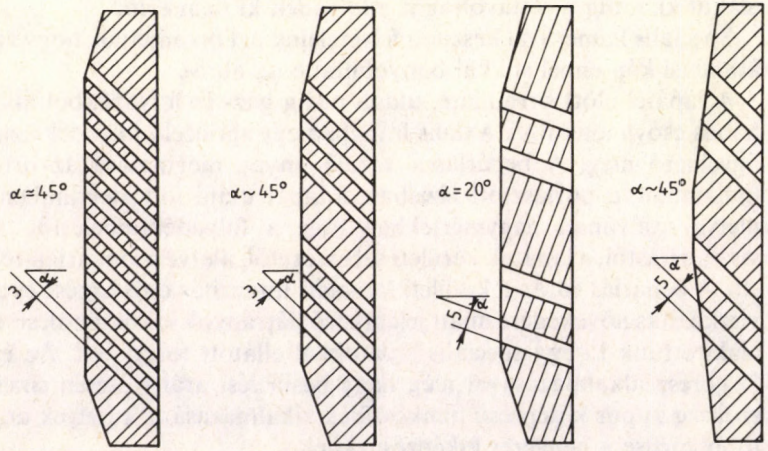
A klasszikus feltételezés szerint, melyet még ma is sokan elfogadnak, a folyadékfilm lengőlapátos forgórésznél orrhullámból és az azt követő vékony filmrétegből áll, míg merevlapátos forgórésznél a készülék belső falán egy egyenletes folyadékfilm alakul ki, amíg a réstávolságot a folyadék ki nem tölti.

Speciális kamerával készített felvételeink azt bizonyítják, hogy az áramlási kép ennél sokkal bonyolultabb (2. ábra).

A lapátél előtt orrhullám, utána pedig gáz- és folyadékból álló habos csóva alakul ki. Axiális irányban egy spriccelő folyadékfázis figyelhető meg. A bepárlásra kerülő anyag megoszlása az orrhullámban, a porlasztott fázisban, a lapát utáni folyadékfilmben, illetve -csóvában nagymértékben függ a folyadékterheléstől, a viszkozitástól, a lapátok kerületi sebességétől, illetve geometriájától stb. A bepárlás során a kerületi locsolási intenzitás csökkenése és a viszkozitás növekedése miatt jelentkező hátrányok kiküszöbölésére alakítottunk ki egy speciális lapátokkal ellátott forgórészt. Az új forgórész alkalmazásával még nagy besűrítési arány esetén sincs szükség kúpos kiképzésű filmkészülék alkalmazására, amelyek ára többszöröse a hengeres kiképzésűeknek.



2. ábra. A folyadék elhelyezkedése a rotációs filmbepárló falán és a lapát környezetében



3. ábra. Rotációs filmkészülék lapáttípusai

A forgórészen elsősorban lengőlapátokat alkalmaztunk. A lapátélek kialakítása egy szabadalmunk [4] alapján történt. A lapátokon a hornyok számát és dőlésszögét (3. ábra) úgy alakítottuk ki, hogy azok a forgás következtében az alacsony szektorból magasabb szektorba juttassák vissza az anyagot. A speciális lapátél alkalmazása lehetővé teszi az oldószer minél tökéletesebb eltávolítását azáltal, hogy a fűtött felület állandó nedvesítettségét, azaz egyenletesebb filmvastagságot biztosít. A készülék alján a desztillációs maradék elvételi helye felett pedig a lapátok élein a hornyokat úgy alakítottuk ki, hogy a forgás következtében ne az emelő, hanem éppen a kihordó hatás érvényesüljön, ha a maradék viszkozitása túlságosan megnő, esetleg pasztaszerűvé válik az anyag.

Az ismertetett speciális forgórész alkalmazásával a környezetvédelem és újbóli hasznosítás érdekében végzett kutatási eredményeink közül két műveleti megoldást ismertetünk: az egyiknél a desztillátum értékesíthető, nevezetesen a különböző klórozott szénhidrogének, a másiknál a termikus emulzióbontásnál a desztillációs maradék közvetlenül vagy közvetve hasznosítható.

3. Klórozott szénhidrogéneket tartalmazó hulladékok feldolgozása

A fémipar, a textil- és tisztítóipar, a háttér- és szolgáltatóipar területéről származó klórozott szénhidrogéneket (perklór-etilén, triklór-etilén, triklór-etán és szén-tetraklorid) tartalmazó oldószer-hulladékok regenerálását úgy kell megvalósítanunk, hogy annak klórozott szénhidrogén tartalma 1% alatt legyen, azaz a maradékot pl. égetéssel megsemmisíthessék, vagy más célra felhasználhassák. Cél továbbá az is, hogy a klórozott szénhidrogén desztillátum tisztasága is megfeleljen az előírásoknak, utótisztítást lehetőleg ne igényeljen, és így az közvetlenül újból felhasználható legyen.

A hulladékokból az oldószer eltávolítását vízgőz bevezetésével segítettük elő, amikor is a folyadék és a gőz intenzív érintkezési lehetősége miatt az anyagtranszport jobb, a fajlagos gőzigény viszont kisebb, mint más berendezéseknél [4].

A hulladékok begyűjtése során megállapítottuk, hogy alapvetően két típust lehet megkülönböztetni:

(a) Az első csoportba sorolható hulladékok olyan vállalatoknál keletkeznek, amelyek telepeiken szakaszos desztillálóberendezésekkel a hulladékaikat részlegesen oldószer-mentesítik. A ledesztillált oldószert újra felhasználják, a desztillációs maradék így viszonylag kevés (10—15%) klórozott szénhidrogént tartalmaz. A desztillációs maradék konzisztenciája lehet sűrűnfolyós, amennyiben nagy viszkozitású szervesanyag-tartalom (30—50%) mellett kevés szervetlen anyagot (5—15%) (por, derítőföld stb.) tartalmaz, és lehet pasztaszerű, amikor a szervetlenanyag-tartalom magas (10—30%).

(b) A második csoportba tartozó hulladékok magas klórozott szénhidrogén tartalmúak (50—90%), és ennek megfelelően híganfolyósak, közepes mennyiségű szerves (10—40%) és kevés szervetlen anyag (5—10%) szennyeződéssel rendelkeznek.

Rotációs filmberendezésben a fenti két típusú hulladék teljes oldószer-mentesítése kétfajta technológiával valósítható meg.

3.1 Egylépcsős oldószer-mentesítés

Az (a) pont alatt szereplő hulladékok teljes oldószer-mentesítését rotációs filmkészülékben, vízgőz bevezetésével egy lépésben célszerű megoldani. A desztillációs maradék klórozott szénhidrogén tartalma 1% alatt van, és égetéssel megsemmisíthető. A desztillátum vizes és klórozott szénhidrogénes fázisokból áll, amelyből a klórozott szénhidrogén egyszerű fázisszétválasztással szeparálható, további tisztítást nem igényel, ismételten felhasználható.

3.2 Kétlépcsős oldószer-mentesítés

A (b) pontban megadott összetételű hulladékot rotációs filmberendezésben először vízgőz bevezetése nélkül részlegesen célszerű oldószer-mentesíteni. A desztillátum a kívánalmaknak megfelelő, újra felhasználható. A desztillációs maradék (amelynek tömege a feldolgozandó hulladék tömegének harmada-tizede) összetétele megfelel az (a) pontban leírtaknak, így a teljes oldószer-mentesítése az 1. pontban megadott vízgőz-desztillációval megvalósítható.

A kísérletek eredményei közül néhányat az 1. táblázatban tüntettünk fel. Amint látható, a maradék oldószertartalma a

1. táblázat. Klórozott szénhidrogén tartalmú hulladékok egy- és kétlépcsős feldolgozásának eredményei

Vállalat neve	A hulladék klórozott szénhidrogén tartalma, %			Fűtőgőz hőmérséklete, °C	G/F, kg/kg	Maradék klórozott szénhidrogén tartalma, %	Fajlagos készülékteljesítmény, kg/m²h
	PKE	TKE	TKA				
EGYLÉPCSŐS FELDOLGOZÁS							
Gördülő-csapágy M.	—	51	—	115—125	0,2—0,5	<1	100—200
Patyolat	46	—	—	125—130	0,4—0,6	<1	140—160
Ikarusz	6	60	—	115—125	0,2—0,4	<1	100—150
KÉTLÉPCSŐS FELDOLGOZÁS				I. II.	I. II.	I. II.	I. II.
Egyesült Izzó	93	—	—	130—135 — — 130—135	— — — 0,2—0,3	45—55 — — <1	300—330 — — 160—250
Csomag. ipar	—	92	—	117—120 — — 117—125	— — — 0,1—0,2	15—25 — — <1	550—850 — — 250—300
Gördülő-csapágy M.	—	7	75	115—120 — — 105—115	— — — 0,1—0,4	10—15 — — <1	250—300 — — 100—200

PKE = perklór-etilén,
G = gőz
TKE = triklór-etilén,
F = folyadék
TKA = 1,1,1-triklór-etán,

feldolgozási folyamat végén minden esetben 1% alatt volt, ugyanakkor a gázkromatográfiás elemzéssel megállapítottuk, hogy a desztillátumként kapott klórozott szénhidrogének tisztasága is megfelel a követelményeknek, 97—99% volt.

4. Termikus emulzióbontás filmbepárlóban

A fémmegmunkálás és fémfeldolgozás, illetőleg fémtisztítás munkafolyamataiban ún. emulziós munkafolyadékokat használnak, amelyek tulajdonképpen 3—12% emulzolt tartalmazó olaj-víz emulziók. A használt emulziók mint ipari szennyvizek a szokásos vízderítőkkel nem vagy csak nehezen tisztíthatók, mert a biológiailag lebonthatatlan olajtartalom a befogadó vizekben olajszennyezést okoz, másrészt azért, mert az emulzió segéd- és adalékanyagai toxikussá teszik a szennyvizet, tehát ezeket az emulziókat vagy meg kell semmisíteni pl. égetéssel, vagy csatornázás előtt valamilyen módon meg kell bontani. Mivel az egyes technológiák eltérő összetételű és típusú emulzolokat igényelnek, az így keletkező használt emulziók együttes megbontása, kezelése a jelenleg néhány helyen alkalmazott vegyszeres úton nem lehetséges. Megjegyezzük, hogy a vegyszeres bontás során kapott vizes fázis még költséges utótisztítást igényel. Az utótisztítás költségei lényegesen nagyobbak, mint pl. rotációs filmkészülékben, termikus úton megbontott emulziók esetén. Ebben az esetben ugyanis elegendő a vizet egy aktívszenes adszorberen átvezetni ahhoz, hogy annak olajtartalma a vízügyi hatóság által előírt értékű legyen.

Irodalmi adatok (lásd 2. táblázat) azt mutatják, hogy termikus eljárás esetén a bontást legcélszerűbb rotációs filmkészülékben végezni [6].

A laboratóriumi méretű termikus emulzióbontást a már ismertetett lengőlapátokkal ellátott rotációs filmkészülékben végeztük. Az emulzióbontás során a vizet elpárologtattuk, miközben az olaj visszamaradt. Az emulzióbontás tehát kemikáliák hozzáadása nélkül történt. A termikus emulzióbontásnál üzemeltetési nehézséget okoznak az emulzióban levő felületaktív anyagok. A rotációs filmkészülék tetején kialakított habtörő, illetve cseppleválasztó

berendezés alkalmazása azonban megszüntette az áthabzást. A bontás során kapott olaj újból felhasználható vagy elégethető. A vizes fázis utótisztítása egyszerűen megoldható, vagy friss emulziók készítéséhez felhasználható. Megállapítottuk, hogy a filmeljárás lehetővé teszi bármilyen típusú emulzolt tartalmazó használt olaj-víz emulzió termikus bontását. Természetesen a rotációs filmkészülék alkalmazásának az előző példánál már felsorolt előnyei: rövid tartózkodási idő, folyamatos üzemeltetési mód, könnyű automatizálhatóság stb. ebben az esetben is érvényesülnek.

A kísérleteink során fő célunk az volt, hogy a bontás során keletkező vizes fázis minél kevesebb szerves anyagot, az olajos fázis minél kevesebb vizet tartalmazzon. A 3. táblázatban a különböző munkafolyamatokban keletkező használt olaj-víz emulziók termikus bontásakor kapott eredményeket tüntettük fel, továbbá megadtuk az 1 m^2 aktív (fűtött) felületen 1 óra alatt megbontható emulzió mennyiségét.

Az eddigi emulzióbontási eredményeinket felhasználva a Marx Károly Közgazdaságtudományi Egyetem Matematikai és Számítástudományi Intézetével közösen végeztünk el gazdaságossági számításokat. Kitűnt, hogy a filmkészülékben végzett termikus

2. táblázat. A leggyakrabban alkalmazott emulzióbontó eljárások költségeinek összehasonlítása

Eljárás	1 m^3 emulzió bontási költsége, DM-ban
Kisózás	3 – 5*
Savas bontás	4 – 10*
Termikus bontás	
merülőégős berendezés	8 – 10
keringtető bepárló	12 – 16
rotációs filmkészülék	
3 m^2-nél kisebb	12
3 – 24 m^2 között	5
Adszorpció	24 – 50

* Utótisztítást igényel.

3. táblázat. Különböző olaj-víz emulziók termikus bontásának eredményei

Alkalmazási terület, emulzoltípus, az emulzió olajtartalma	T_g, °C	B, kg/h	D_o, mgC/l	M_v, %	P, kg/m²h
Dunaújváros hideghengermű Brigéciol 4,3%	124	17,2	268	12	135
Bakony Művek (Veszprém) fémforgácsolás Komemul-22 11,5%	125	17,9	3,10	1,2	145
KÖFÉM (Székesfehérvár) meleghengermű Komemul-22 2,3%	124	14,4	590	4,0	116

T_g a fűtőgőz hőmérséklete, B az emulzió betáplálási sebessége, D_o a vizes fázis szerves karbóniumtartalma, M_v az olajos fázis víztartalma, P fajlagos teljesítmény.

bontás költsége főleg a fűtési költségektől függ, 1 t páragőz 1,14—1,25 t fűtőgőzzel állítható elő.

A bontás során kapott maradék, azaz olajos fázis elhasználódásának mértékétől függően megsemmisíthető, újból felhasználható vagy értékesíthető. Megsemmisítés esetén az olajos fázis kis víztartalma következtében közvetlenül, esetleg fűtőolajjal keverve alkalmas égetőberendezésben elégethető. Számítások alapján kb. 13—15% olajat tartalmazó emulzió bontásakor nyert olaj elégetésével felszabaduló hőmennyiség fedezi a bontás egész hőszükségletét, értelemszerűen ennél kevesebb olajtartalom esetén csupán a bontáshoz szükséges energia arányos hányadát. A bontási költségek csökkentése céljából gazdaságos a fáradt olaj-víz emulziók termikus bontását két- vagy többtestes berendezésben végezni, amikor is a termikus bontás során keletkező páragőz fűti a második filmbepárlót, amely csökkentett nyomáson üzemel. Ebben az esetben a fajlagos gőzfogyasztás 0,68—0,82 t fűtőgőz/1 t páragőz értékek között változik.

Megállapíthatjuk, hogy a fáradt olaj-víz emulziók és emulziókeverékek termikus bontása filmkészülékben egyszerű, üzembiztos és

gazdaságos. Meg kell még jegyeznünk, hogy a más eljárással kombinált termikus bontás gazdaságossága a helyi adottságoknak megfelelően még fokozható.

5. Összefoglalás

Kedvezőtlen reológiai tulajdonságokkal rendelkező és hőérzékeny anyagokat is tartalmazó különböző ipari hulladékok feldolgozását és részbeni újból hasznosítását rotációs filmbepárló alkalmazásával valósítottuk meg.

Egyik példája a fém-, a textil- és tisztítóiparból származó perklóretilén, triklór-etilén és triklór-etán tartalmú hulladékok feldolgozása. Az oldószer-mentesítésnél elértük, hogy a desztillációs maradék oldószertartalma kevesebb volt, mint egy százalék, így megsemmisítése környezetkímélően megoldható, a visszanyert desztillátum pedig utókezelés nélkül, közvetlenül ismét felhasználható volt.

A másik példa a fémmegmunkálás, fémfeldolgozás területéről származó, különböző emulzolokat tartalmazó, ún. emulziós munkafolyadék termikus bontása. A rotációs filmbepárlót alkalmazva, kemikáliák adagolása nélkül tudtuk megbontani az emulziót úgy, hogy az olajos fázis minimális vizet, a vizes fázis, vagyis a desztillátum pedig minimális szerves anyagot tartalmazott. Az olajos fázis elégetésével a bontáshoz szükséges energia egy része, esetleg teljes mennyisége fedezhető, amely az eljárás gazdaságosságát lényegesen elősegíti.

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Környezetvédelmi Intézetnek és a Pestmegyei Szolgáltató és Csomagoló Vállalatnak a klórozott szénhidrogének visszanyerésével kapcsolatos kutatómunka anyagi támogatásáért.

Irodalom

1. H. GRÜTER: Dechema Monographien **75** (1974) 389.
2. UJHIDY A.—BABOS B.: Filmbepárlók, filmreaktorok. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1967.
3. UJHIDY A.—BERKES R.—HORVÁTH K.: Internationales Treffen für Chemische Technik, ACHEMA 82, Frankfurt am Main, 1982, p. 71.
4. Magyar Szabadalom 179.038 (1982).
5. UJHIDY A.—BERKES R.—HORVÁTH K.: Chemische Rundschau **34** No. 21 (1981) 1.
6. W. ULRICH: VDI-Z. **120** (1978) 359.

Környezeti szennyezők vizsgálata röntgenemissziós spektroszkópiai módszerrel

Kis-Varga Miklós, Bacsó József, Szalay Sándor, Kovács Pál

MTA Atommag Kutató Intézete, Debrecen

Medve Ferenc

Hajdú-Bihar megyei Közegészségügyi-Járványügyi Állomás, Debrecen

Szeili József, Cziczó Tibor

Országos Közegészségügyi Intézet, Budapest

1. Bevezetés

Napjainkban az energiadiszperzív röntgenspektrométereket széles körben használják analitikai feladatok megoldására. E készülékek a röntgenfluoreszcencia elve alapján nagy érzékenységű, szimultán sok elemes analitikai eszközként használhatók a környezeti szennyezők mérésére. A vizsgálandó anyag alkotóelemeinek karakterisztikus röntgensugárzását leggyakrabban röntgencsővel, radioizotóppal vagy gyorsítóban előállított töltött részecskékkel gerjesztik. A kibocsátott röntgensugárzás detektálására, energia- és intenzitásmérésére általában egy Si(Li) félvezető detektor és a hozzá csatlakozó analóg és digitális jelfeldolgozó egységek szolgálnak.

Az ATOMKI-ban a 70-es évek elején kezdődött a Si(Li)-detektoros röntgenspektrométerek fejlesztése és alkalmazása gyakorlati és interdiszciplináris feladatok megoldására. Jelen előadás a környezeti szennyezők vizsgálata terén 1976—80 között végzett munkát ismerteti. Izotópos gerjesztés alkalmazásával vizsgáltuk a gépjárműforgalom és az ipari tevékenység által okozott légköri nehézfém-szennyeződést. Meghatároztuk néhány nehézfém mennyiségét a városi ivóvízhálózatban, valamint az ólomkioldódás mértékét a PVC vízvezetékcsövekből.

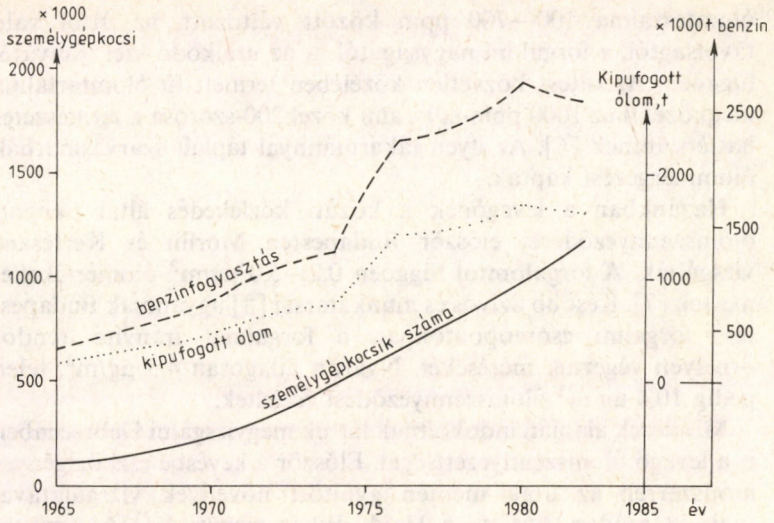
2. A levegőbe kibocsátott nehézfém szennyezők vizsgálata

A növekvő ipari tevékenység és a motorizáció következtében környezetünk egyre inkább szennyeződik ólommal. Szennyeződhet a víz, a talaj, az élelmiszer, a levegő, és ezeken keresztül ólom juthat az emberi szervezetbe. A környezet növekvő ólomszennyezettsége világviszonylatban megfigyelhető. Jól mutatja ezt a különböző korú sarkvidéki jégminták összehasonlítása [1]: az elmúlt 100 év alatt a jégtakaró ólomtartalma több mint tízszeresére nőtt.

A környezeti ólomszennyeződés a nehézfém-feldolgozó üzemek közelében a legnagyobb. Egy olvasztó környezetében gyűjtött szilfalevélben az ólomtartalom elérheti a szárazanyag-mennyiség 3,5%-át [2], de igen magas ólom-, kadmium- és nikkelkoncentrációkat mértek olvasztó mellett termelt zöldségfélékben, illetve a konyhakert talajában [3]. Az emberi táplálkozásra szánt növények felületéről a szennyeződést a szokásos mosás során javarészt sikerült eltávolítani, az állatok takarmányozásakor azonban a jelentős szennyezettség komoly mérgezési forrás lehet.

Lokálisan ugyan kisebb, a motorizáció növekedése és elterjedtsége folytán azonban egyre jelentősebb ólomszennyeződést okoz a gépjárműforgalom. Ismeretes, hogy a benzinhez a robbanóerő fokozása és a motorkopogás csökkentése végett ólomvegyületeket adagolnak. A motorban a robbanás magas hőmérsékletén főleg ólom-oxidok és -halogenidek keletkeznek, amelyek a kipufogógázzal együtt a levegőbe jutnak. Becsléseink szerint 1 t benzin felhasználásakor kb. 600 g ólom jut a levegőbe. Ezt felhasználva, az 1. ábrán feltüntettük a hazai gépkocsiállomány, a felhasznált benzin és a kipufogott ólommennyiség alakulását 1965 és 1980 között.

A 60-as évektől kezdve egyre nő azon publikációk száma, amelyek a gépjárműforgalom által okozott ólomszennyeződés veszélyeire hívják fel a figyelmet. A levegőben a nehézfém-szennyezők, köztük az ólom is lebegő szemcsékhez tapadva vannak jelen, amelyek vizsgálatára számos módszert használnak. Közvetlenül a lebegő szemcsék vizsgálatára irányuló eljárásokban valamilyen módon (pl. a lehulló szemcsék felfogásával vagy alkalmas szűrőkön nagy mennyiségű levegő átszívásával) összegyűjtik a



1. ábra. A személygépkocsi-állomány, a benzinfelhasználás és a levegőbe kipufogott ólom mennyiségének alakulása Magyarországon 1965—80 között

szemcséket, majd a szükséges preparálás után elvégzik a kívánt vizsgálatokat. Ehhez a kérdéses területen több helyen felállított vagy mozgatható mintavevő készülékre van szükség. Kevésbé eszközigényes és egyszerűbb mintavételi eljárást igényel a vizsgálandó területen élő élőlények (főleg növények), illetve a talaj vizsgálata a levegőből lerakódó fémszennyezők meghatározására. Az utóbbi módszer további előnye az, hogy közvetlenül a táplálkozási láncban szereplő tényezőket vizsgálva lehetőséget nyújt az emberi egészségre ártalmas fémek nyomon követésére a növényen és állaton keresztül az emberig.

Forgalmas útvonalak mentén termett növények és a talajok vizsgálata egyértelműen kimutatta a gépkocsiforgalom és az útmenti növények és talajok ólomtartalma közötti összefüggést. Warren és Delavault [4] megfigyelte, hogy főútvonalak mellett termelt zöldségfélékben az ólomszint rendkívül nagy. Cannon és Bowles [5] az úttól való távolság függvényében vizsgálták a zöldségfélékben felhalmozott ólom mennyiségét. A növényhamu

ólomtartalma 100—700 ppm között változott, az úttól való távolságtól, a forgalom nagyságától és az uralkodó szél irányától függően. Az úttest közvetlen közelében termett fű ólomtartalma megközelíti az 1000 ppm-et is, ami közel 200-szorosa a természetes háttérszintnek [6]. Az ilyen takarmánnyal táplált szarvasmarhák ólommérgezést kaptak.

Hazánkban a levegőnek a közúti közlekedés által okozott ólomszennyeződését először Budapesten Morlin és Kertészné vizsgálták. A forgalomtól függően 0,2 – 5,0 $\mu g/m^3$ ólomértékeket mértek [7]. Később Szivós és munkatársai [8] ugyancsak Budapesten, forgalmi csomópontokban a forgalmat irányító rendőr őrhelyén végeztek méréseket. Nyáron átlagosan 4,5 $\mu g/m^3$, télen pedig 10,4 $\mu g/m^3$ ólomszennyeződést észleltek.

Mindezek alapján indokoltnak láttuk megvizsgálni Debrecenben is a levegő ólomszennyezettségét. Először a kevésbé eszközigényes módszerrel: az utak mentén gyűjtött növények vizsgálatával indirekt módon, később a Hajdú-Bihar megyei KÖJÁL mintavevőjét felhasználva, közvetlenül az aeroszolminták analízisével próbáltuk nyomon követni az ólomszennyezettséget [12, 13].

3. Növényminták vizsgálata

A növényminták javarészét Debrecen közútjai mentén gyűjtöttük. Törekedtünk arra, hogy lehetőleg különböző forgalmú helyekről, mindenütt előforduló növényeket gyűjtsünk. Az összehasonlítás céljából néhány mintát Budapestről, a Fehérvári és a Soroksári út mellől is megvizsgáltunk. A szennyeződésmentes kontrollnövények egy Debrecentől 15 km-re fekvő, közlekedési útvonaltól és ipari üzemektől távoli erdőből származtak. Összesen hatvanhat növényminta elemzését végeztük el. A megvizsgált növények a következők voltak: angol perje (lolium perenne), lóhere (trifolium repens), csertölgy (quercus cerris), platán (platanus). Fűfélék esetén a növény föld feletti részét, esetenként a gyökerét, csertölgy és platán esetén a levelet vizsgáltuk. A növényeket 105 °C-on szárítottuk, finom porrá őröltük, majd 300 mg súlyú, 12 mm átmérőjű tabletta formájában mértük. Az ólom mellett meghatároz-

1. táblázat

Növény	Angol perje	Lóhere	Gyermek-láncfű	Porcsin-keserűfű	Tölgyfa-levél	Platán-levél
Br[ppm]	16,6	12,9	62,3	22	4,3	33,5
Pb[ppm]	48,5	14,1	23,3	25	45	55,5

Gyűjtés helye: Debrecen, Tanácsköztársaság útja

2. táblázat

Koncentráció [ppm]		Gyűjtés időpontja	Forgalom, gépjármű/nap	Gyűjtés helye
Br	Pb			
8,8	2,6	1977. 09. 15.	nincs	Erdő (kontroll)
88	120	1977. 10. 27.	25—27000	Db. Árpád tér
36,6	31,6	1977. 09. 12.	5—6000*	Db. Böszörményi u.
86	28	1977. 03. 22.	5—6000*	Db. Szoboszlói u.
22	20,5	1977. 04. 29.	7—8000	Db. Honvéd u.
9,6	17,1	1977. 04. 16.	5—6000	Db. Március 21 tér
4,2	8,6	1977. 04. 05.	kicsi	Db. Fáy András u.
14,6	20,6	1977. 02. 22	kicsi	Db. Űrhajósok tere
91,3	63	1977. 10. 01.	nagy	Bp. Fehérvári u.
321	60,9	1976. 04. 22.	nagy	Bp. Soroksári u.

*-gal jelölt értékek becsült adatok

tuk a brómtartalmat is, mivel a gépjárművek által kipufogott égéstermékek brómot is tartalmaznak.

Az 1. táblázat azonos helyről gyűjtött különböző növények bróm- és ólomkoncentrációját tartalmazza. Megfigyelhető a gyermekláncfű magas brómfelvétele. Kiugró mértékű ólomfelhalmozódás a vizsgált növények egyikében sem tapasztalható. Elterjedtsége és viszonylag magas ólomfelvétele miatt az angol perje alkalmasnak látszik indikátornövénynek, amelynek vizsgálatával a közúti ólomszennyeződés esetleg nyomon követhető.

A 2. táblázat különböző közlekedési utak mentén gyűjtött angol perje bróm- és ólomtartalmát foglalja össze. (A forgalmi adatokat a Debreceni Városi Tanács Építési és Közlekedési Osztálya Közlekedési Csoportja által 1977. folyamán végzett csomóponti forga-

lomszámlálási adatok felhasználásával számítottuk ki, illetve becsültük.)

Látható, hogy még a legalacsonyabb forgalmú (Debrecen, Fáy A. út) helyen is kb. 3-szorosa az ólomtartalom a kontrollértéknek. A legnagyobb forgalmú utak mentén pedig igen magas az ólomszennyezettség.

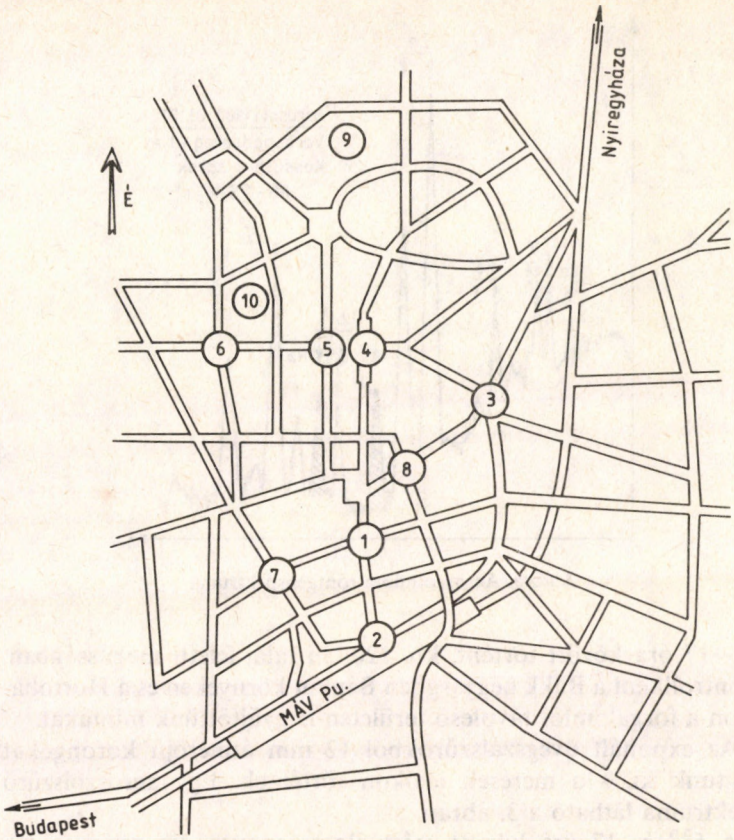
3. táblázat

Koncentráció, ppm			Gyűjtés	Növény
Cu	Zn	Pb	időpontja	
280	7200	38000	1977. 11. 08.	Angol perje
56	1300	323	1977. 11. 08.	Lucerna
111	3400	18000	1977. 11. 08.	Tölgyfalevél
136	3600	7600	1977. 11. 08.	Tamariszkusz
52	1100	248	1977. 11. 08.	Kukoricalevél
102	2600	562	1977. 11. 08.	Kukoricaszár

1977 októberében egy újságcikk hívta fel a figyelmünket arra a nagyarányú ipari környezetszennyezésre, amelynek következtében 1977. november 1-jei hatállyal leállították a Csepel Művek nagytétényi Metallokémia gyárát. Ezért gyűjtöttünk növényeket közvetlenül a gyár melletti erdősített parkból, valamint a közeli lucerna- és kukoricaültetvényekről. A vizsgált növények: angol perje, lucerna (medicago savita), kukorica (zea mays) és tamariszkusz (tamarix tetranda). Az elemzési eredményeket foglalja össze a 3. táblázat. Valamennyi növény réz, cink és ólomtartalma igen magas. Az angol perjében a réz kb. 8000-szer haladja meg a normál szintet. Lucernában a felhalmozódás rézből tízszerese, cinkből 40-szerese és ólomból kb. 150-szerese a normál értékeknek.

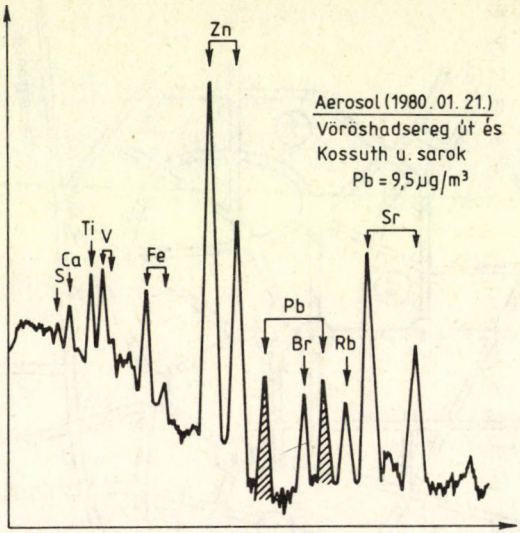
4. Levegőszűrő minták vizsgálata

1979—80 során aeroszol-mintavevő segítségével megvizsgáltuk a levegő ólomszennyezettségét Debrecen nyolc közlekedési csomópontjában (2. ábra). A mintavétel 1979. nyarán, majd 1980. január—február és augusztus—szeptember folyamán történt közlekedési



2. ábra. Aeroszol mintavételi helyek Debrecenben
1. Kossuth utca—Vöröshadsereg út, 2. Petőfi tér, 3. Árpád tér, 4. Bem tér, 5. Hámán Kató út — Tanácsköztársaság út, 6. Hámán Kató út — Böszörményi út, 7. Nyugati utca — Széchenyi utca, 8. Rákóczi utca — Csapó utca, 9. DOTE, 10. Újkert

lámpáknál lévő gyalogátkelő helyeknél, ahol a gyalogosok várakozni szoktak. Gelman GMW-2000 típusú mintavevővel, MN Machery CO 85/90 típusú üvegszál szűrőre gyűjtöttük az aeroszolmintát. Egy-egy 3 órás mintavétel során 200—250 m^3 levegőt szivattunk át a szűrőn. A mintavétel 6^{30}—9^{30} és 10—13, valamint



3. ábra. Aeroszolminta röntgenspektruma

14—17 óra között történt, kb. 120 cm talaj feletti magasságban. Kontrollként a Bükk hegységben Bánkut környékén és a Hortobágyon a forgalomtól távoleső területen is gyűjtöttünk mintákat.

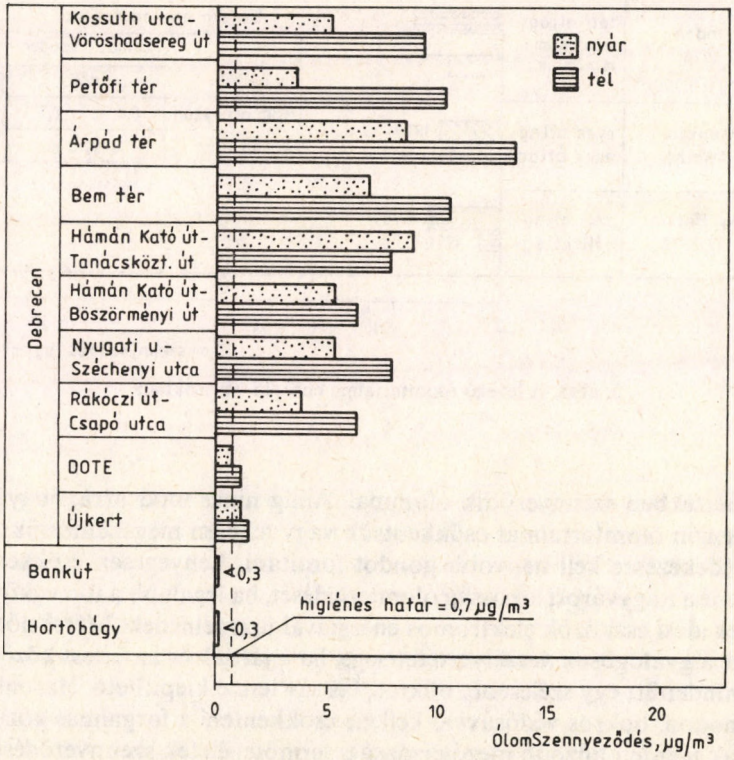
Az exponált üvegszálszűrőkből 12 mm átmérőjű korongokat vágtunk ki, s a mérések azokon történtek. Egy aeroszolszűrő spektruma látható a 3. ábrán.

A 6^{30} és 17 óra között mért ólomszennyeződés nyári és téli átlagértékeit tüntettük fel a 4. ábrán. A forgalmi csomópontokon kívül a Debreceni Orvostudományi Egyetem és az Újkert lakótelep forgalomtól távol eső területén mért értékek is láthatók. Méréseink során a kimutathatósági küszöb 0,3 µg/m³ volt. A kontrollterületeken ennél alacsonyabb az ólomtartalom. Az ábrán látható, hogy a téli átlagértékek magasabbak a nyáriaknál. A legkisebb mért nyári ólomérték 1,91 µg/m³, a legnagyobb 21,0 µg/m³. A legmagasabb mért ólomszennyezettség kb. 30-szorosa az ún. higiénés határnak.

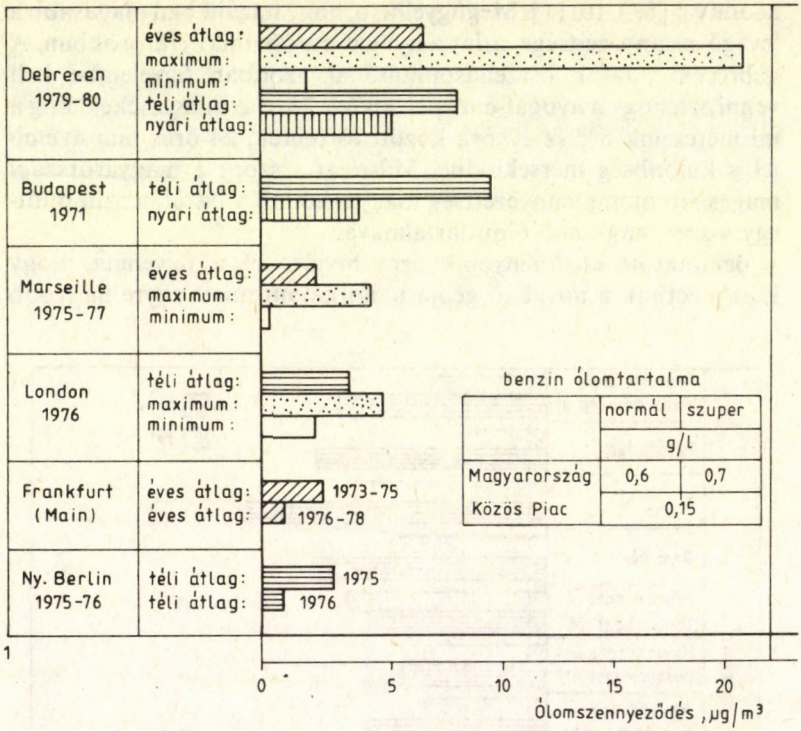
Az 5. ábrán Debrecen forgalmi csomópontjaiban mért levegő ólomszennyezettségét hasonlítjuk össze más városok hasonló

adataival [8, 9, 10, 11]. Megfigyelhető, hogy hazánkban magasabb a levegő szennyezettsége, mint a nyugat-európai nagyvárosokban. A debreceni adatok összehasonlításánál azonban figyelembe kell venni azt, hogy a nyugat-európai adatok 24 órás átlagértékek, míg a mi méréseink 6^{30} és 17 óra között történtek, 24 órás mintavétellel a különbség mérséklődne. Másrészt viszont a magyarországi magasabb ólomszennyezettség magyarázható a hazai benzin mintegy 4-szer magasabb ólomtartalmával.

Bemutatott eredményeink arra hívják fel a figyelmet, hogy környezetünk a növekvő gépjárműforgalom miatt egyre nagyobb



4. ábra. Az ólomszennyeződés átlagértékei debreceni mérőhelyeken



5. ábra. A levegő ólomtartalma európai városokban

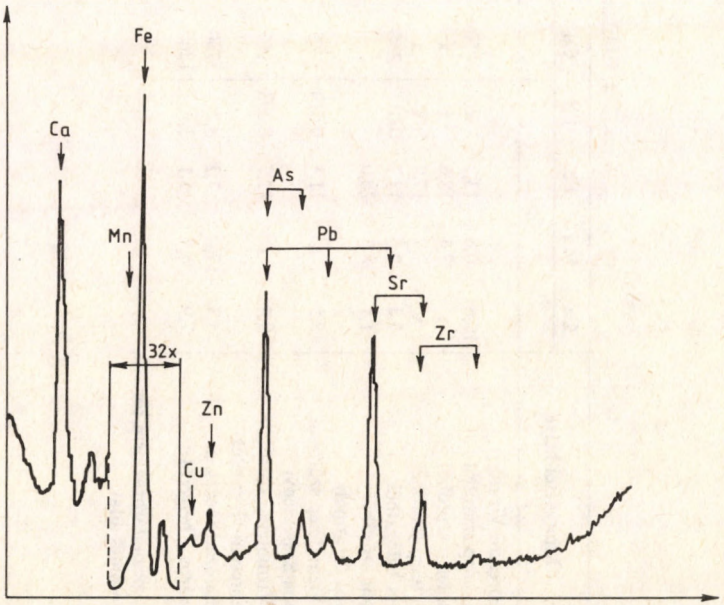
mértékben szennyeződik ólommal. Amíg nincs mód arra, hogy a benzin ólomtartalmát csökkentsük vagy teljesen megszüntessük, a védekezésre kell nagyobb gondot fordítani. Lényegesen csökkentené a nagyvárosi lakosság ólomterhelését, ha legalább a tömegközlekedési eszközök elektromos energiával üzemelnének. Mérséklődne a gyalogosok veszélyeztetettsége, ha a járdák és az úttest között mindenütt egy szélesebb, bokros, fás sáv lenne kiépíthető. Hasonló módon, bokros védősávval kellene csökkenteni a forgalmas közutak mentén húzódó mezőgazdasági termőterületek szennyeződését is.

5. Ivóvizek vizsgálata

5.1 Nehézfém meghatározása városi vízvezeték-hálózatban

Az ivóvízvezeték-hálózat tisztításakor a csapokból gyakran folyik barna, zavaros, csapadékos víz, amelyet rendszerint senki sem fogyaszt, hanem alaposan kiereszti a csapot a víz megtisztulása céljából. Ilyen csapadékos víz összegyűjtése és analízise volt a kezdete annak a munkának, amelynek során a városi vízvezetékek vas-mangán oxid-hidroxid csapadékában történő nehézfém-felhalmozódást vizsgáltuk [14]. Választ kerestünk a csapadék keletkezésével és nehézfém-megkötési mechanizmusával kapcsolatos kérdésekre is. Jelen előadásban főleg az analitikai eredményekre szorítkozunk.

A városi vízkivételi művekben a vizet, mielőtt a hálózatba engedik, nagy mennyiségű levegővel keverik, majd szűrőn engedik



6. ábra. Vas-mangán csapadék röntgenspektruma

4. táblázat

Mintavétel helye	Ca	Mn	Fe	Pb	Cu	Ni	Co	Zn	As	Rb	Sr	Zr	Mo	Hg
	%				ppm									
Debreceni Vízmű														
I. telep szűrőből	10,6	0,6	13,7	x	50	x	x	492	900	x	312	78	x	—
II. telep szűrőből	x	7,4	18,6	x	x	x	x	x	1100	x	x	x	x	—
III. telep szűrőből	x	1,7	17,9	x	x	x	x	x	800	x	x	x	x	—
Pécs hálózatból	7,4	9,0	18,2	0,015	360	x	x	2062	112	20	364	66	20	90
Győr szűrőből	11,1	8,3	20,0	—	—	x	x	—	91	12	167	12	20	—
Pápa Gyarmati Vízműtelep szűrőből	8,5	x	11,1	0,019	—	x	x	586	—	5	261	111	—	—
Pápa Szerecsenyi Vízműtelep szűrőből	9,4	x	12,7	0,008	169	x	x	620	36	26	494	65	x	278
Debreceni vízvezeték-hálózati üledék a	5,3	7,0	7,7	3,7	3750	135	27	2285	325	x	124	x	x	—
város 2 helyéről	7,9	6,9	5,1	3,1	1260	x	x	20 000	x	—	243	47	23	—

x = meghatározás nem történt,
— = nincs adat

át. E szűrőn alakulnak ki a vas-mangán baktériumtelepek. A vas és mangán egy kis része azonban bejut a vezetékhálózatba, amelynek falán lassan fonalas fürtökben, pelyhekben szintén vas-mangán baktériumtelepek nőnek. Ezeket szokták időnként nagy nyomású vízzel eltávolítani a hálózatból.

