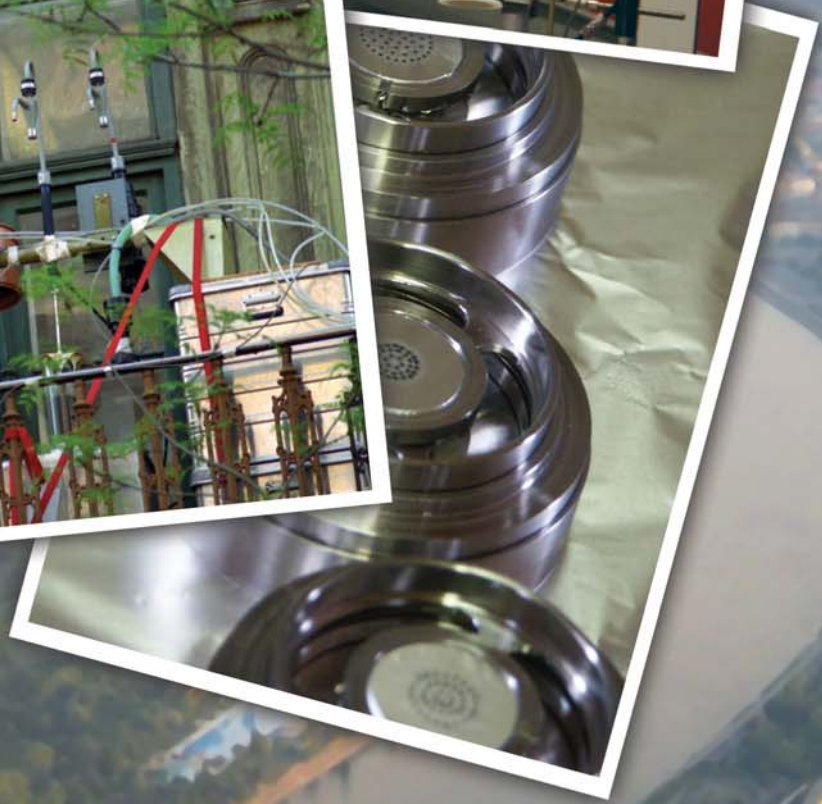


Zichler Szilvia, Ocskay Rita, Salma Imre

BUDAPEST
LEVEGŐSZENNYEZETTSÉGÉNEK
TÖRTÉNETE



Levegő Munkacsoport, 2007



TARTALOM

Bevezető	5
1. A levegőszennyezettség	7
1.1. A globális levegőszennyezettség kezdetei	8
1.2. Az iparosodás és városiasodás hatásai	13
1.3. A füstköd	16
1.4. Civil szervezetek szerepe a (levegő)környezet védelmében	19
2. A kulcsfontosságú légszennyezők: forrásaik és környezeti hatásaik	23
2.1. A nitrogén-oxidok	24
2.2. A troposzférikus (talajközeli) ózon	25
2.3. A szerves vegyületek	27
2.4. A szén-monoxid	28
2.5. A kén-dioxid	28
2.6. A szálló por	31
2.7. Egyéb légszennyezők	34
3. A levegőszennyezettség mérése Budapesten	37
3.1. A rendszeres mérés kezdetei	38
3.2. A monitorhálózat kialakítása	42
3.3. A monitorhálózat modernizálása	48
3.4. A monitorhálózat napjainkban	50
3.5. A füstködriadó terv	53
4. A feldolgozott adatok értékelése	59
4.1. Időtrendek és évszakos változékonyság	60
4.2. Aeroszol koncentrációk és a tömegmérleg	70
4.3. A közúti gépjárműforgalom jelentősége	76
4.4. A porszennyezettség időbeni változékonysága	84
4.5. A porszennyezettség összehasonlítása más európai városokkal	89
4.6. A trendek áttekintése	92
5. Összefoglalás	95
Felhasznált irodalom	98
Köszönetnyilvánítás	103

Tisztelt Olvasó!

Az emberiség és kisebb közösségek jövője is nagyban függ attól, hogy miként ismerjük fel, értjük meg és fogadjuk el a természettel való harmonikus együttélés szükségességét és általános szabályait. A 20. században az 1970-as évek elejéig az emberiség a technikai optimizmus korát élte, és azt gondolta, hogy a technikai haladás által minden egyre jobbra tehető. Még nem is olyan régen a jólét és a gazdagság jelének és velejárójának tartotta a közgondolkodás az energiahordozók és a nyersanyagok bőkezű felhasználását, a pazarlást, ugyanakkor a melléktermékeket, a hulladékokat gyakran figyelmen kívül hagyták és értéktelennek, illetve veszélytelennek tekintették. A 20. század második felében a kutatók már jelezték, hogy ez az elképzelés az emberiség okozta (antropogén) regionális és globális környezeti kockázatok jelentős megnövekedéséhez vezet. Azóta gyökeres szemléletváltás indult el; világszerte megnőtt a közéleti és politikai fogékonyság a környezettel összefüggő problémák iránt. Ma már komolyan kell vennünk a fenntartható fejlődés gondolatát a rövid távú gazdasági és kereskedelmi érdekek kizárólagos érvényesítése helyett. A korszerű társadalmakban a közösségek egyik legfontosabb feladata a környezet természetes állapotának megóvása vagy eredeti állapotának visszaállítása; az ilyen környezet pedig a közösség egyik legnagyobb értékévé válik. Meggondolva, hogy az emberi hozzáállás megváltoztatása gyakran a legnehezebben elérhető feladatok közé tartozik, talán nem is olyan egyszerű az új szemléletet kialakítani, mint például füstgáz-tisztítót felszerelni a kéményekre vagy katalitikus konverterekkel ellátni közúti gépjárműveinket. A levegőkörnyezet és annak szennyezése egyébként is az egyik legnehezebben kezelhető terület és jelenség a környezettudományon belül, mert kiterjedt, határokon átnyúló jellegű, szerteágazó emissziós forrásokhoz kötődik, valamint szoros és dinamikus kapcsolatban áll az összes többi környezeti elemmel is. Ugyanakkor, kimutathatóvá vált a légszennyezettség valamint az emberi egészség és életminőség, illetve az éghajlatváltozás közötti összefüggés globális és regionális léptékben egyaránt.

Az elmúlt években hazánkban is egyre nagyobb érdeklődést vált ki környezetünk állapotának megbecsülése és megóvása. A városok különleges helyet foglalnak el a levegőszennyezettség szempontjából a nagyszámú lakos, az értékes épített környezet és kulturális örökség, illetve az iparosodás és a közlekedés jelentős intenzitása miatt. A városok levegőjének védelme ezért kiemelt feladatnak számít. Magyarország legnagyobb városa Budapest. Területe 525 km², lakosainak száma 1 777 921 fő (KSH, 2003). Pest belvárosi területe kb. 100 km², míg Buda belvárosi területe kb. 50 km². A 4 256 kilométer hosszúságú fővárosi közúthálózatból 506 kilométer hosszúságú a főúthálózat, amelyen 38 000, a mellékutakon 12 000, a Duna hidakon 60 000 átlagos egységjármű forgalommal lehet számolni naponta. A népsűrűség és a forgalmi adatok alapján Budapest lakosságának 20%-a jelentős mértékű, 60%-a mérsékelt és 20%-a kisebb mértékben szennyezett környezetben él.

A főváros területén található a Világörökség részét képező Budai vár, az Andrássy út, a Hősök tere, valamint Buda és Pest egyéb védett épületei, amely mintegy 837 műemléket jelent. Budapest területén és szomszédságában is több védett terület helyezkedik el, mint például a Budai Tájvédelmi Körzet és a Sas-hegy Természetvédelmi Terület, valamint mintegy 80 ásvány- és gyógyvízforrás, 10 gyógyfürdő és több mint 400 keserűvízforrás lelőhelye (KDVF, 2004).

A közreadott munka az egyik szerző (Z. Sz.) szakdolgozatának kibővítésével készült. Célunk az volt, hogy hozzájáruljunk az említett új szemlélet: a környezettudatos viselkedés és életmód, esetleg erkölcsi alapelv kialakításához azáltal, hogy visszatekintünk közvetlen környezetünk kémiai levegőminőségének múltjára, elemezzük és értékeljük a változásokat, majd következtetéseket fogalmazunk meg a jövőre vonatkozóan. Ebben a folyamatban különleges helye van a fiatalok felé közvetített információknak, amelyhez mi is hozzá kívánunk járulni.

Budapest, 2007. február

a Szerzők

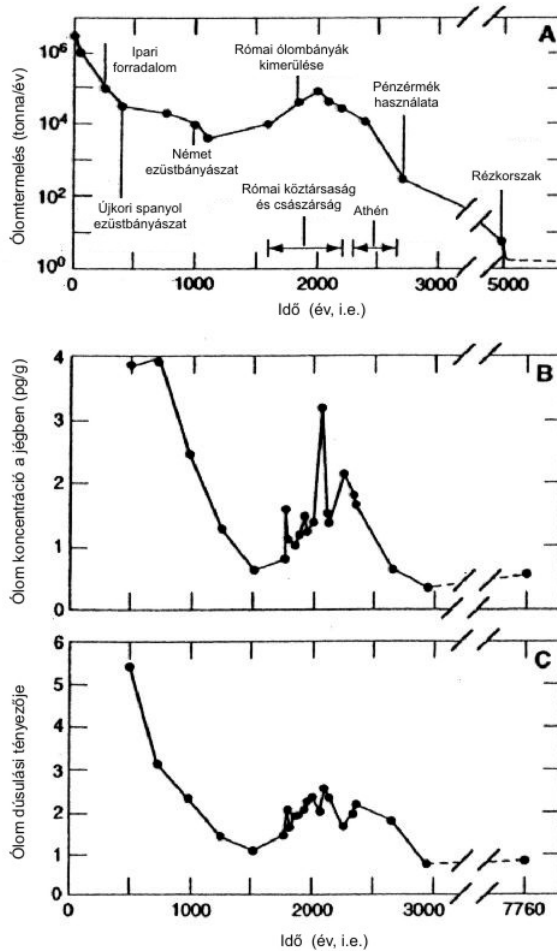
1. A LEVEGŐSZENNYEZETTSÉG

1.1. A GLOBÁLIS LEVEGŐSZENNYEZETTSÉG KEZDETEI

A környezetterhelés egyidős az emberiséggel. Az ősemberek által több ezer éve lakott barlangok falait borító vastag koromréteg bizonyítja, hogy a fűtéshez és tüzeléshez használt fa égetése jelentősen hozzájárult a belső terek levegőszennyezéséhez. A korai városlakóknak a korom és a füst mellett gyakran a búzzal is együtt kellett élniük. Az ókortól kezdve számos kultúra megfogalmazta a környezettel való harmonikus együttélés igényét, de a környezetbarát elképzeléseket, gondolatokat többnyire háttérbe szorították a gazdasági érdekek. Egy kb. 2 000 éves római törvény kimondja: „a természet törvényénél fogva a levegő, a folyóvíz, a tenger, és következésképpen a tengerek partjai mindenkit megilletnek” (Makra és Brimblecombe, 2004).

A hatalmas grönlandi és antarktisi jégtakarók információt hordoznak a földi légkörre vonatkozóan – beleértve a gázösszetételt, a hőmérséklet és a csapadék változását – akár több százezer évre visszamenőleg. Grönlandról származó mintákon ~120 ezer évvel, míg antarktisi mintákon ~800 ezer évvel ezelőtti időkre vonatkozó méréseket is sikerült elvégezni. Mindezek alapján képet kaphatunk egyrészt a jelentős környezeti eseményekről (pl. vulkánkitörésekről) és az éghajlat változásáról, másrészt nyomon követhetjük, hogy az emberiség milyen mértékű szennyeződést okozott természetes levegőkörnyezetében. A jégmag többféle formában tartalmaz adatokat: 1) a jég stabil izotópjainak összetétele ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ és D/H arányok) alapján meghatározható a jég hó formájában való leülepedésekor jellemző átlagos hőmérséklet, és kormeghatározás is lehetővé válik; 2) a kiülepedett aeroszol részecskék vizsgálatából különböző fémek és ionok légköri koncentrációjára lehet következtetni; 3) a jégrétegbe zárt levegőbuborékok kémiai analízisével a légkör összetétele határozható meg (Wolf és Peel, 1985). Az aeroszol részecskék légköri tartózkodási ideje méretüktől függően legfeljebb néhány hét, így eloszlásuk nem teljesen egyenletes a légkörben. Grönland közelebb helyezkedik el Európához és Észak-Amerikához, mint az Antarktis, és ezért az északi sarkvidékre több természetes és antropogén eredetű részecske ülepedett ki évente. A grönlandi jégminták érzékenyebben mutatják az emberi légszennyezés trendjét, és rövidebb időszakok is nyomon követhetők.

A grönlandi jégtakaróban mért ólom koncentrációja az északi félgömb jelentős ólomszennyezettségét bizonyítja egészen az ókori római időre visszamenőleg (i.e. 500 és i.sz. 300 között). Történeti források alapján tudjuk, hogy a Földközi-tenger térségében, az ókori gazdaságban kiemelkedő szerepet játszott a fémipar. A korszerű nagyérzékenységű analitikai módszerek lehetővé teszik, hogy a korabeli fémfeldolgozásnak a környezetszennyező hatását mérési adatokkal is alátámasszuk (Hong et al., 1994). A római korban az egyik legelterjedtebben használt fém az ólom volt. A mindennapi élet szinte valamennyi területén alkalmaztak ólomból vagy annak ötvözetéből készült tárgyakat (pl. vízvezetékeket, háztartási tárgyakat, pénzérmekeket, színezőanyagokat, gyógyszereket). Az 1. ábrán nyomon követhető a kitermelt ólom



1. ábra: A kitermelt ólom mennyisége (A), valamint a grönlandi jégben mért koncentrációja (B) és dúsulási tényezője (C) (Hong et al., 1994)

mennyisége, valamint a grönlandi jégmintákban mért ólom koncentrációja és dúsulási tényezője az elmúlt csaknem 8 000 ezer évre visszamenőleg. Az ólom bányászata már i.e. kb. 4 000 éve kezdődött, de jelentős kitermelése csak 1 000 évvel később indult meg az olvasztási technológiák fejlődésének köszönhetően, majd az ezüst váltópénz megjelenése miatt. Az ólom fő ásványa, a galéna (PbS) kis mennyiségben ezüstöt is tartalmaz. Ezt követően hosszú ideig a galéna bányászatának fő célja az ezüst kinyerése volt, és az ólom gyakorlatilag csak mellékterméknek számított. Az ólomtermelés a Római Birodalom virágzása idején érte el a csúcát 80 000 tonna éves mennyiséggel (ez nagyságrendileg hasonló volt, mint 2 000 évvel később, az ipari forradalom idején). A Római Birodalom bukása után az ólobányászat is vissza-

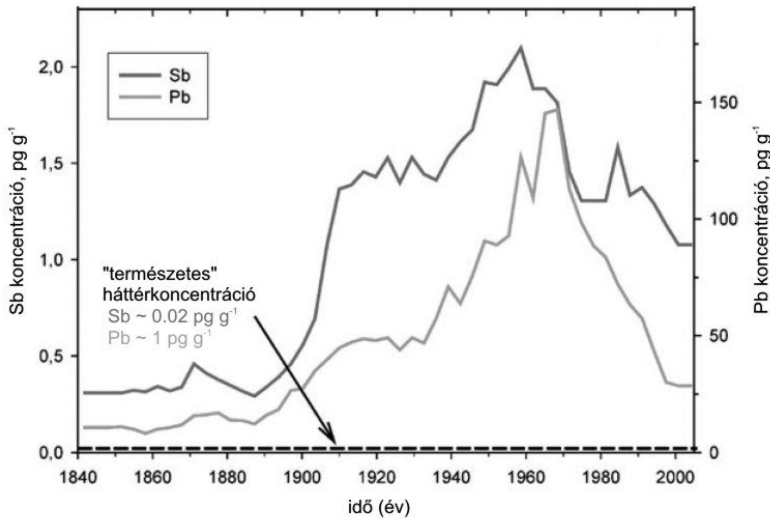
esett, és csak a késő középkorban indult ismét növekedésnek Közép-Európában, majd az amerikai kontinensen megnyitott bányáknak köszönhetően. Az ókorban az ólom olvasztását nyitott kemencékben végezték; becslések szerint a kitermelt és megmunkált ólom mennyiségének mintegy 5%-a kerülhetett ezáltal a levegőbe. 80 000 tonna éves kitermelt mennyiséggel számolva, mindez 4 000 tonna légköri emissziót jelentett (Makra és Brimblecombe, 2004).