A 6. ábrán a debreceni I-es Vízműtelep szűrőjéből származó csapadék spektruma meglepően magas arzéntartalmat mutat. Minthogy tudomásunk szerint ilyen arzénfelhalmozódást azelőtt nem észleltek, és feltehetően nem is vizsgáltak, több magyarországi városból kértünk csapadékmintát a vízműtelepek szűrőiből, illetve a vízvezeték-hálózatból. Az elemzési eredményeket foglalja össze a 4. táblázat.

Látható, hogy kisebb mennyiségben ugyan, de más városok ivóvízéből is szorbeálódik arzén. Feltűnően magas a debreceni hálózatból vett üledék arzén-, réz-, cink- és ólomtartalma. A vízműtelepeken levő szűrőket naponta tisztítják, tehát az ott keletkező csapadék csak egy napon át érintkezik a vízzel, a vezetékhálózat falán keletkező vas-mangános csapadék azonban több hónapig is jelen van, így a felhalmozódás nagyobb lehet.

Feltűnő még a pécsi hálózatból vett csapadék 90 ppm higanytartalma és a Pápa városához tartozó szerecsenyi vízműtelep szűrőjéből vett csapadék 278 ppm higanytartalma.

Mivel a szűrő- és hálózati csapadékok az ivóvízből kötik meg a jelentős mennyiségű nehézfémeket, közegészségügyi szempontból indokoltnak tartottuk megvizsgálni a debreceni hálózati ivóvizet is.

Az ivóvíz alacsony nehézfémtartalma közvetlenül nem mérhető, ezért vas-hidroxidos lecsapást alkalmaztunk, majd centrifugálás és szárítás után a csapadékot elemeztük meg. Méréseink 5,76, illetve 5,16 ppb arzén-, 156 ppb cink, 19 ppb ólom- és 9 ppb stronciumkoncentrációt eredményeztek. Valamennyi érték a megengedett szint alatt van.

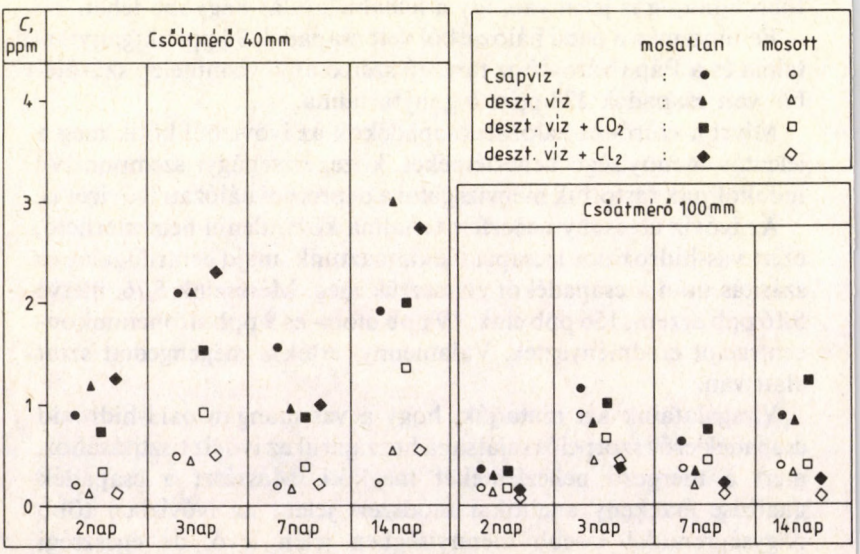
Vizsgálataink azt mutatják, hogy a vas-mangán oxid-hidroxid csapadék erős szorpciós sajátsága hozzájárul az ivóvíz tisztításához, mert a mérgező nehézfémeket megköti. Másrészt a csapadék analízise érzékeny analitikai módszert jelent az ivóvízben több nagyságrenddel kisebb mennyiségben jelen lévő, de egészségi okokból figyelmet kívánó ártalmas nehézfémek detektálására és

jelenlétük ellenőrzésére. Rendszeres vizsgálatával felderíthetők az esetenkénti jelentősebb ipari, mezőgazdasági stb. környezetszennyezések.

5.2 Ólomkioldódás vizsgálata PVC csövekből

A PVC vízvezetéki nyomócsövek gyártása során technológiai okokból jelentős mennyiségű ólomvegyületet kevernek a masszához. A csöveken áthaladó víz kiold bizonyos mennyiségű ólmot, ezért rendelet írja elő, hogy a minősítés során milyen vizsgálatokon kell átmennie a terméknek. 1978-ban, vizsgálataink idején, az Országos Közegészségügyi Intézet (OKI) a vizsgálati módszer korszerűsítésén dolgozott, célul tűzte ki a megengedhető szintek felülvizsgálatát is. Ehhez kapcsolódott munkánk, amelyet a Hungária Műanyagfeldolgozó Vállalat debreceni üzeme megbízásából végeztünk [15].

Az ólomkioldási vizsgálatokat kétféle előírás alapján végeztük: egyrészt az OKI előírásai, másrészt a Nyugatnémet Szövetségi Egészségügyi Hivatal (BGA) előírásai alapján.



7. ábra. Ólomkioldódás PVC vízvezetéki nyomócsövekből

Az OKI előírás szerint előkezeletlen, illetve egy hétig folyamatos csapvíz-áramoltatással előmosott, 1 l térfogatú csöveken kell elvégezni a vizsgálatot. A kioldási kísérletben szereplő közegek: klórozott desztillált víz (0,3—1,0 mg/l Cl_2), szénsavval telített víz, desztillált víz és csapvíz. A kioldási idők: 2, 3, 7 és 14 nap.

A BGA előírás 24 órán keresztül állóvízzel, majd 2 órán át 3—4 m/min folyási sebességű vízzel történő előkezelést szab meg. Ezután a csöveket háromszor 72 órára érintkezésbe kell hozni a kiindulási, sómentes vízzel.

A vizek ólomtartalmát az érzékenység fokozása érdekében vas-hidroxidos lecsapatással határoztuk meg. A csapadékot szűrőpapír korongon fogtuk fel, majd szárítás után közvetlenül mértük. Az OKI előírás szerint végzett kioldási kísérletek eredményeit foglalja össze a 7. ábra kétféle átmérőjű cső esetében. Látható, hogy a nagyobb érátmérőjű, vagyis kisebb felületű 100-as átmérőjű csőből alacsonyabb a kioldás mértéke.

A BGA előírás szerinti kioldási kísérletek mindkét csőtípus esetében a megengedett értéknél kisebb ólomkioldódást eredményeztek.

Irodalom

1. Z. Javorowski: Nature **217** (1968) 152.
2. P. Little: Environ. Pollut. **5** (1973) 159.
3. F. Beavington: Environ. Pollut. **9** (1975) 211.
4. H. V. Warren—R. E. Delavault: Trans. R. Soc. Can. **54** (1960) 11.
5. H. L. Cannon—J. M. Bowles: Science **137** (1962) 765.
6. H. L. Motto et al.: Environ. Sci. and Technol. **4** (1970) 231.
7. Morlin Z.—Kertészné Sáfinger M.: Egészségtudomány **15** (1971) 389.
8. Szivós K.—Pólos L.—Fehér I.—Pungor E.: Periodica Polytechnica **18** (1974) 281.
9. A. Viala—P. Bourbon: Pollution Atmosphérique **81** (1979) 159.
10. R. Perry—K. Whitelaw: Water, Air and Soil Pollution **10** (1978) 115.
11. D. Jost—R. Sartorius: Umwelt **6** (1978) 434.
12. Bacsó J.—Kis-Varga M.—Kovács P.—Kalinka G.: ATOMKI Közlemények **20** (1978) 237.
13. Medve F.—Bacsó J.—Kis-Varga M.—Szeili J.—Cziczó T.: Egészségtudomány **25** (1981) 283.
14. J. Bacsó—A. Szalay—K. Kiss: Sci. of Tot. Environ. **9** (1978) 271.
15. Bacsó J.—Kis-Varga M.: Kutatási jelentés. ATOMKI, Debrecen, 1978.

Vízi környezetben előforduló szerves mikroszennyezők vizsgálata kombinált kromatográfiás módszerrel

Szepesy László, Lakszner Katalin, Vida László, Ackermann László, Podmaniczky László

BME, Kémiai Technológia Tanszék, Budapest

1. Bevezetés

Az utolsó 10—15 esztendőben a műszeres analitikai módszerek, elsősorban a nagy hatékonyságú kromatográfiás elválasztási és a specifikus spektrometriás azonosítási módszerek rendkívül gyors fejlődése új utakat és lehetőségeket teremtett a környezetben előforduló szerves mikroszennyezők vizsgálatára. Ezek a szerves mikroszennyezők levegőben, vízben, talajban, valamint növényi és állati eredetű élelmiszerekben egyaránt jelen lehetnek. Egy részük csak minőségrontó hatású, míg mások egészségre károsak, különösen veszélyesek a rákkeltő vegyületek. Rendkívül nagyszámú közlemény foglalkozik a vízi környezetben (természetes vizek, üledék, ivóvíz) előforduló szerves mikroszennyezők vizsgálatával, és különböző típusú vegyületek meghatározására ismertetnek módszereket.

A környezeti minták analitikájának két alapvető jellemzője, hogy egyrészt a minták több száz (esetleg több ezer) különböző típusú vegyületet tartalmazhatnak, másrészt az egyes vegyületek koncentrációja általában 10^{-6}—10^{-9} g/g (ppm, illetve ppb) nagyságrendű. Ezért az analitikai módszer a környezeti minta halmazállapotától és típusától függően több különböző lépést tartalmaz:

— a szennyezők kivonása és dúsítása;

— a vizsgálandó vegyületek elválasztása a kísérő anyagoktól (clean-up), adott esetben vegyületcsoportok elválasztása;

— nagy hatékonyságú elválasztás egyedi komponensekre;

— az egyedi komponensek azonosítása és mennyiségi meghatározása.

A hazai igényeknek és műszeres lehetőségeknek megfelelően célunk olyan viszonylag egyszerű módszerek kidolgozása volt, amelyek alkalmasak a kis koncentrációjú szennyezők szükséges mértékű dúsítására, az egyes vegyületcsoportoknak a kísérő vegyületektől való elválasztására, végül az egyedi vegyületek elválasztására, azonosítására és mennyiségi meghatározására.

Ebben a közleményben röviden összefoglaljuk poliaromás szénhidrogének (PAH), poliklórozott bifenilek (PCB) és kútvizek szerves mikroszennyezőinek meghatározására kidolgozott módszereinket.

2. Kísérleti rész

2.1 Mintaelőkészítés és dúsítás

A PAH és PCB meghatározást víztároló, illetve folyó üledékmintájából végeztük. Az üledékmintákból a szennyezőket Soxlethkészülékben benzolos extrakcióval vontuk ki. Az extrakt ismert hányadát szárazra pároltuk, majd kevés benzolban feloldva 5—10%-os oldatot készítettünk.

A kútvizek mikroszennyezőinek vizsgálatához a szennyezők koncentrációjától függően 1, illetve 2 l vizet C18 töltetű SEP-PAK (Waters) patronon vezettünk át. A hidrofób tölteten feldúsult szerves vegyületeket néhány ml acetonitrillel, majd diklór-metánnal lemostuk. Az egyesített oldatot nátrium-szulfáttal vízmentesítettük, majd vízfürdőn csökkentett nyomáson bepároltuk. A száraz maradékot *n*-hexánban feloldva 5—10%-os oldatot készítettünk.

2.2 Folyadékkromatográfiás csoportelválasztás

A PAH és PCB minták csoportelválasztását az általunk kifejlesztett miniadszorberekben folyadékkromatográfiával végeztük [1, 2]. Az elválasztáshoz WOELM Silicagel (30—60 μm) és WOELM Alumina N (30—60 μm) abszorbenseket és különböző polaritású oldószereket (*n*-hexán, diklór-metán, aceton) használtunk.

2.3 Gázkromatográfia

A gázkromatográfiás elemzéseket Carlo Erba Fractovap 2452, Grob-típusú split-splitless mintabemérővel, lángionizációs (FID) és elektronbefogási (ECD) detektorral ellátott gázkromatográffal végeztük, különböző polaritású fázisokkal nedvesített WCOT és SCOT típusú üveg kapilláris kolonákkal (lásd 1., 5. és 9. ábra).

2.4 Gázkromatográfia—tömegspektrometria (GC—MS)

A GC—MS azonosításhoz FINNIGAN Model 3200/E gázkromatográf-tömegspektrométer és Model 6100 adatfeldolgozó rendszer (DS) műszeregyüttest használtunk. A GC—MS méréseket a gázkromatográfiás elemzések során alkalmazott kapilláris kolonnákkal és munkakörülmények között végeztük. A kapilláris kolonna közvetlen nyitott kapcsolással (open-coupling) csatlakozott a tömegspektrométer ionforrásához. Vivőgázként nagy tisztaságú (Matheson zero gas) héliumot használtunk.

A tömegspektrométer főbb működési jellemzői: elektronenergia 70 eV, emissziós áram 40 mA, elektronsokszorozó feszültsége 1700 V, előerősítő érzékenysége 10^{-7} A/V, tömegtartomány 35—350, számlálási sebesség 1,575 s/scan.

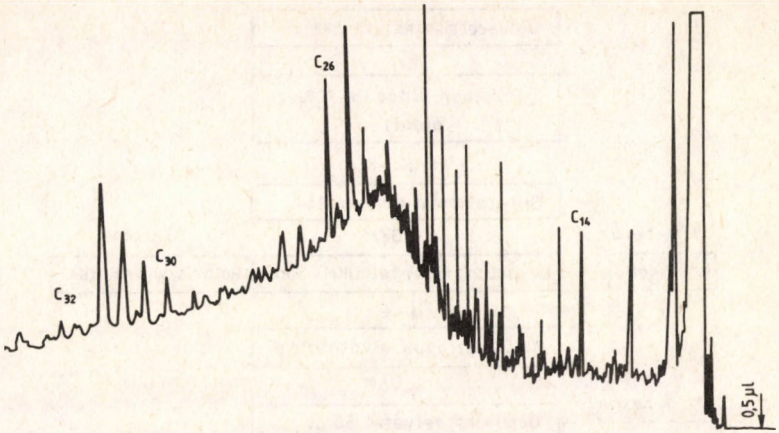
3. Az eredmények ismertetése

3.1 PAH meghatározás

Régóta ismeretes, hogy számos poliaromás szénhidrogén rákkeltő hatású. A valóban káros vegyületek nem elhanyagolható mennyiségben találhatók természetes vizeinkben és üledékekben.

Az 1. ábra az üledék extrakt minta közvetlen bemérésével kapott gázkromatogramot mutatja. A kísérő szennyezők rendkívül nagy száma (kőolajfrakció) miatt a PAH vegyületek elválasztása és meghatározása nem végezhető el még nagyobb hatékonyságú kolonnán sem.

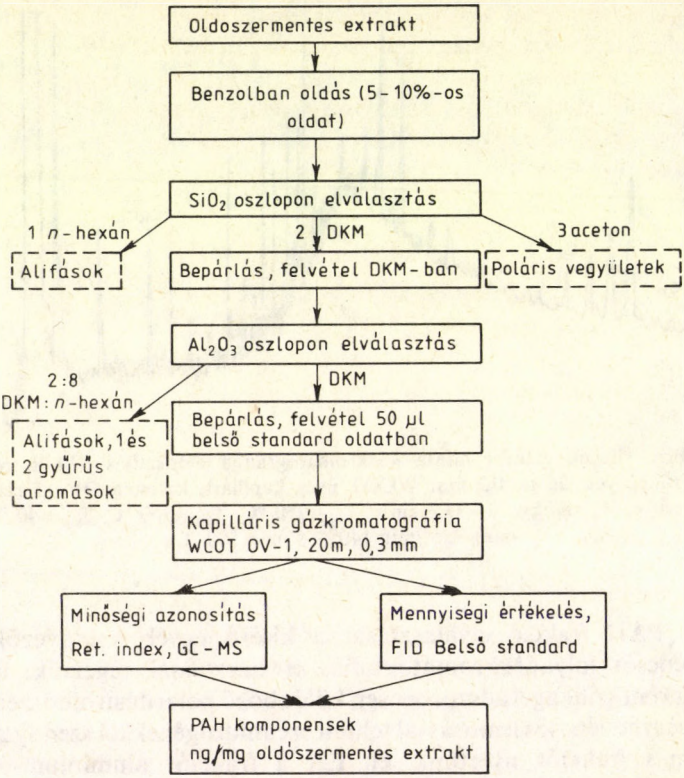
A feladat megoldására többlépcsős elválasztási módszert dolgoztunk ki, amelynek vázlata a 2. ábrán látható.



1. ábra. Üledék extrakt minta gázkromatogramja előtisztítás nélkül. Munkakörülmények: 20 m, 0,3 mm WCOT üveg kapilláris kolonna OV—1 fázissal nedvesítve; H_2 vivőgáz: $u = 33{,}3$ cm/s; $T_{inj} = 250$ °C, $T_{det} = 300$ °C, $T_{kol} = 40$ °C (3 min)—25°/min 140°—4°/min 300 °C.

A PAH frakció elválasztását a kísérő egyéb szennyezőktől kétlépcsős folyadékkromatográfiás elválasztással végeztük. Első lépésként szilikagél adszorbensen különböző polaritású oldószerekkel végzett lépcsős lemosással telített szénhidrogénekkel szennyezett aromás frakciót nyertünk ki. Ezt a frakciót alumínium-oxid abszorbensen elválasztva kaptuk a három- és többgyűrűs aromásokat tartalmazó PAH frakciót. Az elválasztás paramétereit (oldószererősség, oldószertérfogat) tiszta standard vegyületekből készített modellelegyek bemérésével határoztuk meg [1].

Az Al_2O_3 oszlopról kapott diklór-metán frakciót vákuumban szárazra pároltuk, majd 50 µl belső standard oldatban oldottuk. A belső standard oldat ciklohexánban oldott C_{14}, C_{20}, C_{22} (50 ng/µl), C_{26} (100 ng/µl) és C_{32}, C_{36} (200 ng/µl) *n*-paraffinokat tartalmazott. A belső standardként használt *n*-paraffinok egyrészt a minőségi azonosításhoz adtak támpontot a retenciós indexek meghatározásához, másrészt a csúcsmagasságok viszonyítási alapként szolgáltak a PAH komponensek mennyiségi meghatározásához.



2. ábra. PAH meghatározás vázlata

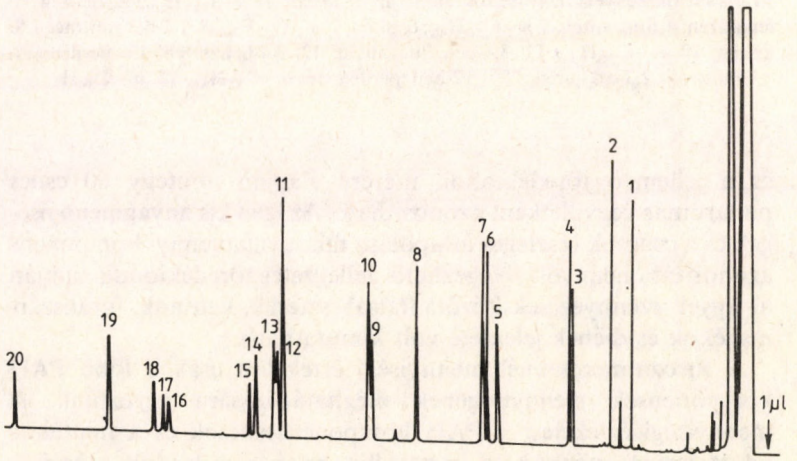
A gázkromatográfia optimális elemzési körülményeit 14 PAH standardból és a belső standard oldatból készített modellelegy bemérésével állítottuk be. A kapott kromatogram és az elemzési körülmények a 3. ábrán láthatók. A 4. ábrán a folyadékkromatográfiával előtisztított üledék extrakt minta azonos körülmények között felvett kromatogramját mutatjuk be.

A mérések értékeléséhez a csúcsok minőségi azonosítása csak a WHO és EPA ajánlásokban szereplő elsőrendű (priority) szennyezőkre terjedt ki [3]. A fő komponenesek azonosítását a

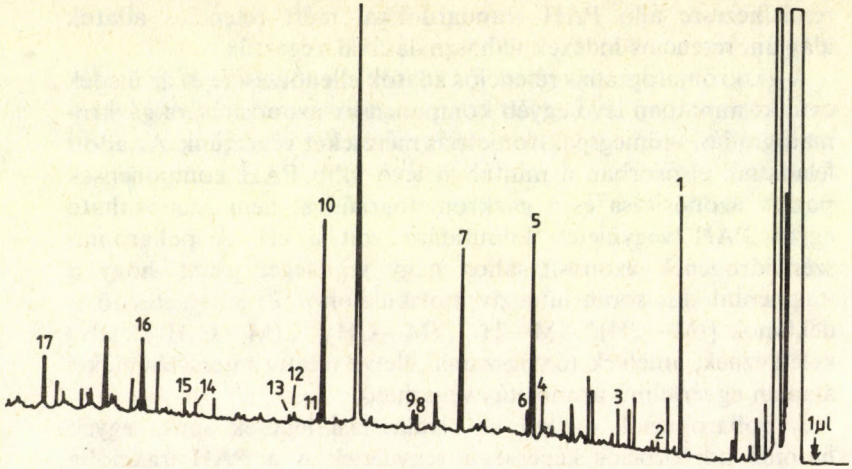
rendelkezésre álló PAH standardokkal mért retenciós adatok alapján, retenciós indexek felhasználásával végeztük.

A gázkromatográfiás retenciós adatok ellenőrzésére és az üledék extrakt mintában lévő egyéb komponensek azonosítására gázkromatográfiás—tömegspektrometriás méréseket végeztünk. Az adott feladatnál elsősorban a mintában lévő főbb PAH komponensek pozitív azonosítása és a gázkromatográfiával nem azonosítható egyéb PAH vegyületek kimutatása volt a cél. A poliaromás szénhidrogének azonosításához nagy segítséget jelent, hogy a fragmentálódás során intenzív molekulaionok és jellegzetes töredékionok [$(M—2H)^+$, $(M—H)^+$, $(M—CH_3)^+$, $(M—C_2H_5)^+$ stb.] keletkeznek, amelyek tömegszáma, illetve relatív intenzitásértékei alapján egyértelmű azonosítás végezhető.

A poliaromások mellett az elválasztási lépések során egyéb hasonló adszorpciós képességű vegyületek is a PAH frakcióba kerültek. A 4. ábrán bemutatott kromatogramból a molekulaionok



3. ábra. PAH + belső standard modellelegy gázkromatogramja. Munkakörülmények: ugyanazok, mint az 1. ábrán 1. *n*—$C_{14}H_{30}$, 2. fluorén, 3. fenantrén, 4. antracén, 5. fluorantén, 6. *n*—$C_{20}H_{42}$, 7. pirén, 8. *n*—$C_{22}H_{46}$, 9. 1,2-benzantracén, 10. krizén, 11. *n*—$C_{26}H_{54}$, 12. 3,4-benzfluorantén, 13. 11,12-benzfluorantén, 14. 3,4-benzpirén, 15. perilén, 16. 1,2,5,6-dibenzantracén, 17. indeno [1,2,3-c,d] pirén, 18. 1,12-benzperilén, 19. *n*—$C_{32}H_{66}$, 20. *n*—$C_{36}H_{74}$



4. ábra. Üledék extrakt minta (tisztított) + belső standard gázkromatogramja. Munkakörülmények: Ugyanazok mint az 1. ábrán 1. *n*—$C_{14}H_{30}$, 2. fluorén, 3. fenantrén, 4. fluorantén, 5. *n*—$C_{20}H_{42}$, 6. pirén, 7. *n*—$C_{22}H_{46}$, 8. 1,2-benzantracén, 9. krizén, 10. *n*—$C_{26}H_{54}$, 11. 3,4-benzfluorantén, 12. 3,4-benzpirén, 13. perilén, 14. indeno[1,2,3-c,d]pirén, 15. 1,12-benzperilén, 16. *n*—$C_{32}H_{66}$, 17. *n*—$C_{36}H_{74}$

és a jellemző töredékionok mérése alapján mintegy 60 csúcs poliaromás vegyületként azonosítható. Az igen kis anyagmennyiségek és a csúcsok részleges átlapolása miatt valamennyi komponens azonosítása nem volt elvégezhető. Jellegzetes töredékionok alapján az egyéb szennyezések között ftálsavészterek, ketonok, furánszármazékok és diének jelenléte volt kimutatható.

A sorozatméréseknél mennyiségi értékelést csak a főbb PAH komponensek mennyiségének meghatározására végeztünk. A mennyiségi értékelést a PAH komponenscsúcsok és a mintához adott ismert mennyiségű *n*-paraffin belső standardok csúcsmagasságának összehasonlításával végeztük. A folyadékkromatográfiás elválasztás során fellépő veszteségeket standard PAH eleggyel végzett modellkísérletekben határoztuk meg, és a PAH vegyületek koncentrációjának meghatározásánál korrekcióként számításba vettük.

3.2 PCB meghatározás

A poliklórozott bifenileket (PCB) igen sokféle célra használják (hidraulikus rendszerek, hőátadás, transzformátorok, felületi bevonatok stb.), és ipari hulladékként kerülnek a környezetbe. A PCB vegyületek igen nehezen bomlanak el, és feldúsulnak az emberi táplálékként felhasznált élő organizmusokban.

PCB vegyületeket iparilag bifenil klórozásával állítanak elő. A gyártás során különböző mennyiségű klór helyettesítést tartalmazó, nagyszámú izomérből álló komplex elegy keletkezik. A lehetséges PCB izomérek száma 209. Ezek egyedi meghatározására az irodalomban is csak részleges megoldások találhatók különböző kombinált folyadék- és gázkromatográfiás módszerek alkalmazásával.

A környezetvédelmi analitikában nincsen szükség valamennyi izomér egyedi meghatározására.

Az analitikai módszernek az alábbi kérdésekre kell választ adnia:

— kimutatható-e PCB vegyület a mintában,

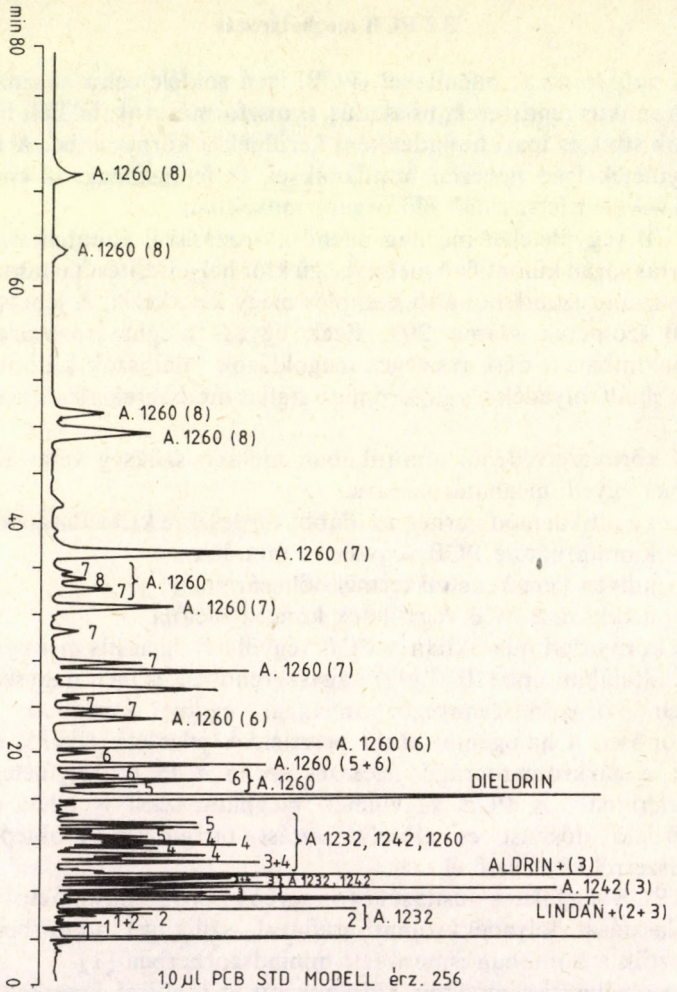
— milyen kereskedelmi termékből származik,

— mekkora a PCB vegyületek koncentrációja.

A környezeti mintákban a PCB vegyületek igen kis mennyiségben, általában ppb (10^{-9} g/g) nagyságrendben és igen nagyszámú egyéb környezetszennyező anyaggal együtt fordulnak elő. Különösen a halogéntartalmú peszticidek jelenléte zavaró, mert ezek a gázkromatográfiás elemzés során a PCB vegyületekkel interferálnak. A PCB vegyületek meghatározása is tehát csak megfelelő dúsítást és elő-elválasztást tartalmazó többlépcsős módszerrel végezhető el.

A PCB vegyületek dúsítását és az egyéb kísérő szennyezőktől való elválasztását folyadékkromatográfiával, szilikagél adszorbensen végeztük a korábban ismertetett miniadszorberben [1].

Az elválasztási módszer kidolgozását különböző kereskedelmi Aroclor termékek (1232, 1242, 1260) és a Magyarországon legáltalánosabban használt klórtartalmú peszticidek (aldrin, lindán, dieldrin) felhasználásával készített modelleleggyel végeztük. A modellelegy gázkromatogramja az 5. ábrán látható.

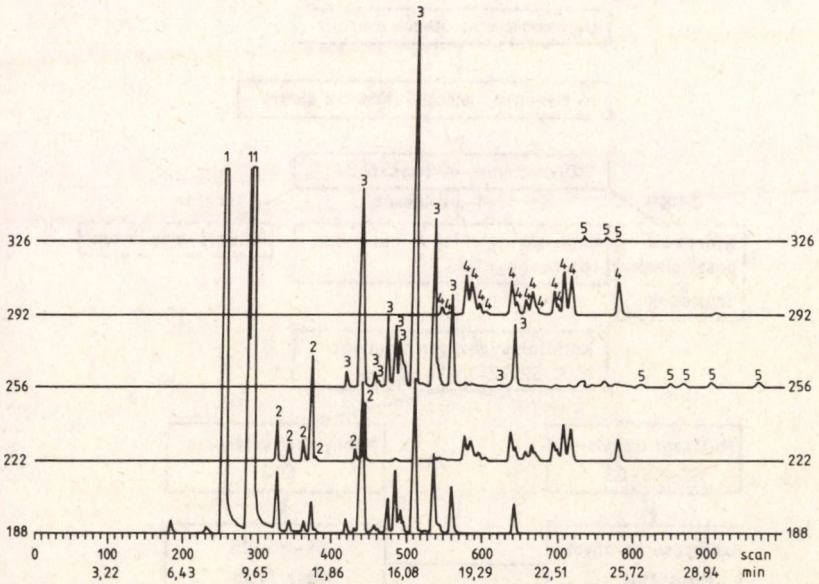


5. ábra. PCB + peszticid modellelegy gázkromatogramja. Munkakörülmények: 41 m, 0,5 mm SCOT üveg kapilláris kolonna SP 2250 fázissal nedvesítve; H_2 vivőgáz: $u = 38$ cm/s; $T_{inj} = 225$ °C, $T_{det} = 250$ °C, $T_{kol} = 220$ °C

A szilikagélre felvitt mintaelegyet különböző polaritású oldószerekkel lemostuk (*n*-hexán, diklór-metán, aceton), és azt találtuk, hogy adott térfogatú *n*-hexánnal a PCB vegyületek gyakorlatilag teljesen eluálhatók, míg a klórozott peszticidek — az aldrin kivételével — az adszorbensen maradnak.

Az így kapott PCB frakciót csökkentett nyomáson bepároltuk, és a további elválasztást SP 2250 fázissal nedvesített üvegkapilláris kolonnán végeztük FID és ECD detektorral.

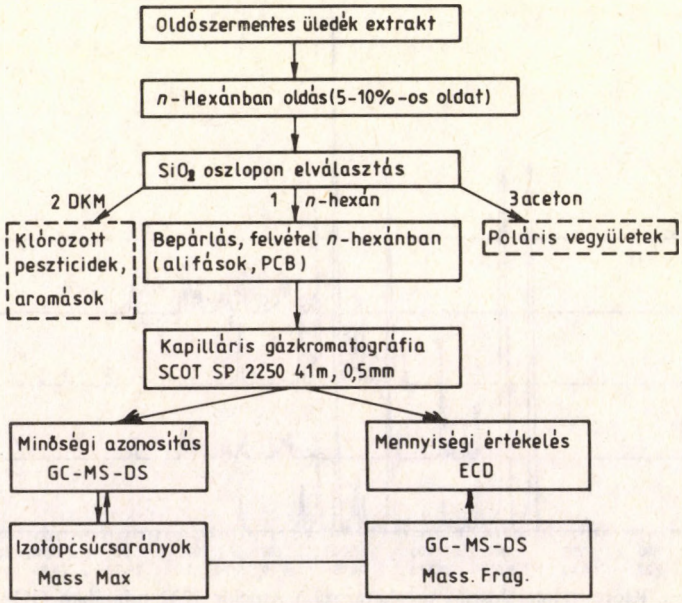
A folyadékkromatográfiás elválasztás során a PCB vegyületek mellett egyéb apoláris vegyületek, például a telített szénhidrogének is a hexán frakcióban eluálódnak, amelyek jelenléte zavart okoz a FID detektálásnál. A halogénvegyületekre specifikus ECD detektorral ezek a vegyületek nem adnak jelet, így jelenlétük nem zavarja a PCB vegyületek meghatározását. Minthogy azonban ECD detektorral jelet adó szennyezések jelenléte sem zárható ki, a PCB vegyületek pozitív azonosítása csak GC—MS méréssel érhető el.



6. ábra. Klórtartalom-eloszlás meghatározása Aroclor 1232 mintában GC—MS módszerrel 1. mono-, 2. di-, 3. tri-, 4. tetra-, 5. pentaklórszármazékok

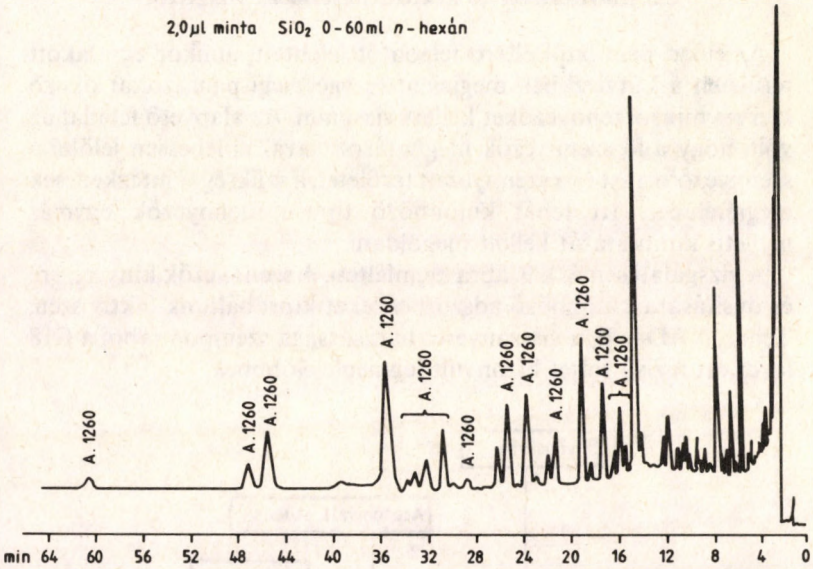
A GC—MS mérés adataiból az ún. MASS MAX értékelő módszerrel a különböző klórozottsági fokú komponensek intenzitásarányai meghatározhatók, így a PCB vegyületek a zavaró háttér mellől kiemelhetők. A különböző klórtartalomhoz más-más izotóp-csúcsarány tartozik a molekulaion környezetében, így a PCB vegyületek az egyéb klórozott vegyületektől (peszticidek, aromások) is egyértelműen megkülönböztethetők. A számítógép az egyes csúcsokhoz tartozó adathalmazból rekonstruálja a kívánt tömegszámú ionok intenzitáseloszlását, ily módon megállapítható, hogy az adott csúcs hány klóratomot tartalmazó PCB vegyület, illetve átfedések esetén milyen klórszámú bifenilek jelennek meg egy csúcsban.

A 6. ábrán a módszer szemléltetésére Aroclor 1232 kereskedelmi termékkel végzett mérés alapján bemutatjuk 1—5 klóratomot tartalmazó bifenilek molekulatömegének megfelelő tömegszámoknál a klórizotópok intenzitáseloszlását.



7. ábra. PCB meghatározás vázlata

A GC—MS mérés érzékenysége növelhető a szelektív ion detektálási (SIM) vagy más néven MASS FRAGMENTOGRAPHY módszerrel, amikor is csak kiválasztott tömegszámú ionokat regisztrálunk.



8. ábra. Üledék extrakt minta (tisztított) gázkromatogramja. Munkakörülmények: ugyanazok, mint az 5. ábrán

A PCB meghatározás módszerét rutin laboratóriumban végrehajtható gázkromatográfiás vizsgálat céljára dolgoztuk ki. A GC—MS mérések a csúcsazonosság és csúcstisztaság ellenőrzésére, továbbá a mennyiségi értékelés megbízhatóságának növelésére szolgáltak.

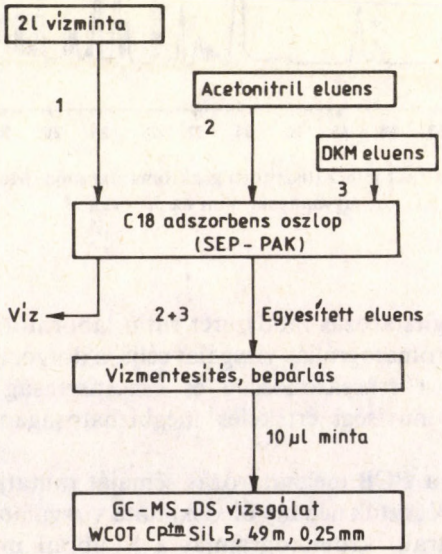
A 7. ábrán a PCB meghatározás sémáját mutatjuk be. A fenti módszerrel elvégeztük néhány üledékminta vizsgálatát. Az előtisztított üledékextrakt kromatogramját a 8. ábrán mutatjuk be. A modellelegyekkel végzett vizsgálatok alapján egyértelműen meg-

állapítható volt, hogy az üledékminta Aroclor 1260 kereskedelmi termékből származó szennyezést tartalmaz mintegy 100 μg/g (100 ppm) koncentrációban.

3.3 Kútvizek szerves mikroszennyezőinek vizsgálata

Az előző példáktól eltérő feladatot jelentett, amikor egy lakott területen a kútvizekben megjelent és egészségi panaszokat okozó szerves mikroszennyezőket kellett vizsgálni. Az alapvető feladat az volt, hogy a fő szennyezők meghatározásával ki lehessen jelölni a szennyezőforrást és a szennyezett területet, a szükséges intézkedések megtételéhez. Itt tehát különböző típusú szennyezők egymás melletti kimutatását kellett megoldani.

A vizsgálati sémát a 9. ábra szemlélteti. A szennyezők kinyerésére és dúsítására különböző adszorbenseket kipróbáltunk (aktív szén, Tenax, XAD—2), a visszanyerés hatásossága szempontjából a C18 fordított fázisú töltet bizonyult legmegfelelőbbnek.



9. ábra. Kútvizek szerves mikroszennyezőinek vizsgálati vázlata

Előzetes kísérletek alapján megállapítottuk, hogy a vízminták több száz különböző típusú szennyezőt tartalmaztak. Így a gázkromatográfiás elemzés önmagában nem volt elegendő a feladat megoldásához. Gázkromatográfiás mérésekkel a megfelelő kapilláris kolonna kiválasztását és az elválasztás munkakörülményeinek megállapítását végeztük. Az érdemi mérésekhez a GC—MS—DS műszeregyüttest használtuk.

A 9. ábrán bemutatott vázlat szerint 70 különböző helyről származó vízminta összehasonlító vizsgálatát végeztük el. A szennyezők GC—MS azonosítását, illetve a vegyülettípus valószínűsítését az egyes csúcsokra a 10 legnagyobb intenzitású tömegszám mérésével kapott kondenzált tömegspektrumok alapján végeztük, a gázkromatográfiás retenciós adatok felhasználásával. A rendkívül nagyszámú adat kezelhetősége érdekében megfelelő logikai szűréssel csak a szennyezett kutakra jellemző komponenseket vettük figyelembe, a természetes vizekben mindig előforduló szerves mikroszennyezők hátterének eliminálásával. A jellegzetes szerves szennyezők minőségének és viszonylagos mennyiségének meghatározásával sikerült a szennyezőforrás és a szennyezések területi eloszlásának egyértelmű meghatározása [4]. Méréseinket kiegészítették és alátámasztották a párhuzamosan végzett toxikológiai és hidrogeológiai vizsgálatok is.

4. Összefoglalás

Folyadékkromatográfia, gázkromatográfia és gázkromatográfia—tömegspektrometria együttes alkalmazásával módszereket dolgoztunk ki kiemelt környezeti szennyezők, így poliaromás szénhidrogének (PAH), poliklórozott bifenilek (PCB) és különböző típusú szerves mikroszennyezők vizsgálatára. E módszereket vízi környezetben (üledékekben, kútvizekben) előforduló szennyezők kimutatására és meghatározására alkalmaztuk.

Irodalom

1. SZEPESY L. és mtsai: Magyar Kémiai Folyóirat **87** (1981) 201.
2. L. SZEPESY—K. LAKSZNER—L. ACKERMANN—L. PODMANICZKY—P. LITERÁTHY: J. Chromatogr. **206** (1981) 611.
3. Sampling and analysis procedures for screening of industrial effluents for priority pollutants. USA Environmental Protection Agency, Washington, DC., 1977.
4. LAKSZNER K. és mtsai: Magyar Kémikusok Lapja **39** (1984) 459.

Új típusú szűrőberendezések kifejlesztése az MTA Műszaki Kémiai Kutató Intézetében

Menyhárt Józsefné, Baticz Sándor, Rátkai György, Monostori Endre

MTA Műszaki Kémiai Kutató Intézete, Budapest

1. Bevezetés

Figyelemmel kísérve a szakirodalmat, könnyen megállapítható, hogy egyre nagyobb figyelem irányul a levegő-, talaj- és vízszennyezések csökkentésére, azaz környezetünk megóvására. Gyökeres változást azonban csak az ún. hulladékszegény vagy hulladékmentes technológiák kidolgozása eredményezne. Addig is feladatunk a jelenlegi környezetet szennyező források csökkentése, illetve a jelen technológiák mellett keletkező szennyeződések környezetbe jutásának minimálisra való leszorítása. Ezt a célt szolgálják környezetvédelmi előírásaink is.

Intézetünk Vegyipari Gépészeti Osztályán a folyadék-szilárd diszperz rendszerek szétválasztásával kapcsolatos kutatások keretén belül szennyvízkezelési problémákkal, illetve azok megoldási lehetőségeivel is foglalkoztunk az utóbbi néhány évben, a következő megfontolások alapján.

Az ipari és mezőgazdasági zagyok, szennyvizek ülepítéssel való besűrítése, illetve derítése részben a megnövekedett volumenek, részben a szigorúbb környezetvédelmi előírások miatt nem minden esetben elégíti ki a kívánalmakat. Ebből adódóan a szennyvizek, illetve ipari zagyok feldolgozása során a hagyományos ülepítő medencék mellett vagy helyett mind szélesebb körben jelentkezik az igény a különböző derítő, sűrítő eljárások, berendezések iránt, amelyekkel a töményítés, illetve elválasztás hatásosabban és gyorsabban végezhető el.