A legkorábbi időkből származó jégminták vizsgálata lehetővé tette az ólomtermelés kezdete előtti háttérérték megállapítását, amely 0,5 pg/g-nak ($1 \text{ pg} = 10^{-12} \text{ g}$) adódott. Ekkor a légköri ólom teljes mennyisége természetes, főként talajeredetű forrásokból származott, amit igazol a földkéreghez viszonyított dúsulási tényező 1-hez közeli ($EF = 0,8$) értéke is. (Egy aeroszol összetevő felszíni kőzethez viszonyított és például az alumíniumra vonatkoztatott dúsulási tényezőjét (EF , enrichment factor) az alábbi képlettel definiáljuk:

$$EF = \frac{(c_i/c_{Al})_{aeroszol}}{(c_i/c_{Al})_{felszínikőzet}}, \quad (1)$$

ahol c_i az i összetevő koncentrációja az aeroszolban, illetve a felszíni kőzetben. Az EF értékéből az összetevők eredetére következtethetünk. Az 1 körüli EF értékkel jellemezhető összetevők elsősorban a felszíni kőzetből származnak, míg az 1-nél nagyságrendekkel nagyobb ($\sim 10^2$ – 10^3) dúsulási tényezőjű összetevők más, esetleg antropogén forrásokhoz kapcsolhatók.) A Pb-termelés megindulásakor, ~ 3 000 évvel ezelőtt a grönlandi jég ólomkoncentrációja és dúsulási tényezője gyakorlatilag megegyezett az előbbi értékekkel, tehát az ólom antropogén járuléka ekkor még elhanyagolható volt a természetes forrásból származó mennyiséghez (~ 4 000 tonna volt évente az egész földön) képest. A levegő, és ezzel együtt a jég Pb-koncentrációja ~ 2 500 évvel ezelőtt indult hirtelen növekedésnek, majd a maximum elérése után a görög-római civilizációk fénykorának megfelelő, mintegy 800 éves időszakban alig változott ($c_{Pb} = 2 \text{ pg/g}$, $EF_{Pb} \approx 2$). A Római Birodalom bukása után a grönlandi jégmag ólomtartalmában is csökkenés figyelhető meg. A későbbi növekedés a középkor és a reneszánsz idején a kitermelés ismételt fellendülésével függött össze.

Az ólom természetes izotópjainak gyakorisága eltérő a Föld különböző pontján, ami lehetőséget ad a szennyező források azonosítására. A modern kori kőzetekre és a természetes eredetű porra az $\sim 1,20$ -nál nagyobb $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ arány a jellemző. Ezzel szemben az ólomércekben ez az arány kisebb, azaz az antropogén eredetű ólom $1,20$ -nál kisebb izotóparánnyal azonosítható. Az ólomtermelés megindulása előtt, vagyis i.e. ~ 7 300 – 5 300 között a $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ arány és szórás $1,201 \pm 0,003$ értékűnek adódott, amely i.e. ~ 700 -ig gyakorlatilag nem változott, és ezért „természetes háttérérték”-nek tekinthető. Ezt követően viszont egészen i.sz. ~ 200 -ig az arány $1,20$ -nál kisebb volt, ami antropogén források jelentős járulékára utal.

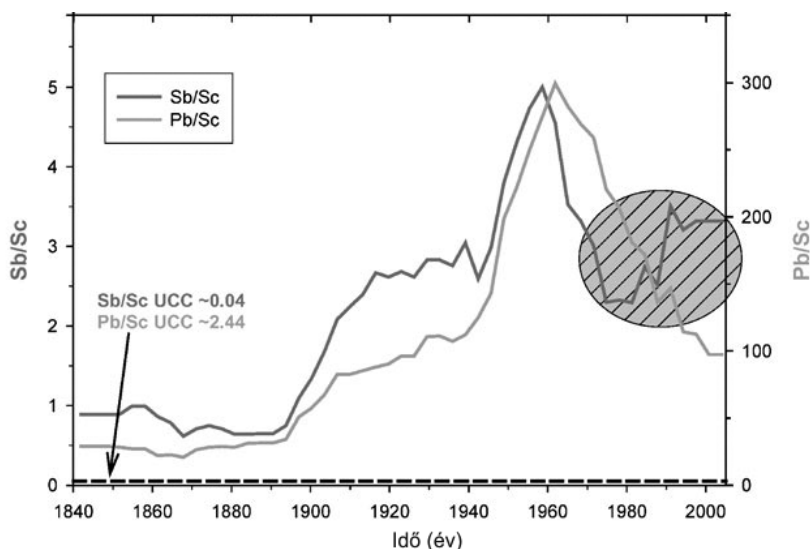


2. ábra: Az antimon és ólom koncentrációjának időtrendje az északi sarkvidék jégtakarójában.

Az ábrán a természetes háttér-koncentrációk becsült értékét is jeleztük (Krachler et al., 2005).

A jégminták analíziséből nemcsak a több ezer éves, hanem az újkori légköri koncentrációkra is következtethetünk. A fémszennyezők közül az ólom mellett kiemelt figyelmet érdemel az antimon, amelynek kibocsátása az utóbbi évtizedekben jelentősen megnövekedett. Az antimon és annak vegyületeit egészségkárosító és karcinogén hatásuk miatt az Európai Bizottság és az Amerikai Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala a kiemelt környezeti szennyezők közé sorolta (Council Directive, 1998; US EPA, 1979). Az Sb ipari felhasználásának 2/3 részét a műanyagokhoz használt égésgátló anyagok mint például az Sb_2O_3 , előállítás teszi ki, és jelentős az Sb_2O_3 -nak a poliilén gyártási folyamatában katalizátorként való felhasználása. Az Sb-tartalmú műanyagok (pl. PVC) égetése során az Sb finom ($1 \mu m$ -nél kisebb átmérőjű) aeroszol részecskék formájában kerül a levegőbe, amelyek a légtömegek nagyhatótávolságú transzportjával az emisszió vidékéről a sarkvidékekre is eljutnak. A közúti gépjárművek azbesztmentes fékbetétei kopásából származó Sb a forgalmas nagyvárosok levegőjének egyik legnagyobb mértékben feldúsult eleme lett napjainkra (lásd a 4.3 fejezetet).

Az északi sarkvidék jégtakarójából (Devon sziget, Kanada) származó jégmag- és hóminták analízisével bizonyítást nyert, hogy Európában a 20. században a légköri Sb-szennyezés a Pb-hez hasonlóan nagymértékben megnőtt a természetes háttérszinhez képest (lásd a 2. ábrát) (Krachler et al., 2005). A két fém geokémiai és mineralógiai kapcsolata maga után vonja, hogy a kezdeti időszakban az Sb jégtakaróban mért mennyisége nagyrészt követi a Pb időtrendjét. A korai időszaknak



3. ábra: Medián Sb/Sc és Pb/Sc koncentrációrányok időtrendje az északi sarkvidék jégtaarója alapján. A szaggatott vonal a szárazföldi földkéregben (UCC) lévő arányokat jelzi (Krachler et al., 2005).

(~1840–1860) megfelelő jégmintákban az Sb koncentrációja kevesebb volt 0,5 pg/g-nál. Az 1900-as évektől kezdve az Sb koncentrációja gyorsan nőtt, ami feltehetőleg olyan antropogén tevékenységek fellendülésével magyarázható, mint a széntüzelés vagy a Pb- és a Cu-ércek feldolgozása. A Pb és Sb is feldúsult mennyiségben van jelen különböző szenekben, ezért légköri emissziójuk a 19. század végén és a 20. század elején szorosan kapcsolódott a tüzelőanyagok égetéséhez, és a teljes Sb-kibocsátás ~ 50%-a ebből a forrásból származott. Ugyanezen időszakban a Pb koncentrációja kisebb ütemben nőtt az Sb-vel összehasonlítva. A különbséget valószínűleg az egyes fém-ásványok eltérő olvadáspontja (Sb_2S_3 : 550 °C, PbS: 1 114 °C) okozhatta, melynek következtében a szenek és ércet égetésekor az Sb viszonylag nagyobb mennyiségben került a levegőbe, mint a Pb. Az Sb koncentrációja az 1950-es évek végén, a második világháború utáni nagy gazdasági fellendülés idején érte el maximumát (~2 pg/g), majd ezt követően kibocsátása folyamatosan csökkent, feltehetően a széntüzelésű erőművekben alkalmazott nagyobb hatékonyságú szűrőrendszerek, valamint a modern kohászati technológiák hatására.

Az ólmozott benzin okozta globális méretű levegőszennyezés szintén kimutatható a sarki jégtaarókban. Az 1930-as évektől meredek emelkedés, majd a kereskedelmi forgalomból való fokozatos kivonása hatására, az 1970-es évektől kezdődően nagymértékű (~80%-os) csökkenés figyelhető meg a jégminták ólomtartalmában. Az Sb koncentrációja ugyanakkor kisebb mértékben, 50%-kal csökkent az utóbbi évtizedekben az Sb-tartalmú műanyagok növekvő felhasználása és égetése miatt.

Az Sb és Pb koncentrációjának az Sc koncentrációjához viszonyított aránya (Sb/Sc illetve Pb/Sc) alapul szolgál a két elem dúsulásának összehasonlításához. A szkandiumnak – más, tipikusan földkéreg eredetű elemekkel (pl. Al, Ti, Zr) szemben – ipari felhasználása igen korlátozott, eloszlása a földkéregben előforduló jelentősebb ásványokban egyenletesebb, továbbá a jégtakaróra ülepedett mennyisége gyakorlatilag állandónak tekinthető az utóbbi másfél évszázadban. A dúsulási tényezők alapján meghatározható az Sb és Pb természetes forrásokból származó mennyisége a jégtakaróban, amely rendre $\sim 0,2$ pg/g, illetve ~ 1 pg/g értékű, tehát kicsi. Mindez jelzi, hogy az északi sarkvidék jégtakarójában mindkét elem koncentrációjának időbeni menetét jelentős mértékben befolyásolta az antropogén forrásokból származó szennyezés, és az utóbbi 150 évben a természetes források hozzájárulása a teljes mennyiségükhöz gyakorlatilag elhanyagolható volt. A két elem dúsulásának időtrendjében szembevetendő különbség figyelhető meg az utóbbi három évtizedben (lásd a 3. ábrát). A Pb dúsulása csökkent, az Sb dúsulása pedig nagymértékben nőtt az antropogén források növekvő járuléka miatt.

Az emissziós forrásoktól távol elhelyezkedő sarkvidéki területen az Sb koncentrációjában megfigyelt növekvő tendencia jelzi, hogy az emberi tevékenység az utóbbi évtizedekben globális mértékben befolyásolta az Sb körforgását. Feltételezhető, hogy a szennyező források közvetlen közelében, így a városi környezetben jóval nagyobb mértékű ez a növekedés. Mivel az Sb toxicitása a Pb toxicitásával összevethető, légköri koncentrációjának növekedése jelentős következményekkel járhat az emberi egészségre és az ökoszisztémára nézve világszerte.

1.2. AZ IPAROSODÁS ÉS VÁROSIASODÁS HATÁSAI

A kezdeti ókori társadalmak környezetkárosító hatásai leginkább helyileg jelentkeztek, bár esetenként a mai napig is tapasztalható változásokat idéztek elő a környezetben. A levegőszennyezés a középkor fejlettebb iparos és kereskedő városaiban is helyi problémákat okozott. A városok sűrűn lakottak voltak, a keskeny utcákat magas épületek határolták, és így kedvezőtlen légmozgás esetén a kovácműhelyek, sörfőzdék, mészgyártók és más, energiaigényes iparos műhelyek füstje felgyülemlt és megrekedt a házak között. Londonban a füstből eredő levegőszennyezés a 13. század végén olyan mértékű volt, hogy külön bizottságot állítottak fel a probléma kivizsgálására, és az angol Parlament is számos törvénnyel – mint például a széntüzelés korlátozása, vagy a kémények magasságának szabályozása – próbálta javítani a helyzetet. A 16. századtól az addig fő tüzelőanyagként számító fát fokozatosan felváltotta a kőszén, és a széntüzelésű gőzmotorok elterjedésével az addig a városokon kívül, az erdők, folyók közelébe települt üzemek is beköltöztek a városokba, ahol több és olcsóbb volt a munkaerő. A levegőszennyező



4. ábra: Claude Monet, A londoni Parlament ködben (1805)

anyagok olyan mértékű kibocsátása, mely már az egész földi levegőkörnyezetre hatással volt, az ipari forradalomtól különösen markánsan jelentkezett a rendkívüli mértékű népességnövekedés, valamint az ugrásszerű technológiai és gazdasági fellendülés miatt. Mindez tovább rontotta a városok levegőminőségét, és a 19. század elején a gyors ütemben fejlődő, gőzmotorokkal működő gyárak füstkibocsátásának mérséklésére a középkori közsérelmi törvények már nem voltak elégségesek. A gyárkémények szabályozására külön módszert is kidolgoztak, és elrendelték, hogy a gyáraknak fel kell használniuk az általuk termelt füstöt (bár ennek mékéntjét nem rögzítették). Az 1875. évi angliai Közegészségügyi Törvény, amely London kivételével az egész országra vonatkozott, kötelezte a helyi hatóságokat közsérelmi felügyelők kinevezésére, akik a gyárakkal szemben jogilag is intézkedhettek a szabályozások érvényre juttatása érdekében. A füst kibocsátásáért felelős üzemeknek csak egy kis része ellen tudtak azonban hatásosan eljárni, és ezért továbbra sem sikerült jelentősen csökkenteni a városok füstszennyezettségét. A testületeket egyrészt gazdasági szempontok kényszerítették, hogy alávessek magukat a gyártulajdonosok érdekeinek, másrészt szervezési és technológiai problémák is hátráltatták őket (Brimblecombe és Makra, 2005).

A városok korabeli levegőszennyezettségét mért adatok hiányában nagyon nehéz pontosan meghatározni, de változása több esetben követhető a ködösségére vo-

natkozó feljegyzések alapján. Londonban Thomas Harriot (1560–1621) csillagász végzett erre utaló megfigyeléseket. A 16. és 17. század fordulóján a köd kialakulása még valószínűleg természetes folyamatok eredménye volt, de a 17. század végétől már nem állíthatjuk, hogy nem a városi ipar volt-e a felelős néhány súlyosabb ködös epizód kialakulásáért. A 19. század végére már feltűnő növekedés figyelhető meg a ködös időszakok gyakoriságában. A köd London jellegzetességévé vált; a várost a téli hónapokban és novemberben „sejtelmes” félhomály borította. A londoni ködöt számos festő megörökítette, talán leghíresebb Monet angol Parlamentről festett képsorozata (amelynek egyik képe a 4. ábrán látható). Az akár több napig tartó ködös időszakok emberi egészséget károsító hatása is megmutatkozott: sok ember szenvedett légzési nehézségektől, és a halálozások száma is megnövekedett. Az 1880-ban, majd 1892-ben előforduló füstködök idején kb. 1 000 halálesettel többet regisztráltak, mint más évek hasonló időszakában.

Az 1891. évi Londoni Közegészségügyi Törvény már magába foglalta a levegőminőség szabályozását is. A törvény értelmében minden fekete füstöt kibocsátó kémény károsítja a környezetet, ugyanakkor a füst felhasználásának kötelezettsége csak a gyárakra vonatkozott, a háztartásokra nem, és a törvénynek ez a hiányossága sokáig gondokat okozott a rendelkezések érvényre juttatásában. A 20. század első felében is több korlátozó intézkedéssel szabályozták az ipari üzemek kibocsátását, és a II. világháborút követően a füstkibocsátás technológiai szabályozásának fejlődése is lendületet vett. Annak ellenére, hogy a háztartási tüzelésből származó szennyezés továbbra is problémát jelentett, az iparban elért eredmények hatására, úgy tűnt, csökkent a londoni füstködök gyakorisága.

Az 1950-es években több ezer halálos áldozattal is járó szmogos események alakultak ki, melyek közül talán leghírhedtebb az 1952. évi „nagy londoni füstköd”. A levegőszennyezésen túl a kedvezőtlen meteorológiai körülmények is hozzájárultak a füstköd időszak létrejöttéhez (lásd az 1.3 fejezetet). 1952. december elején egy lassú mozgású anticiklon helyezkedett el London fölött, és a várost soha nem látott, sűrű köd borította be. Kémények milliói ontották a füstöt a ködös, mozdulatlan levegőbe. Napokon belül a látótávolság rendkívüli módon csökkent, a közlekedés leállt. A jelenleg érvényes határértékekkel összehasonlítva (a 24 órás határérték szálló porra $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, kén-dioxidra $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$) december 5-én a korom koncentrációja $4\,500 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a kén-dioxidé pedig $3\,700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ volt, és rövidebb időszakokban elérhette a $14\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ értéket is. A kórházi adatok alapján a légzési megbetegedések száma megnégyszereződött, és a szmog 5 napja alatt a halálozások száma 4 700 volt, ami csaknem háromszorosa más évek ugyanezen időszakához képest (Finnlayson-Pitts és Finnlayson, 2001).

A rendkívül súlyos londoni szmog felhívta a figyelmet arra, hogy szigorúbb törvényi rendelkezésekre van szükség a környezetvédelem területén, amely nemcsak az ipari, hanem a háztartási forrásokat is érinti.

1.3. A FÜSTKÖD

A nagyvárosokban az erősen szennyezett levegő és a kedvezőtlen meteorológiai körülmények hatására füstköd (szmog) alakulhat ki. A szmog a légszennyezettség egyik szélsőséges formája; nevét az angol smoke (füst) és fog (köd) szavak összevonásából kapta. A szmognak két típusát különböztetjük meg: a London- és a Los Angeles-típusú szmogot. A London-típusú füstköd fő okozója a szilárd, főleg fosszilis tüzelőanyagok (szén) égetése, különösen a nagy kén tartalmú barnaszénrel való fűtés. Hőmérsékleti inverzió esetén a széntüzelésből származó koromszemcsék és gáznemű égéstermékek (mint a kén-dioxid és szén-monoxid), valamint származékaik (kénsavcseppek) viszonylag korlátozott térrészben maradnak, és nem hígulnak fel. Kialakulásában a magas légnyomás és páratartalom, valamint az alacsony hőmérséklet szintén szerepet játszik (lásd az 1. táblázatot), ezért főként a téli hónapokban jön létre. Ez a maró hatású szmog komoly egészségügyi következményekkel járhat: súlyosbíthatja az asztmát és akár halálos kimenetelű tüdő-ödéma kialakulásához vezethet.

Az 1.2. fejezetben említett, megnövekedett halálozást okozó szmog-időszakok nemcsak Londonban alakultak ki, hanem Amerika nagyvárosaiban, például New Yorkban (1953) és Los Angelesben (1954) is. A széntüzelés az 1960-as évekig Budapesten is komoly légszennyezést okozott. Az utóbbi évtizedekben az SO_2 emissziója a szénen alapuló fűtés csökkenésének, a füstgáz kénmentesítési technológiák bevezetésének, és a gáztüzelés általános elterjedésének köszönhetően jelentősen mérséklődött. Ennek ellenére még 1989 januárjában is észleltek jelentős mértékű ilyen szennyezettséget Budapesten és Miskolcon (Levegőkörnyezet, 2007).

A Los Angeles-típusú szmogot fotokémiai időszaknak (szmognak) is nevezzük, mert kialakulásáért a napsugárzás hatására végbemenő fotokémiai reakciók felelősek. Létrejöttének kémiai feltételei a nitrogén-oxidok (NO és NO_2), a szén-monoxid és a szénhidrogének (alkének, alkánok, aromás vegyületek), amelyek a városokban első-

1. táblázat: A London- és a Los Angeles-típusú szmog fő jellemzői
(Finnlayson-Pitts és Finnlayson, 2001)

	London-típusú szmog	Los Angeles-típusú szmog
Első észlelés	~17. század	1940-es évek közepe
Fő légszennyezők	SO_2 , korom	NO_x , szerves vegyületek
Másodlagos légszennyezők	H_2SO_4 , aeroszol	O_3 , peroxi-acetil-nitrát, aldehidek, HNO_3 , aeroszolban nitrát és szulfát
Hőmérséklet	≤ 2 °C	≥ 25 °C
Relatív páratartalom	magas ($\geq 80\%$) általában ködös	alacsony száraz
Kialakulásának időszaka	tél / kora reggel	nyár / dél, délelőtt, kora délután

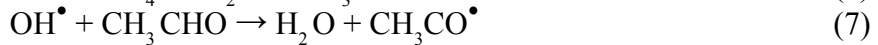
sorban a gépjárművek kipufogógázából származnak, valamint az ózon. A fotokémiai szmog kialakulásának a nyári, napsütéses, magas nyomású anticiklonális időjárási körülmények kedveznek, amikor magas a napi hőmérséklet, a talajmenti szél gyenge és változó irányú (lásd az 1. táblázatot). A levegőben a napsugárzás (UV-sugárzás) hatására a következő reakciók játszódnak le (Wallace és Hobbs, 2006):



A reakciók eredményeként egyensúlyi állapot alakul ki, és az ózon szintje stabilizálódik. A levegőben azonban további fotokémiai reakciók is lejátszódnak, melyek egyrészt elvonják az NO-t, másrészt NO₂-t termelnek, és így közvetve az ózon koncentrációjának növekedését okozzák. A fotokémiai szmog kialakulásában lényeges szerepet játszik a hidroxil-gyök (OH[•]). Képződése a légkörben az ózon fotolíziséhez köthető, mert a keletkező gerjesztett állapotú atomos oxigén (O(¹D)) reakcióba lép a vízgőzzel, amely két hidroxil-gyököt eredményez:



A hidroxil-gyök nem reagál a levegő fő alkotóival, de a legtöbb, nyomnyi mennyiségű szennyező gáz számára az egyik jelentős nyelő folyamatot az OH-gyökkel való reakció jelenti. A szénhidrogének oxidációjával több reakciót indít el, amelyet egyszerűsített és összegező formában a következőképpen írhatunk:



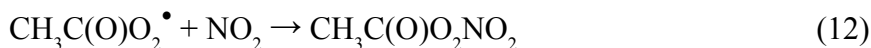
A 6–7. reakciókban képződő gyökök olyan további reakciókban vesznek részt, amelyek a NO oxidációjához (és az OH-gyök újraképződéséhez) vezetnek az O₃ részvétele nélkül. A metil-gyök (CH₃[•]) esetében például a következő reakciósor megy végbe (Wallace és Hobbs, 2006):





5. ábra: Budapest látképe tiszta (A) és ködös időben (B), téli hőmérsékleti inverzió esetén (C) és nyári, szennyezett levegőjű időszakban (D)

A fenti reakciók során formaldehid (HCHO) és a hidrogén-peroxil-gyök (HO_2^\bullet) képződik (lásd később). Az acetil-gyök ($\text{CH}_3\text{CO}^\bullet$) reakciók során metil-gyök és peroxiacetil-gyök ($\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{O}_2^\bullet$) képződéséhez is vezethet; ez utóbbinak az NO_2 -vel való reakciójából peroxi-acetil-nitrát (PAN) keletkezik:



A PAN a fotokémiai szmog igen fontos és veszélyes komponense. A szennyezett levegőben nem csupán a metán, hanem gépjárművek emissziójából származó más szénhidrogének is az NO oxidációját idézik elő, ami közvetve az O_3 koncentrációjának növekedését jelenti. Mutagén és rákkeltő hatásuk miatt külön figyelmet kell fordítani a poliaromás szénhidrogénekre (PAH).

A kén-dioxid-kibocsátás drasztikus csökkentése és a gépjárművek emissziójának gyors növekedése következtében jelenleg hazánk városaiban is a fotokémiai típusú légszennyezettség a jellemző.

A fotokémiai szmog enyhébb tünetei közé tartozik a szem- és nyálkahártya-irritáció, de a levegőben felgyülemelő erős oxidálószeres károsíthatják az emberi légzőszervek szöveteit, és fokozzák az asztma kialakulásának kockázatát. A fotokémiai szmog a növények életműködését is befolyásolja. Az ózon lebontja a levelekben lévő, fotoszintézist végző klorofilt (a levelek felületén barna foltok jelennek meg, fodrosodnak majd lehullanak), a PAN a szöveteket károsítja (oxidálja a fehérjékben található –SH csoportot), ezáltal csökken a növekedésük és érzékenyebbé válnak más káros hatásokkal szemben is. A keletkezett oxidálószeres korrodálják és károsítják a különböző környezeti és szerkezeti anyagokat, műanyagokat, gumit, textíliát, festékeket, nyílót stb. A kialakuló szürkés-barnás köd hatására csökken a látótávolság (lásd az 5 ábrát).

1.4. CIVIL SZERVEZETEK SZEREPE A (LEVEGŐ)KÖRNYEZET VÉDELMEBEN

A civil szervezetek egyre fontosabb szerepet töltenek be a magyar társadalomban, és számos területen, például a kultúra, az oktatás, a szociális ellátás, a környezet- és természetvédelem, a településfejlesztés, és különböző érdekképviseletek terén végzik sikeresen munkájukat. Létjogosultságukat, tevékenységük fontosságát egyre inkább elismerik mind a lakosság, mind pedig az állami szervezetek és döntéshozók részéről. A civil szervezetek általában valamilyen közösségi érdek kifejezésére, önkéntes tevékenység elvégzésére alakulnak. Tevékenységükkel nemcsak a tagjaik, hanem a tágabb közösség érdekeit, a közjót szolgálják. Nem profitorientált (nonprofit) szerveződések, amelyek a működésükhöz szükséges anyagi feltételeket közpénzekből (például minisztériumi forrásokból, helyi önkormányzatoktól, Nemzeti Civil Alapból), alapítványoktól, adományokból, a személyi jövedelemadó 1%-os felajánlásaiból és saját, gazdálkodó tevékenységükből teremtik elő.

Magyarországon az első társadalmi mozgalmak a 18. század végén jelentek meg, de ezek még (közvetve vagy közvetlenül) a politikai, gazdasági és kulturális önállóságért harcoltak. Az 1848-49-es szabadságharc leverését követően az osztrák kormány semmilyen önkéntes szerveződést nem engedélyezett, és csak a kiegyezést követően nyílt lehetőség ismét egyesületek létrehozására. A múlt század végén kifejezetten környezetvédelmi szervezetek még nem működtek, de már alakultak olyan helyi szerveződések, amelyek a lakókörnyezetük megóvásán munkálkodtak, valamint néhány egyesület a természet védelmére is kiterjesztette alaptevékenységét (például a Herman Ottó által, 1882-ben alapított Magyar Állat- és Természetvédő Egyesület).

A környezeti problémák a 20. század 60-as éveiben kerültek különösen a figyelem előterébe. Egyre több országban ismerték fel, hogy a gyors ütemben fejlődő ipar, az intenzív nyersanyag- és energiafelhasználás a környezet károsodásával is együtt jár, és ennek hatására tömegesen alakultak az ökológiai mozgalmak. A közhiedelemmel ellentétben ez nem csak az iparilag fejlett országok jellemzője volt: a Harmadik Világban is jelentős környezetvédelmi mozgalmak bontakoztak ki (gondoljunk például a valós eseményeket feldolgozó Lassú tűzön című filmre, vagy a mártírhalált halt alternatív Nobel-díjas nigériai íróra, Ken Saro-Wiwára, vagy arra, hogy a 2004. évi béke Nobel-díjat egy kenyai környezetvédő, Wangari Maathai asszony kapta).

A magyarországi környezetvédelmi mozgalom fokozatosan fejlődött ki. Kezdeti szakasza az 1970-es évekre tehető, amikor természetszerető emberek, pedagógusok elkezdtek természet-megfigyelő táborokat, túrákat szervezni, és iskolai klubokat alakítottak. Ekkor jött létre néhány nagy természetvédelmi szervezet is, például 1974-ben a Magyar Madártani Egyesület. Az 1980-as évektől a rendszerváltásig terjedő időszakot két fő mozgalmi irányzat jellemezte, egyrészt a Duna-mozgalom, a Bős-Nagymaros vízlépcső megépítése ellen tiltakozó értelmiségiek szerveződése, másrészt a helyi környezet- és természetvédelmi problémák megoldására törekvő, kisebb csoportok tevékenysége. Ekkor alakult meg több regionális szervezet, például a Reflex Környezetvédelmi Egyesület (Győr) és az E-Misszió Természetvédelmi Egyesület (Nyíregyháza), amelyek ma is működnek. A Budapesti Műszaki Egyetem Zöld Köre pedig már az 1980-as évek közepétől kezdve szervezett rendszeresen megmozdulásokat a fővárosi levegőszennyezés ellen. 1988-ban pedig három – akkor még nem bejegyzett – szervezet, a már említett BME Zöld Kör, az 1983 óta működő ELTE Természetvédelmi Klub és az 1981-ben alakult Eszperantista Természetvédők közös kezdeményezéseként létrejött a Levegő Munkacsoport. Nevét onnan kapta, hogy akkor elsősorban a budapesti levegőszennyezés csökkentése érdekében léptek fel. Első jelentős, emlékeztető megmozdulásuk a Budapest II. kerületi Mártírok útján tartott tüntetésük volt a helyi anyákkal közösen.

A rendszerváltozást követően az egyesülési törvénynek köszönhetően már szabadon alakulhattak meg társadalmi szervezetek. A nonprofit szervezetek száma az 1990-es években gyorsan nőtt, ezen belül is különösen az alapítványok száma emelkedett. Ma már több, mint 50 000 nonprofit szervezet működik Magyarországon. A környezetvédelmi célú szervezetek száma ugyancsak gyarapodott, jelenleg számuk 1 200 körül mozog, ami az összes nonprofit szervezetnek körülbelül 2,4%-át teszi ki (Éri és Laczó, 2005). Ezek között megtalálhatók több szervezet együttműködéséből létrejött országos szintű szövetségek (a már említett Levegő Munkacsoport, Hulladék Munkaszövetség, Energia Klub), nagyobb vidéki városokban működő regionális, továbbá kisebb, helyi szervezetek egyaránt. A hivatalosan bejegyzett szervezetek mellett a környezet megóvásában és a természet védelmében szerepet vállal több száz kisebb helyi önszerveződés is, ilyenek például az oktatási intézményekben működő környezetvédelmi klu-

bok (például az ELTE Környezettudományi Klub), szakkörök, nagyobb szervezetek tagcsoportjai, településszépítő és természetvédő egyletek.

A környezetvédelmi célú nonprofit szervezetek fontos tevékenységi körei az oktatás, ismeretterjesztés, környezeti nevelés és népszerűsítés. Ennek keretében előadásokat, tanfolyamokat tartanak, környezetvédelmi táborokat szerveznek, valamint kiadványokban hívják fel a közvélemény figyelmét a környezetvédelem fontosságára és aktuális kérdéseire. A szervezetek jelentős része végez terepi munkát is, amely a háztartási hulladékok gyűjtését, a lakóhelyek tisztántartását és szebbé tételét, az egészségre káros növények, például a parlagfű irtását és számos más tevékenységet foglal magába. Az egyesületeknek fontos szerepük van a természeti környezet megóvásában, a környezeti ártalmak megelőzésében és felszámolásában, a természetvédelmi területek rehabilitációjában, valamint növény- és állatvédelmi tevékenységet folytatnak. Egyes szervezetek adományokat gyűjtenek, illetve pénzübeni támogatások szétosztásával is foglalkoznak főként intézmények (iskolák, kórházak) és nonprofit szervezetek részére. Fontos érdekérvényesítő feladatokat is végeznek; egyrészt a helyi hatóságoknál szerepet vállalnak a környezetet érintő döntések előkészítésében, másrészt fellépnek a fenyegető, illetve bekövetkezett érdeksérelmek ellen. A környezetvédelmi szervezetek összefogásával 1997-ben alakult meg a Környezeti Tanácsadó Irodák Hálózata (KÖTHÁLÓ, www.kothalo.hu). Ez 21 tagszervezettel rendelkezik, amelyek felvállalták az ingyenes, környezetvédelemmel kapcsolatos lakossági tanácsadást, de emellett adatbázisok fenntartásával, tájékoztató kiadványok megjelentetésével, előadások szervezésével is segítik a lakosok és a helyi hatóságok tájékoztatását.