Egy-egy szétválasztási feladat megoldásához a megfelelő technológia és berendezés kiválasztása, vagy egy már meglévő beren-

dezés adott célra való alkalmazhatósága sok tényezőtől függ, és a várható eredmény a legtöbb esetben csak kísérletek végzése után adható meg. Különösen vonatkozik ez a szűréssel történő szétválasztásra, mert a szűrési művelet eredményességét a feldolgozandó anyagi rendszer (pl. szennyvíz) fizikai tulajdonságai (a részecskék mérete, szilárdsága, aggregációs készsége, koncentrációja, a fluidum sűrűsége, viszkozitása, hőmérséklete stb.) és a kémiai jellege (pH, korrozivitás, egészségre való hatás) erősen befolyásolják. Ezek a tulajdonságok, illetve a szétválasztással kapcsolatos követelmények (éles elválasztás, minél alacsonyabb iszapnedvesség, könnyű iszapleválasztás a szűrőközegről stb.) a szűrési eljárást eleve meghatározzák (pl. gravitációs szűrés, vákuummal, illetve centrifugális erőtérrel gyorsított szűrés, préselő szűrés stb.) Az egyes eljárások, illetve szűrlettisztasági elvárások egyben az alkalmazható szűrőközeg minőségét is behatárolják.

A szűrőközeg szerepe meghatározó lehet annak ellenére, hogy a legtöbb szűrés során nem a szűrőközeg végzi a tulajdonképpeni szűrést, hanem az azon kialakult szilárd anyag lepény. Gyakori követelmény azonban a szűrőközeggel szemben, hogy a szűrés kezdetén se engedje át a szilárd szemcséket (maximális legyen a szilárdanyag-visszatartás), ugyanakkor ne tömődjön el, azaz áramlási ellenállása ne növekedjék számottevően. Továbbá ellenálló legyen vegyi hatásokkal szemben, és a kiszűrt szilárd anyag könnyen eltávolítható legyen a felületről.

Kutatási munkánk e témakörhöz kapcsolódik, így a következőkben az MTA MÜKKI-ben kifejlesztett porózus PVC szűrőközegről és néhány alkalmazási lehetőségéről adunk rövid ismertetést. Az előadás címében szereplő „új típusú szűrőberendezések"-en nem alapvetően új megoldásokat értünk, hanem ismert szűrőtípusok olyan módosított változatait, melyekben a hagyományos szűrőanyagok helyett ez az új típusú PVC szűrőközeg alkalmazható. A szűrőközeg az alábbi előnyös tulajdonságokkal rendelkezik:

— önhordó, szilárd lap, amely megfelelő alátámasztással alakváltozás nélkül elviseli az iszap súlyát és a szűrési nyomáskülönbségből származó igénybevételt;

— hőre lágyuló tulajdonsága miatt a síklaptól eltérő, különböző alakzatú szűrőbetétek alakíthatók ki;

— szűrési ellenállása megegyezik vagy kisebb az azonos elválasztóképességű szűrőközegekével;

— felületi szűrésre kiválóan alkalmas, mivel az iszapréteg kialakulása előtt sem enged át szilárd részecskéket;

— felülete rendkívül sima, ezért az iszaplepény könnyen leválasztható róla;

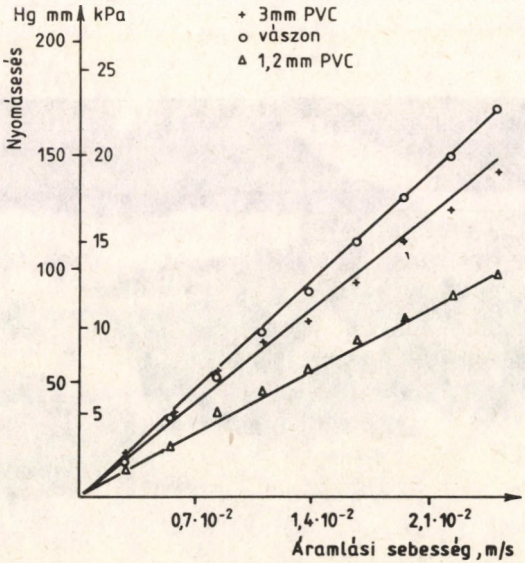
— kialakítható változó porozitású szerkezet is, így mélységi szűrésre is alkalmazható;

— sav- és lúgállósága jó;

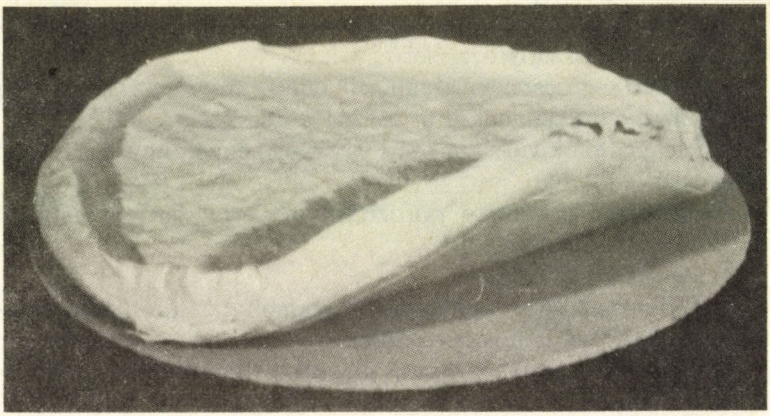
— ellenirányú gáz- vagy folyadék áramoltatással és/vagy vegyszeres átöblítéssel könnyen tisztítható;

— higiéniai követelményeknek megfelelő tisztaságban is előállítható.

A 3 mm vastagságú szűrőközeg ellenállását az átbocsátott folyadék (csapvíz) sebességének függvényében az 1. ábra mutatja be. Összehasonlítás céljából felrajzoltuk ugyanarra az ábrára egy, a poró-



1. ábra. A nyomásesés változása az áramlási sebesség függvényében porózus PVC lapok, illetve szűrővászon esetében



2. ábra. Papírgyári szennyvízből kiszűrt iszaplepény leválasztása porózus PVC lemezről

3. ábra. Fém-hidroxid-tartalmú szennyvízből kiszűrt iszaplepény leválasztása PVC szűrőlapról

zus szűrőelemmel közel azonos elválasztóképességű szűrővászon vízáteresztő képességét is. (Ezt a pamut alapanyagú szűrővásznat egyébként vákuum dobszűrőn és nyomószűrőkben alkalmazzák a legtöbb helyen.) Látható, hogy a porózus szűrőelem áramlási ellenállása kedvezőbb a vászonéhoz viszonyítva.

Tapasztalataink szerint a kiszűrt iszap sokkal könnyebben választható le a porózus, sima felületű lapról, mint a vászonról. A 2. ábra papírgyári szennyvízből szűrt iszaplepény leválasztását szemlélteti.

A 3. ábrán vákuummal kiszűrt pelyhesített galvániszap lepény leválása látható.

2. Síkszűrő

A porózus PVC szűrőközeg ipari alkalmazhatóságát szakaszos üzemű tányéros vákuumszűrő berendezésbe építve vizsgáltuk. A berendezést ugyancsak Intézetünk fejlesztette ki. Gyártását a Ferroelektrika Szövetkezet végzi.

A 4. ábrán a síkszűrő elvi felépítése látható. A berendezés három fő részből áll: a szűrőből, a szűrletgyűjtő rendszerből és az elektronikus szintjelző egységből.

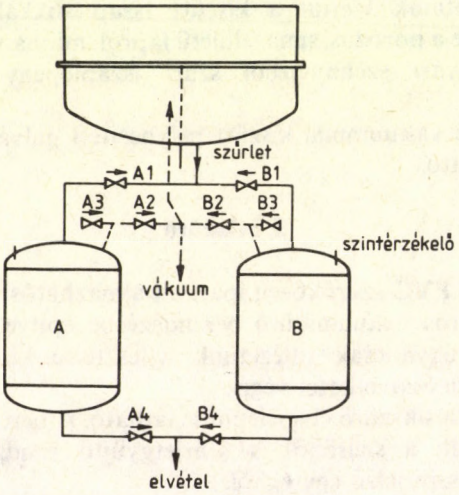
A szűrő készüléktest egy 800 mm átmérőjű sekélydomború edényfenékből van kialakítva, ehhez karimás kötéssel csatlakozik a felső, nyitott hengeres köpeny, amely a szűrésre kerülő szuszpenzió befogadására szolgál. A készüléktest karimájához ragasztással rögzítettük a 3 mm vastagságú szinterezett PVC szűrőlapot. A szűrőlap alatt vákuumszűrésnek megfelelő szilárdságú alátámasztó szerkezet van.

A szűrő zárt alsó tere közvetlenül összeköttetésben van a vákuumszivattyúval, vagy a hálózati vákuumvezetékkel, oly módon, hogy a szűrlet nem kerülhet a hálózatba.

A szűrlet a készülék aljából gravitációs úton folyik le a szűrletgyűjtő tartályokba, mert légtere ugyancsak vákuum alatt van.

A szűrletgyűjtő rendszer két, alternatívan kapcsolható gyűjtőtartályból és a megfelelő vezeték- és csaprendszerből áll. A csapok kézi működtetésű AHA gömbcsapok.

A gyűjtőtartályok fedelére beszerelt szintérzékelő szondák a folyadék és a levegő közötti vezetőképesség-különbséget érzékelik, és a jelek alapján hang- és fényjelzéssel jelzik a szűrletgyűjtő tartály tele állapotát. Ez az állapot addig áll fenn, amíg a tartályban a



4. ábra. Szakaszos üzemű, tányéros vákuumszűrő berendezés elvi elrendezése

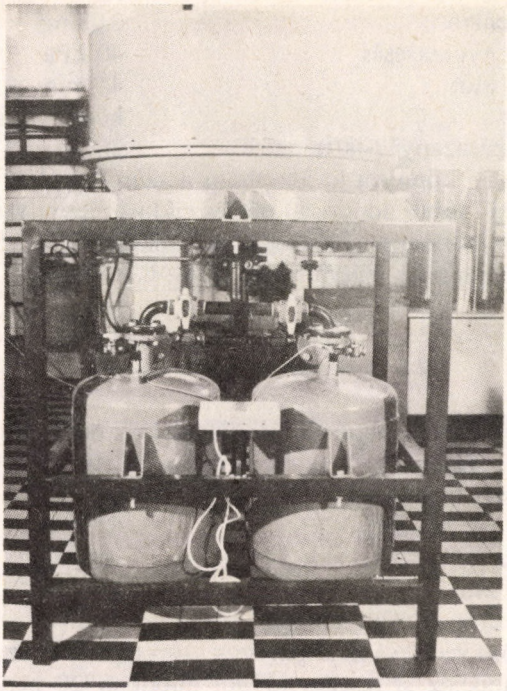
folyadékszint (a leeresztés következtében) az érzékelő szintje alá nem csökken. Maga a berendezés az 5. ábrán látható.

Néhány fogalmat előrebocsátva két példán mutatjuk be a szakaszos berendezés teljesítményét.

Szuszpenzió alatt olyan kétfázisú diszperz rendszert értünk, melynek folyadékfázisában a szubmikroszkopikusnál nagyobb szemcsenagyságú szilárd anyag eloszlatott állapotban van.

Pelyhesítő szernek azt az anyagot (rendszerint makromolekulás szerves anyag) nevezzük, melynek hatására a szuszpendált apró szemcsék összetapadnak (aggregálódnak), így gyorsabban ülepednek, illetve kiszűrésük a folyadékból könnyebben oldható meg.

Iszapréteg en a szűrőközegen fennmaradt, nedves szilárd anyagot értünk.



5. ábra. 0,5 m^2 szűrőfelületű, szakaszos üzemű, tányéros vákuumszűrő berendezés

Szűrési nyomásesésnek azt a nyomáskülönbséget nevezzük, mely a szűrendő anyagból a folyadékot szűrőközegen, illetve a szűrés során képződött isszaprétegen áthatolásra kényszeríti.

Szűrési idő alatt a szűrési nyomás létesítése és megszüntetése közti időt értjük.

2.1 Nikkel galvániszap szűrése

A 100 kg/m^3 töménységű nikkel-hidroxid tartalmú szuszpenziót 1 kg/m^3 töménységű SEDIPUR TF_2 oldattal pelyhesítettük, majd az 1,2 mm vastagságú PVC szűrőlappal ellátott berendezésben szűrtük.

— szuszpenzió: 0,08 m^3
— szűrési nyomásesés 40 kPa
— szűrési idő: 45 min
— szűrlet: közel víztiszta
— iszap szárazanyag-tartalma: 25%.

A kiszűrt iszap könnyen leválaszható a szűrőlapról. A szűrési és iszapleszedési időből adódó 60 perces ciklust alapul véve a szűrő óránkénti teljesítménye 0,88—0,1 m^3 nikkel-hidroxid tartalmú szuszpenzió. Fajlagos teljesítménye 0,16—0,2 m^3/m^2 h.

2.2 Papírgyári szennyvíz szűrése

A 40 kg/m^3 töménységre előzetes ülepítéssel besűrített szennyvizet 3 mm vastagságú PVC porózus lapon szűrtük:

— szennyvíz mennyisége: 0,60 m^3
— szűrési nyomásesés: 60 kPa
— szűrlet: víztiszta
— szűrési idő: 10 min
— iszap szárazanyag-tartalma: 30%.

A lepény könnyen leválik a porózus szűrőlapról. A szűrési és az iszapeltávolításhoz szükséges időből adódóan 20 perces ciklust alapul véve a szűrő óránkénti teljesítménye 0,18—0,2 m^3 szennyvíz. Fajlagos teljesítménye 0,36—0,4 m^3/m^2h.

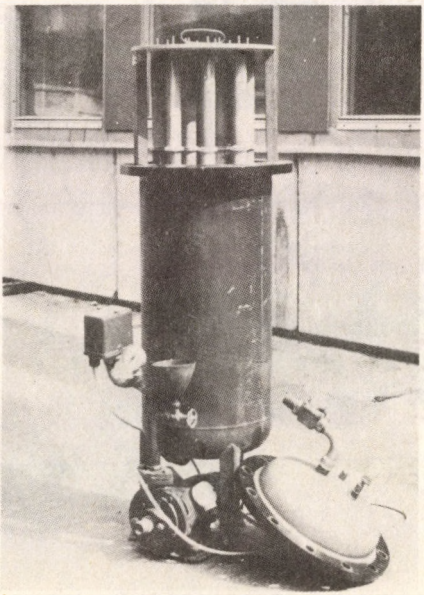
3. Gyertyás szűrő

A szinterezett porózus szűrőlap alkalmazásával kifejlesztettünk egy gyertyás szűrőberendezést. A gyertyás szűrők ismert előnyeit (zárt felépítés, nyomás alatti szűrés, nagy szűrőfelület) megtartva, a porózus lap aszimmetrikus felépítése teszi lehetővé a szűrőfelület jó regenerálhatóságát. A gyertyás szűrőkben általánosan alkalmazott textil alapú szűrőelemek részlegesen vagy teljes mértékben mélységi szűrőként működnek, ezért regenerálásuk — ellenáramú mosással — rendszerint nem elég eredményes. Az általunk kifejlesztett szűrőpatronok külső felülete sima, a szűkebb pórusok az elem külső

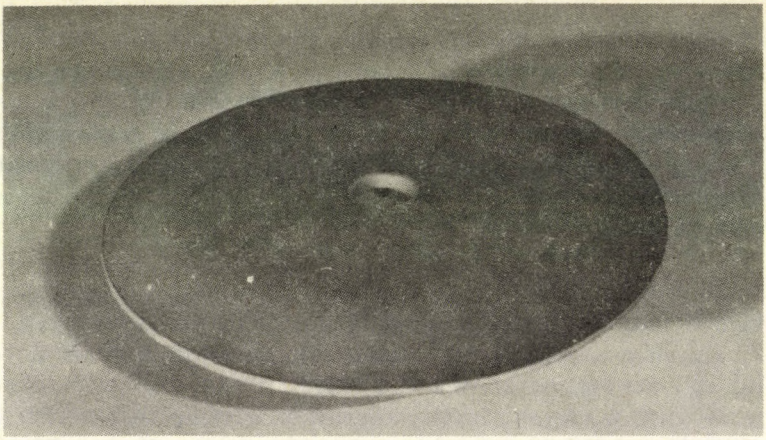
felületén találhatók, ezért felületi szűrőként dolgoznak, a kialakult iszapréteg ellenáramban mosva könnyen leválik, a felület megújul.

A szűrőpatronokat a kísérleti szűrőberendezéshez kézi módszerrel állítottuk elő, sík lemezből meleg alakítással és ragasztással. Tömegigény esetén megoldható azonban az elemek gépesített előállítása is, kis darabszámok esetén azonban a jelenlegi módszer is alkalmazható.

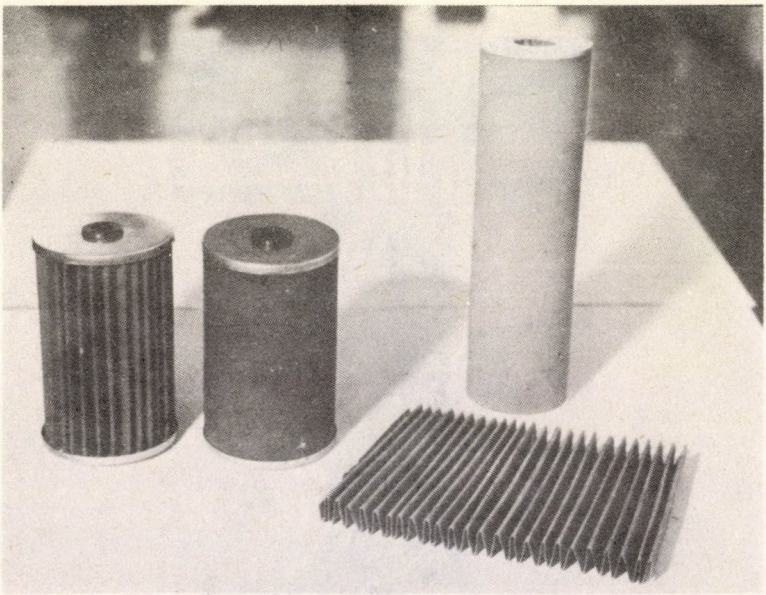
A 6. ábrán látható kísérleti szűrőberendezésünket egy házi vízellátó berendezésből alakítottuk ki, felhasználva a nyomásálló kivitelű hidrofór tartályt és a hozzákapcsolódó szivattyúegységet. Az álló elrendezésű tartályt karimás kötéssel bonthatóvá alakítottuk át, a két készülékkarima közé helyeztük el a szűrőpatronokat tartó lapot. A zagyot a tartály köpenyébe vezettük be, a szűrlet a gyertyák belsejében áramolva, a készülék tetején lévő csonkon távozik. Zagybetápláló szivattyúként „NIAGARA" típusú centri-



6. ábra. Gyertyás szűrőberendezés



7. ábra. Tárcsás szűrőlemez



8. ábra. Különböző kialakítású szűrőfejek kis koncentrációban szennyezett anyagok szűrésére

fugálszivattyú szolgált, a regenerálás a szűréssel ellenkező irányból történt. A szűrő szűrőfelülete 0,35 m^2, teljesítménye 3,6 m^3/h, 2 kg/m^3 zagykoncentrációjú $CaCO_3$ szuszpenzióval mérve. A $CaCO_3$ 8 μm átlagos szemcseméretű volt, mely részben agglomerizált szemcséket alkotott. A szűrlet víztiszta vagy enyhén opálos volt. A szűrési nyomás a fenti teljesítménynél 240 kPa. A berendezés méretei az igényeknek megfelelően változtathatók, a szűrőtartály műanyagból vagy saválló acélból is készíthető.

A 7. ábrán látható 300 mm átmérőjű és 0,14 m^2 felületű szűrőtárcsa ugyancsak az előbb említett berendezésbe építhető be. Ilyen szűrőtárcsákkal felszerelve a 80 l térfogatú berendezés szűrőfelülete 1,5—2 m^2 lehet.

A 8. ábrán látható szűrőfejek kis koncentrációban szennyezett folyadékok finom szűrésére alkalmazhatók. A lemez alakíthatósága lehetővé teszi a megnövelt, bordázott szűrőfelület kialakítását is. A képen látható hosszúkás szűrőpatron „cső a csőben" kialakítású, a két cső közötti térben aktív szén van. Ezt a szűrőt eredményesen használták fényesítő fürdő finom szűrésére.

Az ismertetett kísérleti eredmények, úgy véljük, meggyőzően alátámasztják a porózus PVC szűrőlap előnyeit más szűrőanyagokkal szemben. A szűrőanyag alkalmazását több különböző típusú szűrő esetében megoldottuk, de még további számos területen folytatunk ígéretes alkalmazástechnikai fejlesztő munkát.

Portalanítás és oldószergőz-visszanyerés fluidizációs berendezéseknél

Balla László, Henszelmann István, Sisak Csaba

MTA Műszaki Kémiai Kutató Intézete, Veszprém

Számos technológiai folyamat hulladék-, illetve véggáza értékes oldószergőzöket és ezek mellett gyakran szálló port is tartalmaz. Mind az oldószergőz, mind a szálló por — azon túlmenően, hogy a legtöbb esetben jelentős értéket képviselnek — különböző mértékben szennyezhetik a környezetet is, ezért a véggázból történő kinyerésük és hasznosításuk csak részben tekinthető gazdaságossági kérdésnek.

A gyógyszeriparban például évente több száz tonna oldószer (pl. metanol, etanol, aceton) távozik a különböző típusú szárítóberendezésekből a légtérbe. A növényvédőszer-iparban a szárítókból távozó levegő oldószergőzökön kívül mérgező anyagokat (pl. foszforsavészterek) is tartalmazhat, amelyek környezetvédelmi szempontból különösen veszélyesek. Az említett példákon túlmenően a vegyi és rokon iparágak szinte valamennyi területén (bőripar, lakkgyártás stb.) megtalálható a gőzformában eltávozó oldószerek megkötésének és ismételt hasznosításának problémája.

Az oldószergőzök kinyerése hulladék- és véggázokból általában kondenzációval, abszorpcióval és/vagy adszorpcióval történhet. A három számításba vehető oldószer-visszanyerő művelet adott esetekben kombináltan is alkalmazható [1].

Az oldószer-visszanyerés mellett alternatív megoldásként meg kell említeni az oldószergőzök termikus vagy katalitikus elégetését is. Ez az eljárás azonban csupán speciális esetekben jöhet számításba.

Konkrét technológiára vonatkozóan az optimális oldószer-visszanyerő művelet kiválasztásának szempontjai az oldószergőz koncentrációviszonyaitól, a feldolgozandó gázelegy mennyiségétől és hőmérsékletétől, a kivonandó anyag tulajdonságaitól, valamint a gazdaságossági és környezetvédelmi paraméterektől (beruházási érték, energiaköltségek, üzemeltetési költségek, levegőszennyezési előírások stb.) függenek.

Lényegesen bonyolultabb a megfelelő oldószer-visszanyerő művelet kiválasztása, ha a véggáz — és számos technológiai folyamatra ez a jellemző — a szálló port és oldószergőzt együttesen tartalmazza. Példaképpen említhető, hogy a legtöbb szárazporleválasztó kondenzáció okozta eliszaposodása vagy adszorpcióval történő oldószergőz-visszanyerés esetén az adszorbens porral való telítődése a biztonságos üzemmenetet lehetetlenné teszi [2, 3].

Az optimális oldószer-visszanyerő (és portalanító) művelet kiválasztásán túlmenően komoly körültekintést igényel a megfelelő berendezéstípus kialakítása is. Ezt elsősorban az alaptechnológia szakaszos vagy folyamatos üzemmódja befolyásolja. Különösen a szakaszos üzemmód — amely például fluidizációs szárításnál ma még szinte általánosnak tekinthető — támaszt speciális igényeket a véggáztisztító berendezésekkel szemben.

A kézenfekvőnek látszó megoldás, mármint hogy a nyílt rendszerű szárító véggázáramát oldószergőz-visszanyerés céljából kondenzátorba vagy abszorberbe vezessük, alapvető problémákat vet fel [4, 5].

A fluidizációs szárítókból kilépő véggázok oldószer-mentesítésére használt hűtéses kondenzáltatás alkalmazásakor mindenkor figyelemmel kell lennünk az oldószerek telítettségi viszonyaira. A gőzt csak a kezdeti és a végső hőmérsékleti értékek különbségének megfelelő mennyiségben lehet kondenzáltatni. Például az 50 °C-on acetonnal telített levegőből 20 °C-ra történő hűtéskor 1215 g/m³ kondenzálódik, de gázállapotban marad 585 g/m³. Tovább hűtve a gázt 0 °C-ra 345 g/m³ aceton kondenzálódik, és a levegőben marad 240 g/m³. A kondenzációval megvalósítható oldószer-visszanyerés tehát csak 67%, illetve 86%, a 20 °C-ú, illetve 0 °C-ú hűtésnek megfelelően. Mivel a fluidizációs szárítókból általában oldószergőzre telítetlen, híg gázok távoznak a szárítás során, az oldószer-

visszanyerési hatásfok igen kicsi lesz, illetve ha az adott hőmérsékleten az oldószer telítettségi koncentrációja magasabb a véggázban levő koncentrációnál, a kondenzáció nem alkalmazható az oldószer visszanyerésére.

Abszorpcióval történő oldószergőz-visszanyerés során az abszorbeátum feldolgozása további műveleteket igényel, azaz abszorbenst és az oldószert el kell választani egymástól (pl. desztillációval vagy rektifikálással). A gyakorlatilag alkalmazható abszorberekben a környezetvédelmi előírásoknak megfelelő oldószer-mentesítés megvalósítható, de az abszorbeátum koncentrációja olyan alacsony lehet, hogy az oldószer regenerálása már nem gazdaságos.

További problémákat vet fel, ha a fluidizációs szárító szakaszos üzemben működik. Ekkor a véggázban az oldószergőz-koncentráció egy rövid felfutási szakasz után elért magasabb értékről a szárítási idő előrehaladtával csökken, és ezzel együtt csökken a kondenzátorban, illetve az abszorberben az oldószer-visszanyerési hatásfok is.

Az utóbbi évek kutatási eredményei alapján zárt gázkörös szárítóberendezéseket ismertetnek a nevesebb gyártó cégek (ANHYDRO, AEROMATIC, WYSSMONT stb.) prospektusai. Az eljárás lényege, hogy a fluidizációs berendezésből kilépő gázáramot részben vagy teljes egészben felületi kondenzátoron vezetik keresztül, majd a gázt újra melegítik, és visszavezetik a szárítóba. Az eljárás előnye, hogy az oldószer-mentesítés a legegyszerűbb művelettel, a kondenzáltatással mindig megvalósítható, az oldószergőzök teljes egészében visszanyerhetők, robbanásveszélyes oldószerek esetén lehetővé válik inert védőgázok gazdaságos alkalmazása [6].

Mind a gyakorlat, mind a vonatkozó irodalom szerint régóta ismeretes, hogy ha egy megfelelően hűtött folyadékrétegbe por- és gőztartalmú gázt vezetünk be, akkor egyidejűleg bizonyos mértékű porleválasztás, kondenzáció és abszorpció jön létre. Úgyszólván valamennyi ismert folyadék-gáz (gőz) érintkeztetési eljárás (film-, töltetes oszlop, tányéros kolonnák stb.) alkalmas egyrészt a véggázok portartalmának megkötésére, másrészt a gáz oldószertartalmának kondenzációval és/vagy abszorpcióval történő kinyerésére.

Intézetünkben mintegy 20 éve foglalkozunk a habosító eljárás tanulmányozásával, amely alkalmazható egyrészt fizikai műveletek

(portalanítás, hűtés, abszorpció, deszorpció, kristályosítás stb.), másrészt kémiai műveletek megvalósítására. Az eljárás lényege, hogy egy folyadékrétegen megfelelően eloszlatott gázt vezetünk keresztül, amikor adott gázsebesség-intervallumban dinamikus habréteg alakul ki, amelyre intenzív hő- és anyagátadási viszonyok a jellemzőek. A habréteg hűtése közvetett (falon keresztül, habrétegbe merülő csőkigyóval stb.) vagy közvetlen úton (hűtőfolyadék közvetlenül habrétegbe juttatása) valósítható meg.

Kísérletileg igazoltuk, hogy hűtött falú habkolonnában nagyságrenddel jobbak a hőátbocsátási tényező értékei, mint felületi kondenzátorban, így célszerűnek látszott olyan zárt gázkörös fluidizációs berendezés kialakítása, amelyben a recirkuláló gázban lévő oldószergőz kondenzációval történő leválasztására habkolonnát alkalmazunk (1. ábra).

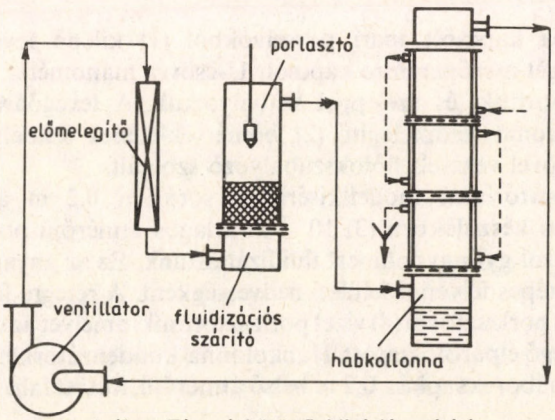
A berendezést úgy alakítottuk ki, hogy alkalmas legyen:

— adott oldószergőz-koncentrációjú és hőmérsékletű levegőáram előállítására;

— szakaszos- és kvázifolyamatos üzemű fluidizációs szárítás nedvesített gázárammal történő vizsgálatára;

— a kondenzátorként alkalmazott többréteges habkolonna üzemvitelének meghatározására;

— a nyitott és zárt gázkörben történő szárítás összehasonlítására [7, 8].



1. ábra. Zárt gázkörös fluidizációs szárító

A véggázban levő szálló por habrétegben történő leválasztásával kapcsolatos vizsgálataink során megállapítottuk, hogy egyetlen rétegben is 85—100 % leválasztási hatásfok érhető el, ami függ a por szemcseméretétől és koncentrációjától, az anyagi tulajdonságoktól és a készülékkonstrukciós paraméterektől.

A többréteges ellenáramú habkolonnák kondenzátorként való alkalmazásának vizsgálatai során megállapítottuk, hogy

— az átcsöpögő típusú vagy zuhanytányéros készülékek a rétegenkénti különböző mennyiségű kondenzátum miatt instacioner rendszerben nem üzemeltethetők;

— a belső túlfolyós rendszerű készülékekben a felsőbb rétegekben a csepplehordás a habréteg kialakulását nem teszi lehetővé;

— battériaelrendezésnél a folyadék rétegenkénti szállítására szivattyúkra van szükség.

Mindezek alapján olyan harangtányéros habkolonna-konstrukciót alakítottunk ki, amely minimálisnak mondható tányérellenállás mellett konstans rétegmagasság szabályozására is alkalmas, s ez különösen szakaszos üzemű szárítási technológia esetén fontos követelmény [9, 10].

A zárt gázkörű nagylaboratóriumi (félüzemi) méretű modellberendezés fő részei: a levegőáram cirkuláltatását biztosító ipari porszívók, az előmelegítő, a fluidizációs-porlasztásos szárító és a gőztartalom megkötésére használt többréteges habkolonna-kondenzátor.

A sorba kapcsolt ipari porszívókból (1) kilépő levegőáram mennyiségét mérőperemre kapcsolt U-csöves manométer kitéréséből számítottuk, és szeleppel szabályoztuk. A levegőáram fűtésére elektromos előmelegítő (2), hőmérsékletének szabályozására hőérzékelővel vezérelt hőfokszabályozó szolgált.

A laboratóriumi modellkísérletek során a 0,2 m átmérőjű fluidizációs készülékben (3) 10^{-3} m átlagos átmérőjű polisztirol-divinilbenzol gyöngypolimert fluidizáltattunk. Ez az anyag 20 s%-nyi vizet képes felvenni felületi nedvességként. A rétegre folyadéknyomásos porlasztóval (4) vizet porlasztottunk, amelyet az áthaladó meleg levegő elpárologtatott. Habkolonna-kondenzátorként (5) 1—3 réteges buboréksapkás, 0,2 m belső átmérőjű, hűtött falú készülék

szolgált. A szárítóból kilépő levegő teljes mennyiségét a kondenzátoron keresztül vezettük és recirkuláltattuk.

A folyamatos üzemű kísérleteink során az állandósult állapotban mértük a levegő hőmérsékletét

— a fluidizációs-porlasztásos készülékbe való belépéskor: T_{fb};
— a rétegből való kilépéskor: T_{fb};
— a habkolonna rétegeiből való kilépéskor: T_{ri}, ahol $i = 1, 2, 3$;

és a hűtővíz hőmérsékletét

— a habkolonnába való belépéskor: T_{hb};
— a habkolonna egységeinek köpenyeiből való kilépéskor: T_{hi}, ahol: $i = 1, 2, 3$.

A kísérletek során konstans értéken tartottuk

— a fluidizált réteget képező gyöngypolimer-mennyiségét: G;
— a fluidizált rétegbe belépő levegőáram hőmérsékletét: T_{fb};
— a cirkuláló levegőáram térfogati sebességét: v_g;
— és a hűtővíz belépő hőmérsékletét: T_{hb};

míg

— a habkolonna rétegeinek számát: $N = 1—3$;
— a hűtővíz tömegáramát: $g_h = 200—600$ kg/h;
— a habkolonna tányérjain levő nyugalmi folyadékszintet: $h_o = 0{,}09—0{,}18$ m;
— a fluidizált rétegbe porlasztott folyadék tömegáramát: $g_p = 0{,}4—0{,}8$ kg/h

között változtattuk.

Mértük továbbá hosszabb (5 órás) kísérletek során a kapott kondenzátum mennyiségét. A zárt gázkörben történő kondenzáltatás oldószer-visszanyerési hatásfoka közel 100%-nak adódott.

Fizikai, matematikai modellt állítottunk fel a zárt gázkörös fluidizációs szárító—habkolonna-kondenzátor rendszerre a hő- és anyagmérleg alapján [9, 11]. Feltételeztük, hogy a habrétegből kilépő levegő felveszi a habréteg hőfokát, és ezen hőfoknak megfelelően telített lesz. A vizsgált hőmérséklet-tartományban az egyensúlytáblázatból [12] vett adatokból számítógépes illesztéssel a következő egyenlettel írható le:

$$Y = 1820824\, e^{5459/T}, \qquad (1)$$

ahol Y a telítettségi nedvességtartalom (kg víz/kg levegő).

A köpenyoldali hőátadási tényező a

$$Nu = 1{,}86 \cdot Re^{1/3} Pr^{1/3} \left(\frac{D}{L}\right)^{1/3} \qquad (2)$$

egyenlettel számítható, ahol *Nu* a Nusselt-szám, *Re* a Reynolds-szám, *Pr* a Prandtl-szám, *D* az átmérő (m), *L* a hosszúság (m).

A haboldali hőátadási tényező pedig a

$$Nu = 0{,}3 \cdot Ga^{1/3} Pr^{1/4} \qquad (3)$$

egyenletből kapható meg, ahol *Ga* a Galilei-szám.

A mért és a modell alapján számítógéppel számított réteghőmérsékletek eltérése (50 adatból) átlagosan 0,72 K, 2 K-nál nagyobb eltérés csupán 2 esetben fordult elő. A kapott eredmények azt mutatják, hogy a modell jól írja le zárt gázkörös fluidizációs szárító—habkolonna—kondenzátor rendszert. Egy méréssorozatra a számított és mért adatokat az 1. táblázatban foglaltuk össze.

Vizsgáltuk, hogy a zárt gázkör milyen hatással van a szakaszos üzemű fluidizációs szárítók szárítási idejére. Azáltal, hogy a habkolonna-kondenzátorból kilépő nedves levegőt recirkuláltatjuk, a szárítási idő a szárító levegő nagyobb nedvességtartalma miatt kissé nő. A kísérletekhez két alapvetően különböző anyagot:

1. táblázat

$V_g = 60$ m³/h,	$N = 1$,	$h_o = 0{,}09$ m,		$g_p = 0{,}79$ kg/h		
g_h, kg/h		200	300	400	500	600
k, W/(m² K)		647	716	769	812	848
T_{fb}, K		354	354	353	354	354
T_{hb}, K		288,7	288,5	288,5	288,5	288,5
T_r, K	m	299,6	299,3	298,5	298,2	297,6
	sz	300,5	299,0	298,1	297,7	297,8
T_{hl}, K	m	292,7	291,6	290,8	290,5	290,2
	sz	293,1	291,5	290,8	290,4	290,1
Q, W	m	900	1047	1030	1108	1136
	sz	981	1016	1017	1046	1057

k a hőátszármaztatási tényező, Q a hőáram, *m* mért, *sz* számított adat.

polisztirol-divinil-benzol gyöngypolimert, illetve szilikagélt használtunk. Míg a gyöngypolimer csupán felületi nedvességet vesz fel, a szilikagél erősen higroszkópos anyag. A gyöngypolimer esetében a száraz levegővel (0,0016 kg víz/kg levegő) történő szárításakor a szárítási idő 15%-kal volt rövidebb, mint 20 °C-on vízgőzre telített (0,0148 kg víz/kg levegő) levegővel való szárításkor. 50% nedvességet tartalmazó szilikagél szárításakor a szárítási idő kb. 12%-kal nő meg, de amíg száraz levegővel 0,4% nedvességtartalomig lehet szárítani, 80 °C-os belépési hőmérséklet mellett „nedves" levegővel csak 2%-ig. Zárt gázkörös szárításnál a szárítási idő növekedését azonban mindenképpen ellensúlyozza, hogy nincs oldószerveszteség, és az oldószer tiszta állapotban visszanyerhető.

Összefoglalásképpen megállapíthatjuk, hogy

— a kondenzátorként és/vagy abszorberként üzemeltethető többréteges habkolonnák előnyösen alkalmazhatók a véggázból történő oldószergőz-visszanyerésre,

— fluidizációs technológiák esetén zárt gázkörrel üzemeltetett berendezésben egyidejűleg magas oldószer-visszanyerési hatásfok és a kinyert oldószernek a gazdaságos továbbfelhasználás szempontjából optimális koncentrációja érthető el.

Irodalom

1. J. Németh—L. Balla—Z. Ormós: Ocsisztka vühodnovo gaza szusilki. Előadás. Műszaki Kémiai Rendszerek'80. Szocialista Országok Kémiai Technológia Tanszékeinek III. Konferenciája, Csopak, 1980. ápr. 14—18.
2. Balla L.—Henszelmann I.: MTA MÜKKI Tudományos Eredményei VII. 2. kötet. (1979) 293.
3. I. Henszelmann—L. Balla: in Proceedings of the 4th Conference on Applied Chemistry Unit Operation and Processes. Ed.: Hites F. Hungarian Chemical Society, Veszprém, 1983, Vol 3. p. 48.
4. L. Balla—Cs. Sisak—I. Henszelmann: Izvlecsenyije Szogyerzsanyija parov rasztvotityelej iz gazov abszorpcionnüm szposzobom. Előadás. Műszaki Kémiai Rendszerek'80. Szocialista Országok Kémiai Technológia Tanszékeinek III. Konferenciája, Csopak, 1980. ápr. 14—18.
5. Balla L.—Sisak Cs.—Henszelmann I.: Gázok oldószergőz-tartalmának kinyerése abszorpcióval és/vagy kondenzációval. Előadás. Környezetvédelmi célokat szolgáló vegyipari műveleti kutatások, Ankét, Veszprém, 1980. okt. 2—3.

6. W. KÜLLING—E. J. SIMON: Chemie-Technik 7 (1978) 475.
7. BALLA L.—SISAK CS.—HENSZELMANN I.: Zárt gázkörben történő fluidizációs szárítás tanulmányozása. Előadás. Műszaki Kémiai Rendszerek' 81 Konferencia, Csopak, 1981. ápr. 27—29.
8. L. BALLA—CS. SISAK—I. HENSZELMANN: Recovery by Absorption and/or Condensation of the Organic Vapours Present in Gas Streams. Előadás. CHISA' 81. Prága, 1981. aug. 31.—szept. 4.
9. BALLA L.—HENSZELMANN I.—SISAK CS.: MKE 1982. évi Vegyészkonferencia Kiadványa, Budapest, 1982, p. 208.
10. L. BALLA—CS. SISAK—I. HENSZELMANN: Recovery by absorption and/or Condensation of the Organic Vapours in Gas Streams. Előadás. Diffusional Methods of Separation. Microsymposium, Bierutowice, 1982. szept. 25—28.
11. L. BALLA—T. BLICKLE—G. HALÁSZ—I. HENSZELMANN—T. VIRÁG: in Proceedings of 15th Symposium on the Use of Computers in Chemical Engineering, CHEMCOMP 1982. Ed: G. F. FROMENT. Koninklije Vlaamse Ingenieursvereniging v. z. w., Antwerpen, 1982, p. 1. 56.
12. J. H. PERRY: Vegyészmérnökök kézikönyve I—II. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1969.

A granulálás és bevonás szerepe a környezetvédelemben

Ormós Zoltán

MTA Műszaki Kémiai Kutató Intézete, Veszprém

1: Granulálás

A granulálás mind a vegyipar, mind a rokon iparágak (pl. kohászat, szilikátkémiai iparok) széles körben alkalmazott művelete. Mivel a granulátumformának számos előnye van a poralakban lévő anyagokkal szemben, az alap- és segédanyagokat, közbenső és végtermékeket mindinkább granulátum alakjában használják fel [1].

A granulátumforma előnyei közül egyrészt az oldhatóság szabályozásának a lehetőségét, másrészt a porveszteségek elkerülését és ezzel együtt a levegőszennyeződés minimálisra való csökkentését emelném ki. Az oldhatóság vagy szuszpendálhatóság növelése szinte minden iparágban fontos, azonban gyakran az is előfordul, hogy késleltetett hatás elérése céljából csökkenteni kell egyes szemcsés termékek oldhatóságát. Mindkét feladat megoldható granulálással, esetenként a bevonás műveletének az alkalmazásával. Mind az oldhatóság szabályozásának, mind a porveszteségek elkerülésének számos iparágban, illetve a mezőgazdaságban környezetvédelmi jelentősége van, amint arra a későbbiekben részletesebben kitérek.

A *granulálás* fogalmának kérdéskörében a különböző szerzők véleménye igen eltérő. Szűkebb értelemben granuláláson azokat a szemcseképző műveleteket értjük, melyeknek célja kisméretű szemcsékből álló anyaghalmazból nagyobb szemcséket, másnéven granulátumokat tartalmazó szemcsehalmaz előállítása a szilárd anyag túlnyomó részének fázisállapot-változása nélkül [2]. Az így előállított granulátumhalmaz szemcseméretе viszonylag szűk határok között változik, de a granulátumok semmiképpen sem annyira

egységes méretűek, mint a tabletták, drazsék vagy brikettek. A granuláláshoz több szempontból is közel állnak a porlasztásos (csepp) dermesztés és az oldatból, illetve szuszpenzióból történő közvetlen szemcseképzés műveletei, melyekkel a granulátumokhoz hasonló méreteloszlású szemcsehalmazok állíthatók elő [2, 3].

A granulátumok képződését és szilárdságát leggyakrabban szilárd kötőhidak létrehozásával biztosítják, melyek vagy valamilyen kötőanyag segítségével, vagy magának a granulálandó anyagnak, illetve a granulálandó anyagkeverék valamelyik komponensének a megszilárdulásával jönnek létre. A szemcsék közötti szilárd kötőhidak létrejöttének számos lehetősége ismeretes [1]. A szilárd kötőhidak közül azoknak van döntő szerepük, amelyek a kötőanyagokat tartalmazó folyadékhidak szárítása vagy hűtése (dermedése) hatására alakulnak ki [2]. A kötőhidak létrehozására leggyakrabban „fizikai" film típusú kötőanyagokat alkalmaznak, melyek egyaránt lehetnek szerves vagy szervetlen anyagok [4].

A granulátumok előállításának módjait két fő csoportra oszthatjuk, úgymint száraz és nedves granulálás. A *száraz granulálás* lényege az, hogy a szárazon összekevert anyagokat préselik, illetve brikettezik, ezután aprítják, majd a kívánt szemcseméretű granulátumokat szitálással választják el [5]. A *nedves granulálás* alapja az, hogy a granulálandó szemcsehalmazt folyadék anyaggal (pl. valamelyik granulálandó komponens oldószerével), vagy valamilyen kötőanyag oldatával, olvadékával, illetve szuszpenziójával nedvesítik, vagy olyan körülményeket hoznak létre, hogy a szilárd fázis egy része folyékony halmazállapotba menjen át (pl. megolvadjon), majd az oldószert eltávolítják, illetve olyan feltételeket biztosítanak, hogy a folyadékfázis megszilárduljon (pl. az olvadék megdermedjen), miközben végbemegy a szemcsék agglomerációja, és létrejönnek azok a kötések, amelyek a granulátum végső szilárdságát biztosítják. A nedves granulálási módnak két fő típusa ismeretes: a többlépéses, *nedves présgranulálás* és a *felépítéses granulálás*. A felépítéses granulálók közül elsősorban a forgó mozgást végző (forgódobok, forgóüstök, forgótányérok stb.), a vibrációs és a fluidizációs berendezéstípusok terjedtek el [2].

2. Bevonás

Bevonáson ez esetben szemcsés anyagok („magok") szilárd anyaggal, illetve anyagokkal való olyan körülvételét értjük, hogy a művelet során a szilárd mag döntő többségének halmazállapota változatlan. A műveleti célt tekintve a szemcsék bevonásának két alaptípusa különböztethető meg: a méretnövelő vagy alakadó bevonás és a filmbevonás. *A méretnövelő vagy alakadó bevonás* egyrészt viszonylag egységes méretű, közel gömb alakú szemcsék előállítását, másrészt a bevonandó szemcsék méretének, alakjának, illetve az ezzel kapcsolatos előnyök biztosítását szolgálja. Ebben az esetben tehát — mint azt a művelet elnevezése is mutatja — a bevonandó szemcsék felületére jelentős mennyiségű (esetenként a bevonandó szemcsék súlyára vonatkoztatva többszörös mennyiségű) bevonóanyagot viszünk fel. *A filmbevonás* szerepe egyrészt kis mennyiségű anyagok különböző célból történő egyenletes eloszlatása és megkötése a szemcsék felületén (pl. csávázószer vetőmagokon), másrészt valamilyen speciális külső hatástól (pl. nedvességtől) való védelem, vagy szabályozott (pl. lassított) hatóanyagleadás biztosítása [6].

A szemcsés anyagok bevonása előnyösen gördülő rétegben (forgódobban, forgótányérban stb.), gejzirréteges és fluidizációs berendezésben valósítható meg, leggyakrabban a porlasztásnak mint kisegítő eljárásnak az alkalmazásával.

A granulálásnak és bevonásnak a munka- és környezetvédelemben (a bioszféra védelmében) betöltött szerepe röviden a következőkben foglalható össze.

3. Metallurgia

A *vasgyártás* során már igen régen felismerték, hogy a sok finom ércpor nemcsak a koksz-szükségletet növeli, hanem a kohóban a gázáramlást gátolja, sőt kellemetlen üzemzavarok és a környezet szennyeződésének okozója lehet. Ezért a vasérc kibányászásánál, szállításánál, törésénél stb. keletkezett apró szemcséjű vagy éppen por finomságú érceket, beleértve a nagyolvasztók torokgázával

magával ragadott, s abból kiválasztott ún. szálló port is darabosítani (granulálni) kell. Ez történhet brikettezéssel, kötőanyag (pl. szurok, mésztej) alkalmazásával, vagy anélkül, nagy nyomáson. Jóval elterjedtebbek az ún. tömörítő, zsugorító vagy agglomeráló eljárások, melyeknél az ércet olyan nagy hőmérsékletre (kb. 1200 °C-ra) hevítik, hogy a szemcsék felületükön kissé megolvadjanak, ezáltal nagyobb, porózus rögökké sülnek össze. Jól használható agglomerálásra például a gázzal vagy porszénnel fűtött forgó dobkemence, amelyben viszonylag kisebb porozitású granulált termék állítható elő [7].

Bauxit vasmentesítésénél keletkező por alakú vas-oxid granulálására intézetünkben is végeztünk kísérleteket abból a célból, hogy a hulladékanyagot vasgyártásra alkalmas, granulált formába hozzuk. A granulálást gördülő réteges-porlasztásos berendezésben valósítottuk meg. A granulálandó port forgótányéron vízzel nedvesítettük, majd a képződött granulátumhalmazt szárítottuk. A pozitív eredménnyel zárult kísérletek gyakorlati alkalmazására még nem került sor [8].

Közismert, hogy az *ipari alumíniumelektrolízisben* használt elektrolit kriolit (nátrium-alumínium-fluorid) olvadéka, amely 2—10% timföldet tartalmaz oldott állapotban. Az elektrolit veszteségeinek pótlására és összetételének beállítására természetes vagy mesterséges kriolitot, alumínium-fluoridot és nátrium-fluoridot, illetve helyette nátrium-szulfátot vagy nátrium-karbonátot adagolnak. Az elektrolizáló cellákból („kádakból") távozó gázokkal a por alakban adagolt fluorsók egy része szálló por formájában távozik [7]. Ebből az anyagveszteségen túlmenően munka- és környezetvédelmi problémák adódnak. A fluorsók veszteségének, ezáltal a környezet szennyeződésének a csökkentése céljából fluidizációs-porlasztásos eljárást dolgoztunk ki az alumínium-fluorid és a kriolit granulálására. Az ALUTERV-FKI szakemberei által végzett vizsgálatok eredményei szerint a granulátumok előnyösen alkalmazhatók az elektrolízis megvalósításánál. A kutatási-fejlesztési munka következő lépése egy félüzemi (kisüzemi) granuláló berendezés elkészítése lenne, amire remélhetőleg rövidesen sor kerülhet.

4. Üveggyártás

Az üvegipari nyersanyagkeverékek általában 5-10 különböző, viszonylag kis szemcseméretű, illetve por alakú komponenst tartalmaznak. A komponensek szemcsemérete gyakran lényegesen eltér egymástól. Így például az ólomüveg gyártására használt keverékben a mínium (ólom-oxid) finom por, a homokszemcsék döntő többségének mérete 0,1-0,3 mm között van, míg pl. a hamuzsír (kálium-karbonát) erősen higroszkopos, rögösödésre hajlamos szemcsés anyag. A heterogén szemcseméret-eloszlás miatt az üvegolvasztó kemencéből távozó füstgázokban lévő szálló por a komponenseket eltérő arányban tartalmazza. Így például az ólomüveg gyártása esetén a szálló porban nagy a míniumtartalom, ami egyrészt importból származó, költségnövelő anyagveszteséget eredményez, másrészt a szálló por szennyezi a környezetet, és a környezetvédelem megoldása nem egyszerű feladat. Más esetekben például a szódapor kihordása okoz problémát.

A nyersanyagkeverékek granulálásával — többek között — elérhető az, hogy az olvasztásnál megszűnik vagy elhanyagolható méretű a porzás. Ennek következtében az olvasztókemence és a hozzátartozó berendezések korróziója csökken. A környezetvédelmi feladatok megoldása (a gáztisztítás) lényegesen egyszerűbbé válik, csökken a levegő szennyeződése, ami a közvetlen környezetben dolgozók egészségvédelme szempontjából is előnyös. Az üvegipari alapanyag-keverékek granulálására a gyakorlatban elsősorban a forgó mozgást végző berendezéseket (forgódobokat, forgótányérokat stb.) alkalmazzák [9, 10, 11].

Az intézetben végzett kutatások eredményei arra utalnak, hogy egyes esetekben még a fluidizációs-porlasztásos granulálási eljárás alkalmazása is számításba jöhet [2, 3], bár az előállított granulátumok átlagos szemcsemérete lényegesen kisebb ($\bar{d}$ = kb. 1 mm), mint általában a gördülő rétegben képződött granulátumoké ($\bar{d}$ = 3—10 mm). Az Üvegipari Művek Központja által finanszírozott kutatásifejlesztési munkánk eredményeképpen az üvegipari nyersanyagkeverékek forgótányéron történő granulálására várhatóan a közeljövőben kísérleti üzemi berendezés felállítására és üzembehelyezésére is sor kerül.

5. Műtrágyák gyártása és felhasználása

A mezőgazdaságban felhasználásra kerülő műtrágyák formája és a műtrágyázás technikája egyrészt befolyással van a hatékonyságra, másrészt a környezetszennyezés mértékére, ami elsősorban a talaj- és a felszíni vizek (folyók, tavak) szennyezésében jelentkezik [12]. Magyarországon az egy hatóanyagot tartalmazó (mono-) műtrágyák döntő többsége szilárd halmazállapotban kerül forgalomba. A nitrogénműtrágyákat elsősorban kristályos vagy cseppdermesztett (szemcsés) formában, a foszfor- és káliműtrágyákat szemcsés (granulátum) és por alakban osztják szét a szántóföldön. A több hatóanyagot tartalmazó összetett (NPK) műtrágyák forgalomba hozatala granulátum és folyékony (oldat, illetve szuszpenzió) formában történik.

Környezetvédelmi szempontból elsősorban a szilárd halmazállapotban, viszonylag nagyobb mennyiségben felhasznált műtrágyák oldhatóságának, a csapadékvízzel történő kimosódási sebességének van jelentősége. Általánosságban megállapítható, hogy a granulátum és a cseppdermesztett szemcse oldódási sebessége kisebb, mint a por alakú és kristályos terméké, ezért felhasználásuk esetén a környezetszennyezés veszélye is kisebb.

A műtrágyaipar távlati gyártástechnológiai fejlesztésének egyik fő irányzata a lassított hatású műtrágyák gyártása, elsősorban a nitrogénműtrágyáknál [12]. Így például a karbamid oldódásának lassítására és ezáltal a talajban a tartósabb hatás elérésére az USA-ban olyan eljárást dolgoztak ki, amely szerint a karbamidszemcséket ellenálló kénbevonattal látják el [13]. Az így előállított, bevont karbamid környezetszennyező hatása a bevonatlan termékhez viszonyítva lényegesen csökken.

6. Növényvédő szerek gyártása és felhasználása

Magyarországon az ideiglenesen és állandó jelleggel, valamint korlátozott felhasználásra engedélyezett növényvédő szerek (peszticidek) száma mintegy 400-ra tehető [14]. Ezeknek mintegy 30—30%-a rovarölő (inszekticid) és gombaölő (fungicid), 40%-a

gyomírtó (herbicid). A növényvédő szereknek kb. 40%-a folyékony (emulzióképző folyékony permetezőszer, vízoldható folyékony készítmény, vizes törzsszuszpenzió stb.) és kb. 60%-a szilárd (nedvesíthető por alakú permetezőszer, porozószer, granulátum stb.) formában kerül forgalomba.

A *rovarölő és talajfertőtlenítő szerek* mintegy 50%-a szilárd formájú. Ezen belül kb. 45%-ot tesznek ki a por alakú, vízben oldható, illetve szuszpendálható permetezőszerek és mintegy 30%-ot a granulátum formában kiszórható készítmények. A *gombaölő szerek* 3/4 része por alakban kerül forgalomba. A porok 1/6-át a növények porzására, a másik 1/6-át vetőmagvak csávázására, míg a 2/3-át permetezőszerként használják. A *gyomirtó szerek* kisebb hányada, mintegy 40%-a szilárd halmazállapotú termék, melynek mintegy 70%-a oldat, illetve szuszpenzió készítésére szolgál. A talajra szórható gyomirtó szerek közül néhány külföldi készítményt már granulált formában forgalmaznak.

Az előzőkben leírtak alapján megállapítható, hogy a talajra szórható granulátumoknak a rovarölő és talajfertőtlenítő, valamint távlatilag a gyomirtó szerek formázásában van jelentősége. Az *inszekticidek* granulátum formában történő kijuttatása már széles körben elterjedt, és ez a talaj felszínén történő egyenletes szétosztás, valamint a munka- és környezetvédelem szempontjából igen fontos. Az inszekticidek általában igen mérgezőek, ezért mind az egyenetlen szétosztásból eredő lokális feldúsulás, mind a porzás igen veszélyes az emberre és az állatokra. Az inszekticidek dermális toxicitása jelentősen csökkenthető a granulátumok megfelelő védőanyagokkal történő bevonásával. A bevonás alkalmazása még nem terjedt el, azonban úgy látjuk, hogy erre az elkövetkező időszakban sok kerül. A bevonás művelete előnyösen fluidizációs-porlasztásos eljárással valósítható meg [15].

A szilárd formában forgalomba kerülő növényvédő szerek mintegy 60%-a a nedvesíthető, por alakú permetezőszer (WP, W, Sp készítmény). Az oldat, illetve szuszpenzió elkészítése során ezek a készítmények gyakran csomókban állnak össze, melyeket igen nehéz diszpergálni, ezért a csomók a keverőtartály alján, illetve a folyadék felszínén összegyűlnek, majd kiöntésre kerülnek. A lokálisan nagy mennyiségben felgyűlt szerek környezetszennyező

hatása nyilvánvaló, ugyanakkor a hatóanyagot kisebb koncentrációban permetezik ki a növényekre. Az ilyen készítményeknek *vízben spontán oldódó, illetve szuszpendálható granulátumok* formájában történő forgalomba hozatala és felhasználása a diszpergálás problémáját gyakorlatilag megoldaná, azonban ilyen termék tudomásunk szerint csak a tőkés piacokon kapható. Az intézetben eddig mintegy 10-féle növényvédő szer ún. „instantizáló" granulálásával foglalkoztunk, és a pozitív kísérleti eredmények arra engednek következtetni, hogy előbb-utóbb hazai gyártásra is sor kerülhet. A feladat megoldására a fluidizációs-porlasztásos granulálási eljárás előnyös feltételek mellett alkalmazható mind szakaszos, mind folyamatos üzemmódban [15].

A *méretnövelő bevonás* is felhasználható növényvédőszerek formázására úgy, hogy a biológiailag aktív hatóanyagot valamely inert (esetleg biológiailag egyéb szempontból hasznos, pl.: műtrágya!) hordozóanyag szemcséinek felületére rétegezzük.

Ezzel a módszerrel igen egységes méretű, tömegű és alakú szemcsékből álló növényvédő szert állíthatunk elő, melyet — többek között — éppen környezetvédelmi szempontból a repülőgépes növényvédelem területén egyre inkább megkövetelnek [6].

A *vetőmagvak filmcsávázásának* (filmbevonásának) és *drazsírozásának* (méretnövelő bevonásának) is fontos környezetvédelmi szerepe lehet. Csökken a környezet szennyeződése, ha minél kevesebb biológiailag aktív anyagot juttatunk a termőföldbe. Ennek egyik lehetősége pl. a növényvédő szerek egy részének a vetőmaggal történő együttes kijuttatása. Véleményünk szerint ezen a területen is számos kérdés vár még tisztázásra, mely még igen jelentős mennyiségű kutatási-fejlesztési munkát igényel.

Irodalom

1. H. Rumpf: Chemie Ing. Techn. **30** (1958) 144.
2. Ormós Z.: Magyar Kémikusok Lapja **30** (1975) 511.
3. Dencs B.—Ormós Z.: Magyar Kémikusok Lapja **33** (1978) 347.
4. J. E. Browning: Chem. Eng. **74** (1967) 147.
5. H. Rumpf: Chemie Ing. Techn. **30** (1958) 329.
6. Pataki K.—Horváth Em.—Ormós Z.: Magyar Kémikusok Lapja **35** (1980) 32.

7. VARGA J.—POLINSZKY K.: Kémiai Technológia II. Tankönyvkiadó, Budapest, 1953.
8. ER. HORVÁTH—K. PATAKI—Z. ORMÓS: in Proceedings of the 4th Conference on Applied Chemistry Unit Operations and Processes. Ed.: HITES F. Hungarian Chemical Society, Budapest, 1983. Vol. 3. p. 252.
9. S. KIRCHHOF: Silikattechnik **13** (1962) 325.
10. PAULIK I.—SOMODY A.: Építőanyag **17** (1965) 303.
11. KNAPP O.: Glas E. Keramo Techn. **20** (1969) 166.
12. CZUBA R.: Tanulmányok a trágyázásról. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1978.
13. ALMÁSSY GY.—MÁTÉ F.—ZÁDOR GY.: Műtrágyák. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1977.
14. KÓNYA Á.—KARLINGER J.—BORDÁS S.—OCSKÓ Z.: Növényvédő szerek, műtrágyák 1984. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1984.
15. Z. ORMÓS—K. PATAKI—B. CSUKÁS—B. DENCS: in Proceedings of the 3rd Conference on Applied Chemistry Unit Operations and Processes. Hungarian Chemical Society, Budapest, 1977. p. 595.

Oxigénbevitel, flokuláció, koaguláció és fázisszétválasztás műszaki-gazdasági kérdései a szennyvíztisztításban

Holló János

MTA Központi Kémiai Kutató Intézete, Budapest

Czakó Lajos, Mihálty Pál, Tóth Jenő

BME, Mezőgazdasági Kémiai Technológia Tanszék, Budapest

A környezetvédelemben az utóbbi időkben egyre jobban előtérbe kerültek a gazdaságossági kérdések, ehhez pedig az eljárások tudományos-műszaki alapelveinek kimunkálása szükséges.

Az élelmezésipar szennyezőkibocsátása kb. 600 t BOI/nap, mely megfelel a főváros összes szennyezőkibocsátásának. Eltávolítására elvileg egyaránt alkalmasak a fizikokémiai és biológiai eljárások.

A fizikokémiai tisztítás sokkal intenzívebb, de üzemköltsége, főleg vegyszerigénye miatt igen nagy. Zsír- és fehérjetartalmú szennyvizeknél alkalmazásának gazdaságossága mintegy 60%-os BOI eltávolításig terjed, így általában csak előtisztításként játszik szerepet. A következő lépésre, az aerob biológiai tisztításra tehát az összes szennyezőkibocsátás 80—90%-a esik. Itt az üzemköltségek kisebbek, de ebben az energiaköltség részaránya igen jelentős. Az összes villamos teljesítményből viszont 85—90%-ot igényel az oxigénbevitel, a levegőztetés [1, 2].

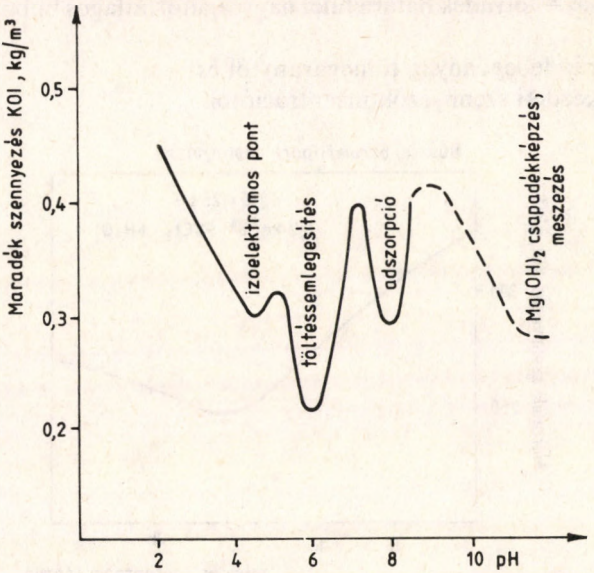
A fizikokémiai tisztításban három, egymást követő alapfolyamatot különböztetünk meg:

— koaguláció, az emulgált vagy kolloid állapotú szennyezés destabilizációja;

— flokuláció, makroszkopikus csapadékpelyhek kialakítása;

— fáziselválasztás, ülepítés, flotálás.

Az 1. ábrán a zsír- és fehérjetartalmú szennyvizek *koagulációs* mechanizmusainak áttekintését adjuk hidrolizáló vas és alumíniumsók alkalmazásával. Ezek meghatározott pH-értékek mellett jelentkeznek, és a maradó szennyezés minimumaival jellemezhetők.



1. ábra. Zsír- és fehérjetartalmú szennyvizek koagulációs mechanizmusai a pH függvényében

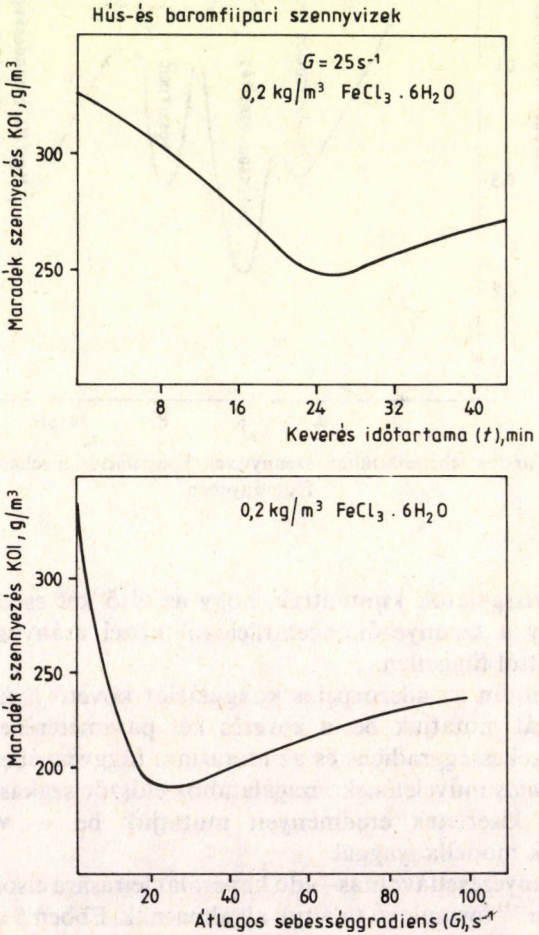
Külön vizsgálatok kimutatták, hogy az első két esetben a vegyszerigény a szennyezőkoncentrációval közel arányos, a harmadiknál attól független.

A 2. ábrán az adszorpciós koagulációt követő *flokuláció* hatékonyságát mutatjuk be, a keverés két paraméterének, a térbeli átlagos sebességgradiens és az időtartam függvényében.

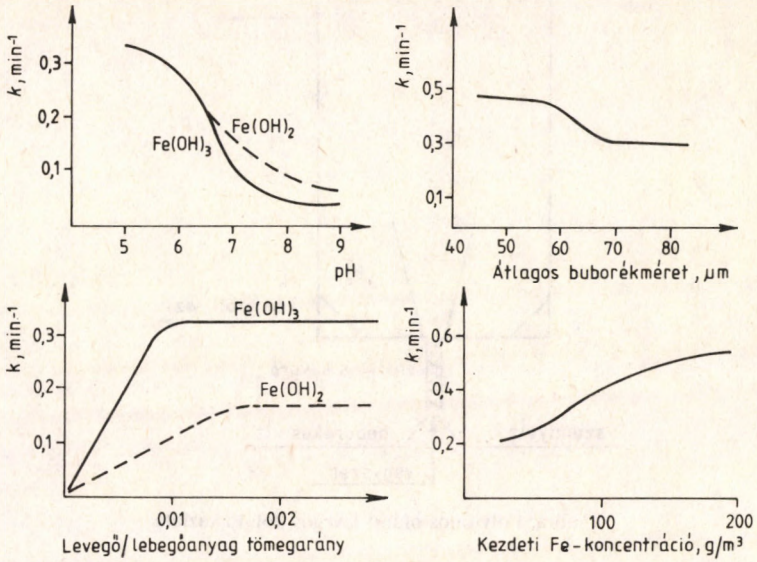
A *flotálás* műveletének vizsgálatához először szakaszos elektroflotálási kísérletek eredményeit mutatjuk be — vas-hidroxid csapadék modellanyaggal.

A szennyezéseltávolítás—idő kapcsolat leírására elsőrendű folyamat $S = e^{-kt}$ formuláját találtuk alkalmasnak. Ebben S a szennyezőkoncentráció, k a sebességi állandó és t az idő. A 3. ábra szerint a k sebességi állandó jelentős függést mutat:

— a pH-tól,
— a gáz—folyadék határfelület nagyságától (átlagos buborékméret),
— a gáz/lebegőanyag tömegaránytól és
— a kezdeti szennyezőkoncentrációtól.



2. ábra. A flokuláció hatékonyságának függése a keverés időtartamától és az átlagos sebességgradienstől

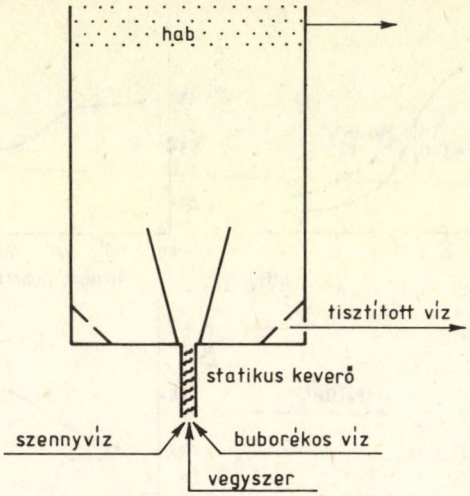


3. ábra. A szakaszos flotálás sebességi állandója a pH, az átlagos buborékméret, a levegő/lebegőanyag tömegarány és a kezdeti szennyezőanyag-tartalom függvényében

Az ismertetett — többségükben szerves csapadék esetére is érvényes — tapasztalatok alapján végeztük a folytonos (túlnyomásos) flotáló megszerkesztését és kísérleti minősítését.

Áramló rendszerben döntő hatásúnak bizonyult a mikrobuborékos víz és szennyvízáram érintkeztetésének módja. Különösen jó eredményt hozott a statikus keverős flokulátor alkalmazása mikrobuborékos közegben. Jellemzéseként megemlítjük, hogy 15—20%-os tisztítási hatásfokjavulás volt elérhető vele vas-hidroxid csapadékos modellkísérleteknél (4. ábra).

Az 5. ábra a különböző élelmezés- és gyapjúipari szennyvizek esetén elért tisztítási hatásfokot mutatja a gáz/lebegőanyag arány függvényében [3, 4]. (A nyers szennyvizek kémiai oxigénigénye 1000—40 000 g/m^3 között volt.)



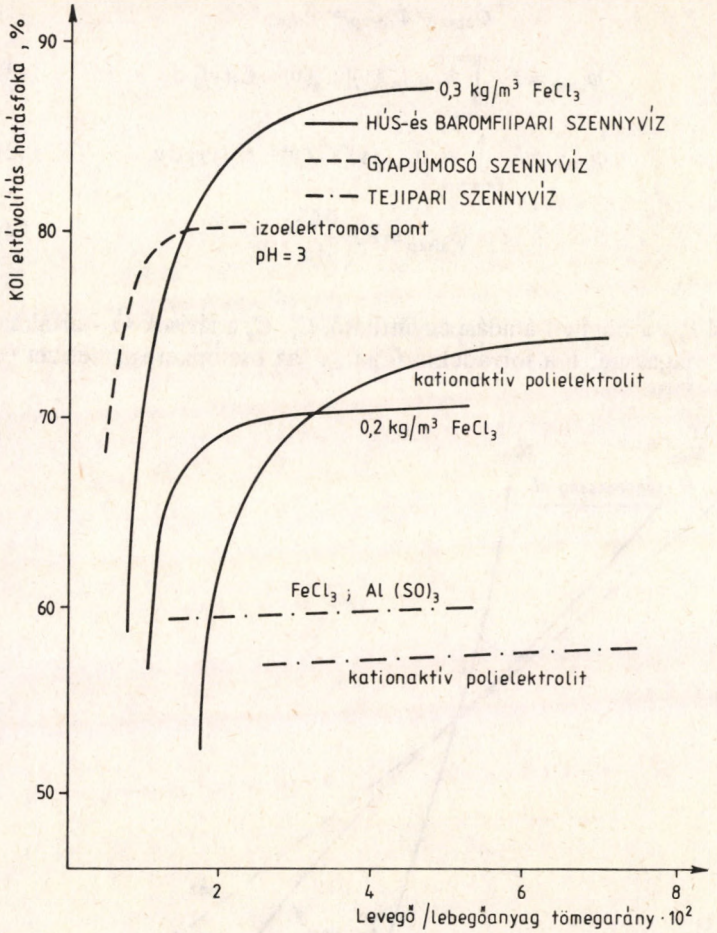
4. ábra. Folytonos oldott levegős flotáló vázlata

Végezetül az oxigénbevitelre vonatkozó vizsgálatokról. A legelterjedtebb szennyvíz-levegőztető modellje a buborékoltatott oszlop. Itt a globális gáz—folyadék egyensúly beállta után sikerült a diffúziós és keveredésből adódó oxigéntranszport-jelenségek kapcsolatát kísérletileg jellemezni [6]. A be- és kilépő gázáram oxigénmóltörtjeinek azonossága ellenére a dimenziómentes gáz- és folyadékösszetételek mélységi eloszlása egymástól eltér. A 6. ábra szerint az eltérés jellege és mértéke viszont szabályos összefüggést mutat a légsebességgel. A megfigyelés oka a fázisok között kialakuló zárt oxigéncirkuláció, melynek összetevői a 7. ábra szerint:

— Az oszlop alsó részében kialakuló abszorpció a pozitív hajtóerő, a felső részben a kialakuló deszorpció és a negatív hajtóerő hatására.

— A folyadékoldali diszperzió okozta oldott oxigéntranszport a függőleges összetétel-gradiens hatására.

A jelenséget leíró modell alapja e komponensáramok egyenlősége:



5. ábra. A flotálás KOI eltávolításának hatásfoka zsír- és fehérjetartalmú szennyvizeknél a levegő/lebegőanyag-tartalom függvényében

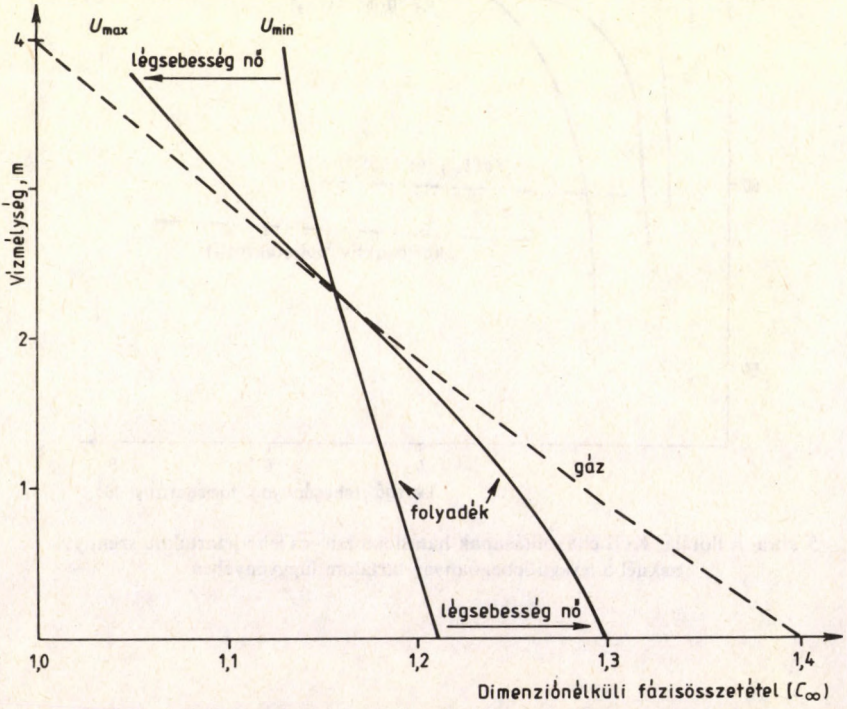
$$\phi_{absz} = \phi_{diszp} = \phi_{desz}, \tag{1}$$

$$\phi_{absz} = F \int_{0}^{y_{absz}} k_L a_{absz}(y)[C'_g(y) - C'_f(y)]\,dy, \tag{2}$$

$$\phi_{desz} = F \int_{y_{absz}}^{y} k_L a_{desz}(y)[C'_f(y) - C'_g(y)]\,dy, \tag{3}$$

$$\phi_{diszp} = FE\frac{dC'_f}{dy}, \tag{4}$$

ahol $k_L a$ a bővített átadási együttható, C'_f, C'_g a fázisok O_2-tartalma, y a magasság, V a folyadéktérfogat, F az oszlopkeresztmetszet és $dV = F dy$.



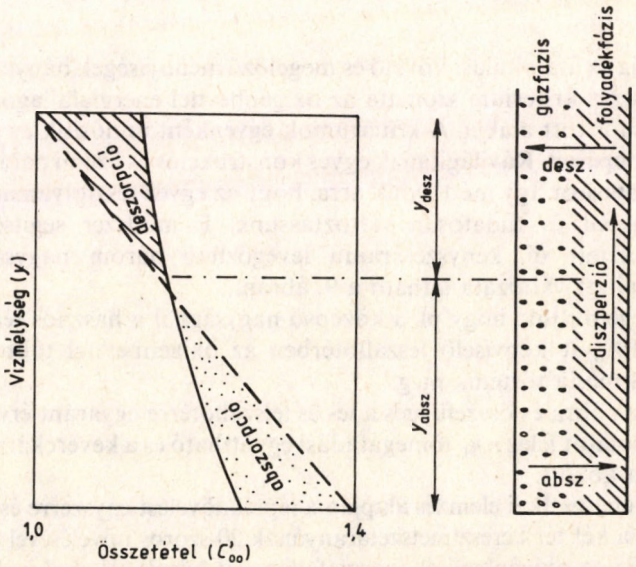
6. ábra. A fázisok mélységi összetétel-eloszlása buborékoltatott oszlopban

A diszperziós áramot leíró (4) egyenletben szereplő E axiális diszperziós tényező a bemutatott kísérletektől függetlenül is mérhető, így mód nyílik a modell kísérleti ellenőrzésére, mely kielégítő egyezést adott. A modellből további hasznos információk származtathatók a deszorpciós és túltelítési jelenségekre vonatkozóan is. Mindezek számottevően befolyásolják a levegőztető hatékonyságát.

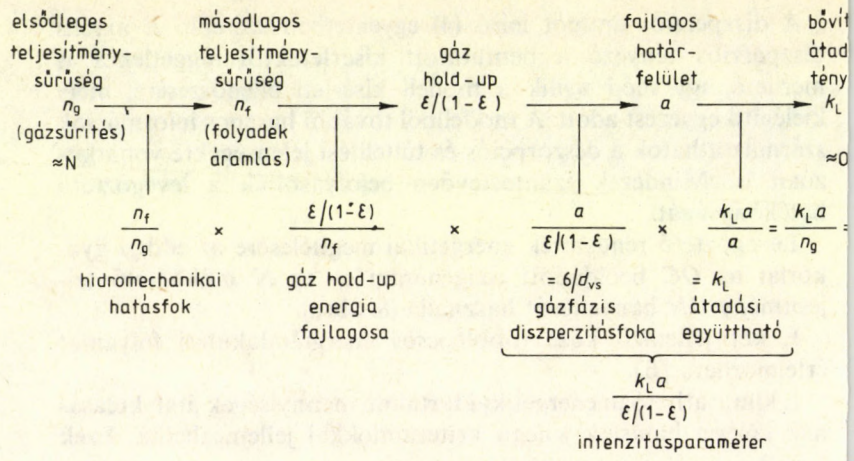
Levegőztető rendszerek energetikai megítélésére az eddigi gyakorlat az OC beoldódott oxigénáram és az N működtető teljesítmény ON hányadosát használja (8. ábra).

E két jellemző közé többlépcsős energiátalakulási folyamat értelmezhető [6].

E kimutathatóan energetikai tartalmú mennyiségek átalakulásának lépései hatásfok jellegű kritériumokkal jellemezhetők. Ezek



7. ábra. A zárt oxigéncirkuláció kialakulása buborékoltatott oszlopban



Az oxigénbevitel energiafajlagosa: $ON = \frac{OC}{N}$ [kg O_2/kWh]

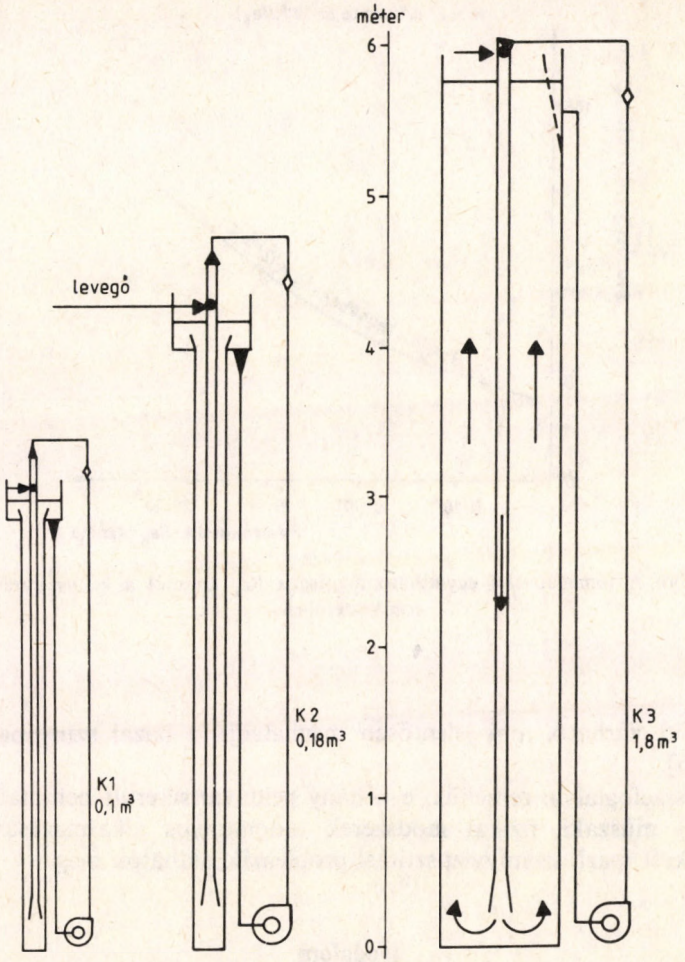
8. ábra. Energiaátalakulási séma buborékoltatott levegőztető rendszerekben

mindig az átalakulást követő és megelőző mennyiségek hányadosai. Az összes kritérium szorzata az oxigénbevitel energiafajlagosának általánosított alakja. A kritériumok egyenként minősítik az átalakulás lépéseit. Rávilágítanak egyes konstrukciós és üzemi paraméterek hatására. Így mód nyílik arra, hogy az egyes részfolyamatokon egyenként és tudatosan változtassunk. E módszer segítségével kifejlesztett új, kényszeráramú levegőztető három nagyságban megépített változata látható a 9. ábrán.

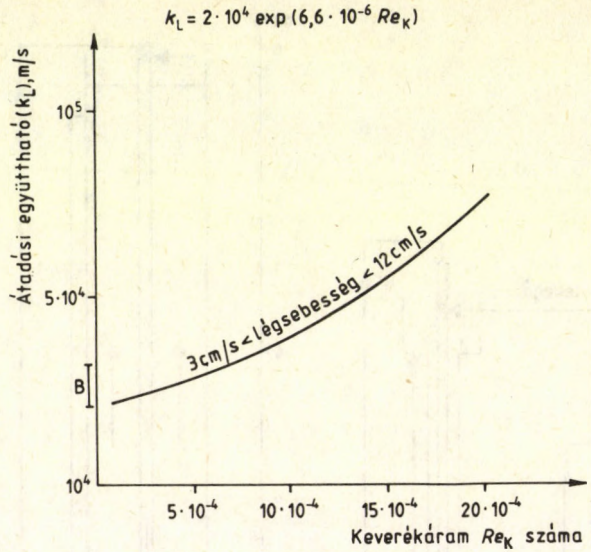
Megemlítjük, hogy pl. a középső nagyságnál a hasznos térfogat alig 10%-át képviselő leszállótérben az oxigénbevitel több mint egyharmada történik meg.

A 10. ábra és összefüggés a le- és felszállótérre egyaránt érvényes kapcsolatot jelez a k_L tömegátadási együttható és a keverékáram *Re* száma között.

Az energetikai elemzés alapján a léptéknövelést egyszerre és tudatosan a két tér keresztmetszetarányának 20-szoros növelésével végeztük. Ez az oxigénbevitel energiafajlagosát közel 40%-kal javította. Az ipari léptékű prototípusra ez az érték 2,5—4 kg O_2/kWh



9. ábra. Új típusú kényszeráramú levegőztető vázlatai, három eltérő nagyságban



10. ábra. A tömegátadási együttható függése a Re_k számtól a kényszeráramú érintkeztetőben

között várható, ami jelentősen meghaladja a hazai színvonalat [5, 6].

Összefoglalva: reméljük, e néhány példával sikerült bemutatni, hogy műszaki, fizikai módszerek tudományos alkalmazásával konkrét ipari, szennyvíztisztítási problémák oldhatók meg.

Irodalom

1. J. Holló—P. Miháltz: Energy consumption problems of food industry sewages, with special regard to aeration in Proc. Symp. Energy and Food Industry. Vol. 2. A. Madrid, 1980, p. 1.
2. Miháltz P.: Élelmiszeripari szennyvizek tisztításának gazdaságossága, különös tekintettel a biológiai tisztítás energiaigényére. KÉKI-MÉTE Tudományos Kollokvium 1981. dec. p. 117.

3. L. Czakó—P. Miháltz: Study of the purification of fat and protein containing waste waters by means of chemical coagulation and flotation. in J. Holló (ed.): Food Industries and the Environment. Akadémiai Kiadó, Budapest — Elsevier, Amszterdam, 1984, p. 347.
4. Czakó L.—Miháltz P.: Gyapjúmosók szennyvizének tisztítása savas koagulációt követő flotálással. MKE 1983. évi Ipari Szennyvíz Konferencia anyaga. Siófok, 1983, 25. oldal.
5. Fodor L.—Holló J.—Miháltz P.—Tóth J.: Berendezés gázok és folyadékok érintkeztetésére. 177. 176 sz. Magyar Szabadalom, Budapest, 1981.
6. Miháltz P.: Oxigénbevitel buborékoltatott gáz-folyadék érintkeztetőkben. Kandidátusi értekezés. Budapest, 1982.

A spektrális reflexió alkalmazása a növényállományokra vonatkozó információs rendszer bővítésére

Szász Gábor

Debreceni Agrártudományi Egyetem, Debrecen

1. Bevezetés

Az emberi környezet egyik legsajátosabb, legnagyobb kiterjedésű és egyik leghasznosabb formája a szántóföld. A termesztett növények, illetve növényállományok állapotának eltérő területi léptékű diagnosztizálása az intenzív növénytermesztés világszerte egyik legaktuálisabb problémája. A termőhely egy bonyolult fizikai-kémiai rendszer, s e rendszer összetevőinek belső kölcsönhatása a termőhely minőségében nyilvánul meg. Az elmúlt évtizedben szemléletbeli korszakváltás zajlott le: a részletes analitikus jellegű kutatások mellé felzárkóztak az interdiszciplináris, rendszerszemléletű, szintetizáló kutatási eljárások, a területileg makroléptékű információs rendszer (forrás) kialakítására törekedve. E szemléletváltás nemcsak metodológiai értelemben, hanem a vizsgálati eszköztárban is lényeges módosulást eredményezett. Az előadás középpontjában e változás áll, s ez egy olyan probléma megoldása keretében kerül bemutatásra, amely a növényállományok nagytérségű állapotának vizsgálati módját, az eredmények elemzési eljárását és interpretálását foglalja magába. A vizsgálatok a debreceni Agrártudományi Egyetem által kezelt Interkozmosz nemzetközi teszterületen folytak, a bemutatásra kerülő anyag az ott folyó műszaki fejlesztés eddigi részeredményeiről is áttekintést ad.

2. A vizsgálatok elve és módszertana

2.1 A vizsgálatok elméleti alapjai

A felszíni objektumok sorában a csupasz talaj és az azon tenyésző növényállomány kiemelkedő fontosságú az emberi környezet rendszerében. A talaj és a növényállomány fizikailag alapvetően elkülöníthető rendszerként kezelhető, noha ezek egysége sohasem volt vitatott. Léteznek olyan fizikailag mérhető tulajdonságok, melyek az említett objektumok összehasonlítását lehetővé teszik, sőt bizonyos szempontból ezek hasonlósága vagy különbözősége ezt szükségessé is teszi.

A makroléptékű információs rendszer egyik alapja a távérzékelés, amelynek célja egy olyan paraméterrendszer kidolgozása, amely a földfelszíni objektumok felismerésére szolgálhat, amely nélkülözi az in situ vizsgálatokat. A távérzékelés egyik módja a spektrálanalízis, amelynek keretében a különböző objektumnál adott geometriai feltételek teljesülése esetén lehetőség nyílik

— az objektum, növényállomány létezésének és fejlettségi állapotának felismerésére,

— egzakt összefüggések feltárására az objektum állapota és a vizsgált paraméterek között, továbbá

— prognosztikus következtetések levonására definiálható határfeltételek között.

Az említett objektumokra jellemző közös paraméter: a szín és a spektrum.

A szín fizikailag jól definiálható érték, amely Helmholz szerint három dimenziójú mennyiségként értelmezhető; ezek a következők:

— a szín tónusa (pl. vörös, sárga, kék);

— a színtelítettség (a színnek a színtelenséghez való közelsége);

— a szín világossága (azt fejezi ki, hogy a felszínre eső sugárzásnak hány százaléka verődik vissza).

A fenti három jellemző érték által a látható fény egzakt módon leírható. A CIE (Commission Internationale de l'Éclairage) rendszer lehetővé teszi bármely színnek színkeverés alapján történő leírását [1].

A vizsgálatok során arra a kérdésre kell választ adnunk, hogy melyik az a jellemző paraméter, amelyik állapotdiagnosztizálásra alkalmas.