A levegő tisztaságáért tevékenykedő egyik legfontosabb hazai szervezet, a Levegő Munkacsoport (www.levego.hu) jelenleg már 128 tagszervezetet tömörítő országos szövetség, amely aktív tagja több, nemzetközi szervezetnek is. Egyik legfontosabb céljuk az állami költségvetés és adórendszer környezetvédelmi szempontú átalakítása. Ez azt jelenti, hogy megszüntetnék a súlyosan környezetszennyező és egészségkárosító tevékenységek állami támogatását, jelentős mértékű adóval sújtánák ezeket, valamint ezzel párhuzamosan csökkentenék az emberi munkát terhelő adókat, és több pénzt fordítanának olyan tevékenységekre, mint például az energiahatékonyság javítása, a tömegközlekedés fejlesztése, a zöldterületek fenntartása és bővítése. Az ilyen jellegű változtatás azért is sürgető, mert jelenleg a súlyosan környezetszennyező tevékenységek évente több ezer milliárd forint támogatásban részesülnek (beleértve az általuk meg nem fizetett környezeti és egyéb károkat). A Levegő Munkacsoport úttörő munkát végzett ezen káros támogatások kimutatásában, amikor 2005-ben 300 oldalas tanulmánykötetet készített az Európai Bizottság és a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium támogatásával. A tanulmány Magyarországon elsőként tárta fel ezen támogatások hatalmas mértékét, valamint lehetséges súlyos nemzetgazdasági és környezeti következményeit. Mivel Budapesten

a levegőszennyezésért elsősorban a közlekedés a felelős, a Levegő Munkacsoport megalakulása óta különös figyelmet fordít a közlekedés okozta környezetszennyezés csökkentésére. Sokat tettek a tömegközlekedési járművek forgalmi előnyben részesítése (például buszsávok kialakítása, villamospályák elhatárolása az egyéb gépjármű forgalom elől), a forgalomcsillapított területek kialakítása, a kerékpáros közlekedés feltételeinek javítása érdekében. Elsőként ők hívták fel a közvélemény és a döntéshozók figyelmét a sajtó segítségével a főváros levegőjének súlyos por-szennyezettségére, amely elvezetett a Budapest Levegőtisztaság-védelmi Intézkedési Program elkészítéséhez 2006-ban. A levegőtisztaság védelmét szolgálja az eddigi egyik legnagyobb környezetvédelmi kampány is, amelyet a Levegő Munkacsoport 2006-ban indított. „A sínek tovább bírják” című programjuk (www.levego.hu/kamionstop) célja, hogy az áruszállítást a nehéz tehergépkocsikról minél inkább a vasútra tereljék. A Levegő Munkacsoport aktívan részt vesz az éghajlatvédelmi tevékenységekben (így például a VAHAVA programban), a szélsőséges időjárás hatásait csökkentő települési környezet kialakítását, az energiatakarékosságot is szolgáló épületfelújításokat és más intézkedéseket szorgalmazva.

A környezetvédő civil szervezetek rengeteget tevékenykednek a levegőtisztaság védelméért nemzetközi szinten is, például földrészünk legnagyobb ilyen jellegű szervezete, az Európai Környezetvédelmi Iroda (EEB), továbbá az Európai Éghajlati Akcióhálózat (CAN-Europe), az Európai Közlekedési és Környezetvédelmi Szövetség (T&E) vagy az Autómentes Világhálózat kereteiben.

2. A KULCSFONTOSÁGÚ LÉGSZENNYEZŐK: FORRÁSAIK ÉS KÖRNYEZETI HATÁSAIK

Egy város levegőjének aktuális kémiai minőségét több alapvető tényező együttesen befolyásolja: 1) a kibocsátott szennyező anyagok mennyisége és minősége; 2) a kibocsátás (emisszió) intenzitása és helyszíne; 3) a város földrajzi elhelyezkedése és topológiája; és 4) a meteorológiai viszonyok. Az említett tényezők gyakran összefüggenek egymással. A városon belül több meteorológiai tényező is eltérő lehet a környezethez (városi háttérhez) képest. A légszennyezettség csökkentheti a városba jutó napsugárzást, megváltoztathatja a levegő hőmérsékletének függőleges eloszlását és visszatárolhatja a város által kisugárzott energia egy részét, amelyek ún. hősziget kialakulásához vezethetnek (Pongracz et al., 2006).

A légszennyező anyagok között megkülönböztetünk elsődleges és másodlagos légszennyezőket. Az elsődleges légszennyezők (pl. SO_2 , CO , NO , korom) közvetlenül kerülnek a levegőkörnyezetbe, és forrásuk lehet természetes vagy antropogén (emberi tevékenységhez kapcsolódó). A légkörben keletkező, különböző kémiai reakciók termékeként létrejövő anyagokat (pl. O_3 , szulfát-aeroszol) másodlagos légszennyezőknek nevezzük, és az elővegyületeik forrása szintén lehet természetes vagy antropogén. A levegőszennyezettség és a hozzá kapcsolódó kémiai folyamatok összetett kérdéskört alkotnak. Ennek ellenére sikerült olyan szennyező anyagokat elkülöníteni, amelyek a fő folyamatok lényegét és környezeti hatásaikat jól kifejezik. Ezeket az anyagokat kulcsfontosságú légszennyezőknek nevezzük, és forrásaikat, valamint környezeti hatásaikat a következőkben tekintjük át röviden.

2.1. A NITROGÉN-OXIDOK

Többféle nitrogén-oxidot ismerünk: N_2O , NO , N_2O_3 , NO_2 , N_2O_5 . Levegőkémiai szempontból elsősorban a dinitrogén-oxid (N_2O), a nitrogén-oxid (NO) és a nitrogén-dioxid (NO_2) jelentős.

Az N_2O elsősorban a talajban lévő denitrifikáló baktériumok tevékenysége folytán kerül a levegőbe. Üvegházhatású tulajdonsága miatt fontos. Tartózkodási ideje a troposzférában viszonylag nagy (~ 150 év), így bekerülhet a sztratoszférába is. Ott fotokémiai és kémiai reakciók eredményeként NO keletkezik, amely katalitikus reakcióban bontja az ózont (Mészáros, 1997).

Az NO és NO_2 oxidokat együttesen NO_x -nek nevezzük. Az NO_x fő természetes forrásai a talaj kibocsátása és a villámlások. Az emberi tevékenység eredményeként főként a fosszilis tüzelőanyagok égetése (erőművek, gépjárművek) során keletkeznek a levegőben. Magas hőmérsékleten a levegő nitrogénje oxidálódik, illetve égés során a tüzelőanyagban esetlegesen megtalálható nitrogéntartalmú vegyületek is oxidálódnak. További antropogén forrásai a vegyi- és cementgyárak, mezőgazdasági silók, kokszolók és az élelmiszeripar. Elsősorban NO formájában kerül a levegőbe és viszonylag gyorsan oxidálódik NO_2 -vé. Az NO_x jelentőségét a fotokémiai szmog képződésben az 1.3.

fejezetben tárgyaltuk. Az NO_2 fotokémiai bomlás révén további oxidáló hatású reakciót is elindít a levegőben. Napközben a gázfázisú NO_2 egyik nyelője a OH-gyökkel való reakció, melynek során salétromsav (HNO_3) képződik (Wallace és Hobbs, 2006):



A HNO_3 fotokémiaiilag inaktív, nedves vagy száraz ülepedéssel, illetve kémiai reakciókkal távozik a levegőből. Este az NO_2 a troposzférikus O_3 hatására oxidálódik, a képződő nitrát-gyök (NO_3^\bullet nappal fotokémiaiilag bomlik) egy újabb molekula NO_2 -vel reagál, és végül ismét HNO_3 képződik (Wallace és Hobbs, 2006):



A nitrát-gyök reagálhat különböző szerves vegyületekkel, például biogén eredetű terpénekkel és fenolokkal is, mely során reaktív szerves gyökök képződnek (Finnlayson-Pitts és Finnlayson, 2001):



Az NO_2 a salétromsav és salétromossav képződése által, a kénsavhoz hasonlóan, szerepet játszik a savas esők kialakulásában. Esőcseppekben oldódva korrodálja és erodálja a fémeket, valamint a mészkőből készült épületek és tárgyak felületi kima-rodását okozza. Az NO_x az emberi egészségre is ártalmas. Egyrészt a nedves szöveteken adszorbeálódva salétromos-, illetve salétromsavvá alakul, és helyileg irritálja a szöveteket, fokozza a nyálkatermelést, súlyosabb esetekben akut gyulladást, ödémát idézhet elő. Másrészt a véráramba bejutva a hemoglobinban lévő vasat oxidálja, és az így képződő methemoglobin nem képes az O_2 molekula megkötésére. A heveny mérgezés tünetei a köhögés, hányinger, fejfájás, szédülés, majd hosszabb expozíció esetén tüdővizenyő és tüdőgyulladás is kifejlődhet. Szabad légköri körülmények között heveny mérgezés nem nagyon fordul elő, de huzamosan nagy NO_2 -szennyezett-ség csökkentheti a tüdő ellenálló képességét a fertőzésekkel szemben, így gyakoribbá válhatnak a légúti megbetegedések.

2.2. A TROPOSZFERIKUS (TALAJKÖZELI) ÓZON

Az atmoszférában lévő ózon 90%-a a sztratoszférában (magaslégkörben) található, és a 20. század közepéig azt feltételezték, hogy a troposzférikus ózon fő forrása a sztratoszféra. Később azonban egyértelművé vált, hogy az említett transzportfolyamat

kiegészítő jellegű, és az emberi tevékenység következtében a levegőbe kerülő gázok (NO_x , CO és szénhidrogének) fotokémiai reakciói során képződik. Létrejöhet még a növényzet által kibocsátott reaktív szerves vegyületekből és a villámlás hatására is.

Az NO_2 a $\lambda \leq 420$ nm hullámhosszú fény hatására bomlik. Ennek során atomos oxigén keletkezik, amely az O_2 molekulával ózont hoz létre. A NO tovább oxidálódik, és természetes körülmények között egyensúly alakul ki (lásd a 2–4. egyenleteket). Az O_3 képződésében szerepet játszanak az NO_x jelenlétében végbemenő gázfázisú reakciók, beleértve a CO, a CH_4 , valamint a nem-metán szénhidrogének OH-gyökkel való oxidációját. Emellett a hidrogén-peroxil- (HO_2^\bullet) és az alkil-peroxil- (RO_2^\bullet) gyökök is befolyásolják a troposzferikus O_3 koncentrációját. A levegőkémiai reakciókban képződő hidrogén-gyök és a metil-gyök reakcióba lép a molekuláris oxigénnel (Mészáros, 1997):



Az így képződő hidrogén-peroxil- és metil-peroxil-gyökök az NO molekulát oxidálják:



Az NO oxidációja az O_3 fogyasztása nélkül megy végbe, viszont az NO_2 fotolízise ismét ózont, majd hidroxil-gyököt eredményez (lásd az 5. egyenletet). A nap folyamán a légszennyező anyagok koncentrációjának változásában az alábbi tendenciát figyelhetjük meg. A reggeli órákban, a közúti gépjárműforgalom megindulását követően először az NO, CO és szénhidrogének koncentrációja növekszik. Ezt követi az NO_2 , majd az O_3 , az aldehidek és a PAN mennyiségének növekedése, illetve az NO_x csökkenése. A déli órákban a legnagyobb az O_3 koncentrációja, majd csökken a napsugárzás mérséklődése miatt. Délután a gépjárműforgalom emissziója a második csúcst ér el; a CO és NO szintje ismét emelkedik, de ezt az ózon koncentrációjának növekedése már nem követi, mert az ózonképződéshez szükséges fényviszonyok már kedvezőtlenek. A fotokémiai aktivitás általában a nyári hónapokban nagyobb, így az ózon mennyisége nyáron nő meg leginkább, amikor a legtöbb a napsütéses órák száma, és erősebb a napsugárzás mértéke.

Az ózon erős oxidáló hatása miatt az egészségre ártalmas. Funkcionális és morfológiai változásokat okoz a légutakban. Csökkentheti a tüdő teljesítőképességét és az allergénekkel szembeni érzékenységet. Súlyos esetben tüdővizenyőt okoz, illetve szem- és nyálkahártya- irritációt eredményez.

2.3. A SZERVES VEGYÜLETEK

Az előző fejezetekben láttuk, hogy a szerves vegyületek fontos szerepet játszanak a fotokémiai szmog kialakulásában. Globális tekintetben a szerves vegyületek döntő részét a bioszféra bocsátja ki. A növényekből főleg izoprének (lombos erdőkből) és két izoprén egységből felépülő monoterpének (tűlevelű erdőkből) szabadulnak fel. Ez utóbbiak közül legjelentősebb az α -pinén és β -pinén, melyek a biológiai eredetű aeroszol részecskék fontos elővegyületei. A fűfélék etánt, propánt és kisebb mennyiségben számos alként bocsátanak ki. Az óceánokból – a vízben élő szervezetek által – etán, propán, etén, propén, valamint hosszabb szénláncú, C9–C28 alkánok szabadulnak fel. A természetes eredetű szénhidrogének mellett jelentős az emberi emisszió. A szerves vegyületek legfontosabb antropogén forrásai közé tartoznak a fosszilis tüzelőanyagok és a biomassza égetése. Földgáz és kőolaj kitermelése, szállítása, feldolgozása során is jelentős mennyiségű szerves anyag, főként etán és propán kerül a levegőbe. A gyógyszergyártásban, festék- és vegyiparban széles körben alkalmaznak szerves oldószereket, melyekből például toluol, etil-benzol, diklór-etán párolog el (Mészáros, 1997).

A légkörben legnagyobb mennyiségben előforduló szénhidrogén a metán, forrásai a mocsaras/vizenyős területek, az elárasztásos növénytermesztés (pl. rizsföldek), az állattenyésztés, a szemétkerakók, a földgázvezetékek szivárgása és a (szén)bányászat. Fő nyelője pedig az OH-gyökkel történő oxidáció (lásd a 6. egyenletet). A nem-metán szénhidrogének is a metánhoz hasonlóan oxidálódnak, tartózkodási idejüket a légkörben az OH-gyökkel való reakció sebessége határozza meg. Az alkánok és alkének oxidációjának fontos termékei az aldehidek, amelyek az OH-gyökkel további reakcióba lépnek, peroxi-acil-gyökök, majd nitrogén-dioxiddal való reakciójuk után peroxi-acil-nitrát jön létre (lásd a 7–12. egyenletet).

A fosszilis tüzelőanyagok tökéletlen égése során a városokban a gépjárművek kipufogógázából illékony szerves vegyületek, például aldehidek, benzol és származékai, poliaromás szénhidrogének (PAH) kerülnek a levegőbe. A PAH vegyületek bizonyítottan karcinogén, illetve mutagén hatásúak. Az egyik legtoxikusabb az idenol(1,2,3-cd)pirén és a benz(a)pirén. Könnyen átjutnak a sejtek membránján, és kötődhetnek a DNS-hez kialakítva ezáltal a karcinogén hatást, de felszívódhatnak a placentán át is. A benzol, toluol, etil-benzol és xilol vegyületek gyűjtőneve BTEX. A benzol károsíthatja a csontvelőt, és ezáltal anémiát esetleg leukémiát okozhat. A toluol hallucinációt, kisagyi sérüléseket idézhet. A szerves vegyületekből nappal az OH-gyök, éjszaka a NO_3 -gyök hatására lejátszódó reakciók eredményeként különböző nitro-PAH származékok képződnek, melyek mutagén hatása még jelentősebb. A PAH vegyületek megkötődhetnek az aeroszol (pl. korom) részecskék felületén is, így nemritkán követik azok transzportfolyamatait.

2.4. A SZÉN-MONOXID

Természetes úton metán és más nem-metán szénhidrogének (pl. izoprén, terpének) oxidációja során képződik, és ehhez járul hozzá az emberiség által felhasznált fosszilis tüzelőanyagok, üzemanyagok és a biomassza tökéletlen égetéséből származó emisszió. A CO fő légköri nyelője az OH-gyökkel való katalitikus oxidáció, amelyet a következő összegező formában írhatunk (Mészáros, 1997):



A CO szagtalan és színtelen gáz. Belélegezve sokkal erősebben kötődik a vérben lévő hemoglobin molekula oxigént szállító vasatomjához, mint az O_2 molekula, és szénmonoxid-hemoglobint képez vele. Ezáltal megakadályozza az oxigén felvételét és szállítását a sejtekhez. A CO már kis koncentrációnál is csökkenti a szem fényérzékenységét és az idegrendszer működését. Zárt térben rendkívül veszélyes. A CO mérgezés kezdeti tünetei: émelygés, szédülés és látászavar, és ezt követően gyors fulladás következik be.

2.5. A KÉN-DIOXID

A kén-dioxid a London-típusú füstköd egyik fő komponense. Nyugat- és Közép-Európában, így hazánkban is az SO_2 emissziója és légköri koncentrációja folyamatosan csökkent a múlt század közepe óta, viszont globális tekintetben az iparilag gyors ütemben fejlődő országok (pl. Kína és India) nagymértékű kibocsátása miatt továbbra is növekvő tendenciát mutat.