A szín az a tulajdonság, melyet az emberi szem lát, s melyet a fenti módon kívánunk leírni. A látott szín integrális szín, melyben a látható fényen belül a különböző hullámhosszon érkező részecskék (fotonok) aránya idő és tér szerint változó. A színváltozást alapvetően nem a beeső, hanem a visszavert sugárzás módosulása alapján állapíthatjuk meg. Mivel a beeső sugárzás spektrális sajátossága közel azonosnak tekinthető, ezért az objektum reflexiós tulajdonságának változása az objektum individuális változásával magyarázható. A beeső és reflektált sugárzás arányának hullámhossz szerinti változása elsősorban az objektum állapotváltozásával magyarázható. Számos kísérleti mérés bizonyítja, hogy a beeső napsugárzás spektrumát a beesési szög nem módosítja, hogy a visszavert sugárzás spektrális összetétele a reflektáló felületre jellemző. A reflektancia lényegében a szín világosságával azonos. Tehát a szín és spektrális reflexió egyidejű elemzése alkalmas a növényállományokra vonatkozó információk bővítésére.

2.2 A mérőeszközök ismertetése

(a) Színmérés céljára tristimuluszos színmérőt alkalmaztunk, melynek jellemző sajátságai a merőleges beesés ismert és állandó spektrális fényt biztosító izzó és kb. a szem érzékenységének megfelelő detektor. A színmérő a látható fény tartományában 16 ekvidisztáns pont körül lehetővé teszi interferenciaszűrőkkel a reflexió spektrális eloszlásának meghatározását.

(b) Terepmérések céljára kifejlesztettük az SM-1 típusú reflexiós spektrofotométert. Jellemzői a következők:

Az SM-1 sugárzásmérő különböző növényi kultúrák reflexiós tulajdonságainak vizsgálatára alkalmas a látható- és a közeli infravörös-tartományban.

A készülékkel egyidejűleg mérhető az égbolt direkt sugárzási és a vizsgált növényzet reflexiós spektruma.

A mikroszámítógép memóriájában tárolt spektrumok a készülékbe beépített egységgel nyomtathatók ki, és a sugárzásmérőhöz csatlakoztatható további kiegészítő egységgel kirajzolhatók.

Az SM-1 direkt sugárzási csatornája hitelesíthető. Hitelesítés után a direkt csatornán mért spektrumnak és a hitelesítő spektrumnak a szorzata jeleníthető meg a kimeneti egységeken.

A készülék felépítése: Az SM-1 sugárzásmérő három funkcionális egységből áll, ezek a következők:

— rácsos monokromátorral felépített optikai egység,
— a mikroszámítógépes vezérlőegység és
— az akkumulátoros üzemeltetést biztosító transzverter.

A készülék műszaki adatai:

— hullámhossztartomány	400—1000 nm
— hullámhosszpontosság	±4 nm
— hullámhossz-reprodukció	±1 nm
— félértékszélesség	12 nm
— a mérés félnyílásszöge	3°
— az optikai rács (sík, karcolt, reflexiós)	1200 vonás/mm
— blase hullámhossz	630 nm
— mérési idő	90 s

A készüléket a Labor NIM gyártotta.

2.3 A vizsgálatok módja

A méréseket szabadföldi növényállományokon végeztük különböző fejlettségi állapotban. A mintaterületen 10 növényfaj termesztése folyik rendszeresen, az egyes növényfajok állományainak területe: 0,25 ha. A mintaterület, valamint a tesztmező felett 10 naponként fotokamerás repülőgépes megfigyeléseket folytattunk 150, 300 és 500 m-es referenciamagasságban. A méréseket e módon beazonosított állományrészeken végeztük el. Lényegében hasonló elven történt a növényzettől mentes talajok sajátosságának elemzése is, amelynek eredményei igen jól hasznosíthatók a növénytermesztés gyakorlatában, valamint a növényi fitomassza tömegének távérzékelés útján történő becslése modellezésében.

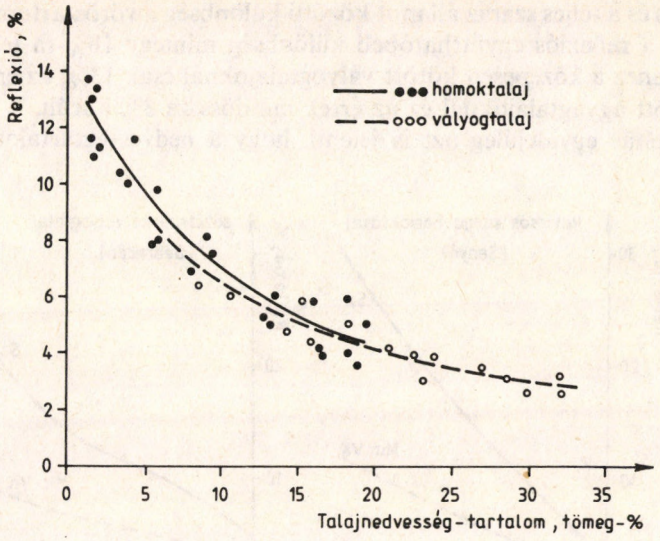
3. A vizsgálatok eredményének összefoglalása

A spektrofotometrikus mérések eredményei rendkívül hasznosak a távérzékelési kutatások keretében a „növényi objektumok" felismerésében és megkülönböztetésében. Tekintettel arra, hogy a növényállomány a talaj és a növénytakaró együttes megjelenését jelenti a távérzékelésben, emiatt egyértelműen szükségessé válik a talajnak és a növénynek elkülönített, továbbá a talaj és a növény változó arányú együttes hatásának elemzése. A távérzékelés útján szerzett információk jelentős hányada a spektrális reflexió különbözőségére épül: minden objektumhoz és annak állapotához sajátos spektrális reflexió rendelhető a spektrum kiválasztott tartományában. A spektrális reflexió azonban csak akkor képez információs bázist, ha ismert az objektum és a spektrális karakterisztika numerikus kapcsolata. E kapcsolat felderítését szolgálja a földi referenciafelületekre vonatkozó spektrofotometriás elemzés. Az alábbiakban az erre vonatkozó vizsgálati eredmények összefoglalása történik meg.

3.1 Talajreflektancia

A talajok reflektanciáját és színét a talaj kémiai összetétele alapján állapíthatjuk meg szubjektív hibától mentesen. A mintegy 25, felszíni rétegekből származó talajmintán végzett színmérés eredményei alapján megállapítható, hogy a talajok színkoordinátái nem azonosak, azonban lényegesen nem különböznek egymástól, eltekintve a szélsőségeket képviselő talajtípusoktól.

A talajok globális reflektanciáját elsősorban a talaj nedvességtartalma határozza meg, egyéb kémiai és fizikai tulajdonságok alig játszanak szerepet az említett tulajdonságban. E megállapítás bizonyításául mutatjuk be két alapvetően különböző talaj globális reflexiós együtthatójának értékét a nedvességtartalom függvényében. Az 1. ábra egy sötétszürke színű vályogtalaj és egy barna, homokos erdőtalaj reflexiós együtthatóját mutatja be, különböző tömegnedvesség-tartalom esetén. Az ábrából világosan következik az a megállapítás, hogy a teljes reflexió függvény szerinti értékét



1. ábra. Eltérő nedvességtartalmú homok- és vályogtalaj globális reflektanciája

lényegében a talaj nedvességtartalma határozza meg, feltételezve a sugárzásbeesés azonos geometriai feltételét.

A talajok spektrális reflektanciája talajfüggő paraméternek tekinthető. Kísérleteink során néhány tipikus talajféleségnek határoztuk meg a spektrális reflektanciáját a látható fény tartományában, 16 ekvidisztáns ponton:

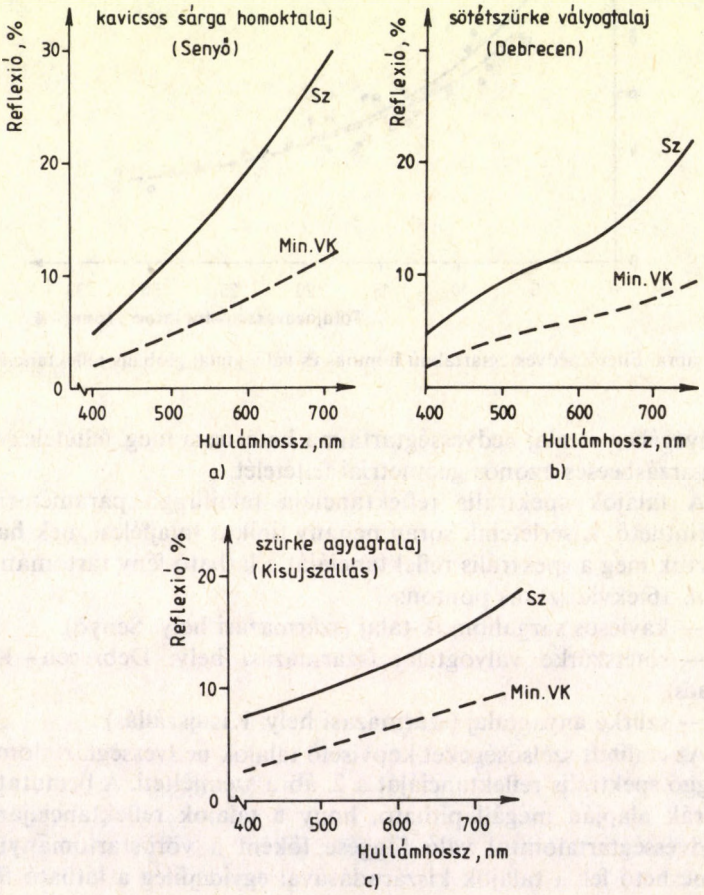
— kavicsos sárgahomok-talaj (származási hely: Senyő),

— sötétszürke vályogtalaj (származási hely: Debrecen—Kismacs),

— szürke anyagtalaj (származási hely: Kisújszállás).

Az említett szélsőségeket képviselő talajok nedvességtartalomtól függő spektrális reflektanciáját a 2. ábra szemlélteti. A bemutatott ábrák alapján megállapítható, hogy a talajok reflektanciájának nedvességtartalomtól való függése főként a vöröstartományban ismerhető fel: a talajok kiszáradásával egyidejűleg a látható fény vöröstartományában nő legerőteljesebb mértékben a reflexiós együttható értéke. A laza talajoknál (homok) a minimális vízkapa-

citás és a teljes száraz állapot közötti különbség a vöröstartományban a reflexiós együtthatóbeli különbség mintegy 18%-ra tehető, ugyanez a közepesen kötött vályogtalajoknál csak 13%; az erősen kötött agyagtalajoknál ez az érték mindösssze 8% körüli. E megállapítás egyidejűleg azt is jelenti, hogy a nedvességtartalombeli



2. ábra. A különböző talajok spektrális reflexiója száraz (Sz) és nedves (Min. VK) állapotban

változás a látható fény nagyobb hullámhosszú tartományában detektálható. Kétségtelen tény, hogy a kéktartományban is látunk némi eltérést az említett talajtípusok között, azonban a közöttük megállapítható különbség lényegesen csekélyebb.

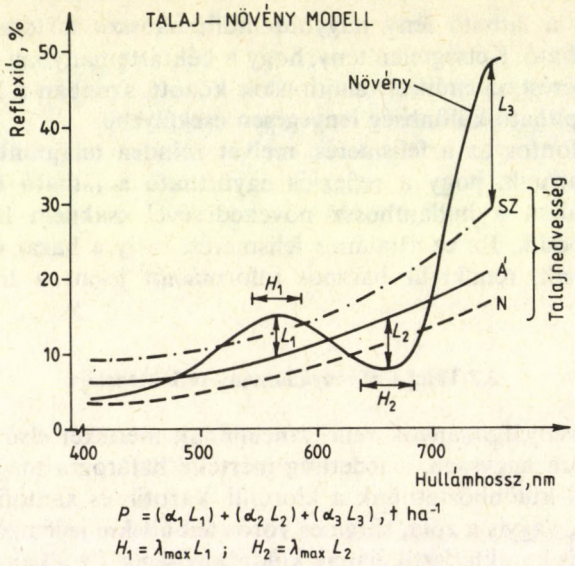
Igen fontos az a felismerés, melyet minden talajmintán megállapíthattunk, hogy a reflexiós együttható a látható fény tartományában a hullámhossz növekedésével csaknem lineárisan nagyobbodik. Ez az általános felismerés, mely a hazai talajokra vonatkozik, rendkívül hasznos információt jelent a továbbiak során.

3.2 Talaj + növényállomány reflektanciája

A növényállományok reflektanciájának mértékét elsősorban a fitomassza nagysága, a fedettség mértéke határozza meg. Elvileg meg kell különböztetnünk a klorofill, karotin és xantofill típusú reflexiót, vagyis a zöld, sárga és vörös felületekre jellemző reflexió spektrális karakterisztikájának különbözőségét. Ez alkalommal az egyszerűség végett a zöldreflexióval foglalkozunk, mivel a növényi tömeg becslésénél elsősorban ennek ismerete szükséges.

A növényi tömeg távérzékelés útján történő becslésének egyszerűsítése végett helyezzük a talaj spektrális reflexiós görbéjére a növényi tömegre jellemző zöld reflexiós karakterisztikát. Így lényegében a két görbe hullámhosszaktól függő eltéréséhez jutunk el, s ezek az eltérések a növényi tömeg paramétereinek tekinthetők, illetve azok összege arányos a növényi tömeg nagyságával. A 3. ábra vázlatosan szemlélteti a talaj és a zöld növény reflexiós karakterisztikájának lefutását mérsékelten belenyúlva a közeli infravörös tartományba. Az ábrán feltüntettük azokat a tartományokat, melyekben a talaj, valamint a zöldnövény reflexiója a legnagyobb mértékben eltér egymástól. A közölt ábra szerint lényegében három, illetve négy megkülönböztetett spektrumtartományt különíthetünk el, s ezek a következők:

(a) hullámhossz 400 nm alatt,
(b) hullámhossz 540—580 nm,
(c) hullámhossz 650—700 nm,
(d) hullámhossz 750—800 nm.



3. ábra. A talaj és a zöld növény spektrális reflexiója a látható fény tartományában (Sz száraz, N nedves, Á átlagos)

Az említett fenti intervallumok csúcsreflexiója természetesen nemcsak a klorofilleffektus következményének tekinthető, hanem igen fontos szerepet játszik talaj—zöld növény eltérés effektusában a tápanyagellátás. A tápanyagellátás ugyanis a reflexiós csúcsok alakulásában igen fontos szerepet játszik, s elsősorban a nitrogén szerepét kell megemlítenünk. A nitrogénellátás fokozódásával a reflexiós csúcsok $\pm$ 15nm eltolódást szenvednek, azonban azt is meg kell jegyeznünk, hogy a nitrogéneffektus eltolódásának mértéke faji, illetve fejlődésbeli állapottól függő érték. Erre vonatkozólag további hazai és nemzetközi vizsgálatok végzése válik szükségessé, ugyanis a tapasztalatok erre nézve nem egybehangzóak.

A fitomassza tömegének becslése során feltétlenül figyelembe kell venni a növényállomány architektúráját, ugyanis a levélzet geometriája, térbeli állásszöge meghatározza a reflexió mértékét, de nem módosítja a reflexió spektrális karakterisztikáját. E problémakör

elsősorban az eltérő növényfajták megkülönböztetésénél játszik igen fontos szerepet.

Az általunk végzett vizsgálatok eredményei lehetővé teszik egy olyan modell kiépítését, melynek segítségével megoldhatóvá válik a különböző fitomasszafaj tömegének becslése távérzékelés útján nyert információk alapján. A földi referenciafelületeken végzett mérések alapján megállapítható, hogy melyek azok a kritikus sávok, melyek alapján a természeti erőforrások állapotára vonatkozólag megkülönböztetett fontosságú információkat nyerhetünk.

A 3. ábra e modell sémáját mutatja be, amelyen a talaj + növény reflexiós karakterisztikáját tüntettük fel. A talajnál a nedvességkülönbséget is figyelembe vettük, de ennek távérzékelés útján történő detektálásának módjára e helyen nem térünk ki. Az ábrán az L_1, L_2 és L_3 távolságok a talaj- és klorofillreflexió különbséget fejezik ki, az α_1, és α_2 és α_3 a referenciatartományok arányosító tényezői. Az arányosító tényezők értékét a P_N növényi produkció tömegének területi egységre vonatkoztatott nagysága határozza meg, pl. t ha^{-1}, kg m^{-2}. A kísérleti mérések során megállapítást nyert, hogy a beazonosításra alkalmas hullámhosszak, illetve hullámhosszcsúcsok a H_1, H_2 és H_3 tartományban ingadoznak, a tápanyag-ellátottságtól függően. A $H_1 = \lambda_{max} L_1$, illetve általános értelemben a $H_n = \lambda_{max} L_n$ szorzatok összege a talaj- és a klorofillreflexió közötti különbséget fejezi ki. Az említett összeg arányos a talajt fedő növényi tömeg nagyságával, s emiatt az egy jól hasznosítható paraméter a távérzékelés útján nyert kép interpretálásánál.

3.3 Megállapítások

1. A talajok reflektanciája hullámhosszfüggő érték, s a hullámhossz növekedésével a reflexiós együttható növekszik; a spektrális reflexiós együttható értéke a látható fény tartományában 5—40% között váltakozik.
2. A spektrális reflexiós együttható nagysága a talajnedvességtől függ; a nedvességtartalom módosító hatása a vöröstartományban a legerőteljesebb.
3. A talajt alkotó agyagfrakció növekedésével a spektrális reflexió változása csökken, így a száraz homok talajok spektrális

együtthatója nagy (5—35%), a vályogtalajoké közepes (5—25%), az agyagtalajoké alacsony (8—18%).

4. A növények spektrális reflexiós karakterisztikáját a színanyagok milyensége és mennyisége határozza meg.
5. A klorofillreflexió 560 és 750 nm-es hullámhosszúságnál maximális, 420 és 670 nm-es tartományban minimális.
6. A talaj és a növényi spektrális reflexiós karakterisztikának különbsége arányos a talajt fedő növényi tömeg nagyságával.
7. A távérzékelés útján nyert információk gyakorlati hasznosítása úgy valósítható meg, ha a növényi objektumok sokrétű optikai tulajdonságait ismerjük meg, földi mérések alapján.

Irodalom

1. LUKÁCS GY.: Színmérés. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1982, 339. old.

Nehézfémek (Cd, Hg) mozgékonyságának vizsgálata talajmodellben tenzidek hatására

Sujbert László

SOTE, Közegészségtani és Járványtani Intézet, Budapest

1. Bevezetés

A vizekben és az üledékben természetes tartalomként és szennyezésként fordul elő a higany és a kadmium. A nehézfémek a bioszférában, az élőlények táplálkozási láncában feldúsulnak [1, 3, 8, 9]. A világszerte kialakult figyelő és felügyeleti szolgálat következtében napjainkban már kisebb az idült mérgezés kialakulásának veszélye [2, 3]. Előfordulásuk azonban nem zárható ki teljesen, hiszen az embernél az ivóvíz expozícióján kívül a levegő, a táplálék, a dohányzás, a foglalkozás stb. expozíciójával is számolni kell a komplex eredő szervezeti hatás becslésekor (T. Kjellström, lásd [2]-ben 147. old.; G. Kazantzis, lásd [2]-ben 184. old.; lásd [3]-ban 38. és 76. old.).

A felszíni vizek egyik leggyakoribb szennyezései az anionos és a nemionos tenzidek. A vizek szennyvíz eredetű szennyezettségének komplex vízminőségi indexeiként tartják számon őket. Jellegzetes fiziko-kémiai tulajdonságaikból következően többek között a vízi környezettel is kölcsönhatásba léphetnek [4—6].

A felszíni vízbázisból kiinduló ivóvíztisztítási technológiákkal (partiszűrés, felszíni vízmű) termelt ivóvíz minősége szempontjából közegészségügyi jelentőségű annak vizsgálata, hogy a víztisztítási technológiában a tenzidszennyezés milyen hatást gyakorol a nehézfém mozgékonyságára. A toxikus nehézfémek (Cd, Hg) hatékony eltávolítása a felszíni vízből az ivóvíztermelés során nem teljesen megoldott [1; lásd 3-ban 27. old.; 7.]. Ezt a folyamatot a szennyezett felszíni vízben jelenlevő tenzidek is kedvezőtlenül befolyásolhatják [10]. Gondot okozhat a kis mennyiségű nehézfém-

és tenzidexpozíciónak az emberi szervezetre való együttes idült hatása.

Talajmodellben radioaktív kadmium és higany felhasználásával, különböző tenzidekkel kombinálva a két nehézfém várható mozgékonyságára kívántunk adatokat kapni. Eredményeinket a homokszűréses víztisztításra és a partiszűrésű víznyerésre értelmezzük.

2. Kísérleti technika

Előkísérletben a vizsgálni kívánt nehézfémek 0,1—0,5 MeV energiatartományba eső gamma-sugárzásának méréséhez alkalmas kollimálást, detektálást és műszerelrendezést valósítottunk meg. Zárt ^{137}Cs-sugárforrással megállapítottuk a modellben, hogy folyamatos mérés alkalmával a kimutatható aktivitás 7,4—11,1 kBq/4 mm homokréteg, amely szakaszos mérés esetében egy nagyságrenddel csökkenthető. Előkísérletek sorozatában 0,486—2,914 MBq $CdCl_2$/oszlop, illetőleg 0,110 MBq $HgCl_2$/oszlop izotópaktivitásokat vittünk előkezeletlen vagy előkezelt állapotban lévő modellekre. Kimutattuk, hogy előkezeletlen modellben vagy desztillált vízzel és tenzidoldatokkal történő előkezelésre az izotópok elmozdulása kimutathatóan nem változott. A kationadszorpció kapacitásvizsgálatánál használt báriumion és a környezetünkben

1. táblázat. A homokminta néhány talajfizikai és talajkémiai jellemzője

Mechanikai frakció mm	%
>0,25	12,9
0,25—0,05	76,7
0,05—0,01	5,6
0,01—0,005	2,0
0,005—0,001	0,8
<0,001	2,0
Térfogatsúly, g/ml	1,60
Hidraulikai vezetőképesség (*k*), cm/nap	458,71
pH (vizes kivonat)	6,6
Összes sótartalom, %	0,029
Humusztartalom, %	0,21

mindig előforduló kalciumion oldatai a modellre vitt radioizotópok mozgékonyságát megváltoztatták.

Vizsgálatainkhoz káposztásmegyeri homokmintát használtunk. Ennek néhány fizikai és kémiai jellemzőjét az 1. táblázat mutatja.

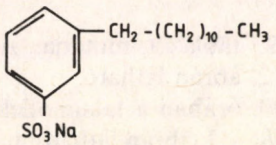
Eszerint a minta laza homoknak tekinthető, amely jó hidraulikai vezetőképességgel, gyengén savanyú kémhatással, igen alacsony só- és humusztartalommal rendelkezik.

A homokmintából talajmodellt készítettünk a következőképpen: 25 cm hosszú, 2,5 cm belső sugarú PVC hengereket egyik végükön 112 μm szemnyílású NYTREL XX szitaszövettel zártuk, majd 20 cm magasságig 2 mm-nél kisebb mechanikai szemcsefrakciókkal egyenletesen feltöltöttük. 0,2 n vizes kalcium-klorid-oldatba állítottuk (24 óra, 23—25 °C). Kivétel után szűrőpapírra helyeztük. A fölös oldat leszívattatása után állványba rögzítettük.

A vizsgált tenzidek kémiai szerkezetét az 1. ábra szemlélteti.

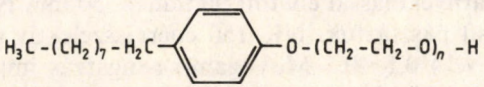
Ennek alapján a Szulfaril 50 alkilaril-szulfonát kémiai szerkezetű anionos tenzid, a Präwozell WON 100 alkilaril-poliglikoléter kémiai felépítésű nemionos tenzid. A megnevezett tenzideket a leggyakrabban és a legnagyobb mennyiségben használják a külön-

anionos



SZULFARIL 50 (EVM)
(Dodecil - benzolszulfonát - nátrium)

nemionos



PRÄWOZELL W-ON 100 (BUNA)
(Nonilfenol - polietilén - glikol - éter)

1. ábra. A vizsgált tenzidek kémiai szerkezete

2. táblázat. A modellkísérlet vázlata

A modell sorszáma	A modellre vitt izotóp mennyisége KBq/modell	A modellre vitt vizes oldatok jelölése*	A modellre vitt vizes oldatok térfogatáramának átlaga m^3/s
1.	↓	$S_{50}+Ca$	↓
2.		$P_{100}+Ca$	
3.		S_{50}	
4.	97,91 $[Hg^{2+}]$	P_{100}	
5.		Ca	
6.	↑	Dv	$3{,}459 \cdot 10^{-9}$
7.	↓	$S_{50}+Ca$	↑
8.		$P_{100}+Ca$	
9.		S_{50}	
10.	458,22 $[Cd^{2+}]$	P_{100}	
11.		Ca	
12.	↑	Dv	

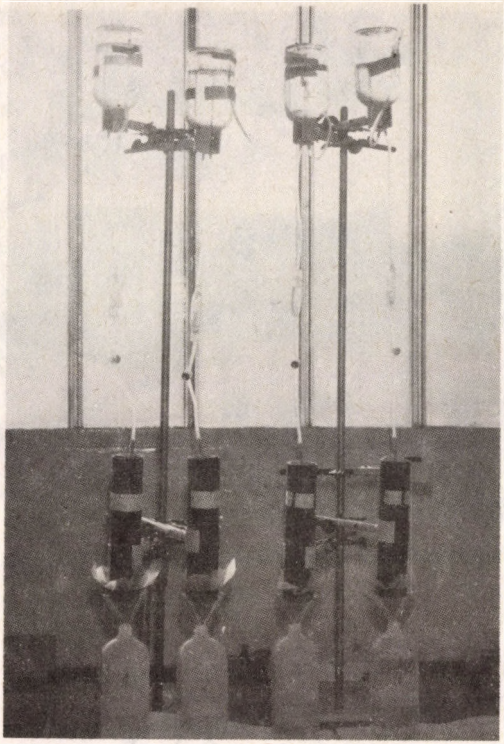
* Jelölések magyarázata: S_{50} = Szulfaril 50—10 mg/l
P_{100} = Präwozell WON 100—5 mg/l
Ca = $CaCl_2$—0,2 n
Dv = desztillált víz

böző ipari, mezőgazdasági, háztartási és egyéb készítmények hatóanyagaiként.

A kísérlet vázlatát a 2. táblázat mutatja. A modellkísérlet elrendezésének fényképe a 2. ábrán látható.

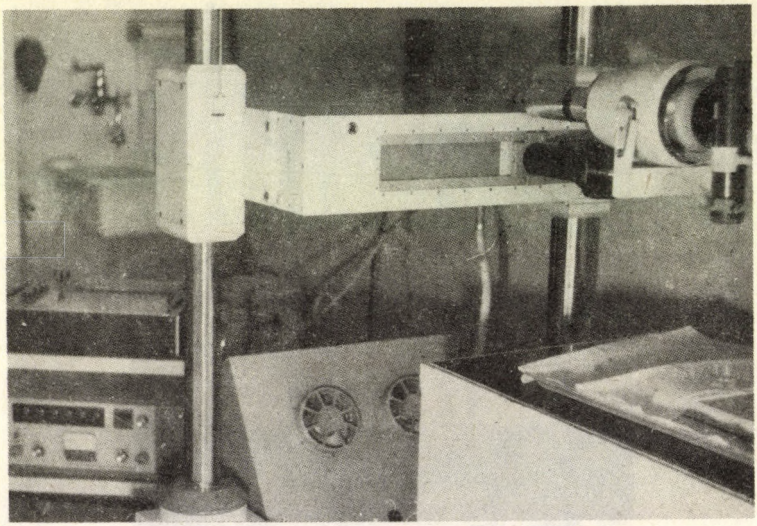
A 0., 48., 96., 144. és 240. órában a talajmodellre vitt gammasugárzó izotóp elmozdulását a 3. ábrán látható műszerelrendezésben, a pásztázó (scan) 160 mm/min mozgatási sebességével, a modell teljes hosszában, SCINTIKART NUMERIK MB 7110 (Gamma) mechanikát használva követtük. Az izotóp elmozdulását 100 mm × 50 mm ólomárnyékolással ellátott 90 mm × 50 mm NaI(Tl)-kristálydetektorral pásztáztuk. NK 150 energiaszelektív számlálóval (Gamma Művek) 0,1—0,5 MeV gamma-sugárzás impulzusainak változásait OH 814/1 kompenzográffal (RADELKISZ) kirajzoltattuk [0,08 V/cm (Cd); 0,2 V/cm (Hg); papírmozgatási sebesség: 300, 600 cm/h].

A 4. ábra az izotópeloszlási görbe rajzát mutatja. A görbén az izotóp helyét látszólag legjobban a görbe *M* maximuma jellemzi. A

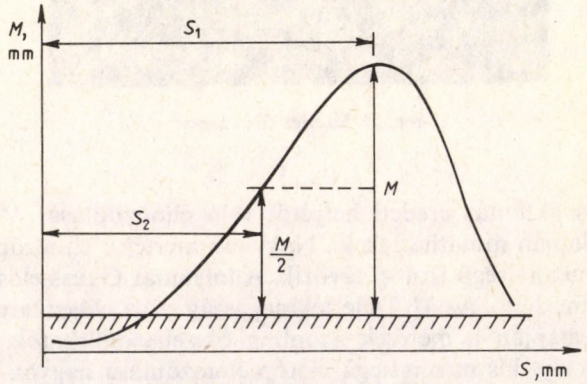


2. ábra. A kísérlet elrendezése

minimális aktivitás eredeti helyétől való elmozdulását M és S_1 értékei alapján mutathatjuk ki. Nagyobb mértékű elmozduláskor jelentős mennyiségű izotóp távozik. A folyamat Gauss-eloszlással nem jellemezhető. Az $M/2$ félértékmagasság és az ehhez tartozó S_2 távolság alapján a mérések azonban összehasonlíthatók. Egyes esetekben egy kis mennyiségű izotóp elmozdulása nagyon hamar kimutatható. Ez a görbén úgy észlelhető, hogy a háttér feletti impulzusszám ugrásszerűen vagy folyamatosan emelkedik. Ezért az átlagos háttérértéket bejelöltük, és M, illetőleg $M/2$ értékeit efölött mértük.



3. ábra. A műszerek elrendezése és a pásztázó geometriája



4. ábra. Az izotópeloszlási görbe

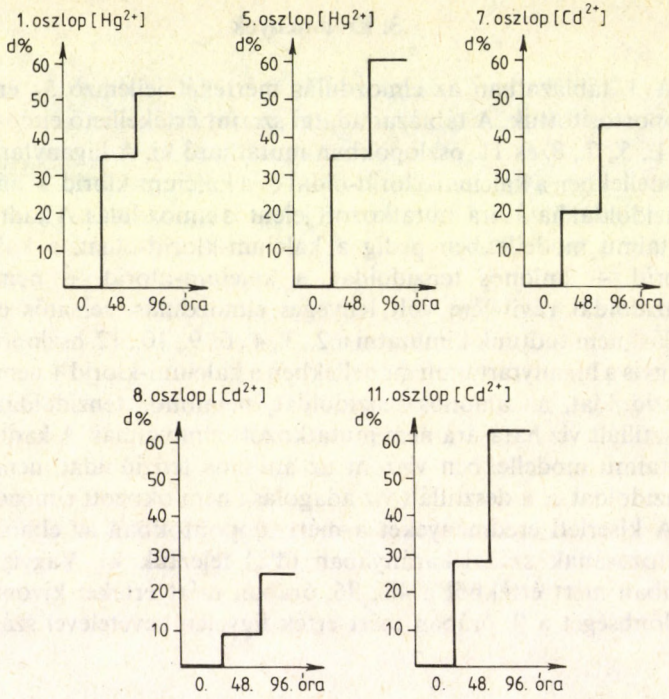
3. Eredmények

A 3. táblázatban az elmozdulás mértékét jellemző S_2 értékeit csoportosítottuk. A táblázat adatai szerint értékelhető elmozdulás az 1., 5., 7., 8. és 11. oszlopokban mutatható ki. A higanytartalmú modellekben a kalcium-klorid-oldat és a kalcium-klorid + anionos tenzidoldat hatására mutatkozott jelentős elmozdulás. A kadmiumtartalmú modellekben pedig a kalcium-klorid-oldat, a kalcium-klorid + anionos tenzidoldat, a kalcium-klorid + nemionos tenzidoldat rávitelére volt lényeges elmozdulás. Jelentős elmozdulást nem tudtunk kimutatni a 2., 3., 4., 6., 9., 10., 12. oszlopokban. Vagyis a higanytartalmú modellekben a kalcium-klorid + nemionos tenzidoldat, az anionos tenzidoldat, nemionos tenzidoldat és a desztillált víz hatására nem mutatkozott elmozdulás. A kadmiumtartalmú modellekben viszont az anionos tenzidoldat, nemionos tenzidoldat és a desztillált víz adagolása nem okozott elmozdulást.

A kísérleti eredményeket a mért időpontokban az elmozdulás változásának százalékarányában (d%) fejeztük ki. Vagyis: a 0. órában mért értékből a 48., 96. órában mért értéket kivontuk, a különbséget a 0. órában mért érték figyelembevételével százalék-

3. táblázat. A radioizotópok (Cd, Hg) eloszlásának mértéke a talajmodellekben

Izotóp	S_2 érték, mm			A modell sorszáma
	0. óra	48. óra	96. óra	
$^{203}HgCl_2$	127	82	61	1.
	124	119	116	2.
	125	116	117	3.
	125	117	119	4.
	127	82	50	5.
	124	115	117	6.
$^{115}CdCl_2$	123	98	70	7.
	130	118	98	8.
	123	115	121	9.
	125	118	120	10.
	123	88	45	11.
	119	113	116	12.



5. ábra. A radioizotópok (Cd, Hg) elmozdulásának időbeli változása a talajmodellekben

arányra számítottuk. Az értékelhető változásokat az 5. ábrán mutatjuk be.

A hisztogramokon jól látható, hogy a 0—48. órában a higany, a 49—96. órában a kadmium elmozdulásának változása a jelentősebb az azonos inaktív oldatok rávitelétől.

Valamennyi talajmodellt egységesen előkezeltük. A homok szervetlen és szerves alkotórészeit, a fiziko-kémiai folyamatokban számításba vehető felszíneket, aktív csoportokat kalciumionokkal telítettük. A kalciumos oszlopokra a továbbiakban is kalciumklorid-oldatot juttattunk. Ezáltal az oszlopra felvitt nehézfémionok izotópjainak kötődését, fizioszorpciós folyamatait, ioncsere és

komplex képződési reakcióit háttérbe szorítottuk [11, 12]. A jelzett nehézfém ionoknak vagy komplexeiknek vagy kelátjaiknak elmozdulását elősegítettük.

A két nehézfém mozgékonysága különbözött. Ez több tényező együttes hatásából adódhat. Azonos vegyértékű kationok esetén ugyanis az ionadszorpció az ionrádiusz növekedésével nő. A kadmiumion rádiusza $0{,}97 \cdot 10^{-10}$ m, a higanyé $1{,}10 \cdot 10^{-10}$ m [13]. A higany adszorpciója egyensúly elérése után nagyobb, illetőleg mozgékonysága kisebb mint a kadmiumé. A modellbeli vizes rendszerben az ionok hidratációjával is számolnunk kell. Azonos vegyértékű kationok adszorpciója ugyanis a hidratáció csökkenésével nő [lásd 13-ban 379. old.]. A higany hidratációja kisebb, mint a kadmiumé. Tehát ionegyensúly esetén a higany adszorpciója nagyobb, mozgékonysága kisebb, mint a kadmiumé. Modelljeinkben a kadmiumion és a higany(II)ion kloridion fölöslegében klorokomplexeket képez [T. Mullins, lásd 9-ben 353—364. old.]. A kadmium klorokomplexei többlépcsős egyensúlyi reakcióban alakulnak ki. A kadmium, illetőleg a klorokomplexei a kloridionnal hajlamos ionpárképzésre is. A kadmiumion + kloridion pár elektrolitként viselkedik, és teljesen ionizált állapotban fordul elő, de a disszociációja nem teljes. A higany(II)ion diszproporcionálódhat, és többek között igen alacsony oldékonyságú higany(I)-klorid is képződhet, amelyik a talajkomplexben oldhatatlan és kiválik [14]. Mindazonáltal a higanyizotóp mozgékonysága a haladás irányában lelassul, elmozdulása a modellben lecsökken.

A két nehézfém közül a higany a talaj szerves anyagaival stabilisabb komplexet képez, mint a kadmium. Feltehetőleg a stabilisabb higanykomplex mozgékonysága is a talajkomplexben kisebb, mint a kadmiumé.

Az anionos és a nemionos tenzideknek a nehézfémek mozgására gyakorolt hatását is kalciummal telített talajoszlopon végeztük. A vizsgált nehézfémek elmozdulását csak jelentéktelen mértékben változtatták meg a tenzidek a talajmodellben. Ezt a kísérleti eredményt a környezetszennyezés szempontjából releváns, de a vizsgált nehézfém elmozdulásának változása szempontjából irreleváns tenzidmennyiséggel magyarázhatjuk. A modellre vitt, a többi komponenshez viszonyítva a kis mennyiségű anionos és nemionos

tenzid ugyanis a talajkomplex ionviszonyaira, fiziko-kémiai kölcsönhatásaira figyelemre méltó változást nem okozott.

Az anionos tenzid és a kalciumion együttesének felvitele a kalcium-talajoszlopra a vizsgált nehézfémek elmozdulását jelentősen megváltoztatta. A változás azonban kisebb mértékű, mint a kalcium egymagában történő alkalmazásakor. Kalciumion-fölöslegben ugyanis az anionos tenzidet vagy annak anioncsoportját vagy mindkettőt a kalciumion szorbeálhatja [15]. Ezáltal a kalciumnak a nehézfémek elmozdulására való hatása mérséklődik.

A nemionos tenzid és kalcium együttesének felvitelére a vizsgált nehézfémek elmozdulása eltért egymástól. A higany radioizotóp elmozdulása jelentéktelen mértékben változott, amíg a kadmiumé jelentősen. A változás azonban kisebb mértékű, mint a kalcium egyedül történő alkalmazására. A jelenség magyarázatául feltételezzük, hogy az a hidratáció fokozódásával függ össze. Az akil-fenol-poliglikoléter típusú nemionos tenzidmolekulában az etilénoxid lánc elhelyezkedése, az éteroxigén vízmolekulával való kötődése nagymértékben fokozza a hidratációt [16, 17]. Ezáltal a talajkomplex ionjait, molekuláit, komplexeit különböző mértékben hidratálja. Következésképpen a hidratációra kevésbé hajlamos higany kötődése nagyobb, amíg a hidratációra hajlamosabb kadmiumé kisebb [lásd 13-ban 379. old.].

Összefoglalásul megállapíthatjuk, hogy a radioaktív kadmium- és higanyizotóp elmozdulása a homokmodellben jól mérhető és követhető a bemutatott eljárással. A vizsgált anionos és nemionos tenzid a kadmium és a higany elmozdulását csak jelentéktelen mértékben változtatta meg. A kalciumion-fölösleg a vizsgált nehézfémek elmozdulását a homokmodellben jelentősen elősegítette. A modellkísérletben észlelt változások felhívják a figyelmet arra, hogy a vízben literenként 30 mg vagy annál nagyobb mennyiségű kalcium a nehézfémeket komplexeiből remobilizálhatja, az adszorptíve kötött nehézfémionokat deszorbeálhatja [18].

Irodalom

1. U. Förstner—G. Müller: Schwermetalle in Flüssen und Seen. Springer Verlag, Berlin, 1974.
2. V. B. Vouk: in Effects and Dose-Response Relationships of Toxic Metals. Ed.: G. F. Nordberg. Elsevier, Amsterdam, 1976, p. 115.
3. In Drinking Water and Health. Part I. Chapter 5. A Report of the Safe Drinking Water Committee, Advisory Center on Toxicology, Assembly of Life Sciences National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, DC., 1977, p. 2—21.
4. Je. A. Mozsajev: Zagrjaznenie vodojomov poverkhnosztnoaktivnümi vescseszt-vami. Medicina, Moszkva, 1976.
5. Je. P. Szergejev—Je. A. Mozsajev: Szanitarnaja okhrana vodojomov. Medicina, Moszkva, 1979.
6. Benedek P.—Literáthy P.: Vízminőségszabályozás a környezetvédelemben. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1979.
7. C. Van Der Veen: Z. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. A. **227** (1974) 25.
8. Bozsai G.—Köves L.-né: Hidrológiai Közlöny **58** (1978) 468.
9. R. R. Brooks: in Environmental Chemistry. Ed.: J. O' M. Bockris. Plenum Press, New York, 1978, p. 429.
10. G. Hanschmann—H. Sohr: Acta Hydrochim. et Hydrobiol. **11** (1983) 497.
11. Darab K.—Ferencz K.: Öntözött területek talajtérképezése. Szerk.: Ábrahám L. Táncsics Könyvkiadó, Budapest, 1969, 75. old.
12. Di Gleria J.: A talajok adszorpciós kapacitásának (ioncserélő kapacitásának) meghatározása sugárzó izotópokkal. Izotópok alkalmazása a mezőgazdasági kémiában és talajtanban. Szerk.: Di Gleria J. Akadémiai Kiadó, Budapest, 1966, 253. old.
13. Römpp Kémiai Kislexikon. Szerk. Deák Gy. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1973, 75. old.
14. Kőrös E.: Szóbeli közlés, 1984.
15. H. Masche: Die Wirkung detergentienhaltiger Abwässer auf Wasser und Nährstoffe im Boden. Dissertation des Doktorgrades, Halle (Saale) 1967, p. 31.
16. H Bueren—H. Grossmann: Grenzflächenaktive Substanzen. Verlag Chemie. Weinheim, 1971.
17. Juhász É.—Lelkesné Erős M.: Felületaktív anyagok zsebkönyve. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1979, 130. old.
18. R. Götz: Forum Städte — Hygiene **29** (1978) 33.

Növények szilárdsági kérdései

Huszár István

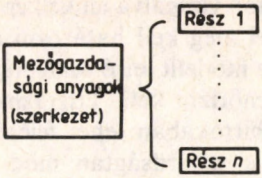
GATE, Mechanika Tanszék, Gödöllő

1. Bevezetés

A mezőgazdasági tevékenység egyik fő célja a növénytermesztés és -feldolgozás. Ezért alapvető feladat a velük kapcsolatos jellemző tényezők ismerete, így többek között a szilárdsági jellemzők meghatározása. Természetesen különleges problémát jelent a növények sokfélesége, sőt egy-egy növényen belül is annak több alkotóeleme, mint a gyökérzet, a szár, a levélzet, a termés, nem is szólva az egyes alkotóelemek bonyolult felépítéséről. További éles megkülönböztetést kell tenni a növényhalmazok szempontjából, amelyek akár mint ömlesztett, illetve tárolt halmaznak, akár mint aprított vagy préselt anyagnak tekinthetőek. Végül a feldolgozás során találunk folyékony, lisztszerű, granulált, viszkózus stb. anyagokat is. Ismét hangsúlyozandó az optimális kezelés érdekében az egyes paraméterek és azok szerepének ismerete.

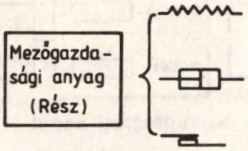
A szilárdságtan alapvető feladata a vizsgált rendszerben fellépő deformációk és feszültségek meghatározása a rendszert érő külső, illetve belső hatásokra. Ilyen értelemben olyan függvénykapcsolatok felállítására törekszik, amely az említett mennyiségek közt teremt összefüggéseket.

A modell felépítésénél azonban egyrészt figyelembe kell venni, hogy a mezőgazdasági anyagok általában szerkezetnek tekintendők, azaz több részből összetett rendszerek, másrészt hogy az egyes részek is igen bonyolult struktúrájúak. Feladat tehát először megkeresni a szerkezetet jól leíró modellvázat, az ún. szerkezeti modellt (1. ábra). Például gabona esetén ez a gyökérrendszerből, a szárból, a levélzetből és a termésből áll.