Természetes forrásai közül legjelentősebbek a bioszféra által kibocsátott redukált kénvegyületek – főleg a dimetil-szulfid (CH_3SCH_3 , DMS), kén-hidrogén (H_2S), szén-diszulfid (CS_2) és karbonil-szulfid (COS) – oxidációja. A DMS az óceáni és tengeri környezetben az algák sejtjeinek elbomlása útján kerül a levegőbe, míg a szárazföldi környezetben mikrobiológiai folyamatok, szerves vegyületek bomlása során H_2S , és kisebb mennyiségben CS_2 és COS szabadul fel. Vulkáni tevékenység során szintén emittálódik SO_2 és H_2S a levegőbe. A természetes forrásból származó mennyiséget azonban meghaladja az antropogén források erőssége (amely a teljes kibocsátás ~ 80%-a). Az antropogén SO_2 legnagyobb részben a fosszilis tüzelőanyagok égetéséből – szénégetésen alapuló energiatermelésből és háztartási fűtésből – származik. További ipari eredetű forrásai a kőolajfeldolgozók, bányák, kohók, szilikát- és cementipar valamint a papírgyárak. A dízelüzemű gépjárművek kipufogógázaiból szintén emittálódik SO_2 a gázolaj kéntartalma miatt.

Az SO_2 oxidációja elsősorban eső- és felhőcseppekben megy végbe, a gáz abszorpcióját követően a hidrogén-szulfid ionokat a H_2O_2 oxidálja szulfát-ionokká:



A levegőben a gázfázisú SO_2 oxidációja az OH-gyök hatására megy végbe, amelyet egyszerűsített formában a következőképpen fejezhetünk ki (Mészáros, 1997):



A kénsavgőz vízmolekulákkal oldatcseppeket (aeroszolt) alkot homogén nukleációval és kondenzációval. Természetes környezetben a légköri vizek, így az esővíz kémhatása is, a benne oldott CO_2 miatt kissé savas, pH = 5,6 körüli. Szennyezett környezetben azonban a kénsav (H_2SO_4), kénessav (H_2SO_3) és salétromsav (HNO_3) hatására ennél savasabb, és jelentős antropogén emisszió esetén akár pH = 3,6–2,6 értékig is lecsökkenhet (Horváth, 1986). Az SO_2 egyrészt száraz ülepedéssel, másrészt szulfátok formájában nedves ülepedéssel távozik a légkörből, ezzel a talaj és a víz savasodását okozhatja. A száraz ülepedés további jelentősége, hogy egy fontos aeroszolképző anyagot kivon a levegőből. A nedves és száraz ülepedés aránya az SO_2 koncentrációjától függ, a szennyező források közelében kialakult környezetsavasodást főként az SO_2 száraz ülepedése okozza, míg a forrásoktól távolodva leginkább a nedves ülepedés dominál.

Ha a talaj elsavanyodik, akkor a növények ásványi anyag felvétele is felborulhat, aminek következtében a növényt könnyebben támadhatják meg különféle kórokozók, illetve a fák gyökerei közt élő mikoorganizmusok (például mikorrhiza-gombák), és elpusztulhatnak. A szennyezés mértékét erősen meghatározza az elnyelő közeg minősége, például a meszes bázikus talajokon élő növények ellenállóbbak. Néhány növényfaj különösen érzékeny a légszennyezésre, ezért gyakran alkalmazzák őket a szennyezettség mértékének megállapításához. Ilyen, ún. bioindikátorok például egyes moha és zuzmó fajok (Dukay és Dukay, 2000). A magasabb rendű növények közül a tűlevelű fák, főként az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*), az európai vörösfenyő (*Larix decidua*) és a zöld juhar (*Acer negundo*) érzékenyek a megnövekedett SO_2 koncentráció és a savas esők hatására. A 6. ábra a savas eső okozta károkat szemlélteti. A természetes felszíni vizek pH értéke is csökkenhet a savas esők hatására. A meszes ágyzatban fekvő vizekben a savak könnyebben semlegesítődnek, de ilyen körülmények hiányában az élővilág károsodásával és akár pusztulásával is számolni kell. A savasodással elsőként a víz hidrogén-karbonát tartalma csökken, majd az érzékenyebb fajok kipusztulhatnak. Igen kis pH értéket (~ 4,5) csak néhány moszat bír ki.



6. ábra: Savas eső okozta károk egy fenyőerdőben

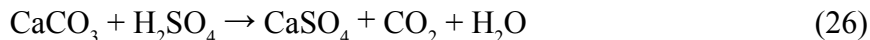
A légköri áramlatok a kén-dioxidot és szulfát aeroszolt a szennyező forrásuktól távolra is elszállíthatják, ami a környezetkárosítást határokon átnyúló, nemzetközi problémává teszi. Példa erre a német, cseh és lengyelországi iparvidékről, az úgynevezett „fekete háromszögből” származó szennyezett levegő által előidézett jelentős mértékű erdőpusztulás Svédországban az 1990-es években.

Az SO_2 belélegzés által jut a szervezetbe, kisebb mennyiségben a felső légutak nyálkahártyáját ingerli, nagyobb koncentráció esetén nehézlégzést, hörghurutot, légcsőgyulladást okozhat. Szerepet játszhat az asztma kialakulásában is. Verejtékben feloldódva bőrirritációt okozhat. A kén-dioxid az épített környezetet is jelentősen káro-



7. ábra: Mária Terézia szobor restaurálás előtt (bal oldali) és után (jobb oldali)
(Lampert, 2003)

síthatja. Előidézheti a mész- és a homokkőből készült épületek károsodását. A kénsav ugyanis reakcióba lép a kalcium-karbonáttal:



és vízben jobban oldódó gipszet hoz létre. Emellett a kénsav gyakran korrodálja, oxidálja vagy oldja a fémeket, az acélszerkezetek, például hidak, csövek és műemlékek állapotának károsodását, esztétikai romlást okoz. Az épített környezetben előidézett károkat a 7. ábrán szemléltetjük, amely egy Mária Terézia szobrot mutat restaurálás előtt és után.

2.6. A SZÁLLÓ POR

A légköri aeroszol (PM, particulate matter) levegőben finoman elosztatott szilárd és/vagy cseppfolyós részecskék kolloid diszperz rendszere. A légköri aeroszol részecskék mérete 2 nanométertől 100 mikrométerig terjedhet. A szálló por alatt azon aeroszol részecskék halmazát értjük, amelyek hosszú ideig maradnak a levegőben. Az aeroszol közismert megjelenési formái a köd, a por vagy a füst. A részecskék teszik láthatóvá a fénysugarakat poros levegőben vagy a fényszórók nyalábját ködös időben (Tyndall-jelenség). A részecskék fényszórása miatt a tiszta ég kék színe (amit a gázmolekulák Rayleigh-szórása okoz) foltokban és irány szerint is változik; az aeroszol szennyezettség gyakran sárgásra, barnásra színezi az eget, míg a nagymennyiségű vízpára és aeroszol miatt fakó, sötét opálos is lehet az ég. Az emberi egészség szempontjából elsősorban a 10 µm-nél kisebb részecskék jelentősek (ezek alkotják a PM10 méretfrakciót), mert a nagyobbak már a felső légutakban kiszűrődnek és így nem jutnak a tüdőbe.

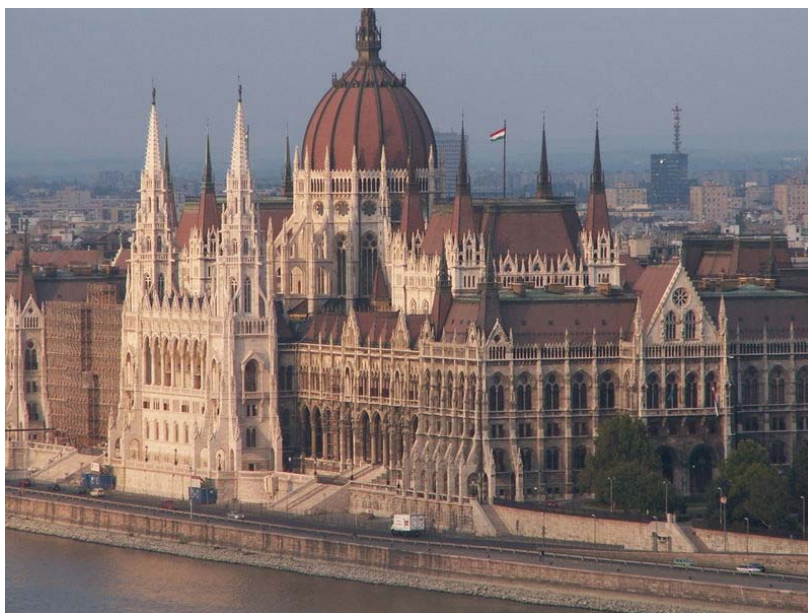
A szálló port gyakran a 10 mikrométer aerodinamikai átmérőnél kisebb részecskék összességével, vagyis a PM10 méretfrakcióval közelítjük. E mérettartományon belül megkülönböztetünk durva méretfrakciót (10 és 2 µm közötti átmérőjű részecskék összessége, jelölése: PM10–2,0), illetve finom méretfrakciót (2 µm-nél kisebb átmérőjű részecskék összessége, jelölése: PM2,0). A méretfrakciók képződési mechanizmusa, eredete és ennek megfelelően kémiai összetétele is eltérő. A durva részecskék elsősorban mechanikai folyamatokból, természetes forrásokból származnak; például szárazföldek felett a felszín aprózódásával keletkeznek erózió által, és ezért főleg kőzetalkotó elemeket (szilíciumot, kalciumot, vasat, alumíniumot, magnéziumot, káliumot és oxigént) tartalmaznak. Egészségügyi hatásuk nagy koncentrációban jelentős (bányákban szilikózist okozhatnak). A finom részecskék a levegőben képződnek gázfázisú kémiai reakciók termékeinek vagy égéstermékeknek (gőzöknek) a nukleációjával és kondenzációjával. Városi környezetben főleg

emberi tevékenységhez kapcsolódó folyamatokból származnak (pl. kipufogógázból, szemétegetésből, erőműi kibocsátásokból). A finom részecskék kémiai összetétele nagyon változatos; nagy arányban tartalmaznak ammónium-szulfátot, ammónium-nitrátot, szerves vegyületeket és kormot. Ezen komponenseken túlmenően potenciálisan veszélyes és káros anyagok (pl. poliaromás-szénhidrogének, átmeneti és nehézfémek) egész sora is megtalálható bennük nyomnyi, de egészségügyi hatásuk miatt mégsem elhanyagolható mennyiségben. A szerves vegyületeket alkánok és alkének származékai, mono- és dikarbonsavak, különböző aromás származékok, szerves nitrátok és szulfátok valamint a légköri humusszerű anyag alkotják. Durva részecskékből általában néhány tíz darab található 1 cm³ városi levegőben, míg a finom részecskék száma meghaladhatja a tízezret is.

A részecskék egyrészt közvetlenül kerülnek a levegőbe (elsődleges részecskék), másrészt a kibocsátott elővegyületekből, gázokból kémiai reakciók által képződnek (másodlagos részecskék). A légköri aeroszol részecskék össztömegének túlnyomó része (mintegy 86%-a) természetes eredetű (Seinfeld és Pandis, 1998). Természetes forrásokból származó elsődleges részecskék közé sorolhatók óceáni környezetben a tengeri só részecskék, míg szárazföldi környezetben a talajerózió, a kőzetek mállása és a szél munkája által képződött por, a vulkáni hamu, valamint az ún. bioaeroszol részecskék (pollenek, spórák, baktériumok, növényi és állati részek). Természetes eredetű, másodlagos aeroszol a növényzet által kibocsátott gázokból, illékony szerves vegyületekből (izoprének, terpének, alkánok, alkének) képződő szerves aeroszol (Seinfeld és Pandis, 1998), illetve óceáni környezetben egyes algafajok által kibocsátott DMS oxidációjából keletkező szulfát aeroszol. A legjelentősebb antropogén eredetű források a fosszilis tüzelőanyagok és üzemanyagok égetése (közlekedés, hőerőművek, fűtés), biomassza égetése, hulladékégetés és egyéb ipari tevékenységek. Ezekből a forrásokból leginkább a másodlagos aeroszol részecskék képződéséhez szükséges gázok (SO₂, NO, illékony szerves vegyületek) szabadulnak fel, de égési folyamatok során, például a dízelüzemű gépjárművek kipufogógázából, jelentős mennyiségű elsődleges koromrészecske is emittálódik a levegőbe. Városi környezetben a gépjárműközlekedés nemcsak a kipufogógázok általi kibocsátással terheli a környezetet, hanem a járművek mechanikai részei és a gumiabroncsok kopásából származó részecskékkel és az úttestről felvert (ún. reszuszpendált) porral is (Salma és Maenhaut, 2006).

Az aeroszol részecskék légköri tartózkodási idejét nagyban befolyásolja méretük. A 0,1 µm-nél kisebb átmérőjű részecskék koncentrációja egyrészt egymással való egyesülésük, koagulációjuk, másrészt turbulens diffúzió okozta száraz ülepedés hatására csökken. A 10 µm-nél nagyobb részecskék számát a gravitációs ülepedés csökkenti; ezek többnyire már a források közelében leülepednek, és légköri tartózkodási idejük csupán néhány óra.

A 0,1 és 10 µm közötti mérettartományban a nyelő folyamatok sebessége a legkisebb, így ezen részecskék légköri tartózkodási ideje a legnagyobb. A felhő-



8. ábra: A magyar Parlament épületének felületi tisztítása

képződési folyamatokban különösen jelentős ez a mérettartomány – főként a vízoldható vegyületeket tartalmazó részecskék –, mert hatékony felhőkondenzációs magvakként szolgálnak. A felhőcseppekbe bekerülve a csapadékkal együtt, nedves ülepedéssel távoznak a légkörből, és ezért légköri tartózkodási idejük a víz tartózkodási idejével összemérhető, kb. 5–9 nap. Az aeroszol részecskék viszonylag rövid tartózkodási ideje miatt a részecskék térbeli eloszlása nem egyenletes a légkörben.

Aeroszol részecskék leginkább léggel jutnak a szervezetünkbe. Jótékony vagy káros egészségügyi hatásait a részecskék, valamint a légzőszervek fiziológiai, fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak komplex rendszere és kölcsönhatásai mechanizmusa befolyásolja (HEI, 2002). Az aeroszol részecskék koncentrációja, kémiai összetétele és mérete, valamint különböző egészségkárosodási mutatók között közvetlen összefüggést találtak az elmúlt években (pl. Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995, 2000). Kimutatható volt, hogy városi környezetben egészségügyi szempontból talán a legfontosabb légszennyező anyag az aeroszol. Az egészségkárosodás asztmát, krónikus légúti megbetegedéseket (pl. légcsőgyulladást, emphysemát, tüdőhegesedést, COPD-betegséget), daganatos légzőszervi betegségeket és koszorúér betegségeket foglal magába, akut és krónikus egészségkárosító hatást egyaránt kifejthet. Feltételezzük, hogy az aeroszol részecskékben található fémeknek, elsősorban az átmeneti fémeknek, és szerves vegyületeknek különös jelentősége van, például az oxidatív stressz létrehozásában. Egészségkárosító hatást mutattak ki az ultrafinom részecskékkel (Wichmann et al., 2000; Lippmann et al., 2000) és/vagy fi-

nom részecskékkel (Burnet et al., 2000), továbbá a durva részecskékkel (Castillejos et al., 2000) kapcsolatban is. Az egészségügyi hatás mértékének és jelentőségének tudatosításában segíthet az USA kilencven városára kiterjedő szisztematikus vizsgálat eredménye (Samet et al., 2000; Knight, 2002), amelyből megállapítható, hogy a PM10 méretfrakciójú aeroszol tömegkoncentrációjának $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ növekedése átlagosan mintegy 0,3–0,6%-kal növeli meg a napi halálozások relatív kockázatát. Hasonlóképpen, ha a PM2,5 méretfrakciójú aeroszol tömegkoncentrációja $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ értékkel megnövekszik, akkor ez átlagosan 4% többletet eredményez a napi halálozások várható számát illetően (Pope et al., 2002). Az aeroszol környezeti hatásainak közvetlen érzékszervi tapasztalása a levegőminőség romlása, a látótávolság csökkenése és az épületek falait befeketítő réteg. A 8. ábrán a rekonstrukció alatt álló, magyar Parlament épülete látható, amelynek kőburkolatát tisztítják – többek között a korom okozta feketedés miatt.

Az ultrafinom aeroszol részecskék (átmérőjük $< 0.1 \mu\text{m}$) mérése és tanulmányozása aerodinamikai, optikai vagy fizikai korlátok, illetve módszertani okok miatt ezidáig háttérben maradt. A tömegeloszlásokban az ultrafinom részecskék jelentősége (tömege) elhanyagolható, míg számának jelentősége egészségügyi szempontból bizonyított. A légköri aeroszol egészségügyi hatásai (amelyek kitűnően dokumentáltak) nem magyarázhatók meg teljes mértékben a durva és finom részecskékkel vagy ezek tömegének méreteloszlásával, és várható, hogy a hiányzó hatásokat az ultrafinom részecskék okozzák. Egyre több tudományos ismeret van arra vonatkozóan, hogy az ultrafinom részecskék sokkal nagyobb mértékben képesek például hidroxil-gyököt létrehozni, mint a finom vagy durva aeroszol részecskék, amelyek azután például oxidatív stresszhatást váltanak ki a légzőszervekben kiüledve. Méretüknél fogva átjutnak a sejtfalon, bekerülnek a véráramba és módosítják a vér kémiai és biológiai tulajdonságait, illetve nagy számuk miatt csökkentik a makrofágok (falósejtek) védekező mechanizmusát a tüdőben. Az ultrafinom részecskék fő összetevője városi környezetben a korom, amelyet a tökéletlen égés emittál. Egyik legfontosabb emissziós forrásuk a dízel-üzemű gépjárművek, különösen a tehergépjárművek és buszok kibocsátása. Mindez különös figyelmet érdemel a nanotechnológiák jövőben ipari elterjedése szempontjából is.

2.7. EGYÉB LÉGSZENNYEZŐK

A platinafémek

A közúti gépjárművek kipufogógázainak utókezelésében általánosan elterjedtek a hármashatású katalizátorok, amelyek nagymértékben csökkentik az NO_x , CO és szénhidrogének kibocsátását. Működésük a platinafémek által katalizált kémiai folyamatokon alapul: a szén-monoxid és a szénhidrogének platina és palládium segítségével szén-dioxiddá és vízzé oxidálódnak, míg a nitrogén-oxidok nitrogénné való

redukcióját a rhódium valósítja meg. A hármashatású katalizátorban a Pt, Pd, Rh aránya 1 : 14 : 1 – 1 : 28 : 1 között változik, és a Pt mennyisége 0,5–2 g közötti. A nitrogén-oxidok redukciójának elősegítésére a katalizátorok gyakran tartalmaznak még ruténiumot és nikkelt, valamint a Pt hatásának növelésére (promotorként) és a rögzítő bevonaton történő jobb tapadása miatt cérium-oxidot (Lakatos és Nagyszokolyai, 1997). A katalizátorok elterjedésével azonban egy új probléma merült fel, mivel használatuk során a gépjárművek a kipufogógázzal platinafémeket is kibocsátanak. A katalizátorokból a platinafémek kémiai deaktiválódás, mechanikus hatások és kopás következtében emittálódnak aeroszol formájában. A platinafémek nyomnyi mennyiségben vannak jelen általános környezetünkben, így a gépjárművek emissziója nagy relatív változást okozhat. A platinafémek potenciálisan toxikus fémek, sejtmérgek és allergiás tüneteket válthatnak ki, citotoxinként való orvosi felhasználásuk sajnos egyre ismertebb.

Az ólom

A városi környezet ólomszennyezettségéhez legnagyobb mértékben a gépjárműközlekedés járult hozzá a közelmúltban. Az ólom-tetraalkilt (-tetraetil vagy -tetrametil) mint benzin oktánszám-növelő adalékanyagot az 1930-as években kezdték el használni. Az 1970–80-as években az ólmozott benzin részesedése meghaladta a légkörbe kibocsátott ólom teljes mennyiségének ~60%-át. Egészségügyi, különösen pedig az idegrendszeret károsító hatása miatt az 1970-es évektől számos ólomtartalmú termék gyártását korlátozták vagy tiltották be. Az ólmozatlan benzin bevezetése és az ólmozott benzin forgalomból való fokozatos kivonása az 1980-as évektől valósult meg. Az ólom ugyanis csökkenti a hármashatású katalizátor határfokát. Magyarországon a 92-es és 98-as oktánszámú benzin ólomtartalmát a kezdeti 0,6 g/l-ről 1985-ben 0,4 g/l-re, majd 1992-ben 0,15 g/l-re csökkentették. Az ólmozatlan benzin hazánkban 1989-ben jelent meg a piacon, 1991-ben még csak 6%-os, de 1997-re már 71%-os piaci részesedéssel bírt. Az ólmozott benzin kereskedelmi forgalmazása 1999. április 1-jén teljesen megszűnt, a 91, 95 és 98-as oktánszámú ólmozatlan benzin ólomtartalma legfeljebb 0,013 g/l lehet. Az iparban az ólmot mind elemi formában, mind ötvözetekben és vegyületeiben széles körben alkalmazzák. Legnagyobb felhasználási területe az akkumulátorgyártás, de használják festékanyagként, tartályok borítására és sugárvédelmi célokra. Jelentős részben a szemétegetőkből kerül a levegőbe aeroszol részecskék formájában.

Az ólom elsősorban a légzőrendszeren keresztül jut be a szervezetbe. Eliminációja lassú folyamat; általában a központi idegrendszerben halmozódik fel. Az ólommérgezés tünetei: a fognyak elszíneződése, hasi fájdalmak, vörösvérsejtek számának csökkenése, vesekárosodás, koncentrációs zavarok. Sejtmérgek, ér- és idegrendszeri megbetegedéseket okozhat. Az anyatejjel az ólom a csecsemőkbe is átkerülhet és szellemi visszamaradottságot, illetve fejlődési rendellenességeket idézhet elő.

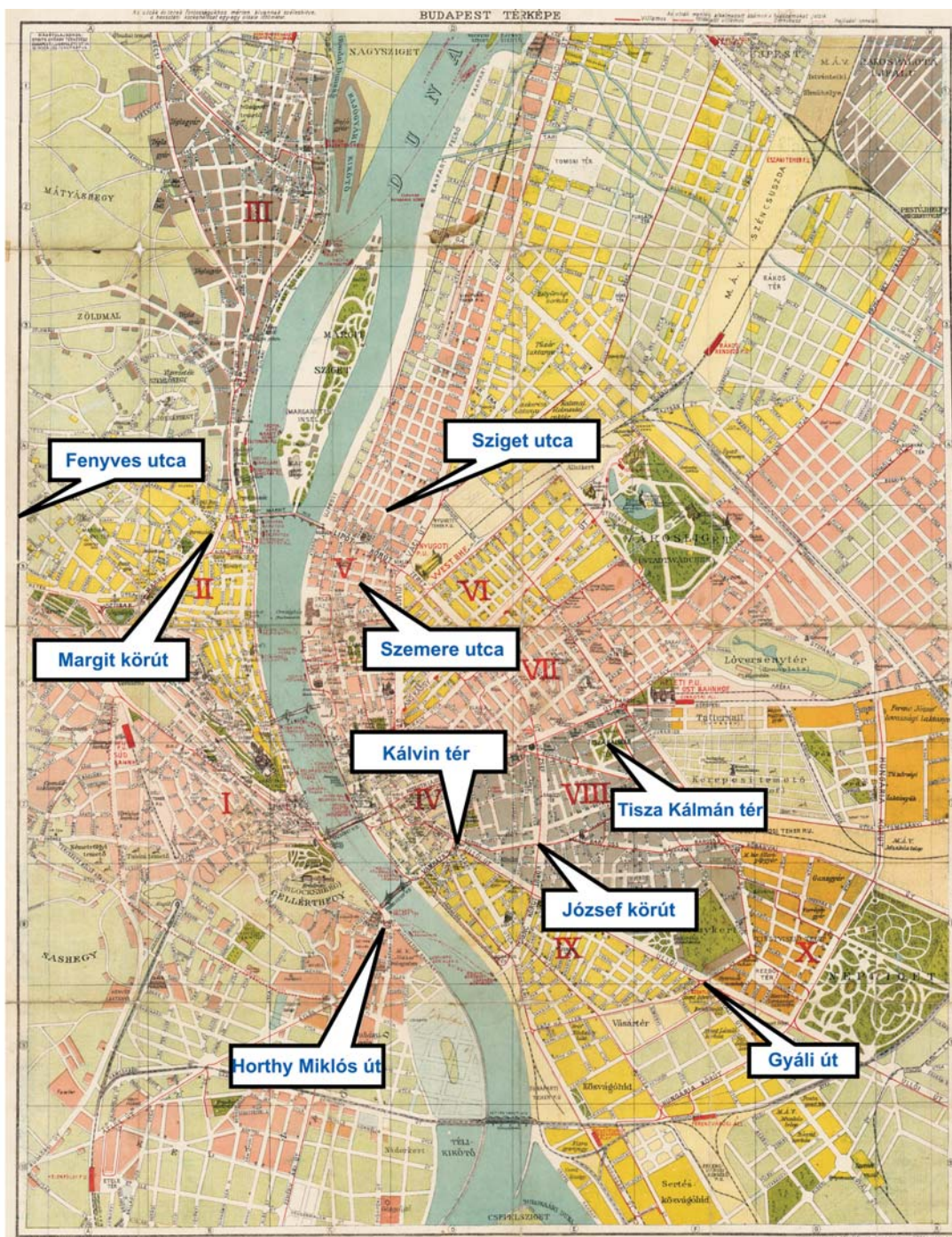
3. A LEVEGŐSZENNYEZETTSÉG MÉRÉSE BUDAPESTEN

A főváros levegőszennyezettségére már Széchenyi István felhívta a figyelmet A pesti por és sár című írásában: „*Sőt, kérdem, nem vált-e már soknak tűrhetetlenné a némelykor valóban «késsel metszhető por» vagy azon sár, mellyel néha téli időben küszködünk (...) egészségünket oly sokszor kockára bocsátnunk kell? Nem kételkedem, sőt bizonyos vagyok, sok magában ilyféle okoskodást már tett, és piszkainkon, mocskainkon velem együtt nemcsak bosszonkodott, de – kivált idegen előtt – pirult is.*” (Széchenyi, 1937).

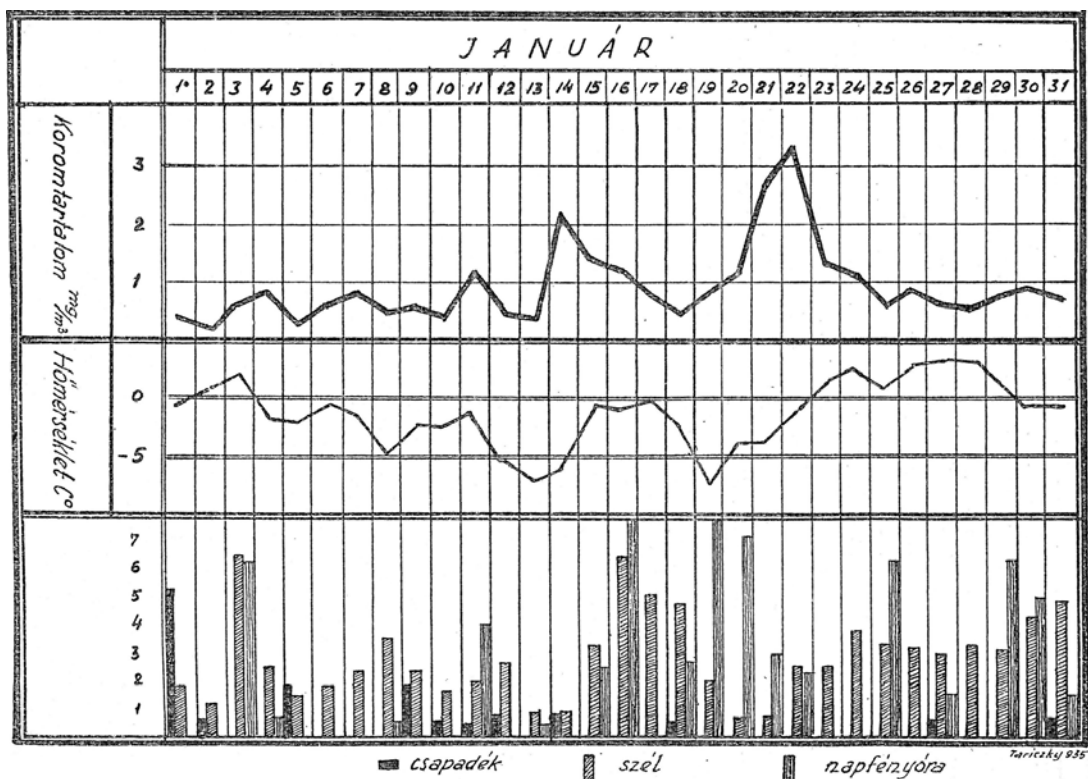
3.1. A RENDSZERES MÉRÉS KEZDETEI

Levegőminőséggel kapcsolatos (szén-dioxid, ammónia és por) méréseket Budapesten Fodor József (1843–1901) végzett elsőként a Budapesti Orvostudományi Egyetemen a 19. század végén. Az első kifejezetten ilyen tárgyú tanulmány „A füst elleni küzdelem kérdésének állása hazánkban és külföldön” címmel 1928-ban jelent meg Frischfeld Ede, Hubert Ernő és Johan Béla szerkesztésében a Népegészségügy folyóirat IX. évfolyamának 10. számában. Ennek hatására a Székesfővárosi Közegészségügyi és Bakteriológiai Intézet nagyobb anyagi támogatásban részesült, és megkezdődhetek a légszennyezettség vizsgálatát célzó teljesebb körű mérések. Az 1930-as évektől kezdve beszámoltak kutatási eredményeikről, többek között felismerték a légszennyezettség és az időjárási tényezők, valamint az energiahordozók minősége közti összefüggést (Városi Szemle 16. évf., 1930; Népegészségügy XX, 1935). Mérőhelyek a Gyáli úton és a József körúton voltak a fővárosban 1935-ben, de egy évvel később újabb 5, majd a következő évben még 2 állomással növekedett a számuk. Ez lehetővé tette szimultán mérések végzését, mely által átfogóbb kép alakult ki a város levegőjének akkori koromtartalmáról és térbeli eloszlásáról. Mérőpontokat mind sűrűn lakott, forgalmas belvárosi kerületekben, mind külvárosi környezetben helyeztek el. Az 1937. évben a következő helyeken folytak mérések: Gyáli út 3/a, József krt. 6., Tisza Kálmán tér (Blaha Lujza tér), Horthy Miklós út (Bartók Béla út), Margit krt. (Szél Kálmán térhez közel), Szemere utca, Sziget utca, Fenyves utca (Pasarét) és a Kálvin tér. A mérőhelyeket a 9. ábrán szemléltetjük egy korabeli térképen, míg az 1935. januárban mért adatok menete a 10. ábrán látható. A mérőműszerek között megtalálható volt a korom mérésére alkalmas eredeti Owens-féle automata készülék is, amellyel különböző – 1 órás és 20 perces – időfelbontásban lehetett méréseket végezni. A koromszennyezettség mértékét az Owens által készített elszíneződési skála segítségével állapították meg mg/cm³ egységben.

A 2. táblázat Budapest különböző pontján 1936–1938 között mért koromkoncentráció értékeket mutatja. A mai tipikus belvárosi adatokkal (0,001 – 0,01 mg/m³) összehasonlítva a főváros jelentős területe igen szennyezett volt. A legnagyobb koromkoncentrációt a Sziget utcában és a József körúton, míg a legkisebb értékeket a Margit körúton,



9. ábra: Az 1930-as évek végén létesített levegőminőségi mérőhelyek Budapesten



10. ábra: A levegő koromtartalma a Gyáli úton 1935 januárjában (Waldbauer, 1935)

a Kálvin téren és a villanegyedben található Fenyves utcában mérték. A magas koromszint valószínűleg a szilárd tüzelőanyag égetésével, a nem korszerű kályhafűtésű háztartásokkal, valamint a gyártelepek, gépházak és közintézmények kibocsátásával magyarázható. A koromszennyezettség menetében évszakos tendencia figyelhető meg: a téli hónapokban a főváros területén nagyobb értékeket mértek, mint az év többi időszakában. A legszennyezettebb helyeken a fűtési időszak elmúltával a levegő koromkoncentrációja ugyan fokozatosan csökkent, de még így is magas szinten maradt, és a nyári hónapokban mért korom mennyisége megegyezett a tisztább területek, például a Kálvin tér téli értékeivel. Ez nagyfokú helyi (térbeli) változékonyságra utal. A vasúti fűtőházak környezetében (gőzventatás) kiemelkedően nagy korom és kén-dioxid szennyezettség volt mérhető. Az extrém magas koromszennyezettség megítélésénél, az utólagos elemzések alapján, figyelembe kell venni az akkori kezdetleges mérési módszerek hibáit. Nemzetközi összehasonlításban Budapest egy nagyságrenddel a legszennyezettebb európai városnak adódott azokban az időkben, amit külföldön kétségsébe vontak (Várkonyi Tibor, személyes információ).