Szerkezetmodell

1. ábra. Szerkezetmodell



Anyagmodell

2. ábra. Anyagmodell

Ami az egyes részeket illeti, homogén egységnek tekintve, az anyagtörvény felállítható

$$\Phi = \Phi(F, \dot{F}, \ddot{F}, \ldots, D, \dot{D}, \ddot{D}, \ldots)$$

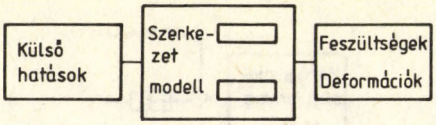
függvénykapcsolat formájában. F a feszültség, D a deformációtenzor. Természetszerű törekvés, hogy az előbb felírt függvény lehetőleg lineáris legyen. Tapasztalat szerint jó közelítéssel igen sok mezőgazdasági anyagra lehet

$$\Phi = c_0 + c_1 F + c_2 \dot{F} + c_3 D + c_4 \dot{D} = 0$$

kifejezést alkalmazni, azaz csak az első deriváltakat tartalmazó összefüggést és lineáris tagokat, amelynek megfelelnek rugóval, csillapítással és súrlódással jellemzett elemek. Ezek kombinációja lesz a kérdéses anyagmodell (2. ábra). A felírt kifejezésekben anyagállandók szerepelnek, amelyeknek meghatározása az anyagvizsgálat feladata.

Az előzőeket összefoglalva tehát a feladat a következő lépésekből áll. Meg kell határozni a mezőgazdasági anyag szerkezeti modelljét.

Ennek egyes részeit külön vizsgálva fel kell építeni az egyszerűsített anyagmodellt. Méréssel meg kell határozni a szükséges anyagállandókat. Fel kell írni a modellt leíró matematikai összefüggéseket. Ezeket mérésekkel ellenőrizni kell. Tisztázni kell a rendszert érő hatásokat. Mindezek birtokában lehet felépíteni a szilárdságtani modellt, amely révén a szilárdságtan módszereivel számítjuk a deformációs, illetve feszültségi jellemzőket (3. ábra). Végül természetesen a megfelelő alkalmazás a feladat.



3. ábra. Szilárdságtani modell

Az elmondottak értelmében két fejezetben tárgyaljuk a szilárdságtani kérdéseket.

Előbb az anyagvizsgálattal foglalkozunk. Ennek szerepe meghatározni mérésekkel az anyagra jellemző mechanikai mennyiségeket; másrészt a felállított anyagmodell alapján a megfelelő anyagtörvényt ellenőrizni.

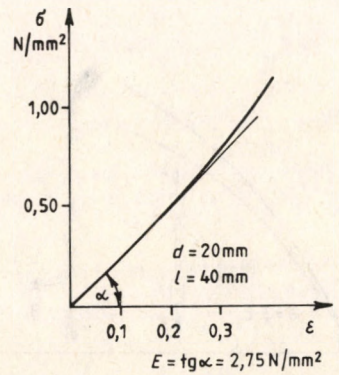
Ezt követően a szorosabb értelemben vett mechanikai vizsgálatokat tárgyaljuk, amelynek során tisztázni kell számítással, illetve méréssel a fellépő külső hatásokat, statikus vagy dinamikus terheléseket. Ezek után lehet felépíteni a szilárdságtani modellt, amelyből akár számítással, akár méréssel a feszültségek, illetve deformációk meghatározhatók.

2. Anyagvizsgálat

Az anyagvizsgálat a mezőgazdasági gépészeti, építészeti berendezéseknél a műszaki gyakorlatban jól kialakult, a világon egységesnek tekinthető eljárásokat jelenti, amelyekre itt csupán utalok.

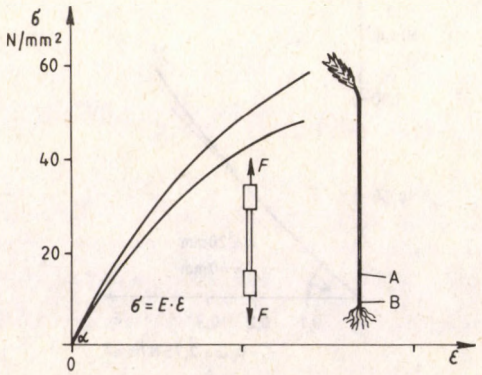
Mezőgazdasági anyagoknál ez a kérdés sokkal bonyolultabb. Egyrészt maguk a növényi anyagok felépítésük miatt nehezebben kezelhetők, biológiai tényezőktől is függőek. Másrészt ma egységes eljárások még az egyszerű esetekben sincsenek sem egy országon belül, főként nem világméretben.

A mezőgazdasági termények szilárdsági tulajdonságainak megismeréséhez első lépésben és elsődleges vizsgálatnak az egytengelyű húzó-, illetve nyomóvizsgálatot kell tekintenünk. Ennek eredményes elvégzése után kerülhet sor a bonyolultabb (háromtengelyű, hajlító, csavaró stb.) vizsgálatok végzésére [1]. Az egytengelyű vizsgálat céljára a próbatest elkészítése egyes esetekben könnyen megoldható. Például burgonyából kimunkálható egyszerűen hengeres próbatest. Ezt, illetve a nyomódiagramot mutatja be a 4. ábra. (σ nyomófeszültség, ε fajlagos hosszváltozás). Bizonyos esetekben a termény megfogása különös gondot jelent. A befogószerkezet sokszor ugyanis sérülést okoz, amelynek következtében a vizsgálandó anyag a befogószerkezetnél elszakad vagy eltörik. Ennek elkerülésére jó megoldásként a növényi szárat a húzóvizsgálatnál bizonyos esetekben furatos acélhengerbe kell ragasztani, vagy műanyag befogórészt kell ráönteni. Példaként az 5. ábrán bemutatjuk száraz búzaszár két különböző internódiumából, A, illetve B helyen vett próbatestjének szakító diagramját.

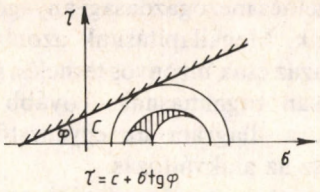


4. ábra. Burgonya nyomódiagramja

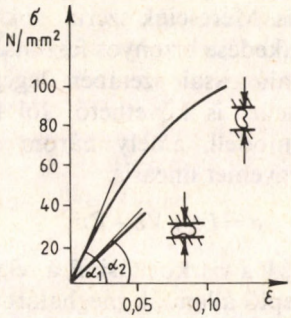
Nagy mennyiségű anyag esetén a növényhalmaz kontinuumnak fogható fel. Ez az eset áll elő például akkor, ha a kérdéses termény nagy kiterjedésű tárolóban, tartályban helyezkedik el, és az egész halmaz vizsgálata a cél. A vizsgálat természetesen ilyenkor nem vonatkozhat az egyes elemekre, és nem keressük az egyes elemek mechanikai tulajdonságaiból az egész halmaz jellemzőit, jóllehet ez látszik logikusnak. Az egyes részekben rejlő különbözőség, a köztük lévő kapcsolat, esetleg többféle anyag jelenléte miatt is az egész halmazt egy egésznek tekintjük. Ezenkívül még azt is feltételezzük, hogy az egyes alkatrészek kicsinyek az egész térfogathoz képest, és azon belül statisztikusan homogének mind az anyag szerkezetét, mind az egyes elemek irányítottságát illetően. Azaz homogén kontinuumként kezeljük a terményhalmazt, hasonlóan a talajmechanikához. Éppen ezért az ott ismert meggondolásokat alkalmazzuk itt is. Saját súly, illetve egyéb külső terhelés hatására a halmaz belsejének tetszőleges pontjában a feszültségállapotot a Mohr-diagram szemlélteti (6. ábra, σ nyomófeszültség, τ csúsztatófeszültség). Ha a legnagyobb kör az anyagra jellemző határgörbe alatt van, akkor a halmaz környezete ott nyugalomban van. Ha eléri a határt, akkor szakadás, megcsúszás áll elő. Tapasztalat szerint sokféle anyagnál a határgörbe egyenes, amelyet két anyagállandó jellemez, a c kohézió és a φ belső súrlódási szög.



5. ábra. Búzaszál húzódiagramja



6. ábra. Növényhalmaz törési határgörbéje



7. ábra. Gabonaszem nyomódiagramjai

Ha a növény összetett, illetve az egész növényt vizsgáljuk, akkor az előbbi vizsgálatok nem anyag-, hanem szerkezetvizsgálatot jelentenek. Például bemutatjuk szemes anyagok nyomódiagramját (7. ábra). Az inhomogenitás és a bonyolult alak miatt a terhelés- és alakváltozásból csak névleges feszültséget és névleges fajlagos nyúlást állíthatunk elő, amelyek közepes értékek. Az ábra mutatja, hogy az egymásra merőleges irányban felvett diagramok eltérőek, azaz valóban nem anyagjellemzőkről van szó.

Mint az előzőekben rámutattunk, a mechanikai vizsgálatokhoz szükséges ismerni az anyagot szilárdsági szempontból leíró ún. anyagi egyenleteket. Ezek a feszültség és a deformáció közti kapcsolatot adják meg. Legegyszerűbb esetben anyagegyenlet a Hooke-törvény:

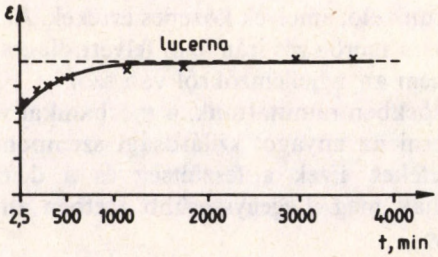
$$\sigma = E\varepsilon,$$

amely sokszor jó közelítés mezőgazdasági anyagokra. Erre rámutatnak a 4., 5., 7. ábrák. Megállapításunk azonban csak a kezdeti szakaszra érvényes, azaz csak bizonyos terhelési szintig tekinthetjük anyagainkat lineárisan rugalmasnak. Tovább terhelve nagyobb deformáció áll elő, a diagram az egyenestől erősen elhajlik, képlékeny jellegű lesz az alakváltozás.

A tapasztalat szerint a mezőgazdasági anyagok mechanikai viselkedése általában összetett elaszto-viszkoplasztikus modellekkel jó közelítéssel leírható. Ezek a modellek alkalmasak az időtől függő jelenségek követésére is. Méréseink szerint sokféle mezőgazdasági anyag mechanikai viselkedése bizonyos feszültségi és alakváltozási határon belül az általánossal szemben legegyszerűbb lineáris viszko-elasztikus modellel is követhető. Jól használható így a Poynting—Thomson-modell, amely három elemből áll, és a megfelelő differenciálegyenlet lineáris:

$$\sigma = E\varepsilon + V\dot{\varepsilon} - R\dot{\sigma},$$

ahol E a rugalmassági, V a viszkozitási, R a relaxációs tényező. Az anyagtörvényben szereplő állandók meghatározása külön feladat, amelyet a reológiai vizsgálatok kapcsán végzünk el. Ezek egyúttal arra is igazolással szolgálnak, hogy az anyagra feltételezett törvény jó közelítés-e. Az egytengelyű reológiai vizsgálatok az anyag mechanikai viselkedését három fő paraméternek, mégpedig a feszültségnek, az alakváltozásnak és az időnek a függvényében vizsgálják. A reológiai jelenségeket két alapvető jellemzővel szokás megadni: kúszással és relaxációval. A kúszás tanulmányozásánál vizsgáljuk a próbatest alakváltozását, miközben a próbatesten



8. ábra. Lucerna kúszásgörbéje

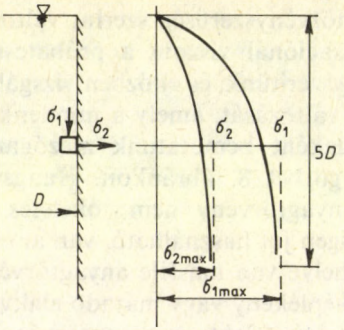
időben bizonyos törvényszerűség szerint változó feszültséget idézünk elő. A relaxációnál viszont a próbatestre időben változó alakváltozást kényszerítünk, és eközben vizsgáljuk a próbatestben ébredő feszültség változását, amely a mindenkori alakváltozással kapcsolatos. Példaként bemutatunk mezőgazdasági anyagokra vonatkozó mért görbét 8. ábránkon. Hangsúlyozzuk, hogy az imént tárgyalt anyagtörvény nem tökéletes, csupán közelítés. Némely anyagra igen jól használható, van amelyre kevésbé jónak számít. Ilyenkor helye van másféle anyagtörvénnyel próbálkozni. Sok esetben ez a képlékeny vagy maradó alakváltozást figyelembe vevő tagok beiktatását jelenti az anyagtörvénybe.

3. Mechanikai vizsgálatok

Ismerni kell a mezőgazdasági anyagot terhelő erőhatásokat. Ezek egy része külső erők formájában jelentkezik. Ha a mezőgazdasági anyagot úgy fogjuk fel, mint egyes elkülöníthető részekből alkotott egységet, akkor lényegében szerkezetnek tekintjük, amely több deformábilis részből áll. Ekkor pedig a mechanikából a szerkezetre érvényes alapelveket használjuk fel az egyes részek közt fellépő, ún. belső erők meghatározására.

Növényeknél külső terhelés a saját súly, a szélerő, illetve a munkagép hatására fellépő erők. Ezeknél sok bizonytalanság nehezíti a számszerű értékek meghatározását. További probléma megállapítani pl. szálasnövényeknél a szár és a nódiumok közti belső erőt, illetve a szár és a gyökérzet közt fellépő hatásokat; vagy gumós anyagnál a gumó és a levélzet közti belső erőt; stb. 9. ábránk

9. ábra. Gyümölcsöt leszakító erőt mérő készülék



10. ábra. Nyomásgörbék silókban

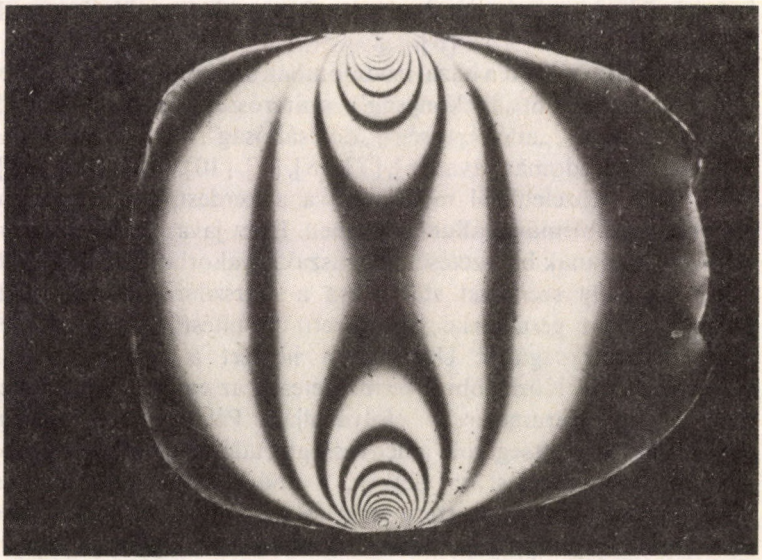
példaként bemutat egy egyszerű készüléket, amellyel a gyümölcs leszakításához szükséges statikus erő mérhető. Ami végül a növényi anyagok szállítása, feldolgozása kapcsán jelentkezik feladatként, az az alkalmazott gépi berendezésektől függ alapvetően, mint pl. a bálázás, a granulátumkészítés, az őrlés stb. Nagy magasságú és viszonylag kis alapterületű tartályoknál külön probléma az oldal és fenéklapra ható nyomás figyelembevétele. A súrlódás miatt a hidrosztatikus nyomásnál kisebb értékkel kell számolni (10. ábra). A falon fellépő súrlódás miatt a tárolt anyag súlyának egy részét ui. a fal veszi fel. Ilyenkor Jansen szerint a fal mentén a nyomás (σ_2) logaritmikusan növekszik, egy bizonyos mélység után állandónak tekinthető kohézió nélküli szemes anyagoknál. A tényleges értékeket, esetleg üzem közben, pl. ürítéskor fellépő értékeket külön e célra szerkesztett nyomásmérővel lehet meghatározni.

Az alapvető célkitűzés az erőjáték ismeretében a feszültségviszonyok tisztázása. A számításoknál kiindulás az anyagtörvény, de igen lényeges az idő szerepe is. Ha ugyanis az időtartam rövid, akkor elegendő a Hooke-törvény alkalmazása, azaz jó közelítéssel rugalmasnak tekinthetjük a mezőgazdasági anyagot a szilárdsági adatok meghatározásakor. Ha viszont az idő hosszú, akkor feltétlen reológiai összefüggésekre van szükség. Ez utóbbinál viszont a számítás igen nehéz, kivált többtengelyű igénybevételeknél. A számítógépek elterjedésével és fejlődésével a numerikus számítások

végrehajtása egyre inkább megoldottnak tekinthető, mégha bonyolult is a modell. Az áttekinthetőség, egyes paraméterek szerepének követése így válik lehetővé. Sokszor a méréstechnikát hívjuk segítségül. A méréstechnika egyik elterjedten használt módszere a nyúlásmérés [2].

Az elektromos ellenállás mérésén alapuló nyúlásmérés igen nagy hátránya az, hogy csak diszkrét helyen lehet vele mérni. Ezért igen nagyszámú mérés kell ahhoz, hogy az egész alakzatra kiterjedő vizsgálatot végezzünk. Ezt a hátrányt kiküszöböli egy másik módszer, az optikai feszültségvizsgálat.

A 11. ábrán két lap között nyomással terhelt kukoricaszemen optikai feszültségvizsgálati képét mutatjuk be. Jól látszik az érintkezési helyeken fellépő feszültségsűrűsödés, ti. az optikai úton nyert vonalak sűrűsödése erre mutat.



11. ábra. Kukoricaszem feszültségmezeje nyomóterhelésre

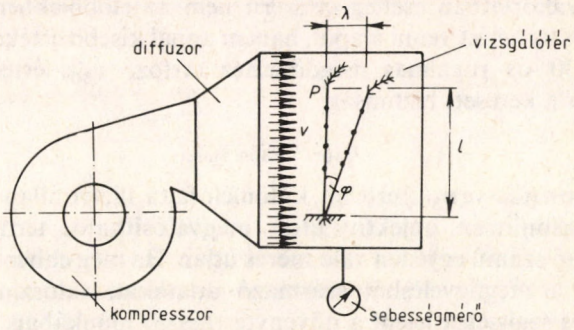
4. Alkalmazási példa

Alkalmazásként szeretném érinteni a növények egy csoportjánál igen fontos jellemzőnek, az ún. szárszilárdságnak a kérdését.

Elöljáróban leszögezzük, hogy a hazai irodalomban nem található egyértelmű definíció a fenti fogalomra. Éppen ezért javasolom a szakítószilárdság, a nyomószilárdság, a hajlítószilárdság, a csavarószilárdság klasszikus és nemzetközileg is használt szakkifejezések mintájára, amelyek szabványos próbatestekre előírt terheléssel mérhető, reprodukálható értékek, szárszilárdság helyett a szár nyomó, húzó, hajlító és csavarószilárdságáról beszélni. Mindegyik vizsgálathoz megállapodásszerűen lehet próbatestet kialakítani, és a szilárdság alatt a töréshez tartozó feszültséget kell érteni. A próbatest megválasztása mellett gondot jelent a terhelésből a feszültségre való áttérés, mivel az említett anyagok nem homogén felépítésűek, és geometriájuk sem szabályos, hanem szerkezetnek számítanak [3], [4], [5], [6].

Megítélésem szerint a hazai irodalomban szereplő fogalom alábbi elnevezései, úgymint „állékonyság", „szárerősség", „szárszilárdság", „kéregellenállás", „állóképesség", „dőlésállóság", nem vágnak össze a mechanika tudományával [6], [7], [8], [9], [10], [11], [12], [13], [14], [15]. Közelebbről megvizsgálva a kérdést, lényegében ui. stabilitási problémával állunk szemben. Ezért javasolom a szárstabilitás fogalmának bevezetését. A műszaki gyakorlatban közismert, hogy valamely szerkezet stabilitása a szárszilárdsági jellemzők mellett függ a geometriai (szerkezeti) felépítéstől és a terhelés módjától, nagyságától. Ugyanaz a helyzet a tárgyalt száras növényeknél is. Közelebbről természetesen az említett tényezőket még további paraméterek befolyásolják. Például a szilárdsági jellemzőket az érettségi fok, a nedvességtartalom, a betegségek stb.; a geometriai felépítést az életkor, a nodusok elhelyezkedése, a keresztmetszet változása stb.; a terhelést a tapadó vízsúly; stb. Ha a fenti definíciót elfogadjuk, akkor a mechanikai vizsgálat jól ismert módszere alkalmazható. Nevezetesen meg kell határozni a stabilitás határához tartozó kritikus terhelést, az ún. teherbírást: Y_{kr}.

Ennek ismeretében a szárstabilitás számszerű jellemzésére a teherbírás a mérvadó. A szár stabilitásának biztonságát megadja



12. ábra. Szélcsatorna szárstabilitás vizsgálata

az $n = Y_{kr}/Y_{max}$ hányados, ahol Y_{max} az adott helyen fellépő (pl. meteorológiai viszonyoktól függő) legnagyobb terhelés.

A kritikus terhelés mérés útján határozható meg, ún. roncsolásos anyagvizsgálattal. Mivel a tényleges terhelést az önsúly és a szélnyomás adja, a vizsgáló berendezésben ezeket kell megvalósítani (12. ábra). Szellőző szolgáltatja a szükséges légáramlást. A vizsgálótérben a v szélsebességet műszerrel mérjük. A vizsgálótér átlátszó falán a deformált száralak szemlélhető. A mérés során a kalász alatti P pont λ elmozdulását határozzuk meg v függvényében (13. ábra). Több lépcsőben terheljük a szárat, illetve tehermentesítjük. Nincs maradó alakváltozás ábránkon a 2 jelű pontig, azaz az alakváltozás rugalmas. Határt jelent a v_r szélsebesség. E fölött már van maradó alakváltozás — ábránkon $\lambda_{3m} < \lambda_3$, $\lambda_{4m} < \lambda_4$. Ennek a szakasznak a szár megdőlése felel meg, amelyre jellemző lehet $m = \frac{\lambda_m}{l} = \sin \varphi$. További terheléssel fokozatosan eljutunk a kritikus értékig — 4 jelű pont —, ahol bekövetkezik a szár behorpadása következtében a teljes megdőlés (ennek ellenére még a szál nem fekszik esetleg teljesen le, hanem nagy φ értékkel dől meg), azaz a megfelelő v_{kr} így meghatározható. Ismerve az adott hely meteorológiai adatait, a legnagyobb szélsebesség v_{max} értékéből végül is a keresett stabilitási biztonság $n = v_{kr}/v_{max}$.

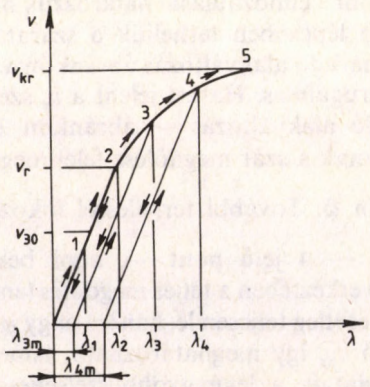
A gyakorlatban esetleg célszerű nem az előbbiekben definiált kritikus terhelést venni alapul, hanem annál kisebb értéket, például a $\varphi = 30°$-os rugalmas megdőléshez tartozó $v_{30°}$ értéket. Ilyen esetben a keresett biztonság

$$n_{30°} = v_{30°}/v_{max}.$$

Ismerve n (illetve $n_{30°}$) értékét, különféle fajta, illetve állapotú szárak összehasonlítása objektív úton megvalósítható, természetesen elegendő számú egyeden való mérés útján. Ha még ehhez hozzárendeljük a megfigyelésből származó adatokat, valószínűleg igen hasznos segítséget jelent a növénytermesztő munkában.

A vizsgálat során több körülményre kell figyelemmel lennünk. Így például a szál és a kalász síkjával párhuzamos legyen a légsebesség. Esetleg a helyi viszonyok miatt a légsebesség és a szár kezdeti szöge eltérhet a 90°-tól. Ha az eső okozta hatás is vizsgálandó, akkor a növény megfelelő esőztető nedvesítése szükséges. Bármilyen körülményeket veszünk is figyelembe, a mért adat alapján az összehasonlítás numerikus adatokra épülhet fel.

A javasolt eljárást a növénynemesítők munkájuk során használhatják különféle fajták összehasonlítására, illetve egy fajtán belül is különféle állapotok (életkor, környezeti tényezők, műtrágyaadagolás, betegségek stb.) figyelembevételére.



13. ábra. Elmozdulás—sebesség diagram

Tekintettel arra, hogy nagyobb ipartelepek (vegyigyárak, erőművek stb.) környékén számolni kell nagyobb mértékű környezetszennyezéssel, ennek hatását követni objektív minősítő eljárással feltétlen jogos igény. Erre ad az előzőekben vázolt eljárás egy lehetőséget.

Irodalom

1. I. Huszár: Mechanische Eigenschaften von Saatgut, Pflanzen und Futterstoffen. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR, Berlin, 1982, Nr. 208, p. 7.
2. I. Huszár—Gy. Ludvig—I. Szántó—F. Thamm: Dehnungsmessverfahren. W. Ernst, Berlin, 1971.
3. Huszár I.—Müller Z.: Járművek, Mezőgazdasági Gépek **24** (1977) 463.
4. F. Kaifás: Dinamicseszkaja modell bezpodpornogo szreza rasztyityelnüh materialov. Kandidátusi értekezés. Moszkva MIISZP, 1983.
5. Kaifás F.—Horváth M.: ATE Tudományos Értesítő, Gödöllő, 1984, p. 1.
6. Fehér L.: Különböző fajtájú kukoricaszárak szilárdsági jellemzőinek vizsgálata. Egyetemi doktori értekezés. Gödöllő, 1984.
7. Udvaros L.: Növénytermelés **12** (1963) 147.
8. Pollhamer E.: Növénytermelés **20** (1971) 193.
9. Kálmán L. et al.: Növénytermelés **23** (1974) 313.
10. Kálmán L. et al.: Agrobotanika **XVI** (1974) 139.
11. Müller Z.: ATE Közleményei, Gödöllő, 1978, 327. old.
12. Pintér L.—Kálmán L.: Növénytermelés **27** (1978) 327.
13. Pollhamer E.: Növénytermelés **30** (1981) 1.
14. Mesterházy Á.: Növénytermelés **30** (1981) 309.
15. Z. Müller: Messung und rheologische Modellierung der Materialiegenschaften von Halmfrüchten. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR, Berlin, 1981, Nr. 188. p. 241.

A radon és egyes bomlástermékeinek mérése lakószobákban nyomdetektoros technikával

Paripás Béla, Takács Sándor

Borsod-Abaúj-Zemplén megyei KÖJÁL, Miskolc

Somogyi György, Hunyadi Ilona

MTA Atommag Kutató Intézete, Debrecen

Nikl István

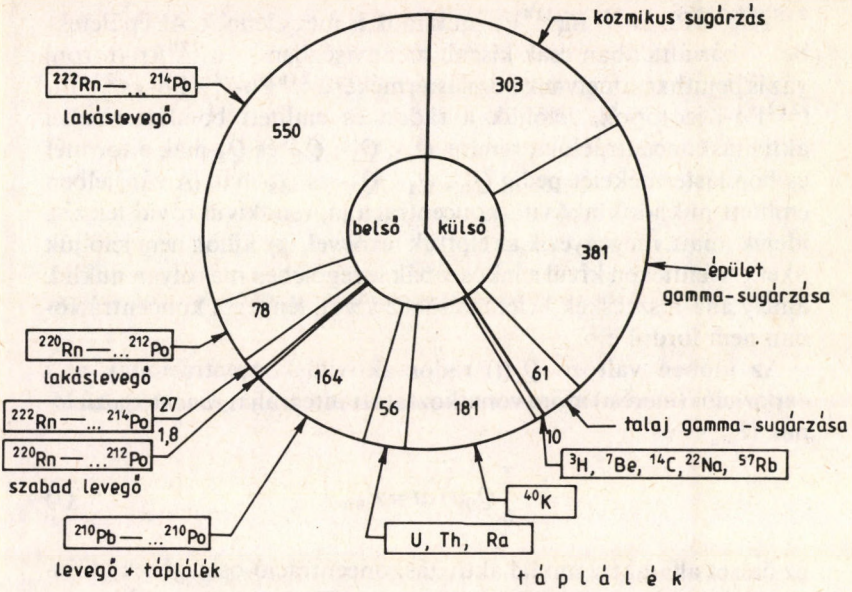
Országos „Frederic Joliot-Curie" Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet, Budapest

1. Bevezetés

A népesség természetes sugárterhelése többféle forrásból származik (1. ábra). Ennek legjelentősebb része a lakóépületekben belélegzett radontól (^{222}Rn) és rövid felezési idejű bomlástermékeitől (^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi, ^{214}Po) ered [1, 2], de nem elhanyagolható a hosszú felezési idejű bomlástermékek (^{210}Pb, ^{210}Bi, ^{210}Po), valamint a toron (^{220}Rn) és bomlástermékeinek (^{216}Po—^{212}Po) járuléka sem.

Normális radioaktív hátterű területeken, a lakószobai radontól és bomlástermékeitől származó sugárterhelés — epidemiológiai adatokra alapozott számítási modell szerint — a népesség körében évenként és millió lakosonként 5—100 tüdőrákot okozhat [3]. A környezetben előforduló egyes radonforrások (talajvíz, foszfátfeldolgozó ipar stb.) és a tüdőrák gyakorisága között néhány kutató szignifikáns korrelációt talált [4, 5]. A lakószobai radontermékszintek és a tüdőrák gyakoriság közötti összefüggés közvetlen igazolása azonban — elsősorban megbízható mérési adatok hiánya miatt — még várat magára.

A radon és bomlástermékei pillanatnyi aktivitáskoncentrációinak kísérleti meghatározására már kiforrott módszerek állnak rendelkezésre [6], de az így nyert adatokból — a radonkoncentráció nagy időbeli fluktuációi miatt — a lakosság éves expozíciójára csak durva becslést tehetünk. A radon és bomlástermékei időintegrált expozícióját, egyidejűleg nagy számban, és olcsón, csak alfarészecskékre érzékeny műanyag alapú szilárdtest-nyomdetektorokkal lehet megvalósítani [7, 8]. Jelenleg már több országban, több



1. ábra. Természetes eredetű, külső és belső sugárforrásoktól származó effektív dózisegyenértékek (μSv a^{-1} egységben) összehasonlítása, normális természetes hátterű területen élő, nem dohányzó, felnőtt emberekre (összeállítva a [2] adatainak felhasználásával)

tízezer lakásban folynak passzív nyomdetektoros mérések [9, 10], amelyek eredményei segíthetnek tisztázni a lakószobai radonszintek és a tüdőrákkockázat közötti kapcsolatot is. Ehhez kívánunk az itt közölt saját mérésünkkel hozzájárulni.

2. A mérési módszer elvi kérdései

A talaj és az alkalmazott építőanyag ^{226}Ra-tartalmával és emanálóképességével arányosan a lakótér levegőjébe ^{222}Rn (radon) gáz áramlik. A levegőben, a radon radioaktív bomlása során — részben szabad, részben aeroszolokhoz kötött állapotban — a

^{218}Po, ^{214}Pb és ^{214}Bi(^{214}Po) nuklidok is megjelennek. Az épületekbe — bár általában csak kisebb mennyiségben — a ^{220}Rn (toron) gáz is bejuthat, amelynek bomlástermékei a ^{216}Po-, ^{212}Pb- és ^{212}Bi-(^{212}Po-) izotópok. Jelöljük a radon és említett bomlástermékei aktivitáskoncentrációját rendre: Q_0-, Q_1-, Q_2- és Q_3-mal, a toronét és bomlástermékeiét pedig Q'_0-, Q'_1-, Q'_2- és Q'_3-mal. (A zárójelben említett nuklidok aktivitáskoncentrációja, rendkívül rövid felezési idejük miatt, megegyezik az előttük levőével, így külön nem jelöljük őket.) A fentieken kívül a lakószobák levegőjében más olyan nuklid, amely alfa-részecskék keletkezéséhez vezet, lényeges koncentrációban nem fordul elő.

Az időben változó $Q_0(t)$ radon-aktivitáskoncentrációnak a T expozíciós (mérési) időre vonatkoztatott integrálját *radonexpozíció*nak (E_{Rn}):

$$\int_0^T Q_0(t)\,\mathrm{d}t = E_{Rn}, \tag{1}$$

az összes alfa-aktív nuklid aktivitáskoncentráció-összegének időintegrálját pedig *totális alfa-expozíció*nak (E_t) fogjuk nevezni:

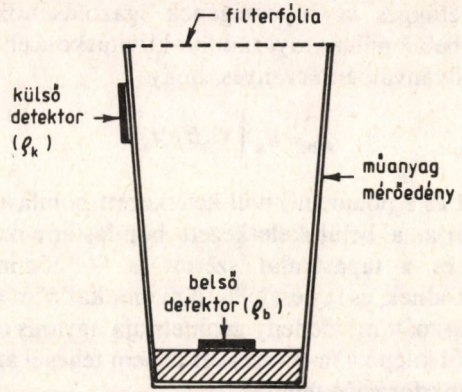
$$\int_0^T (Q_0 + Q_1 + Q_3 + Q'_0 + Q'_1 + Q'_3)\,\mathrm{d}t = E_t. \tag{2}$$

Az E_{Rn}- és E_t-vel jelölt expozíciók számunkra azért kitüntetettek, mivel ezek közvetlen mérése a 2. ábrán vázolt nyomdetektoros mérőeszközzel megvalósítható. E mérőeszköz (hasonlóan a [7, 8]-ban leírtakhoz) két nyomdetektorlemezt tartalmaz: egyiket egy filterfóliával lezárt pohárban, a másikat pedig a poháron kívül. Bizonyos feltételek teljesítése esetén elérhető, hogy a belső detektoron mért alfa-nyomsűrűség (ρ_b) a radonexpozícióval, a külső detektoron észlelt nyomsűrűség (ρ_k) pedig a totális alfa-expozícióval legyen arányos, vagyis:

$$\rho_b = k_d k_f E_{Rn}, \tag{3}$$

$$\rho_k = k_d E_t, \tag{4}$$

ahol k_d a detektorra, k_f pedig a filterfóliára jellemző állandó.



2. ábra. A méréseink során alkalmazott nyomdetektoros mérőedény vázlatos rajza

A (4) összefüggés felírásánál feltételeztük, hogy a külső detektor a szabad levegőben lévő valamennyi nuklid alfa-aktivitását egyforma hatásfokkal észleli, ami nem minden fajta detektorra teljesül. Az általunk használt LR—115 típusú, Kodak gyártmányú, 13 μm-es érzékeny réteggel rendelkező cellulóznitrátra, az alkalmazott maratási körülmények esetén (10% NaOH, 60 °C, 2h, ha $V_B = 4$ μm/h) azonban a (4) összefüggés egzaktul érvényes. Ilyenkor ugyanis a detektorban csak az $R_{min} \simeq 0{,}9$ cm és $R_{max} \simeq 2{,}8$ cm közötti maradékhatótávolsággal és a detektorfelülethez képest 90° és $\theta_c \simeq 40°$ közti szögtartományban beérkező alfa-részecskék hoznak létre perforációt (a detektoron teljesen áthatoló jól számolható nyomcsatornákat), függetlenül a részecskék kezdeti energiájától [11]. Az ilyen detektor az ún. „plate-out"-effektusra sem érzékeny, mivel a felületére lerakódó nuklidoktól származó alfa-részecskék hatótávolsága R_{max}-nál nagyobb.

Az általunk alkalmazott mérési geometria (2. ábra) esetén [11], a belső és külső detektorok regisztrációs hatásfoka egyaránt a

$$k_d = \frac{1}{4}(R_{max} - R_{min}) \cos^2 \theta_c \qquad (5)$$

formulával számolható.

A (3) összefüggés érvényességének igazolásához jelöljük a mérőedényen belüli pillanatnyi radon-aktivitáskoncentrációt $Q_b(t)$-vel. Ekkor nyilvánvalóan érvényes, hogy

$$\rho_b = k_d \int_0^T Q_b(t)\mathrm{d}t, \tag{6}$$

mivel a toront és a poháron kívül keletkezett bomlástermékeket a filterfólia kizárja, a belül keletkezett bomlástermékek pedig — számításaink és a tapasztalat szerint is — zömmel a pohár felületéhez kötődnek, és így észlelhető nyomokat nem hoznak létre. Az általunk használt mérőedény geometriája ugyanis olyan, hogy a belső felületéről kilépő alfa-részecskékre nem teljesül az előzőekben említett nyomperforációs feltétel.

A mérőedényen kívüli $Q_o(t)$ és belüli $Q_b(t)$ radon-aktivitáskoncentrációk között a filterfólián keresztül történő radontranszportot leíró

$$\frac{\mathrm{d}Q_b(t)}{\mathrm{d}t} = \frac{DA}{\delta V}[Q_o(t) - Q_b(t)] - \lambda Q_b(t) \tag{7}$$

differenciálegyenlet teremt kapcsolatot, ahol D a radon diffúziós együtthatója a filterfólia anyagában, A és δ a filterfólia területe, illetve vastagsága, V a fóliával lezárt mérőedény térfogata, λ pedig a radon alfa-bomlási állandója. A (7) egyenlet integrálása és átalakítása után azt kapjuk, hogy

$$\int_0^T Q_b(t)\,\mathrm{d}t = k_f \int_0^T Q_o(t)\,\mathrm{d}t + \frac{\delta V}{DA} k_f [Q_b(0) - Q_b(T)], \tag{8}$$

ahol

$$k_f \equiv [1 + (\lambda \delta V/DA)]^{-1}. \tag{9}$$

A (8) egyenlet a $Q_b(0) = Q_b(T)$ feltétel teljesülése esetén a

$$\int_0^T Q_b(t)\,\mathrm{d}t = k_f E_{Rn} \tag{10}$$

egyenlőségbe megy át, amit (6)-ba helyettesítve megkapjuk az igazolandó (3) összefüggést. Az említett feltétel jól teljesíthető, ha a

mérőedényt nagyon kis radonkoncentrációjú levegőn zárjuk le, majd az expozíció végén, még a filterfólia eltávolítása előtt, néhány napig ugyanitt tároljuk.

3. A nyomdetektoros mérések eredményei

3.1 A nyomsűrűség eloszlások átlagértékei

A 2. ábrán vázolt elrendezésű mérőeszközzel Borsod-Abaúj-Zemplén megye két településén (Sátoraljaújhely és Edelény) végeztünk egyidejű méréseket, kb. 5 hónapos expozíciós időket használva; 48 lakásban 1980 decembere és 1981 májusa között (1. mérés), 40 lakásban pedig 1981 decembere és 1982 májusa között (2. mérés). A mérőedények általában a szobák középpontja fölött voltak elhelyezve, a mennyezettől legalább 0,5 m-re, a lámpák tartójára erősítve. A kapott nyomsűrűségadatok eloszlásának néhány jellemzőjét az 1. táblázatban tüntettük fel.

Megjegyezzük, hogy az 1. és 2. mérési periódusban kissé eltérő filterfóliát használtunk, így az 1. táblázatban megadott ρ_b adatok csak első közelítésben hasonlíthatók össze. Az előző fejezetben bevezetett k_d és k_f faktorokat kalibrációs mérésekből megállapítva, például az 1. mérés során kapott belső nyomsűrűség: 111 Bq m^{-3}

1. táblázat. Lakószobákban mért belső és külső (ρ_b és ρ_k, lásd 2. ábrát) nyomsűrűség-eloszlások (alfa-nyom mm^{-2}/150 nap) jellemzői

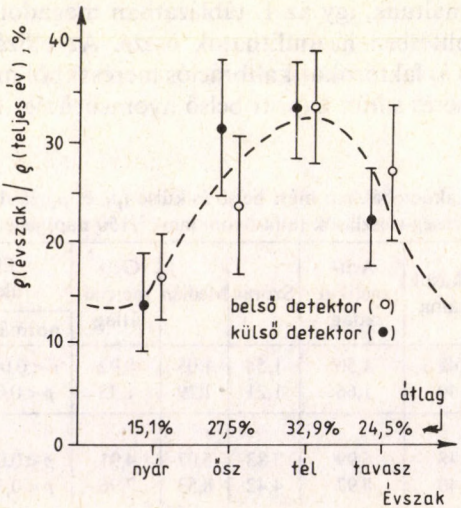
	Mérés jele	Lakások száma	Arit-metikai átlag	Szórás	Medián	Geo-metriai átlag	Eloszlások illeszkedése*	
							normális	lognorm.
ρ_b	1. mérés	48	1,50	1,54	1,03	0,92	$p<0{,}001$	$p<0{,}75$
	2. mérés	40	1,66	1,21	1,29	1,33	$p<0{,}03$	$p<0{,}85$
ρ_k	1. mérés	48	5,99	3,83	5,07	4,91	$p<0{,}05$	$p<0{,}40$
	2. mérés	40	8,97	4,42	8,53	7,96	$p<0{,}30$	$p<0{,}60$

*: χ^2-próbával megállapítva.

(3pCi l^{-1}) átlagos radon-aktivitáskoncentrációnak, a külső nyomsűrűség pedig: 311 Bq m^{-3} (8,4 pCi l^{-1}) átlagos totális alfa-aktivitáskoncentrációnak adódott.

3.2 Évszakos változások

A sugárterhelés szezonális változásának tanulmányozása céljából, a meteorológiai évszakokkal szinkronban, 3 hónapos expozíciós időkkel, 1982 májusának végétől 1983 májusának végéig, 20 lakásban végeztünk nyomdetektoros méréseket (3. mérés). Az alkalmazott mérőeszköz filterfóliát nem tartalmazott. A különböző évszakokban kapott külső és belső nyomsűrűségek százalékos részesedését az éves nyomsűrűség összegekből a 3. ábrán tüntettük fel. Megállapítható, hogy a téli expozíció a nyárét kb. kétszeresen felülmúlja. Az egyes személyek expozíciójában feltehetően még ettől is nagyobb eltérések lehetnek, hiszen télen a lakásokban a relatív benntartózkodási idő nagyobb. A különböző évszakokban mért nyomsűrűségek között megállapított korrelációs koefficienseket a 2. táblázatban foglaltuk össze.



3. ábra. A külső és belső detektor által mért nyomsűrűségek százalékos részesedése az éves nyomsűrűségösszegből

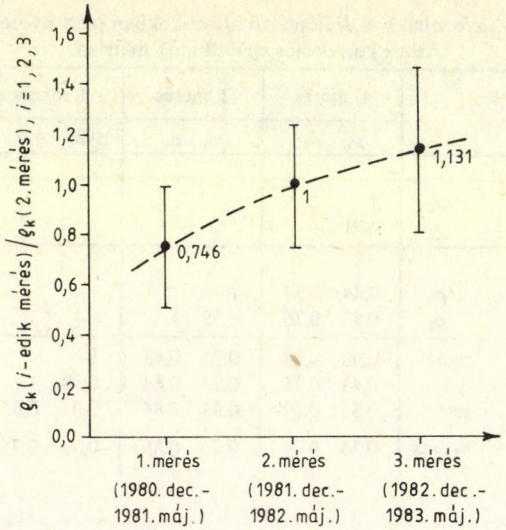
2. táblázat. Lakószobákban, különböző időszakokban mért nyomsűrűségek közötti korrelációs együtthatók mátrixa

		1. mérés		2. mérés		3. mérés, $\frac{1}{2}(\rho_b+\rho_k)$			
		ρ_b	ρ_k	ρ_b	ρ_k	nyár	ősz	tél	tavasz
1. mérés (1980. dec. —1981. máj.)	ρ_b	1							
	ρ_k	0,71	1						
2. mérés (1981. dec. —1982. máj.)	ρ_b	0,44	0,34	1					
	ρ_k	0,87	0,76	0,55	1				
3. mérés (1982. máj. —1983. máj.)	nyár	−0,08	0,18	0,32	0,48	1			
	ősz	0,43	0,75	0,73	0,64	0,58	1		
	tél	0,55	0,87	0,83	0,84	0,51	0,85	1	
$\frac{1}{2}(\rho_b+\rho_k)$	tavasz	0,54	0,79	0,75	0,83	0,53	0,78	0,92	1

A 2. táblázatból megállapíthatjuk, hogy a korreláció — a nyári adatokat, valamint egyes ρ_b-s relációkat kivéve — általában jó. Ebből arra következtethetünk, hogy a vizsgált lakások többségében a nyomsűrűségek — különösen a külsők — lényegében hasonló évszakos változásokat mutatnak. Néhány ρ_b adatnál a rosszabb korreláció oka feltehetően az itt elkövetett nagyobb mérési hibában keresendő (kisebb nyomsűrűség, eltérő filterfóliák használata). Adott mérési helyen, különböző évek hasonló időszakában észlelt nyomsűrűségek eltérésének meteorológiai okai lehetnek. A 4. ábrán, az 1., 2. és 3. mérés során azonos lakószobákban mért adatokat felhasználva, a külső nyomsűrűségek időbeli változásának tendenciáját tüntettük fel (az adatokat a 2. mérés ρ_k értékére normáltuk).

3.3 Nyomsűrűségek függése a lakásparaméterektől

Egyes lakásparaméterek hatását a három mérési periódusban összesen 80 különböző lakásban végzett nyomdetektoros mérési adat alapján vizsgáltuk. A különböző mérési periódusokban kapott adatok eltérései a 4. ábra alapján figyelembe vehetők, és a kapott



4. ábra. Az év azonos időszakában mért külső nyomsűrűségek változása három egymást követő év során

adathalmaz a mérési időtől függetlenül egyesíthető. A 3. táblázatban a 2. mérési periódusra átszámított külső nyomsűrűségek néhány lakásparamétertől való függését mutatjuk be. (Megjegyezzük, hogy amelyik lakásban többször is mértünk, ott az expozíciós időkkel súlyozott átlagot vettük figyelembe.)

3. táblázat. A külső nyomsűrűség (α-nyom mm^{-2}/150 nap) függése a lakások néhány paraméterétől és a földrajzi helytől

Nyomsűrűség-eloszlás jellemzői	Építőanyag típusa				Lakás alatt pince		Földrajzi hely	
	blokk	tégla	kő	vályog	van	nincs	S.újhely	Edelény
átlag	4,80	6,30	8,44	12,0	6,78	9,00	8,07	8,82
szórás	2,13	4,96	4,40	4,40	4,57	4,80	4,91	4,7
lakások száma	5	18	43	14	23	57	49	31

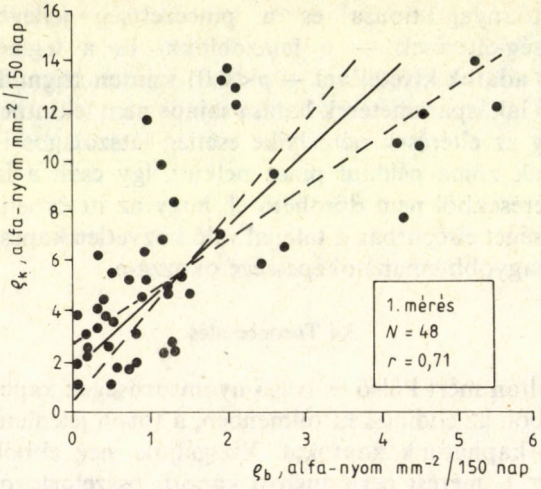
Az építőanyag típusa és a pincézettség jellege szerinti nyomsűrűség-eltérések — a falazóblokk- és a téglaépületekre vonatkozó adatok kivételével — $p<0{,}01$ szinten szignifikánsak. A különböző lakásparaméterek hatása sajnos nem tekinthető függetlennek; így az eltérések némelyike esetleg látszólagos is lehet. A vályogházak zöme például pince nélküli, így csak a lakótérben végzett mérésekből nem dönthető el, hogy az itt észlelt nagyobb nyomsűrűséget elsősorban a talajjal való közvetlen kapcsolat, vagy a vályog nagyobb emanálóképessége okozza-e.

3.4 Toronbecslés

A szimultán mért külső és belső nyomsűrűségek kapcsolatának vizsgálatából, az eddigieken túlmenően, a toron jelenlétére vonatkozóan is kaphatunk adatokat. Vizsgáljuk meg ebből a szempontból az 1. mérési periódusban kapott, összetartozó ρ_b és ρ_k értékpárok pontdiagramját (5. ábra). A két nyomsűrűség között nyilvánvalóan csak sztochasztikus kapcsolat lehet, hiszen a külső detektor által észlelt totális alfa-expozíciót nemcsak a radon, hanem a radioaktív egyensúly mértéke és a torontól származó alfa-aktivitás is befolyásolja. A kapcsolatra jellemző korrelációs együttható, amint a 2. táblázatból látható: $r=0{,}71$. A ρ_k-nak a ρ_b-re vonatkozó (laposabb) és a ρ_b-nek a ρ_k-ra vonatkozó (meredekebb) regressziós egyenesét az 5. ábrán szaggatott vonallal rajzoltuk be. A két nyomsűrűség közti sztochasztikus kapcsolatot, sajnos, ezek egyike sem írja le helyesen, mivel mindkét változó véletlen mintavétel eredménye, és hibával terhelt. Legvalószínűbb összefüggésként a két regressziós egyenes között haladó, az ábrán folytonos vonallal jelzett egyenest fogadhatjuk el, amelynek egyenlete:

$$\rho_k = 1{,}6 + 2{,}9\ \rho_b. \qquad (11)$$

A fenti összefüggésben szereplő illesztési paraméterek bizonytalanságát $\pm 20\%$-ra becsüljük. Ennek megfelelően még a $\rho_b=0$ esetben is — amikor $E_{Rn}=0$, azaz a lakásban nincs radon — átlagosan $\rho_k=(1{,}6\pm 20\%)$ alfa-nyom $mm^{-2}/150$ nap nyomsűrűség adódik, ami csak a torontól és bomlástermékeitől származhat.



5. ábra. Az 1. mérési periódusban mért összetartozó belső és külső nyomsűrűségek korrelációs pontdiagramja

Általánosabban is felírhatjuk tehát az

$$E_t = E_{Tn} + c(F)E_{Rn} \tag{12}$$

összefüggést, ahol E_{Tn} a torontól és bomlástermékeitől eredő alfa-expozíció, $c(F)$ pedig a radon és bomlástermékei közti F egyensúlyi tényezőtől függő paraméter. A (12) összefüggés jobb oldalán szereplő E_{Tn}, E_{Rn} és $c(F)$ változók első közelítésben egymástól függetlennek tekinthetők.

A (11), (12) és a (3), (4) összefüggések, valamint a használt detektorok érzékenységi adatainak felhasználásával végeredményben azt kapjuk, hogy az 1. mérési periódusban $E_{Tn} = 82$ Bq m$^{-3} \cdot 150$ nap ($= 2{,}2$ pCi l$^{-1} \cdot 150$ nap) és $c(F) = 2{,}03$. A [12] publikációban közölt Jacobi-féle egyenleteket felhasználva, a különböző szerzők által legvalószínűbbnek tartott ventillációs, depozíciós és aeroszol-paraméterekkel számolva, a fenti kísérleti adatoknak kb. 40 Bq m^{-3} átlagos toron-aktivitáskoncentráció és $F = 0{,}4 - 0{,}5$ körüli átlagos egyensúlyi tényező felel meg.

Az általunk vizsgált két településen a toronbecslés szignifikánsan eltérő eredményre vezetett. A toron-aktivitáskoncentráció átlagos szintjére Sátoraljaújhelyen 50 Bq m^{-3}, Edelényben pedig 25 Bq m^{-3} értéket kaptunk.

3.5 TL-doziméteres mérések, a gamma-dózisintenzitás és az alfa-nyomok sűrűsége közti korreláció

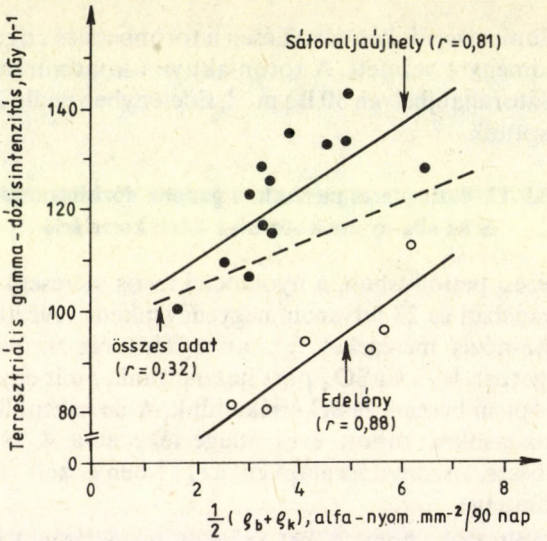
A 3. mérési periódusban, a nyomdetektoros mérésekkel egyidőben, 31 lakásban és 28 udvaron, negyedévenként végeztünk TLD-vel gamma-dózis méréseket. TL anyagként rézszűrővel ellátott teflonhengerben lévő $CaSO_4$ port használtunk, amit egy Harshaw 2000-AB típusú berendezéssel értékeltünk. A terresztriális gamma-dózisintenzitásokra kapott éves átlagértékeket a 4. táblázatban foglaltuk össze, viszonyítási alapként az [1]-ben közölt világátlagokat is feltüntetve.

Megállapítottuk, hogy a két vizsgált településen kapott éves adatok egymástól és a világátlagtól való eltérése is $p < 0{,}001$ szinten szignifikáns. Az épületekben a különböző évszakokban mért gamma-dózisintenzitások között a korreláció jó ($r = 0{,}76 - 0{,}85$), az udvaron mért adatok között már gyengébb ($r = 0{,}33 - 0{,}66$).

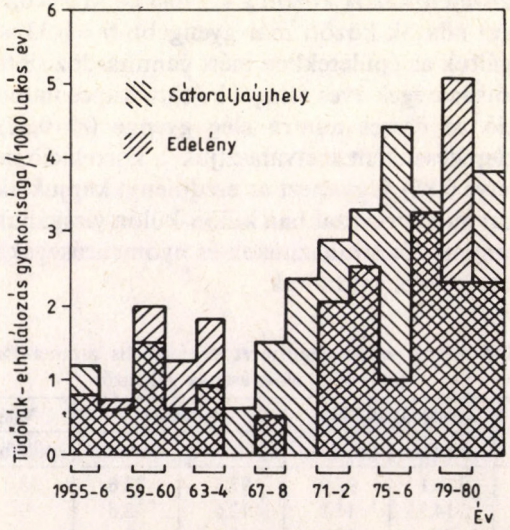
Megvizsgáltuk az épületekben mért gamma-dózisintenzitások és az alfa-nyomsűrűségek éves átlagai közötti kapcsolatot is (6. ábra). A korreláció az összes adatra elég gyenge ($r = 0{,}32$), de ha az adatokat településenként szétválasztjuk, a korreláció meglepően jó ($r = 0{,}81$, illetve 0,88). Ugyanezt az eredményt kapjuk akkor is, ha a korrelációkat minden évszakban külön-külön vizsgáljuk. A szabadban mért gamma-dózisintenzitások és nyomsűrűségek a fentieknél gyengébb korrelációt mutatnak.

4. táblázat. A 3. mérési periódusban mért terresztriális gamma-dózisintenzitások (nGy h^{-1}) eloszlásának jellemzői

	Sátoraljaújhely		Edelény		Világátlag [1]	
	épületben	udvaron	épületben	udvaron	épületben	szabadban
éves átlag	118,1	92,9	97,3	77,6	53,0	45,0
szórás	14,3	11,8	12,6	2,5	–	–
lakások száma	21	19	10	9	–	–



6. ábra. Épületekben TLD-vel mért terresztriális gamma-dózisintenzitások és LR-115 nyomdetektorral kapott alfa-nyomsűrűségek korrelációs diagramja



7. ábra. A tüdőrák-elhalálozások gyakorisága 1955—82 között két Borsod-Abaúj-Zemplén megyei településen

3.6 Epidemiológiai adatok

A két vizsgált településen az egyik szerző (Takács S.) 1955-ig visszamenőleg összeállította a tüdőrák által okozott halálesetek statisztikáját. A két évenként átlagolt, tízezer lakosra vonatkoztatott tüdőrák-haláleset gyakoriságokat a 7. ábrán tüntettük fel. Látható, hogy az 1965—76 közti időszakban a tüdőrák elhalálozás gyakorisága Sátoraljaújhelyen nagyobb volt, a vizsgált 28 év átlagában azonban a két településre vonatkozó adatok szignifikáns eltéréséről nem beszélhetünk.

4. Összefoglalás

Két nyomdetektort tartalmazó passzív mérőeszközökkel, Borsod-Abaúj-Zemplén megye két településén mértük a radon-, illetve a totális alfa-expozíciókat, valamint TLD-vel az átlagos gamma-dózisintenzitásokat. Matematikai statisztikai módszerrel megbecsültük a torontól és bomlástermékeitől eredő alfa-expozíciós járulékokat is. Tanulmányoztuk a lakások építőanyagának és alápincézettségének hatását, az alfa-expozíciók évszakos változását, valamint a mért nyomsűrűségek közt lehetséges korrelációkat. Megállapítottuk, hogy a torontól és bomlástermékeitől eredő alfa-expozíció a két vizsgált településen kb. egy kettes faktorban eltér. Összefüggést találtunk az egyidejűleg mért alfa-nyomsűrűségek és gamma-dózisintenzitások között. Úgy tűnik, hogy ezt az összefüggést tájegységenként célszerű megvizsgálni. Az eddigieknél kedvezőbb statisztika elérése érdekében vizsgálatainkat, nagyobb mérési mintaszámmal, tovább folytatjuk.

Irodalom

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, „Sources and Effects of Ionizing Radiation". Report to the General Assembly, United Nations, New York, 1977.
2. Tóth Á.: A lakosság természetes sugárterhelése, Akadémiai Kiadó, Budapest, 1983, 187. old.
3. A. V. Nero: Health Phys. **45** (1983) 277.

4. R. L. FLEISCHER: General Electric Technical Information Series, Report No. 80CRD178 (1980) 1.
5. C. T. HESS—E. V. WEIFFENBACH—S. A. NORTON: Health Phys. **45** (1983) 339.
6. TÓTH Á.: Sugárfizikai vizsgálatok a lakosság által inhalált RaA, RaB és RaC okozta légzőszervi dózis meghatározására. Kandidátusi értekezés, Pécs, 1971.
7. A. L. FRANK—E. V. BENTON: Nucl. Track Detection **1** (1977) 149.
8. R. L. FLEISCHER—W. R. GIARD—A. MOGRO-CAMPERO—L. G. TURNER: Health Phys. **39** (1980) 957.
9. M. URBAN—E. PIESCH: In Solid State Nuclear Track Detectors (Proc. 11th Int. Conf., Bristol, 1981). Eds: P. H. FOWLER—V. M. CLAPHAM. Pergamon Press, Oxford, 1982, p. 577.
10. H. V. ALTER—R. A. OSWALD: Health Phys. **45** (1983) 425.
11. G. SOMOGYI—B. PARIPÁS—ZS. VARGA: Nucl. Tracks **8** (1984) 423.
12. W. JAKOBI: Health Phys. **22** (1972) 441.

Zajszintmérések a budapesti metró vonalain

Dákay Mária, Tapfer Dezső, Vedres István

SOTE, Közegészségtani és Járványtani Intézet, Budapest

A felszíni közlekedés egyre növekvő zsúfoltsága miatt a nagyvárosok tömegközlekedését földalatti gyorsvasutak építésével igyekeznek megoldani. Világstatisztikák szerint jelenleg a föld különböző országaiban a metróvonalak együttes hossza meghaladja a 3600 km-t.

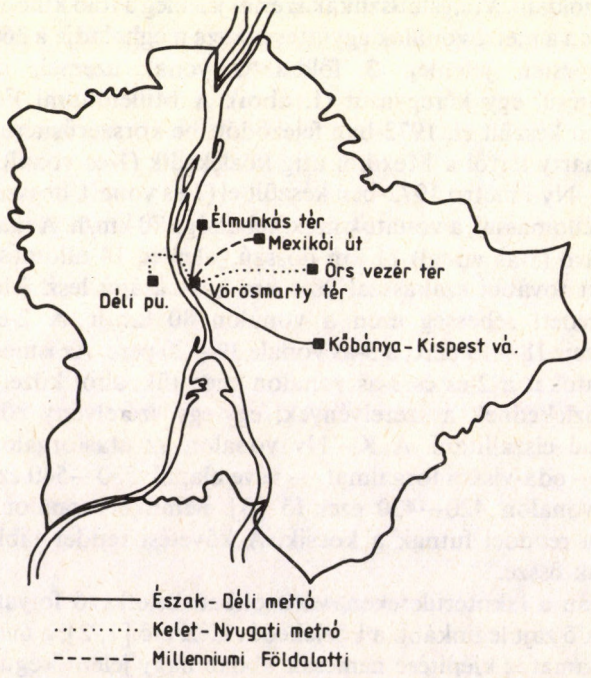
Budapesten jelenleg 3 földalatti vonal üzemel, ebből 2 mélyépítésű, egy kéregvasút (1. ábra). A Millenniumi Földalatti 1886-ban készült el, 1973-ban fejeződött be korszerűsítése; most a Vörösmarty tértől a Mexikói útig közlekedik (1-es vonal).

A K—Ny-i metró 1972-ben készült el (2-es vonal), hosszúsága 10 km, 11 állomással, a vonatok max. sebessége 70 km/h. A másik, É—D-i metró (3-as vonal) 11 km hosszú, jelenleg 14 állomással, ez a tervezett további szakasszal 20,4 km hosszúságú lesz. Maximális megengedett sebesség ezen a vonalon 80 km/h. A 2-es vonal menetideje 18—19 perc, a 3-as vonalé 19—20 perc. Az ismertetendő vizsgálatokat a 2-es és 3-as vonalon végeztük, ahol közel napi 20 órát közlekednek a szerelvények; egy-egy szerelvény 800—1000 utast tud elszállítani. A K—Ny vonalon az utasforgalom egész napot — oda-vissza forgalmat — véve alapul: 530—540 ezer fő, az É—D vonalon 420—430 ezer fő [3]. Mindkét vonalon azonos követési renddel futnak a kocsik. A követési rendet táblázatban foglaltuk össze.

Miután a lakóterületeken, városokban keletkező folyamatosan ismétlődő zajt leginkább a közlekedés idézi elő [1, 2], a metróhálózat folyamatos kiépítése nemcsak abban nagy jelentőségű, hogy a felszíni zsúfoltság csökken, hanem abban is, hogy az utcai zaj újabb

1. táblázat. Követési rend
(idő percben)

Időtartam	Hétköznap
4.30 – 5.00	5
5.00 – 5.30	3,5
5.30 – 8.00	2,25
8.00 – 12.00	4
12.00 – 14.00	3
14.00 – 18.00	2,25
18.00 – 19.30	4
19.30 – 21.00	5
21.00 – 23.10	6



1. ábra. Budapest metróhálózata

zajforrással nem növekszik. Emellett azonban ezen speciális közlekedési eszköz maga is zajforrás; munkacsoportunk ezért folyamatosan kívánt tájékozódni mindkét metró vonalán az egyes zajszintekről, ezek alakulásáról — változásáról, időtartamáról és ennek alapján a szerelvényekben tartózkodó utasokat érő zajimmisszió nagyságáról.

A vizsgálatok során alkalmazott műszer NDK RFT 00 017 típusú Preciziós impulzus zajszintmérő volt. A mérések során 5 s-onként leolvasott műszerállást jegyeztünk fel. A műszert „A" súlyozó szűrőre és I. időállandóra állítottuk, mert így a mért hangnyomásszint az emberi szubjektív hangérzetet utánozza [4]. Az így kapott számszerű értékeket dB (AI)-ben fejeztük ki (MSz—18152). Mindig az első kocsiban közvetlen a vezetőfülke mögött, ülő magasságban tartott mikrofonnal 1 kHz-n mértünk. Miután a dBA az emberi hallásfrekvenciákat fogja át, ezért ezen alapvetően tájékozódó vizsgálatsornál külön frekvenciaméréseket nem végeztünk. Irodalmi adatok szerint [5] a metró, mint általában a közlekedési eszközök zaja időszakos, szabálytalan és mély tónusú.

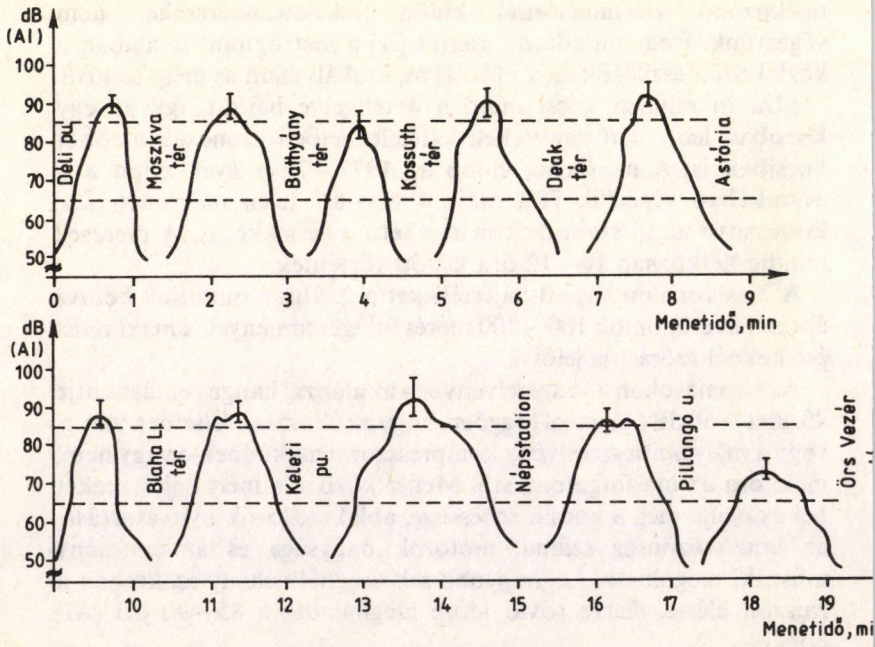
Miután minden kocsi mind a 4 tengelye hajtott, így az egy kocsiban leolvasott zajértékek feltételezhetően azonosak a többi kocsiban is. A méréseket előbb az 1977—79-es évek mind a 4 évszakában végeztük [8], majd 1983—84. telén megismételjük; kiegészítve az új szakaszokon mérhető zajértékkel is. A mérések mindig hétköznap 10—12 óra között történtek.

A 2-es vonalon kapott zajértékeket a 2. ábrán mutatjuk be. Az ábrán felvett pontok 100—100 mérés átlageredményei, a maximális értékeknél szórást is jelölve.

Az állomásokon álló szerelvényben az alapzaj hangnyomásszintje 40, illetve 50 dB (AI) attól függően, hogy az állomás a felszínen van-e, vagy a mélyben; a szerelvény kompresszorai működnek-e vagy nem, mekkora az utasforgalom; stb. Menet közben a mért zajértékeket befolyásolja még a kocsik sebessége, ablakszellőzők nyitvatartása, az utazóközönség száma, motorok nagysága és az építmény műszaki megoldása. Legnagyobb sebességnél néhány szakaszon a zajszint elérte, illetve rövid időre meghaladta a 85—90 dB (AI) értéket.

A 3-as vonalon 1977—79-ben végzett mérésünknél a Deák tér—Nagyvárad tér között közlekedtek a szerelvények. 1981 decemberében adták át a Kispestig, illetve Élmunkás térig meghosszabbított szakaszt (3. ábra).

Ezen a vonalon a régi szerelvények mellett új kocsikat is üzemeltetnek; ezen új kocsik motorja 110 kW-s, szemben a régi kocsik 76 kW teljesítményű motorjával. Ez a szerelvények alapzajhangnyomásszintjében minimális emelkedést okoz; viszont az új szakaszokon a sínek aláágyazottsága műszakilag más, s ez zajcsökkentően hat [3]. Az alagutak kiképzése ezen az É—D-i vonalon úgy alakult, hogy a Klinikák—Nyugati pu. közti szakaszon különkülön alagútban mennek a kocsik, a többi részen egy alagútban 2 vonat közlekedik. A 2-es vonalon az Őrs vezér tér és Népstadion állomások között van csak közös alagút [3].

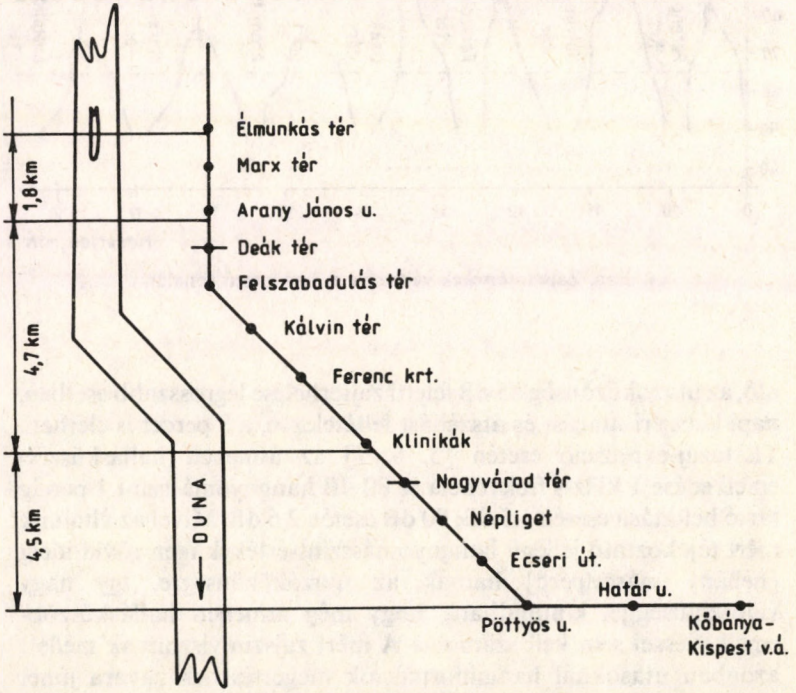


2. ábra. Zajszintértékek változása a 2-es metró vonalán

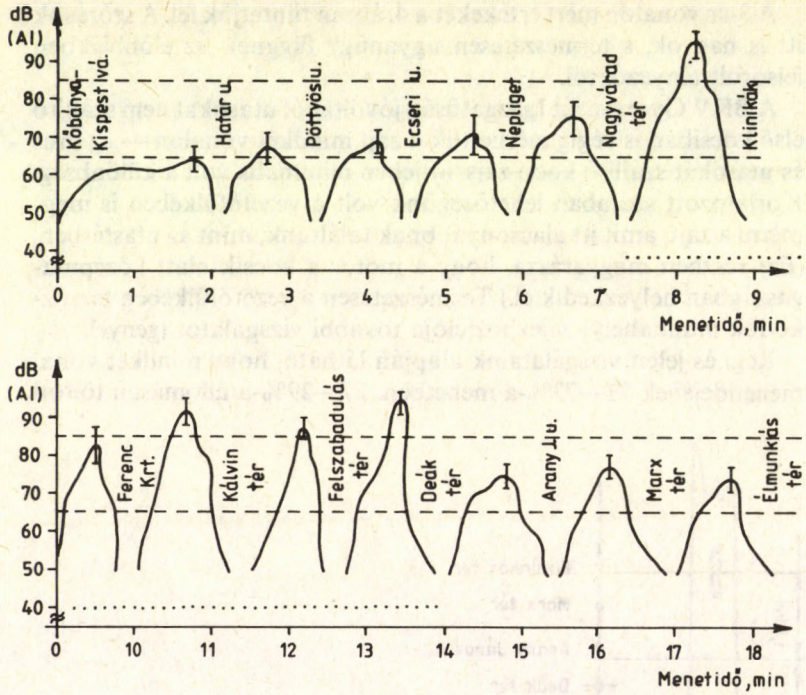
A 3-as vonalon mért értékeket a 4. ábrán tüntetjük fel. A szórások itt is nagyok, s természetesen ugyanúgy függnek az előbbiekben felsorolt tényezőktől.

A BKV Gyorsvasút Igazgatóság jóvoltából utasokat nem szállító első kocsiban is végig mérhettük a zajt mindkét vonalon — az üres és utasokat szállító kocsi zajszintjében minimális volt a különbség. Korlátozott számban lehetőségünk volt a vezetőfülkében is megmérni a zajt, amit itt alacsonyabbnak találtunk, mint az utastérben. (Ezt részben magyarázza, hogy a motor a kocsik alatt középmagasságban helyezkedik el.) Természetesen a vezetőfülkében tartózkodók munkahelyi zajexpozíciója további vizsgálatot igényel.

Régi és jelen vizsgálataink alapján látható, hogy mindkét vonal menetidejének 71—73%-a menetben, 27—29%-a állomáson töltött



3. ábra. A 3-as metróvonal



4. ábra. Zajszintértékek változása a 3-as metró vonalán

idő, az utazóközönség 85 dB feletti zajterhelése legrosszabb esetben, napi kétszeri utazást és átszállást feltételezve, a 8 percet is elérheti. Tisztazaj-expozíció esetén [5, 6, 7] az átmeneti hallásküszöb emelkedése 1 kHz-s frekvencia és 80 dB hangnyomásszint 1 percig tartó behatása esetén 1,5 dB, 90 dB esetén 2,6 dB. Mivel az általunk mért tájékoztató jellegű hangnyomásszint-értékek igen rövid ideig [néhány másodperc] hatnak az utazóközönségre, így nagy valószínűséggel kimondható, hogy még átmeneti hallásküszöb-emelkedéssel sem kell számolni. A mért zajszintviszonyok mellett azonban utasoknál hanginformációk megértésének zavara jöhet létre; az adott zajszint a vezetőre nézve fáradtságot elősegítő

tényezőként szerepelhet. A zaj szabálytalan, az expozíció intermittáló. Az állomásokon erőteljesen lecsökken a zaj, így ez zaj szempontjából pihenési időnek számít. Még többszöri utazás vagy átszállás esetén sem összegeződhet olyan kedvezőtlenül a zajterhelés, hogy akár mindennapi utazásokra számítva is ezek halláskárosító hatásúak lennének.

Munkánkhoz nyújtott aktív segítségért azúton is szeretnénk köszönetet mondani a BKV Gyorsvasút igazgatójának és dolgozóinak.

Irodalom

1. Bakács T.—Czabalay L.—Pintér I.: Egészségtudomány **15** (1971) 87.
2. Bakács T.—Czabalay L.—Pintér I.: Egészségtudomány **17** (1973) 105.
3. Bata I.: Személyes közlés (1984) BKV Gyorsvasút Igazgatóság.
4. Kertai P.: Közegészségtan. Medicina, Budapest, 1982.
5. Pintér I.—Pálfalvi L.: Munkaegészségtan—Üzemegészségtan. Szerk.: Timár M. Medicina, Budapest, 1981, 493. old.
6. Pintér I.: Munkavédelem **XXIX** (1983) 10—12. szám.
7. Pintér I.: Munkavédelem **XXX** (1984) 1—3. szám.
8. Tapfer D.—Vedres I.—Dákay Mária: Egészségtudomány **24** (1980) 406.

Eljárás vegyszerek mutagén aktivitásának kvantitatív minősítésére

Rontó Györgyi, Gáspár Sándor, Tarján Imre

SOTE, Biofizikai Intézet, Budapest

A vegyszerek elterjedése napjainkban óriási méreteket öltött: jelenleg 3,5—4,5 millió vegyszert ismerünk, és az évről évre szintetizált kemikáliák száma is mintegy 200—300 ezerre tehető [1—5]. Sokezer azoknak a vegyszerfajtáknak a száma is, amelyekkel naponta kapcsolatba kerülhetünk. Ilyen tekintetben egyaránt gondolnunk kell a gyógyszer- és a kozmetikai ipar termékeitől kezdve pl. a növényvédő- és tápszerekre, vagy az állati takarmányadalékanyagokon és rovarirtókon át a dohányfüstben, a motorok kipufogó gázaiban jelenlevő égéstermékekre.

A vegyszerek használatából az emberiségnek számos előnye származik, ugyanakkor azonban egy részük mutagén vagy mutagén lehet. Ez azt jelenti, hogy hosszabb-rövidebb lappangási idő elteltével vagy a vegyszerrel kapcsolatba kerülő személy vagy utódainak genetikus állománya megváltozhat. Az egyén szomatikus sejtjeiben bekövetkező mutáció pedig bizonyos esetekben karcinogenezishez vezet. Érthető tehát az az igény, hogy felmérjük és jellemezzük az egészségi kockázatot, ami a különböző vegyszerek használatával együttjár.

Bizonyos vegyületek mutagén hatását már kb. 50 éve ismeri a tudomány, és több mint egy évtizede komoly nemzetközi erőfeszítések történnek azoknak az anyagoknak a felderítésére, amelyek mutagén aktivitással rendelkeznek [6—8].

A karcinogenitást illetően pedig kétségtelen, hogy egy-egy anyag esetében a karcinogenitást kizáró, megnyugtató döntés csakis emlősökön, valamint humán orientáltságú kísérleti rendszereken

nyert együttes eredmények alapján hozható, mégis az utóbbi években az alacsonyabb rendű élőlényeken, sőt prokaryotákon végrehajtható szűrővizsgálatok egész sorát dolgozták ki. Ezek *in vitro* tesztek, és legtöbbször a *mutagenitást* vizsgálják. Helyük és jelentőségük a következő tapasztalatok, illetve megfontolások alapján adható meg.

— Egy-egy anyag teljes kivizsgálása a karcinogenezis szempontjából emlősön 2—3 évig tartó és 200—300 ezer dollárt igénylő feladat. Ezzel szemben az in vitro mutagenitási tesztek ún. *gyors tesztek* (short-term tesztek), értékelésük néhány napot, esetleg csak néhány órát vesz igénybe, kivitelezésük az előbbiekénél lényegesen olcsóbb [2].

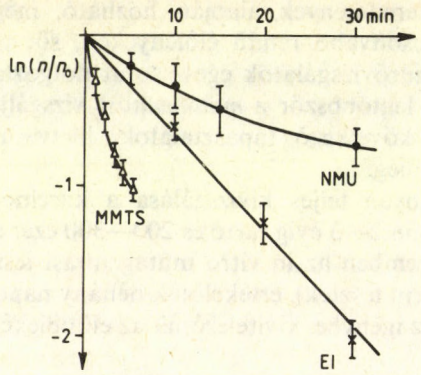
— A mutagenezis és karcinogenezis között szoros korreláció mutatható ki: a gyors tesztekben mutagénnek talált anyagok 85—90%-a karcinogénnek bizonyult, és a karcinogén anyagoknak ugyancsak mintegy 90%-ánál sikerült mutagén aktivitást detektálni [7].

A legismertebb gyors tesztek egyike a Salmonella-mutagenitási teszt (Ames-teszt), amit — az időnként felmerülő aggályok ellenére is — kiterjedten alkalmaznak [8].

Hasonló célú szűrőtesztet dolgoztunk ki mi is a SOTE Biofizikai Intézetében [9a, b]. E mutagenitási tesztben T7 bakteriofágokat használunk vizsgálati objektumként, ezekkel lép a vizsgálandó vegyszer kölcsönhatásba. A fág DNS-ében keletkezett szerkezeti sérülés funkcionálisan letális mutációban nyilvánul meg. E hatás „előhívására" E.coli B gazdasejteket használunk. A vegyszer által épen hagyott fágok a gazdasejteket megfertőzik, a sérültek viszont e képességüket elveszítik, azaz inaktiválódnak. A kvantitatív viszonyokból következtetünk a vizsgált vegyszer mutagén aktivitásának mértékére. Eljárásunkat — más, hasonló tesztekkel egybevetve — a következő tulajdonságokkal, illetve előnyökkel jellemezhetjük.

1. Más in vitro tesztek a vegyszer hatásának sztatikus rögzítésére törekszenek, esetünkben viszont a mutagén aktivitás mérése a fágok inaktivációs kinetikájának követése révén történik, ami több információval szolgál.

Példaként az 1. ábrán három közismert, direkt mutagén anyag által okozott inaktivációs kinetika látható.



1. ábra. Jellegzetes fág-inaktivációs kinetika 5 mmol/l metil-metántioszulfonát (MMTS), 10 mmol/l etilénimin (EI) és 50 mmol/l *N*-nitrozo-*N*-metilurea (NMU) hatására. A vízszintes tengelyen az inkubációs időt, a függőleges tengelyen a túlélési ráta (n/n_0) természetes logaritmusát tüntettük fel

2. Más tesztek egy-egy kiválasztott hatás fellépését, illetve elmaradását regisztrálják, azaz a mutagenitásra igen-nem (pozitív-negatív) választ adnak. Mi a mutagén aktivitás jellemzésére mérhető mennyiséget definiáltunk és használunk fel.

Vizsgálataink szerint ui. a vegyszer és a fág-nukleinsav közti kölcsönhatás kezdeti fázisára érvényesnek tekinthetjük a következő összefüggést:

$$dn = -\alpha n_0 c \, dt, \tag{1}$$

ahol n_0 az ép fágok száma a $t = 0$ időpontban, dn a fágok számában dt idő alatt inaktiválódás következtében beálló változás, c a vizsgált vegyszer koncentrációja. Az α arányossági tényező a kezdeti inaktivációhoz tartozó eseménysűrűséget jelenti egységnyi koncentrációra vonatkoztatva. A vegyszerek mutagén aktivitását az α-val, pontosabban annak reciprok értékével, az ún. *dimérekvivalens dózissal* (*DED*) jellemezzük:

$$DED = \frac{1}{\alpha}. \tag{2}$$

Ez a koncentráció × idő dimenziójú mennyiség nevében az UV-sérüléssel kapcsolatos régebbi eredményeinkre utal, és hatását illetően akkora inaktivációt okoz, mint amit átlagosan fágonként 1 dimér hoz létre.

Az α értéke az inaktivációs kinetika segítségével egyszerűen meghatározható. A kinetikát szemléltető görbe (dózishatásgörbe) kezdeti ($t = 0$) iránytangensére ui. az (1)-ből a következő összefüggés adódik:

$$\left[\frac{\mathrm{d}(\ln n/n_0)}{\mathrm{d}t}\right]_{t=0} = -\alpha c. \qquad (3)$$

Az iránytangens meghatározása révén, a c ismeretében az α a (3)-ból kiszámítható. Az 1. ábrán feltüntetett esetekben a *DED* értéke mol min/l egységben mérve sorjában: 0,022, 0,15, 1,3.

3. A bemutatott eljárás igen érzékeny és megbízható.

E megállapítás alapját a T7 fág (a tesztobjektum) több kedvező strukturális és funkcionális sajátossága képezi. Ezek közül kiemeljük a következőket:

— A fágfejet körülvevő fehérjeburok vékony, a viszonylag kis molekulasúlyú mutagén anyagok könnyen eljuthatnak a target-molekulához, a nukleinsavhoz [10];

— A T7-nukleinsav által hordozott genetikai információnak döntő része, több mint 90%-a szükséges a fág teljes biológiai funkciójához: ha ez bárhol sérül, a fág inaktiválódik [11];

— Ép fágok és aktív fiziológiai állapotú gazdasejtek esetén a fágfertőzés hatásossága: *1* [12];

— Mind a tesztobjektumok, mind a gazdasejtek igen stabilisak, így nem kell számolnunk spontán fellépő változásokkal, amelyek a mérést meghamisítanák;

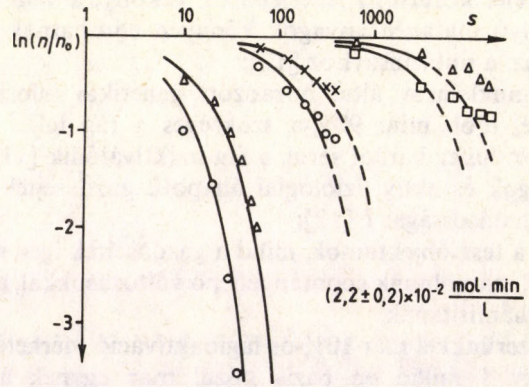
— Módszerünkkel már 10%-os fáginaktiváció mérhető, ami azt jelenti, hogy 1 millió ép bázis közül már egynek a sérülése kimutatható inaktivációt okoz.

4. A dimérekvivalens dózis — a toxikus határkoncentrációnál kisebb koncentrációban alkalmazott vegyszer esetén —, a mérési pontosságon belül független a hatóanyag koncentrációjától. E megállapítás implicite [1]-ben is bennfoglaltatik, és éppen ezáltal használható fel a dimérekvivalens dózis a vegyszer mutagén

aktivitásának jellemzésére. Dokumentációként szolgál a 2. ábra, amelyen az MMTS hatása látható 3 nagyságrendet átfogó koncentrációtartományban.

5. A vegyszerek egy része ún. indirekt mutagén, azaz: az önmagában inaktív vagy kevéssé aktív vegyület anyagcserefolyamatok révén aktiválódik. Az indirekt mutagének aktiválásához a short-term tesztekben a máj anyagcseréjének modellezésére májmikroszóma homogenizátumot (S9 mixet) alkalmaznak [8]. Eljárásunk ugyancsak kombinálható máj-mikroszóma kivonattal (S9 mixszel). Ilyen esetben a bemutatott mérési eljárás segítségével a vizsgálandó vegyszer mutagén anyagcsere-termékének/termékeinek dimérekvivalens dózisát határozzuk meg.

6. Eljárásunkban a vegyszerek genetikus hatása azok toxikus hatásától elválasztható. A toxikus hatás vagy a fágokon, vagy a gazdasejteken érvényesülhet. Az előbbi esetben az inaktivációs kinetika jellege változik, az utóbbiban pedig a fágfejlődéshez szükséges latenciaidő nyúlik meg [10].



2. ábra. A T7 fág inaktivációja 0,1; 0,2; 2,5; 5; 50 és 100 mmol/l koncentrációjú metilmetántioszulfonát (MMTS) hatására. A vízszintes, logaritmusos beosztású tengelyen az inkubációs időt, a függőlegesen pedig (az 1. ábrához hasonlóan) a túlélési ráta (n/n_0) természetes logaritmusát mértük fel. A kezdeti szakaszok alapján meghatározott dimérekvivalens dózis értéke: $(2{,}2 \pm 0{,}2) \times 10^{-2}$ mol min/l. A bemutatott méréssorozat végrehajtása és kiértékelése a MUTACALC berendezéssel 16 órát vett igénybe

7. Eljárásunk automatizálható, és így egy-egy mutagén anyagra vonatkozó mérési és kiértékelési procedura legfeljebb néhány órát vesz igénybe. A berendezést MUTACALC néven a RADELKIS-szel közösen fejlesztettük ki [13].

Az 1. táblázat a módszerünkkel nyert eredményeket tartalmazza. A kapott dimérekvivalens-dózis értékek 6 nagyságrendet átfogó tartományba illeszthetők bele. Eredményeinket egybevetettük más gyors tesztek, valamint karcinogenezist vizsgáló tesztek eredményeivel. Úgy tűnik, hogy abban az esetben, ha a dimérekvivalens dózis értéke néhányszor 10 mol min/l, vagy ennél nagyobb, akkor az anyag más módszerrel vizsgálva sem mutagén.

Többek között több szerves oldószert is megvizsgáltunk, egyikük sem bizonyult mutagénnek. A nyert dimérekvivalens dózisok értéke ui. mindegyik esetben 10^2 mol min/l-nél nagyobb. E tapasztalatok egybevágnak az Ames-teszt tapasztalataival. Az oldószerek toxikus hatása meghatározott koncentrációnál, illetve felette jelentkezett. E toxikus koncentrációk dimetil-szulfoxid, metanol és etanol esetében rendre 6 mol/l (38 tf%), 5 mol/l (10 tf%) és 1,6 mol/l (10tf%) értékűnek adódtak, és ugyancsak megegyeznek a Salmonella-törzseken kapott toxikus határkoncentrációkkal [14—16].

Az 1 mol min/l körüli, vagy annál kisebb dimérekvivalens dózissal jellemezhető anyagokra általában igaz, hogy más módszerekkel vizsgálva is veszélyeseknek mutatkoznak. Ilyen anyagok pl. a vizsgált alkilező szerek, a 17—β-estradiol, a 4-dimetil-aminoazobenzén [15, 17, 19, 25, 31—33].

A táblázat közepe táján elhelyezkedő anyagokhoz tartozó dimérekvivalens dózis értéke néhány mol × min/l-től néhányszor 10 mol min/l-ig terjed. Ezekre az anyagokra vonatkozóan más tesztek ellentmondásos eredményeket szolgáltatnak: a negatív Ames-teszttel szemben pl. kromoszómaaberráció, sister chromatid exchange, emlős karcinogenezis utal az anyag veszélyességére. Ezek közé az anyagok közé tartozik pl. a nalidixsav, a dl-etionin [15—17, 23].