A koromkoncentráció napszakos változékonyságot is mutatott: a reggeli és déli órákban volt a legnagyobb, amikor a háztartásokban a tűzhelyeket működtették, il-

2. táblázat: 1936 és 1938 évek között Budapest különböző pontjain mért koromkoncentrációk (Waldbauer, 1938)

1936—1937—1938. koromértékek mgr. pro m³

Hónap	T °C	Cyáli- út 3/a	Tisza Kálmán- tér	Margit- körút	Horthy Miklós- út	Sze- me- utca	Sziget- utca	Feny- ves-u.	Cálvin- tér	József- körút
1936										
október...	+7.9	0.42	0.30	0.25	0.53	0.60	—	—	—	—
november...	5.9	0.68	0.30	0.30	1.10	1.85	—	—	—	1.45
december...	0.8	0.88	0.68	0.40	1.80	2.25	—	—	—	2.00
1937										
január...	-2.5	1.10	1.55	0.95	1.75	2.9	—	—	—	2.00
február...	+1.9	1.10	1.40	0.85	1.52	2.9	2.40	—	—	1.75
március...	7.7	0.70	1.25	0.70	0.83	2.1	2.30	—	—	1.00
április...	10.8	0.50	0.90	0.60	0.70	1.5	1.60	—	—	0.80
május...	19.3	0.35	0.75	0.45	0.60	—	1.20	—	—	—
június...	21.1	0.28	0.58	0.30	0.45	—	0.88	—	—	—
július...	21.6	0.30	0.55	0.28	0.43	—	0.90	—	—	—
augusztus...	21.1	—	0.64	0.30	0.43	—	1.00	0.22	—	—
szeptember...	18.0	0.32	0.75	0.42	0.58	—	1.20	0.17	0.50	—
október...	11.9	0.60	1.06	0.75	0.88	—	2.10	0.35	0.80	—
november...	5.7	0.71	1.40	0.77	1.00	—	1.80	0.33	1.10	—
december...	0.7	1.41	2.00	1.00	1.45	—	2.25	0.55	1.10	—
Átlag a fűtési idényben	—	0.90	1.37	0.80	1.16	2.70	2.20	0.48	0.90	1.4
1938										
január...	-0.2	1.50	2.40	1.10	1.60	—	2.60	0.70	1.35	—
február...	+2.7	1.00	2.10	1.30	1.52	2.10	2.20	0.67	1.10	—
március...	+9.4	0.70	1.60	0.70	1.40	—	1.70	0.50	0.60	—
április...	—	0.45	1.20	0.60	1.04	—	1.20	0.30	0.40	—
május...	—	0.23	0.96	0.56	1.00	—	1.05	0.25	0.22	—

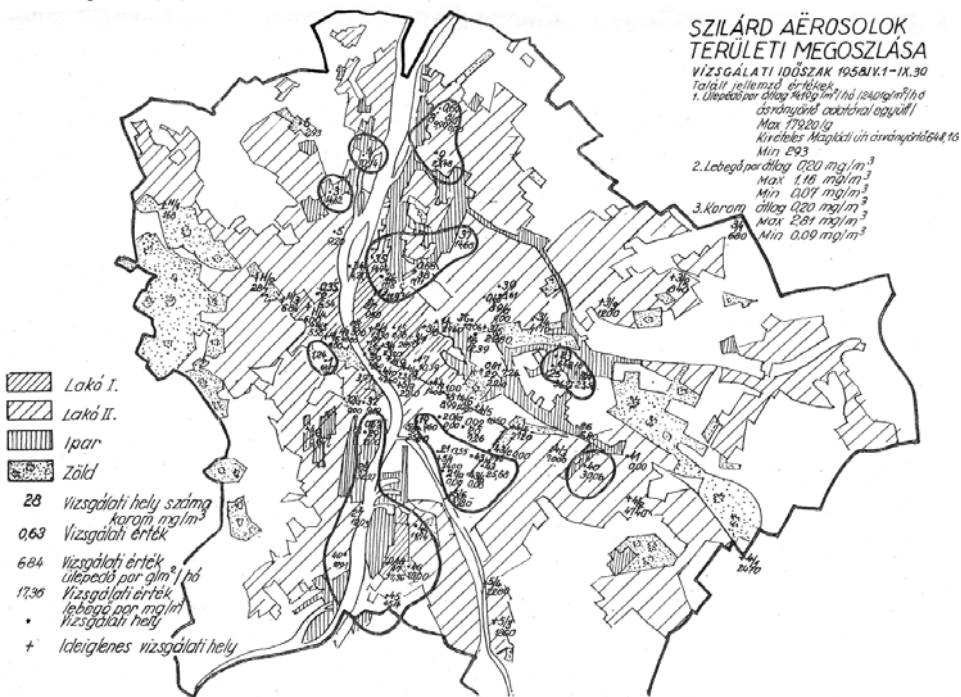
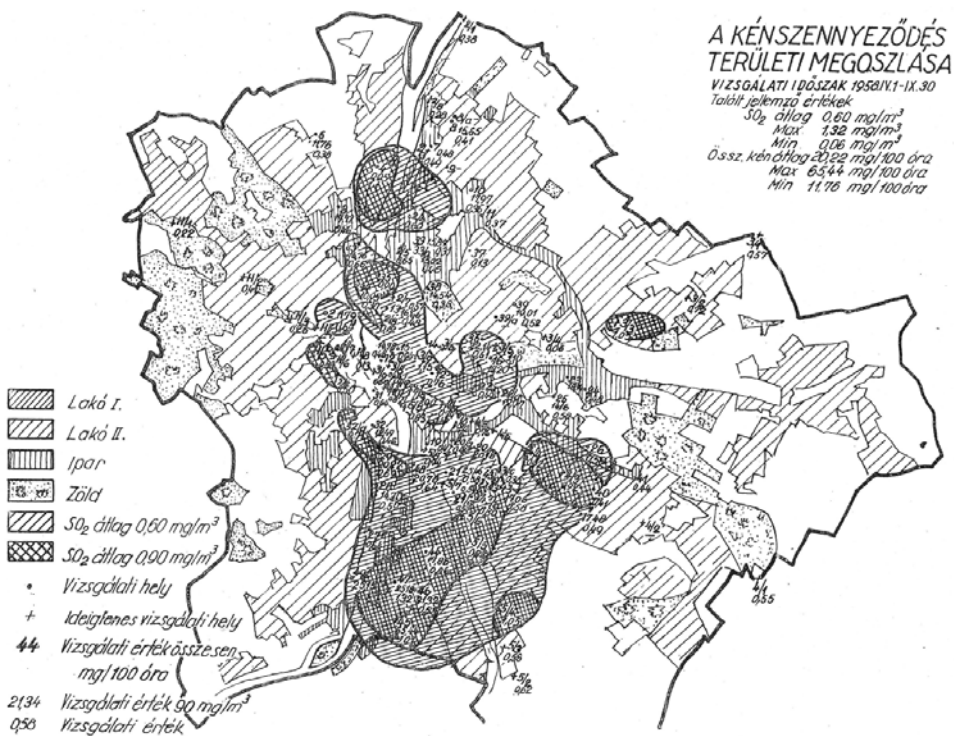
letve a gyárak termeltek. A 20. század első felében a főváros levegőszennyezettsége elsősorban az energiatermelésre és a fűtésre vezethető vissza. Az éves szénfogyasztás emelkedő tendenciát mutatott, és a korszerűsítés sokak számára megfizethetetlen volt. Az elektromos áram vagy földgáz használata a legtöbb háztartásban luxusnak számított. Egyetlen megoldásnak az állami támogatással történő távfűtő berendezések felállítása és a pályaudvarok villamosítása tűnt.

Az Országos Közegészségügyi Intézetet (OKI-t) 1929-ben alapították, Johann Béla vezetésével. 1949-ben megalakult a Levegőkémiai (majd átnevezve a Levegőegészségügyi) Osztály (jelenlegi neve Levegőhigiénés Osztály), amelyik a Székesfővárosi Közegészségügyi és Bakteriológiai Intézet levegőkörnyezettel kapcsolatos munkáját is végezte. A Magyar Tudományos Akadémia „mikroklimás vizsgálatok” címmel ekkor hirdetett meg első ízben levegőhigiénés kutatási témát. A munkában az OKI Levegőegészségügyi Osztálya mellett részt vettek a hazai Orvostudományi Egyetemek Közegészségtani Intézetei is. Az OKI a módszertani kérdésekkel foglalkozott, vidéken pedig a városok környezeti állapotfelmérésére került sor. Az első teljes körű felmérést 1954-ben fejezték be Tatabányán és Dorogon. (A vizsgálatokat

Mórik József végezte, melyből elkészítette az első hazai, levegőkörnyezettel foglalkozó kandidátusi értekezést. Talán őt tekinthetjük a korszerű levegőegészségügy hazai megalapozójának.) Az ipari városokban végzett vizsgálatok közben szerzett tapasztalatok alapján és a külföldi, elsősorban szovjet irodalomra támaszkodva 1958-ban az OKI újjá szervezte a budapesti levegővizsgálatokat. A vizsgálatok a főváros település-egészségügyi helyzetfeltáró munka keretein belül folytak. Figyelemmel kísérték az összes kén, kén-dioxid, klór, klorid, szén-dioxid, szén-monoxid és a por mennyiségét, valamint a 3,4-benz(a)pirén koncentrációját. Módszertani újításuk között szerepelt a kén-dioxid autométer, az aeroszeson és az összeskén-mintavevő, a karcinogén anyagok kimutatására pedig spektrofotometriás elven alapuló mérést alkalmaztak. A mérések technikáját évről évre tökéletesítették. Az OKI Levegőegészségügyi Osztályán a levegőben található szennyezőanyagok mennyiségi meghatározásán és elemzésén túl tanulmányozták azok növényzetre, valamint az emberi egészségre gyakorolt hatását is. A levegőben lévő karcinogén anyagok és a levegő-bakterológia területén is folytak kutatások, továbbá vizsgálták az épületek higiénés állapotát. Repülőgéppel végzett mérésekre is sor került a szennyezettség vertikális és horizontális kiterjedésének, azaz a város felett húzódó „szennykupolának” a megismerése céljából, mivel az 1950-es évek végén Budapesten is kialakult szmog közeli helyzet (Levegőkörnyezet, 2007). Az 1957. évtől már gépkocsiba szerelt mérőberendezéseket is használtak. A felmérések eredményei alapján tudták megrajzolni Budapest első légszennyezettségi térképeit is, amelyeket a 11. ábrán mutatunk be Várkonyi (1999) alapján.

3.2. A MONITORHÁLÓZAT KIALAKÍTÁSA

Az 1/1973. (I. 9.) MT számú rendelet 31 anyag levegőben lévő mennyiségére alapított meg egészségügyi határértéket. A határértékek ellenőrzése csak egy egységes elveken működő mérőrendszerrel volt elvégezhető, és a levegő szennyezettségének mértéke csak nagyszámú, reprezentatív mérés alapján volt meghatározható, mivel az immisszió eloszlása térben és időben változott. Az adatok összehasonlíthatósága érdekében a mérőállomások helyének kijelölése, a mérési módszerek kidolgozása és a mérőeszközök alkalmazása, valamint az adatok feldolgozása és értékelése során egységes elveket kellett követni. Az Országos Immisszió-mérő Hálózat (OI mH) kiépítésére 1972-ben került sor az Építésügyi és Városfejlesztési Minisztérium (ÉVM) Levegőtisztaság-védelmi Osztálya – mint a levegőtisztaság felügyeleti szerve – anyagi támogatásával (Központi Levegőtisztaság-védelmi Alap). Az OI mH az Országos Közegészségügyi Intézet irányítása alá tartozott, a terepi munkát a Közegészségügyi Járványügyi Állomások (KÖJÁL) munkatársai végezték. A KÖJÁL országos hálózatának néhány laboratóriumában már addig is végeztek levegőminőségi vizsgálatokat, így egyszerű megoldásnak kínálkozott az a lehetőség, hogy ezeket a feladatokat to-



11. ábra: Budapest levegőjének kénszennyezettsége (fent) és porszennyezettsége (lent) az 1956–70 közötti időszakban (Bakács és Jeney, 1960)

vábbra is ők lássák el. A hálózat kiépítéséhez és indításához a minisztérium 20 millió forintot, majd működtetésére évente további 4 millió forintot bocsátott az OImH rendelkezésére. Ebből a forrásból fedezték a műszerek és a laboratóriumok működtetési költségeit, valamint az épületek fenntartását, míg a dolgozók bérét a KÖJAL-ok gazdálkodták ki. A mérőhálózat alapját a Regionális Immisszió Vizsgáló (RIV) állomások alkották, amelyek több megyére kiterjedő hatáskörrel rendelkeztek. Budapest és Pest megye egy régiót alkotott. A Budapesten felállított 56 RIV mérőhelyen és a laboratóriumokban 1974. január 1-jén indulhattak meg a vizsgálatok (Kertész és Várkonyi, 1976). A potenciális mérőpontok kijelölése egy 500 méteres alapvonal-hálózat alapján történt. A fővárosra egy képzeletbeli négyzethálót fektettek, és azoknál a metszéspontoknál helyezték el a mérőhelyeket (maximum 10%-os eltéréssel), amelyek jellemző vagy levegőminőség szempontjából kiemelkedő területre estek.

Az Egészségügyi Világszervezet ajánlásához igazodva 1979 januárjában átszervezték a mérőhálózatot, és az állomások számát csökkentették. A felszabaduló készülékeket a lakosság egészségét potenciálisan veszélyeztető szennyező források (közlekedési csomópontok, gyárak, nagyobb üzemek) közelébe helyezték át. Az átszervezés célja az volt, hogy olyan adatsorokat kapjanak, melyek lehetővé teszik a külföldi nagyvárosok eredményeivel való összehasonlítást.