Végezetül hangsúlyozni kívánjuk, hogy minden további vegyület dimérekvivalens dózisa beilleszthető a mutagenitási sorba, és a

1. táblázat. Vegyszerek mutagén aktivitásának kvantitatív jellemzése és annak egybevetése más mutagenitási/karcinogenitási tesztek eredményeivel

Vegyszerek	Dimérekvivalens dózis*	Irodalmi adatok
aceton	4×10^3	Ames-teszttel negatív [14, 15], toxikus határérték létezik [14]
dimetil-szulfoxid	$3{,}5 \times 10^3$	Ames-teszttel negatív [14, 15], toxikus határérték létezik [14]
bórsav	2×10^3	
metanol	$1{,}2 \times 10^3$	
yellow dye (Tartrazin)	10^3	Ames-teszttel negatív [16]
N,*N*-dimetil-acetamid	5×10^2	
Tween—80	4×10^2	Ames-teszttel negatív [16]
acetamid	3×10^2	Ames-teszttel negatív [17, 15]
etanol	3×10^2	Ames-teszttel negatív [14, 15], toxikus határérték létezik [14]
tioacetamid	$2{,}2 \times 10^2$	Ames-teszttel negatív, B. subt. pozitív, karcinogén [16,18]
uretán	2×10^2	kovalens DNS-kötődésben kevéssé hatékony [19], Arabidopsis-teszttel az uretán származékai pozitívak [20], Ames-teszttel negatív, in vitro transzformáció, emlős, mutagenitási teszt enyhén pozitív [17], egérben karcinogén és teratogén hatás [21,22]
metionin	5×10	
neophedán	5×10	
nalidixsav	2×10	SCE pozitív [23]
B_1 vitamin	2×10	
dl-etionin	$1{,}3 \times 10$	Ames-teszttel negatív [15,17], karcinogén [16]
diphedán	8	
methothyrin	3	
vinblastin	3	Ames-teszttel negatív [24]
bisz(klór-etil)-nitrozo-urea	1,7	Ames-teszttel pozitív, SCE pozitív, kromoszómaaberráció [25]
nitrozo-metil-urea	1,3	Ames-teszttel erősen mutagén [4, 15, 19, 26], erős in vivo karcinogenezis [4, 19, 26], Arabidopsis-teszttel pozitív [20]
nitrofurantoin	5×10^{-1}	Ames-teszttel a TA 100 törzsön pozitív [15, 27, 28], B. subtilisen pozitív [16, 29], nem karcinogén [16]

1. táblázat folyt.

Vegyszerek	Dimérekvivalens dózis*	Irodalmi adatok
vincristin	4×10^{-1}	kromoszómatörés vizsgálatok szerint negatív [3]
miscleron	3×10^{-1}	Ames-teszttel a TA 100 törzsön pozitív [27]
17β-össztradiol	1×10^{-1}	emlősön karcinogén [25, 31, 32, 33]
etilénimin	$1{,}5 \times 10^{-1}$	Arabidopsis-teszttel pozitív [20], Ames-teszttel pozitív [15]
metotrexát	6×10^{-2}	direkt alkalmazás esetén kromoszómatörés [30]
4-dimetil-amino-azobenzén	4×10^{-2}	Ames-teszttel igen kevéssé mutagén, in vivo karcinogén [19], Ames-teszttel pozitív, E. coli WP 2-vel negatív [15, 17]
N-acetil-etilénimin	3×10^{-2}	
metil-metán-tioszulfonát	$2{,}2 \times 10^{-2}$	
leupurin	6×10^{-3}	
lycurim	4×10^{-3}	
di(2-klór-etil)-szulfid	1×10^{-3}	

*A vegyületeket a fokozódó mutagén aktivitás — a csökkenő dimérekvivalens dózis — sorrendjében tüntettük fel. A pontosan megadott értékek hibája ±20%-os.

környezetében lévő ismert tulajdonságú anyagokkal való összehasonlítás révén az alkalmazásával járó egészségi kockázat is megbecsülhető.

Irodalom

1. T. SUGIMURA: in Environmental mutagens and carcinogens. Eds. T. SUGIMURA—S. KONDO—H. TAKEBE—R. ALAN. Liss. Inc., Univ. Tokyo Press, Tokyo, 1982, p. 3.
2. C. RAMEL—U. RANNUNG: J. Toxicol. Environm. Health **6** (1980) 1065.
3. M. HOLLSTEIN—J. MC. CANN—F. A. ANGELOSTANO—W. W. NICHOLS: Mutat. Res. **65** (1979) 133.
4. L. FISHBEIN: J. Toxicol. Environm. Health **6** (1980) 1133.
5. J. A. MILLER: in Carcinogens: identification and mechanism of action. Eds. C. GRIFFIN—CH. R. SHAW. Raven Press, New York, 1979, p. 445.

6. A. HOLLAENDER: in Environmental mutagens and carcinogens. Eds. T. SUGIMURA—S. KONDO—H. TAKEBE—R. ALAN. Liss. Inc., Univ. Tokyo Press, Tokyo, 1982, p. 21.
7. D. SCHMÄHL—B. L. POOL: in Environmental mutagens and carcinogens. Eds. T. SUGIMURA—S. KONDO—H. TAKEBE—R. ALAN. Liss. Inc., Univ. Tokyo Press, Tokyo, 1982, p. 295.
8. B. N. AMES—J. MC. CANN—E. YAMASAKI: Mutat. Res. **31** (1975) 347.
9/a. RONTÓ GY.—TARJÁN I.—SUGÁR I.—SZOMBATHELYI Á.: Magyar Szabadalom, 183101 — Japán bejel.: 3598/83, Európai bejel: 83 100.905.5, USA bejel: 469820.
9/b. GY. RONTÓ—I. TARJÁN—S. GÁSPÁR: Physiol. Chem. Phys. (Közlés alatt).
10. G. RONTÓ—M. M. AGAMALYAN—G. M. DRABKIN—L. A. FEIGIN—Y. M. LVOV: Biophys. J. **43** (1983) 309.
11. J. J. DUNN—F. W. STUDIER: J. Mol. Biol. **166** (1983) 477.
12. S. GÁSPÁR—GY. RONTÓ— G. MÜLLER: Zeitschr. allg. Mikrobiol. **19** (1979) 163.
13. RONTÓ GY.—GÁSPÁR S.—TARJÁN I.—MÓDOS K.—DEKRA I.—MÜLLER H.—ERDÉLYI J.: Magyar, Európai, USA, Szovjetunió szabadalmi bejelentés, 2952/83.
14. D. MARON—J. KATZENELLENBOGEN—B. N. AMES: Mutat. Res. **88** (1981) 343.
15. J. MCCANN—E. CHOI—E. YAMASAKI—B. N. AMES: Proc. Natl. Acad. Sci. USA **72** (1975) 5135.
16. T. KAWACHI—T. YAHAGI—T. KADA—Y. TAZIMA—M. ISHIDATE—M. SASAKI—T. SUGIYAMA: IARC Sci. Publ. **27** (1980) 323.
17. M. HOLLSTEIN—J. MCCANN—F. A. ANGELOSTANO—W. W. NICHOLS: Mutat. Res. **65** (1979) 133.
18. H. V. VADI—R. A. NEEL: Chem. biol. Interactions **35** (1981) 25.
19. S. PARODI—M. TANINGHER—P. BOERO—L. SANTI: Mutat. Res. **93** (1982) 1.
20. G. P. RÉDEI—M. M. RÉDEI—W. R. LOWER—S. SANDHU: Mutat. Res. **74** (1980) 469.
21. J. P. O'NEILL—R. L. SCHENLY—A. W. HSIE: Mutat. Res. **63** (1979) 381.
22. T. NOMURA: Nature **296** (1982) 575.
23. J. KOWALCZYK: Mutat. Res. (1980) **77** 371.
24. J. A. STYLES: Mutat. Res. **21** (1973) 50.
25. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Suppl. 4. to Volumes 1—29. IARC, Lion, 1982.
26. H. BARTSCH—B. TERRACINI—CH. MALEVEELLE—L. TOMATIS—J. WAHRENDORF—G. BRUN—B. DODET: Mutat. Res. **110** (1983) 181.
27. E. ZEIGER—D. A. PAGANO—I. G. C. ROBERTSON: Environm. Mutagenesis **3** (1981) 205.
28. M. BAUMEISTER—L. LÜTZEN: Arch. Toxicol. **42** (1979) 259.
29. J. SOSKA—B. KONKALOVA—L. EBRINGER: Mutat Res. **81** (1981) 21.
30. W. W. AU—D. A. JOHNSTON—C. COLLIE-BRUYERE—T. C. HSU: Environm. Mutagenesis **2** (1980) 455.
31. B. HIGHMAN—D. L. GREENMAN—M. J. NORVELL—J. FARMER—E. SHELLENBERGER: J. Environm. Pathol. Toxicol. **4** (1980) 81.
32. B. HIGHMAN—S. I. RORH—D. L. GREEMAN: J. Natl. Cancer. Inst. **67** (1981) 653.
33. G. H. INGEROWSKI—M. SCHENTWINKEL-REICH—H. J. STAN: Mutat. Res. **91** (1981) 93.

A bioszféra tríciumszennyezettségének mérése

Bíró Tamás, Kozák Kristóf, Golder Ferenc

MTA Izotóp Intézete, Budapest

1. Bevezetés

Számos radioaktív nuklid a Föld keletkezése óta alkotórésze annak a közegnek, amit ma környezetünknek nevezünk. Más nuklidok folyamatosan keletkeznek a kozmikus sugárzás hatására. Az emberi tevékenység jelentősen megnövelte ezen anyagok mennyiségét és sok olyan nukliddal is szennyezi a légkört, a vizeket és a talajt, amelyek eddig nem fordultak elő.

Külön figyelmet érdemelnek azok az antropogén radioaktív anyagok, amelyek környezetünk tartós szennyezői; különösen akkor, ha eloszlásuk globális. Több emberi generációt érintő hatásuk ma még nehezen becsülhető. Néhány ismertebbet az 1. táblázat mutat be, feltüntetve azt az időtartamot, amely alatt hatásukkal számolni kell. (Ez önkényes, de általában jellemző érték.)

A globális és helyi radioaktív szennyezettség kimutatására, rendszeres megfigyelésére világszerte végeznek méréseket, melyek ma már többnyire szelektívek. Sajnos, a fenti nuklidok többsége

1. táblázat

Radionuklid	$10\ T_{1/2}$, év	Forrás
^{3}H	100	nukleáris robbantás és nukleáris ipar
^{14}C	50 000	
^{85}Kr	100	
^{129}I	10^{8}	
^{60}Co	50	nukleáris robbantás
^{90}Sr	300	
^{137}Cs	300	

egyedi mintafeldolgozást és méréstechnikát igényel. Az alábbiakban csak a tríciumról, annak méréséről és az azokból nyerhető ismeretekről számolunk be.

2. A trícium (^3H vagy T)

A hidrogén radioaktív izotópja béta-bomlással alakul át:

$$^3H \xrightarrow[100\%]{\beta^-} {}^3He,$$

12,4 év felezési idővel. A béta-részecskék maximális energiája 18,6 keV, ami levegőben 5—6 mm, vízben 6 μm hatótávolságnak felel meg. (Elsősorban ezért igényel különleges méréstechnikát.)

A felső légrétegben a kozmikus sugárzás egyenletes sebességgel termeli a tríciumot, elsősorban a

$$^{14}N + n \rightarrow {}^{12}C + {}^3H$$

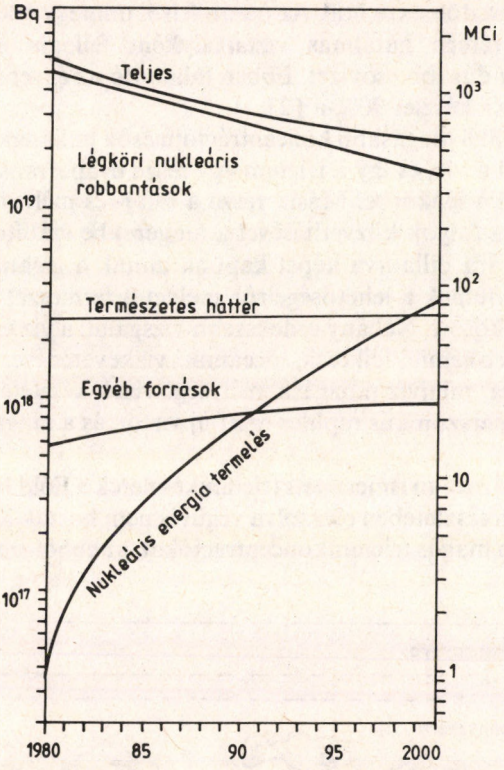
reakcióval. A mesterséges (antropogén) trícium döntő többségét a légköri termonukleáris kísérletek juttatták a sztratoszférába, de egyre nagyobb mennyiségben szennyezik az atmoszférát a nukleáris létesítmények (atomerőművek, fűtőelem-újrafeldolgozás stb.). A 2. táblázat a földi tríciumkészlet megoszlását mutatja források szerint.

A trícium zömmel oxidált állapotban, HTO formában fordul elő, de a troposzférában állandóan nő az elemi állapotban levő trícium mennyisége, részben izotópcsere, részben az ipari kibocsátás következtében.

Az antropogén források természete miatt a tríciumkészlet időben erősen változó, amint azt az 1. ábra szemlélteti [1].

2. táblázat

Forrás	Aktivitás
természetes	30 MCi egyensúlyban
nukleáris robbantás	3100 MCi 1963
nukleáris létesítmény	100 MCi 2000-ig várható



1. ábra. Előrejelzés a környezeti tríciumkészletre [1]

A készlet megoszlása a környezet egyes közegeiben (légkör, óceán, felszíni vizek stb.) időben és térben változó, függően a forrásoktól és a közegek mozgásától, kölcsönhatásától. Mivel a trícium zöme víz formában található, elsősorban annak körforgása dominál. A 2. ábra vázlatosan jelzi a globális vízkörforgás fontosabb elemeit.

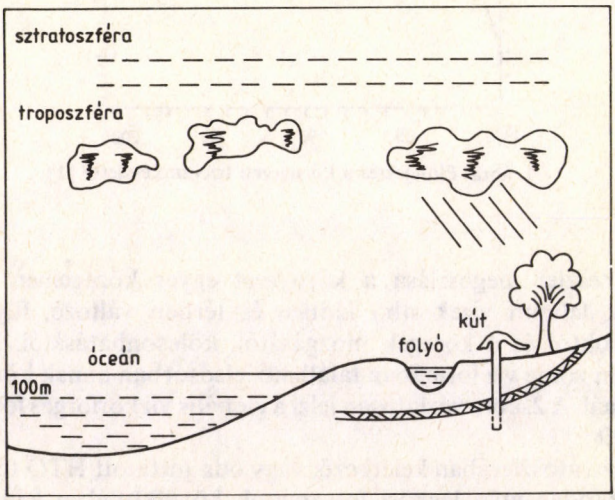
A sztratoszférában keletkező, vagy oda juttatott HTO több éves tartózkodás után légköri folyamatok következtében lejut a troposzféra felső rétegébe, ahonnan az esők közvetítésével az óceánok-

ba és a szárazföldekre hull. Az óceán felső, mintegy 100 m mély, jól keveredő rétege hatalmas víztartályként felfogja és higítja a tríciumban dúsabb esővizet. Ebben található az egyensúlyi (természetes) HTO készlet 90%-a [2].

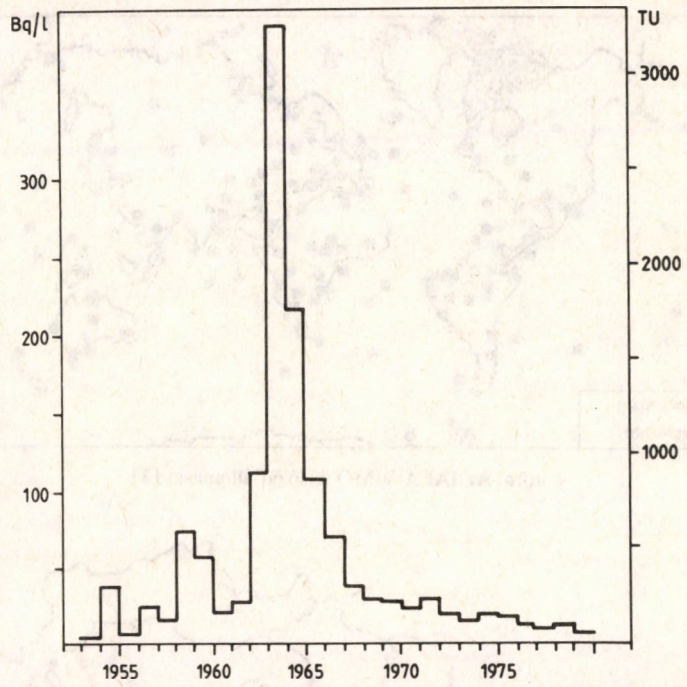
A tengerinél magasabb koncentrációjú esők hullanak a szárazföldekre, ahol a víz, és így a trícium egy része evapotranszspirációval visszakerül a légkörbe. Másik része a talaj- és mélyvizekbe szivárog, majd a folyók közvetítésével a tengerekbe szállítódik.

A 2. ábrára pillantva képet kapunk annak a gigantikus nyomjelzési kísérletnek a lehetőségeiről, melyet a természet és az ember közösen alkotott. Néhány érdekesebb vizsgálat: a víz és a hidrogén globális geokémiai ciklusa, óceánok vízkeveredése, folyók vízutánpótlása, talajvíz mozgása, mélységi vizek készlete és utánpótlása, a szuperszonikus repülés mint új vízforrás a magas légkörben stb.

A 2. táblázatban ismertetett tríciumkészletek a Föld hatalmas víz- és hidrogénkészletében eloszolva végül is nem hoztak létre tartósan aggasztóan magas tríciumkoncentrációkat, az ebből eredő dózister-



2. ábra. A víz körforgásának egyszerűsített vázlata

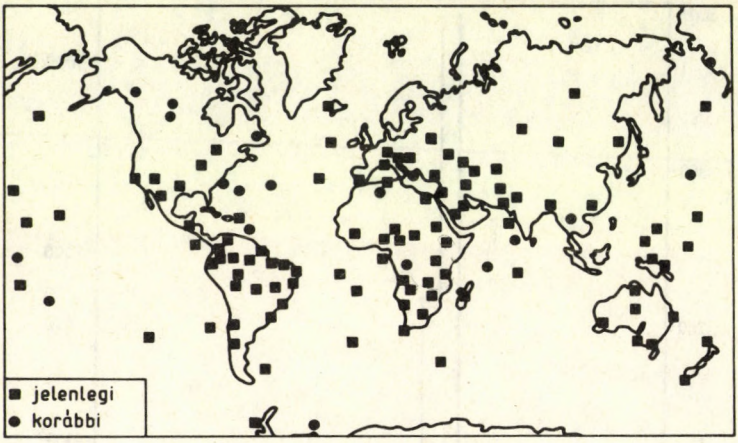


3. ábra. A csapadék tríciumkoncentrációjának éves átlagai (1960-ig Ottawa, 1961-től Bécs) [3]

helés ma még csekély, más forrásokhoz képest elhanyagolható. A tríciumforrások elemzése azonban rámutat arra, hogy növekvő és tartós szennyezésre számíthatunk (1. ábra), így a trícium sokoldalú elemzése és állandó megfigyelése nemcsak tudományos szempontból fontos.

A legkönnyebben hozzáférhető és a tríciumkészletek változására viszonylag gyorsan reagáló közeg az eső. A csapadék tríciumtartalmának* tipikus alakulását mutatja a 3. ábra, 1960-ig egy ottawai, 1961-től a bécsi IAEA állomáson mért adatok alapján [3]. Jól

* TU: $T/H = 10^{-18}$, víz esetén 1 TU $\cong$ 0,12 Bq/l



4. ábra. Az IAEA/WMO hálózat állomásai [3]

5. ábra. Csapadékminta-gyűjtő hálózat Ausztriában [4]

érzékelhető a légköri kísérleti nukleáris robbantások, illetve azok beszüntetésének hatása.

A csapadék rendszeres megfigyelését világméretű hálózat végzi, melynek állomásai a 4. ábrán láthatók [3].

A hálózat mérési adatai (a tríciumkoncentráció mellett általában a D/H, és $^{18}O/^{16}O$ izotóparányok is) az IAEA Izotóphidrológiai

Osztályának számítógépére kerülnek, ahol azokat feldolgozzák. 1979 óta mi is részt veszünk e munkában. Ez a hálózat — sűrűségét tekintve — csak globális jelenségek megfigyelésére alkalmas, egyes országokban sokkal sűrűbb csapadékgyűjtő hálózatot üzemeltetnek, erre látható példa az 5. ábrán, mely az ausztriai mérőállomásokat mutatja. Ez már helyi hatások (pl. ipari kibocsátások) részletesebb értékelésére is alkalmas [4].

Természetesen egyéb közegek elemzésére irányuló állandó és időszakos mérőhálózatok, illetve programok is léteznek: a légköri nedvesség és hidrogén, óceánok, sarkvidéki jégmezők, felszíni és felszín alatti vizek és növényzet elemzése, valamint az emberben kialakuló koncentráció vizsgálata.

3. Hazai tevékenység

A trícium mérésére vonatkozó hazai tevékenységet két szempont vezérli. Az egyik a népesség sugárterhelésének ellenőrzése mind a hazai, mind a külföldi eredetű lég- és vízszennyezések mérése alapján, a másik elsősorban hidrológiai vonatkozású, és a csapadék, valamint a felszíni és felszín alatti vizek elemzésére terjed ki. Ilyen kutatásokat az Izotóp Intézet mellett főként az OSSKI és a VITUKI végez.

Az alábbiakban csak saját munkánkról számolunk be.

4. Méréstechnika

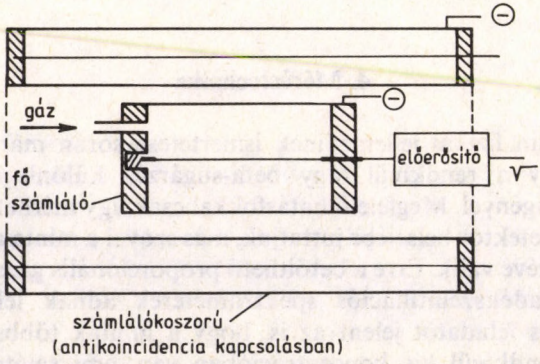
A trícium fizikai jellemzőinek ismertetése során már utaltunk arra, hogy a rendkívül lágy béta-sugárzás különleges mérési technikát igényel. Megfelelő hatásfokkal csak úgy mérhetünk, ha a mintát a detektor belsejébe juttatjuk, más szóval a minta a detektor alkotórészévé válik. Erre a betölthető proporcionális gázszámlálók és a folyadékszcintillációs spektrométerek adnak lehetőséget. Különleges feladatot jelent az is, hogy a minták többségében a trícium rendkívül kis koncentrációban van, ami sajátos mintaelőkészítést és alacsony hátterű mérést igényel.

Egy viszonylag egyszerű alacsony hátterű proporcionális detektor vázlatos szerkezetét mutatja a 6. ábra.

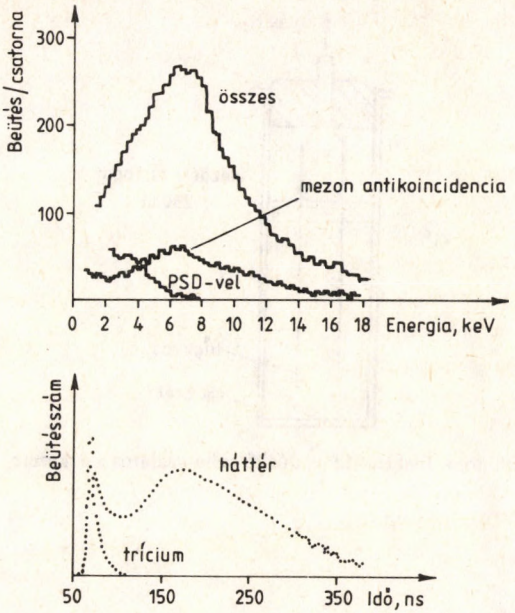
A belső, leggyakrabban 0,1—2 literes, hengeres számlálóba juttatjuk a számlálógázzal (pl. metánnal) kevert hidrogént (amely a tríciumot tartalmazza), vagy alkalmas eljárással metánná, etánná vagy más számlálógázzá konvertáljuk a minta hidrogéntartalmát. A külső számlálókoszorú az ólom, vas stb. árnyékolással nem eliminálható mezonháttér csökkentésére szolgál: antikoincidencia-kapcsolásban kiszűri azokat a jelzéseket, amelyek a belső és külső számlálókban egyidejűleg jelentkeznek, ugyanis a mezonok nagy valószínűséggel mindkettőben detektálódnak. A KLTE Kísérleti Fizikai Intézetében elsőként alkalmazták a jelalak diszkriminációs módszert trícium nagy érzékenységű meghatározására. A 7. ábra a trícium és a háttér felfutási idő spektumát, valamint a különböző módszerekkel elért háttérspektrumokat mutatja [5].

A folyadékszcintillációs spektrométerekben a vízmintát szerves szcintillátorral elegyítjük, és a hűtött térben két fotoelektron-sokszorozó észleli a béta-bomlást követő felvillanásokat. Az összegző és koincidencia-áramkörök a háttér jelentős csökkentését teszik lehetővé (8. ábra).

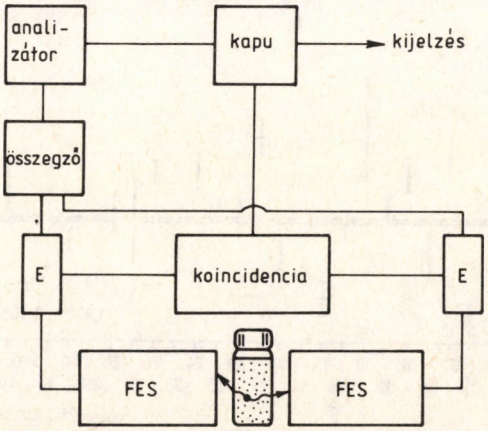
Itt is alkalmaznak nehézfém- és antikoincidencia-árnyékolást. A kimutatási határ további csökkentése érdekében a mintákat



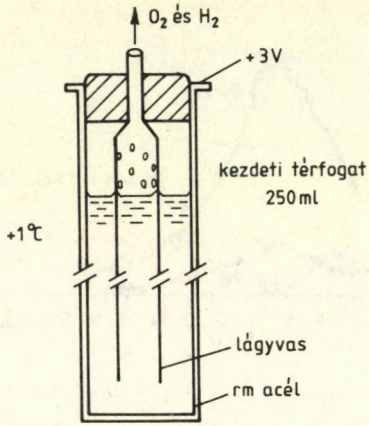
6. ábra. Kishátterű proporcionális számláló vázlatos szerkezete



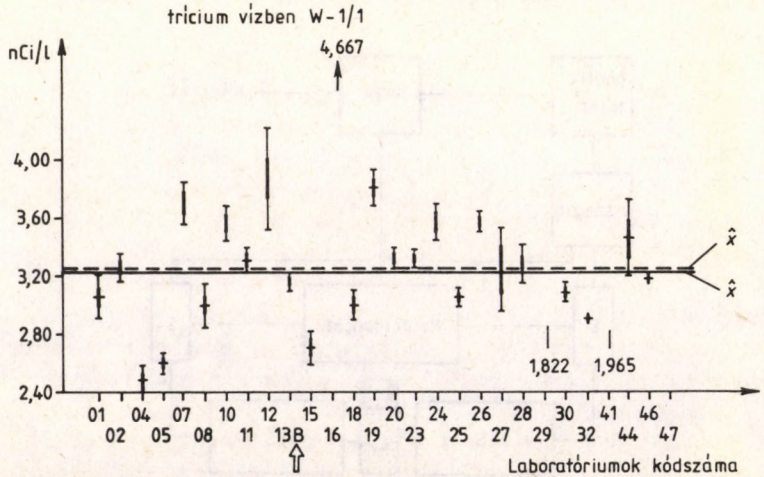
7. ábra. a) Felfutási idő spektrumok [3], b) háttérspektrumok [5]



8. ábra. Folyadékszcintillációs spektrométer elvi felépítése



9. ábra. Elektrolitikus dúsító cella vázlatos szerkezete



10. ábra. IAEA nemzetközi összmérés eredménye (saját: 13B) [8]

gyakran tríciumban dúsítani kell. Mi az elektrolitikus dúsítást alkalmazzuk, melynél egyszerre több cellát helyezünk hűtött térbe. Egy cella vázlatát mutatja a 9. ábra.

A térfogatot 250 ml-ről kb. 15 ml-re csökkentjük, miközben 15-szörös dúsítást értünk el [6]. A mérendő minta legtöbb esetben víz, ami az előkészítést egyszerűsíti. Más esetekben (pl. növények, élelmiszerek) célszerű a mintát először teljesen vízzé oxidálni. Erre is kidolgoztunk eljárásokat, berendezéseket [7]. A feldolgozott minták aktivitását folyadékszcintillációs spektrométerrel határoztuk meg.

Mérési eljárásunkat az IAEA által szervezett nemzetközi összehasonlító programokban is ellenőrizzük. Az 1977-es mérés eredménye látható a 10. ábrán, a 13B kódszámmal jelölve [8].

Az alkalmazott módszer kimutatási határa közvetlen méréssel 30 TU ($\approx$4 Bq/l), dúsítással 4 Tu ($\approx$0,5 Bq/l).

5. Kutatási programok

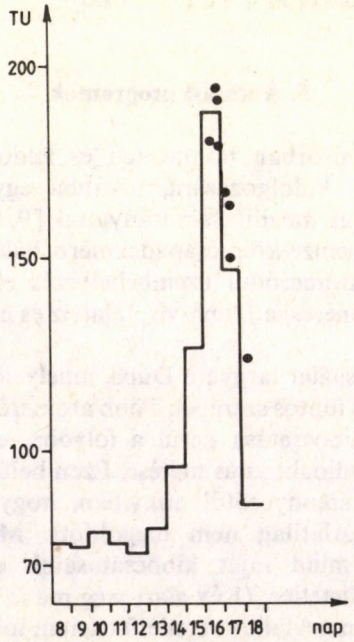
Kutatásaink elsősorban mintavételi és feldolgozási, valamint mérési módszerek kidolgozására, továbbá egyes alkalmazások megoldására vagy előmozdítására irányultak [9, 10]. Részt veszünk az IAEA/WMO nemzetközi csapadékmérő hálózatában, és elvégeztük a Paksi Atomerőmű üzembehelyezés előtti háttérvizsgálatából (0-szint felmérés) a Duna-víz, talajvíz és csapadék tríciumelemzéseket [11].

Nemzetközi vizsgálat tárgya a Duna, amely sok európai ország vízellátásában kap fontos szerepet. Több atomerőmű és esetleg más tríciumforrás vízkibocsátása kerül a folyóba, ezért minden szakaszán fontos a radioaktivitás mérése. Ezen belül a trícium eltér a többi radioaktív szennyezőtől annyiban, hogy visszatartása az üzemekben gyakorlatilag nem megoldott. Megfigyelése mind közegészségügyi, mind saját kibocsátásaink ellenőrzése szempontjából elengedhetetlen. (1 év alatt még ma is 100 TBq (2,7 kCi) nagyságrendű, zömmel fallout eredetű trícium folyik át hazánkon.)

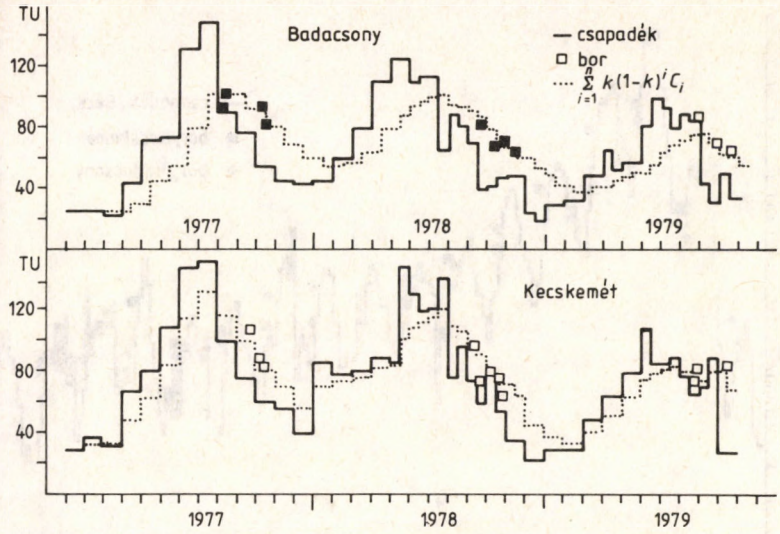
Mivel a mérés sok helyen havonta vett pontmintázással történik, rámutattunk a folyamatos, illetve a megfelelően tervezett szakaszos

mintavétel fontosságára. Ezt érzékelteti a 11. ábra, amelyen példaképpen a Budapest felett vett napi átlagminták alakulását láthatjuk egy kiválasztott időszakban. Ekkor egy kb. 5 napig levonuló „csúcsot" észleltünk, amely 2,6 TBq (70 Ci) többletaktivitás levonulását jelentette, mialatt a fallout háttérszint alapján mintegy 5,2 TBq (140Ci) aktivitás haladt át az adott folyamkeresztmetszeten [11].

Eredetileg hidrológiai indíttatással végeztünk egy vizsgálatsorozatot a múltbeli környezeti tríciumkoncentrációk rekonstruálására. (A felszín alatti vizek kormeghatározásához ismerni kell a korábbi felszíni tríciumkoncentrációkat, melyek az input függvényt szolgáltatják.) Ismert évjáratú borok elemzésével időben és térben is



11. ábra. A Dunában észlelt trícium „csúcs" a napi átlagminták, illetve a kétóránként vett minták (a rajzon pontok) elemzése alapján [11]



12. ábra. Csapadékok és borok tríciumkoncentrációja [13]

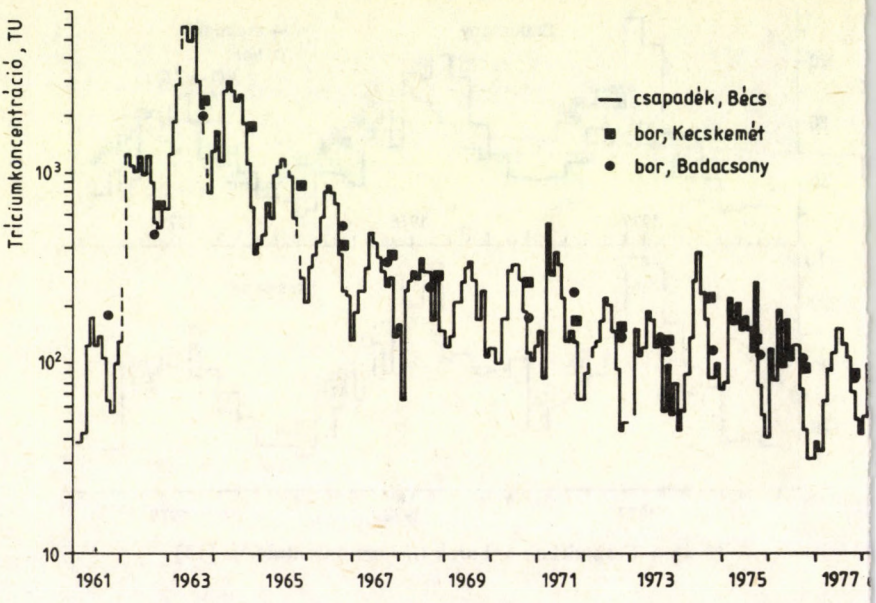
felmérhető a tríciumeloszlás, élve azzal a feltevéssel, hogy a bor az aktuális környezeti szennyezettséget tükrözi [12].

Három éves méréssorozatot végeztük badacsonyi és kecskeméti borokkal [13]. A csapadék és a bor tríciumkoncentráció-összefüggésének leírásához feltettük, hogy a szőlőbogyó (vagyis a bor) tríciumtartalmát egy egyszerű tartálymodell írja le. Eszerint a szőlő tríciumtartalma a szüretet megelőző időszakok átlagos esőkoncentrációval áll kapcsolatban, a szüretig eltelt idővel súlyozva:

$$C_{\text{bogyó}\equiv\text{bor}} = \sum_{i=0}^{n} k(1-k)^i C_{i,\,\text{csapadék}}.$$

Ez a fenomonologikus leírás elég jó közelítést adott, k tapasztalati értékei 0,18 (Badacsony) és 0,26 (Kecskemét) voltak. A 12. ábrán találhatók a mért értékek és a számított függvény.

Kvantitatív képet nyújt a rekonstrukció lehetőségéről a 13. ábra, melyen a bécsi csapadék havi tríciumeloszlásával vethetők össze a magyarországi borok.



13. ábra. Ismert évjáratú borok tríciumkoncentrációjának összehasonlítása a bécsi csapadékkal [13]

Egy másik kutatási programban azt vizsgáltuk, hogy a fák évgyűrűi hogyan tükrözik a környezeti tríciumszennyezettséget. A faanyagot alkotó cellulóz szénatomokhoz kötött hidrogénje nem cserélődik, és ezáltal megőrzi a beépülés idején kialakult izotóparányt. Így a fa évgyűrűinek kipreparálásával, a cellulóz kinyerésével, az OH-gyökök lecserélésével, a cellulóz elégetése után a víz folyadékszcintillációs mérésével rekonstruálható az évenkénti környezeti tríciumszennyezés. Erre mutat példát a 14. ábra, amelyen egy, az Izotóp Intézet tríciumlaboratóriumának közelében nőtt és egy attól távolabb (5 km) nőtt fa évgyűrűiben mért tríciumkoncentrációk láthatók [14].

A módszer alkalmazási lehetőségeinek és korlátainak felmérése céljából a bécsi BF Arsenal intézettel közösen — IAEA támogatással — megvizsgáljuk, hogy egy 1974-ben az osztrák csapadékmérő

hálózattal észlelt ismeretlen eredetű helyi szennyezettség kimutatható-e még ma is az érintett területről begyűjtött faminták elemzésével. Az 1974. májusi esőmintákban mért tríciumkoncentráció-értékek eloszlását a 15. ábra mutatja [15].

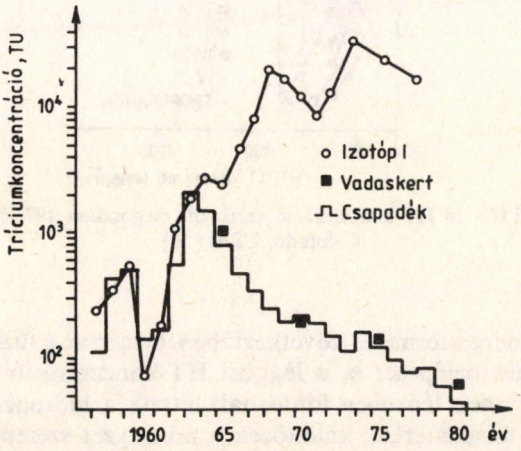
A mért értékek lényegesen magasabbak, mint az Európában egyidejűleg tapasztalt értékek, és az anomália láthatóan érintette a Nyugat-Dunántúlt is. A faminták elemzése folyamatban van.

A módszer alkalmasnak látszik helyi vagy globális szennyezés utólagos részletes feltérképezésére és esetlegesen vitatott események kérdésében bizonyíték szolgáltatására.

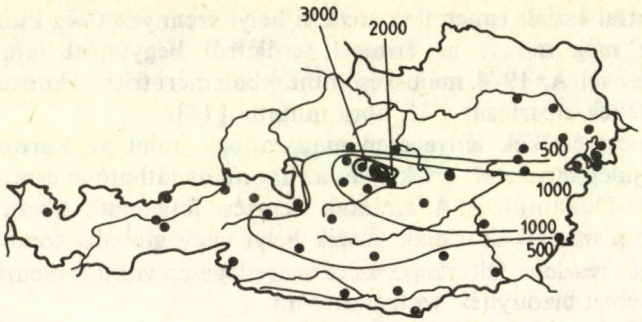
A növényekkel végzett fenti vizsgálataink során és külföldi kutatásokban is felmerült a légköri hidrogénben és metánban jelenlevő trícium szerepe, amely a talajbaktériumok hatására vagy akár közvetlenül is hozzáférhető lehet a növény számára.

A 16. ábra a légkörben található HT- és HTO-koncentrációk viszonyára, azok idő és magasságfüggésére szolgáltat információt [16].

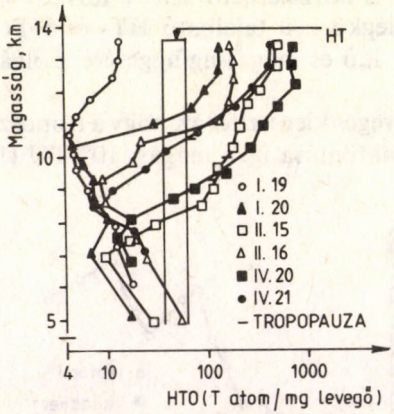
Ehhez igen lényeges kiegészítés az, hogy a troposzférában az elemi trícium fajlagos aktivitása igen magas, 10^6 TU (10^3 Bq/g H_2). A



14. ábra. Faévgyűrűk cellulóztartalmának tríciumkoncentrációja és a bécsi csapadék tríciumkoncentrációjának évi átlaga [14]



15. ábra. A tríciumkoncentráció (TU) eloszlása az 1974. májusi ausztriai csapadékmintákban [15]



16. ábra. A HTO- és HT-koncentráció vertikális megoszlása 1972-ben (Boulder, Colorado, USA) [16]

nukleáris energiatermelés következtében, beleértve a fúziós reaktorok esetleges belépését is, a légköri HT-koncentráció várhatóan nőni fog. Ennek fényében fontosnak látszik a hidrogénkörforgás alaposabb megismerése, különösen a növényzet szerepét illetően. Ilyen irányban tervezett kutatásaink ezért szélesebb körben is haszonithatónak igérkeznek.

Köszönet illeti mindazokat, akik az említett munkákban részt vettek, amint azt az irodalomjegyzék feltünteti. Külön említést érdemel Vasváriné Szilágyi Mária, aki a munkák egy részét irányította, illetve végezte.

Irodalom

1. NCRP Report No 62. NCRP, Washington, 1979.
2. L. L. BORGER: in Proc. Symp. Behaviour of Tritium in the Environment, San Francisco, 1978. IAEA, Vienna, 1979, p. 47.
3. TRS No. 206. IAEA, Vienna, 1981.
4. D. RANK: ÖSRAD Rep. 5/6. ÖVS, Wien, 1980, p. 23.
5. S. SUDÁR—L. VAS—T. BIRÓ: Nucl. Instr. Meth **112** (1973) 399.
6. PAVLICSEK I.—VERES Á.—RAKVÁCSNÉ SZABÓ O.: Izotóptechnika **12** (1972) 619.
7. T. BIRÓ—I. PAVLICSEK—O. RAKVÁCSNÉ SZABÓ—T. SZARVAS: in Proc. Int. Conf. Low Radioact. Measurements and their Appl., High Tatras, 1975. Slov. Ped. Nakl., Bratislava, 1977, p. 153.
8. Rep. Intercomp. Runs W-1/1 and W-2/1. IAEA/RL/60, Vienna, (1979).
9. BIRÓ T.—PAVLICSEK I.—RAKVÁCSNÉ SZABÓ O.—SZARVAS T.: Izotóptechnika **17** 1967, p. 73.
10. SZILÁGYI M.—PAVLICSEK I: Izotóptechnika **21** (1978) 56.
11. SZILÁGYI M.—KOZÁK K.: Kutatási jelentések, MTA Izotóp Int. (1978—1982)
12. W. ROETHER: in Proc. Symp. Isotope Hydrology, Vienna, 1966. IAEA, Vienna, 1967, p. 73.
13. K. KOZÁK—T. BIRÓ: Health Phys. **46**/1 (1984) 193.
14. K. KOZÁK: Acta Phys. Acad. Sci. Hung. **51**(3—4) (1982) 429.
15. V. RAJNER—D. RANK: Naturwiss. **62**/11 (1975) 526.
16. A. S. MASON—H. G. ÖSTLUND: in Proc. Symp Behaviour of Tritium in the Environment, San Francisco, 1978. IAEA, Vienna, 1979, p. 3.

A kiadásért felelős az Akadémiai Kiadó és Nyomda főigazgatója
Felelős szerkesztő: Szente László — Műszaki szerkesztő: Csákvári András
A borító- és kötésterv Somlai Vilma munkája
Terjedelem: 17.2 (A/5) iv
HU ISSN 0231—2700
86.15293 Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest — Felelős vezető: Hazai György

A sorozat eddig megjelent kötetei:

1. kötet

Mahunka Imre

(a szerzői munkaközösség vezetője):

GYORSÍTÓBERENDEZÉSEK NÉPGAZDASÁGI ALKALMAZÁSAI

2. kötet

Földiák Gábor—Stenger Vilmos:

KÍSÉRLETI ÉS IPARI GAMMA-BESUGÁRZÓBERENDEZÉSEK ÉS ALKALMAZÁSUK

3. kötet

Veres Árpád:

MAGIZOMEREK GAMMA-AKTIVÁCIÓJA ÉS ALKALMAZÁSUK

Hordósy Gábor—Hrehuss Gyula:

A TOKAMAK

4. kötet

Kiss Dezső—Nagy Árpád—Neményi Márta (szerkesztők):

A NEUTRONOK SZEREPE A TUDOMÁNYBAN ÉS A GYAKORLATBAN

Akadémiai Kiadó · Budapest

Ára: 77,—Ft

ISBN 963 05 4297 8