Az Országos Immisszió-mérő Hálózaton belül minden állomás szabványok alapján meghatározott analitikai módszerekkel végezte a méréseket. Az SO_2 gázt pararozanilin módszerrel, az NO_2 -t Saltzmann-féle módszerrel határozták meg, míg az ülepedő por mennyiségét gravimetriával mérték. A mintavételt a MSZ-KGST 1925-79 és a MSZ 21453-as szabvány szerint végezték. A vizsgálatokhoz szükséges vegyszereket központilag szerezték be, így ezek minősége minden laboratóriumban megegyezett. Kezdetben csak időszakosan végezték a méréseket, de később az újabb típusú, saját tervezésű készülékekkel már 24 órás mérésekre is volt lehetőség, amelyek csak heti egyszeri beavatkozást igényeltek. A hálózat műszerellátottsága folyamatosan bővült. Induláskor országosan 9 darab Philips PW9800 típusú SO_2 – NO_2 monitorral, 5 darab Hartmann u. Braun gyártmányú Uras 2T CO monitorral és 210 darab Aeromat OH 801 automata SO_2 mintavevővel rendelkeztek. Egy évre rá az utóbbi készülékből további 52 darabot, illetve még két Labor MIM gyártmányú Contiflo automatikus analizátort szereztek be. A műszerállományhoz tartozott még több számítógép és egyéb kisebb berendezés. Az adatfeldolgozás minden állomáson egységes nyomtatványokon történt. A naprakész jegyzőkönyvek vezetéseért a mérést végző szervek feleltek. Az állomások havi jelentései alapján az OKI éves összesítést készített. Közös laboratóriumi gyakorlatokra, tanfolyamokra és munkaértekezletre került sor a mérések egységes végzése és korszerű eljárások elsajátítása érdekében. A szakembereknek kezdetben csak körlevelekben, később azonban már az „Országos Immisszió-mérő Hálózat Módszertani Levelei” című kiadványban nyílt alkalmuk a tapasztalatcserére, eredmények és hivatalos közlemények olvasására (Kertész és Várkonyi, 1976). A Budapes-

3. táblázat: A RIV hálózat mérőhelyeinek elhelyezkedése Budapesten a mért szennyezőkkel
(+: igen, -: nem) (Szabó et al., 1984)

Mérőhely száma	Mérőhely címe	SO ₂	NO ₂	Korom	Ülepedő por
1.	I., Szentháromság tér 1.	+	+	+	+
2.	II., Csalogány u. 47–49.	+	+	+	+
3.	III., Martos F. sétány 1.	–	–	–	+
4.	III., Táncsics M. u. 24.	–	–	–	+
5.	III., Szentendrei út 47–53.	–	–	–	+
6.	III., Mikovinyi u. 2–4.	+	+	+	+
7.	IV., Dózsa György út 69.	–	–	–	+
8.	IV., Szabadságharcosok útja 47–49.	–	–	–	+
9.	V., Markó u. 18–20.	+	+	+	+
10.	VI., Benczúr u. 30.	–	–	–	+
11.	VI., Rudas László u. 24.	+	+	+	+
12.	VIII., Múzeum krt. 6–8.	+	+	+	+
13.	VIII., Illés u. 25.	+	+	+	+
14.	VIII., Asztalos S. u. 4.	–	–	–	+
15.	IX., Rámán Kató út 5.	+	+	+	+
16.	IX., Toronyház u. 11.	–	+	+	+
17.	X., Dobi I. u. 10.	–	–	–	+
18.	X., Szállás u. 5–7.	–	–	–	+
19.	X., Harmat u. 196–198.	+	+	+	+
20.	XI., Budafoki út 72.	–	–	–	+
21.	XI., Tétényi út 44–46.	+	+	+	+
22.	XI., Fehérvári út 10.	–	–	–	+
23.	XII., Konkoly Thege út 13–17.	+	+	+	+
24.	XII., Kiss János alt. u. 31.	–	–	–	+
25.	XIII., Margit-sziget	+	+	+	+
26.	XIII., Váci út 172.	+	+	+	+
27.	XIII., Szabolcs u. 33–35.	–	–	–	+
28.	XIV., Remény u. 34–36.	–	–	–	+
29.	XIV., Thököly út 97–101.	+	+	+	+
30.	XIV., Istvánmezei út 3.	+	+	+	+
31.	XIV., Ungvár u. 24.	–	–	–	+
32.	XV., Száraznád u. 4.	+	+	+	+
33.	XVI., Karát u. 4.	–	–	–	+
34.	XVI., Táncsics u. 79.	–	–	–	+
35.	XVII., Péceli út 43.	–	–	–	+

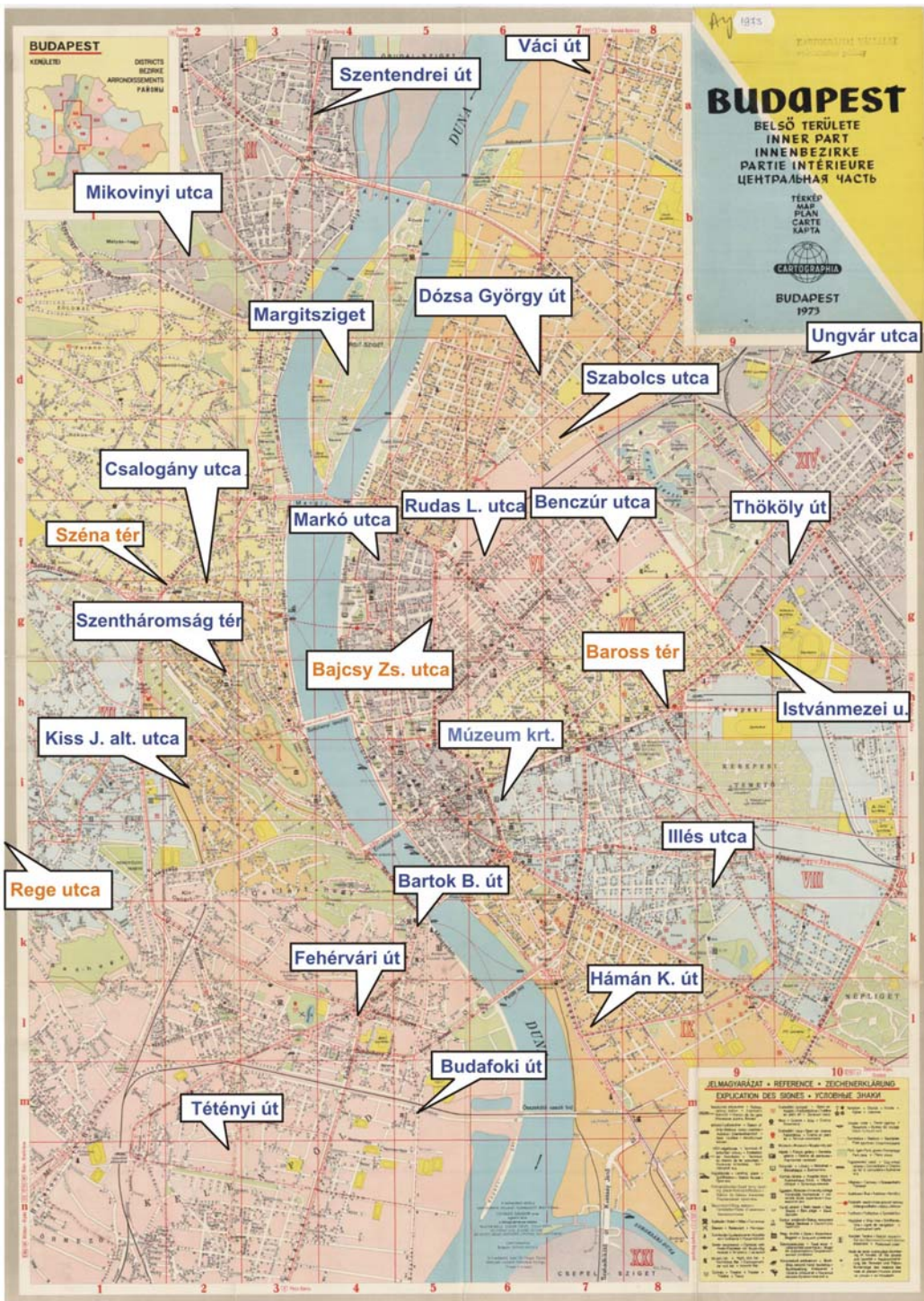
A 3. táblázat folytatása

Mérőhely száma	Mérőhely címe	SO ₂	NO ₂	Korom	Ülepedő por
36.	XVIII., Gilice tér 1.	+	+	+	+
37.	XVIII., Gyömrői út 79–83.	+	+	+	+
38.	XIX., Arany János u. 15–19.	+	+	+	+
39.	XX., Mártírok útja 178.	–	–	–	+
40.	XX., Török F. u. 89.	+	+	+	+
41.	XXI., Rákóczi F. út 45.	+	+	+	+
42.	XXII., Bartók Béla út 2.	+	+	+	+
43.	Solymár	+	+	+	+

ten működő mérőállomások elhelyezkedését és az ott mért légszennyező anyagokat a 3. táblázatban foglaltuk össze (Szabó et al., 1984)..

Az 1980-as évektől a széntüzelést fokozatosan felváltotta az olaj-, majd gáztüzelés, illetve távfűtés ugyanakkor a gépjárművek számának növekedésével a közlekedés szennyező hatása jelentősebbé vált. Egyre több kémiai anyag káros környezeti és egészségügyi hatását ismerték fel, így igény merült fel új határértékek megállapításra. Egy toxikológusból, meteorológusból és levegőhigiénés szakemberekből álló bizottság, figyelembe véve az Egészségügyi Világszervezet (WHO) és a KGST ajánlásait a határértékre vonatkozóan, 306 anyagot csoportosított 3 veszélyességi osztályba (Kertész et al., 1984). Az első csoportba a hazai légszennyezettség tekintetében jelentős anyagokat sorolták: SO₂, CO, NO₂, szálló és ülepedő por. A második csoportba kerültek a „határértékkel szabályozott szennyezőanyagok”, például az O₃ és a merkaptán. A harmadik csoportba az ún. „tervezési irányszámokkal szabályozott anyagok” tartoztak; ez 300 anyagot jelentett. Az értékelés alapját a 21/1986. MT rendelet és jogszabályi határozatok képezték. Megkülönböztettek 24 órás és 30 napos, illetve éves határértékeket. Budapest területét felosztották és tisztaságvédelem szempontból különböző kategóriákba sorolták, melyekre eltérő határértékeket állapítottak meg (a 21/1986. (VI. 2.) MT rendelet alapján). A „kiemelten védett” kategóriába a védett területeket, a „védett II.” kategóriába az ipari területeket sorolták, míg a főváros fennmaradó (legnagyobb hányada) a „védett I.” kategóriába került.

A légszennyezettség mérésének gyakorlata az volt, hogy a mintákat laboratóriumokba szállították analízisre, majd ezt követte az adatok feldolgozása. Az idők során felmerült az igény egy olyan rendszerre is, mely azonnali eredményeket szolgáltat az esetleg kialakuló füstköd észlelése és kezelése érdekében. Erre a célra Budapesten a RIV hálózat mellett létrehoztak egy 8 állomásból álló, folyamatos analitikai berendezésekkel működő on-line rendszert (monitor mérőhálózatot). A munkálatok



12. ábra: A RIV (kék) és a monitor mérőhálózat (narancssárga) mérőhelyei Budapesten az 1980-as évek elején

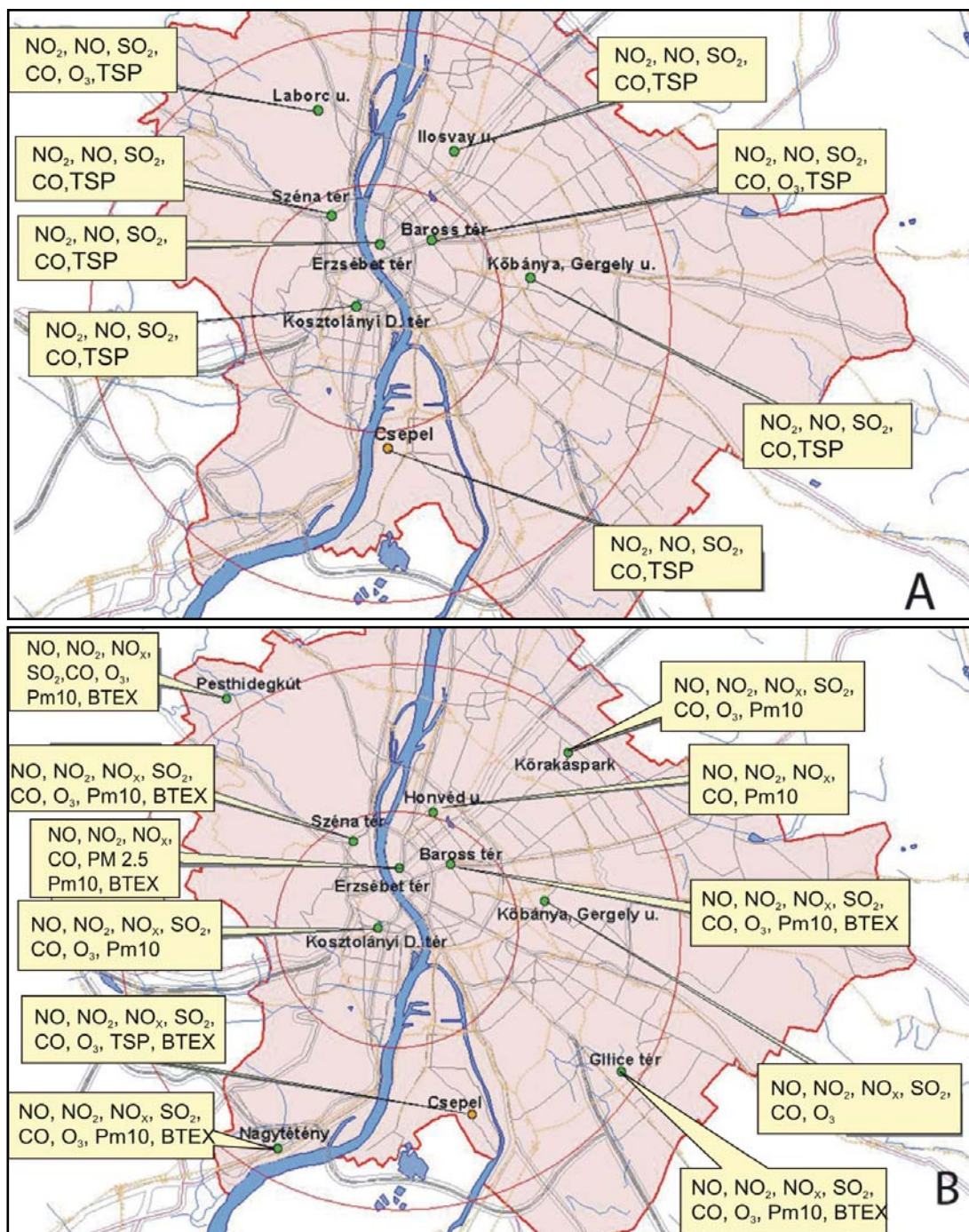
1984-re fejeződtek be. A referencia állomást a Rege utcába (XII. ker.) helyezték el. A hálózat további állomásai: II. ker., Széna tér, V. ker., Bajcsy Zsilinszky út, VIII. ker., Baross tér, X. ker., Zalka Máté tér, XV. ker., Kőrakás park, XXI. ker., Déli út, XXII. ker., Fácán utca. A nyolc mérőhelyen a kén-dioxid, a nitrogén-oxidok, a szén-monoxid és a por koncentrációját mérték. A hálózat állomásai állandó rádió-kapcsolatban álltak egy központi szervezeti egységgel. Az adatok a budapesti KÖJÁL számítógépes központjába futottak be és kerültek feldolgozásra. A RIV és a monitor hálózat Budapest belvárosi mérőhelyének elhelyezkedését a 12. ábrán mutatjuk be.

3.3. A MONITORHÁLÓZAT MODERNIZÁLÁSA

A kezdetben korszerű mérőhálózat műszerparkja az évtizedek alatt elhasználódott, elavult és fejlesztésre szorult. Az OImH üzemeltetését az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat (ÁNTSZ) vette át. A PHARE-program (Poland and Hungary Assistance for the Reconstruction of the Economy; a G7-államok által 1989-ben létrehozott EU előcsatlakozási alap) keretében 1994-ben az ÁNTSZ 14 teljesen felszerelt mérőállomást létesített az országban és további 4 mozgó (mobil) állomáshoz is hozzájutott. A mérőállomásokon az SO_2 , az NO_x , a CO, az O_3 és a szálló por koncentrációját mérték (Várkonyi et al., 1997).

A gépjárműforgalom növekedésének következtében az 1990-es években szükségessé vált a gépjárművek kipufogógázával levegőbe kerülő PAH vegyületek vizsgálata is. Az OKI az 1995-ös évet követően minden vidéki ÁNTSZ-től bekért 2 példányt a PAH vizsgálatára, a fővárosban a forgalmas Gyáli útnál gyűjtöttek mintákat, és a méréseket az MSZ 21454/83 számú szabvány szerint végezték. Tizenhat PAH vegyületet azonosítottak, amelyek közül nyolcra ismeretes volt, hogy mutagén hatású. Budapest a hazai városok között az összes PAH-tartalom alapján a fűtési félévben közepesen szennyezett volt, míg a nem fűtési félévben a legutolsó helyen állt. A benz(a)pirén koncentrációja pedig egész évben nem haladta meg a $0,2 \text{ ng/m}^3$ -t (határérték: 1 ng/m^3 , Kertész et al., 1997).

Az on-line rendszer többszöri átszervezését követően a fővárosban a következő állomások üzemeltek: II. ker., Széna tér, V. ker., Erzsébet tér, VIII. ker., Baross tér, X. ker., Kőbánya (Gergely u.), XI. ker., Kosztolányi D. tér, III. ker. Laborc u., XIV. ker., Ilosvay u., XXI. ker., Csepel, Déli u. Az addig hagyományosan mért légszennyező anyagok mellett megkezdtek az egyre növekvő koncentrációjú nitrózus gázok, VOC (illékony szerves anyagok), BTX (benzol, toluol, xilol) és az ózon mérését is. Az állomások elhelyezkedését és az ott mért légszennyező anyagokat a 13A ábrán mutatjuk be.



13. ábra: Az on-line mérőhálózat állomásai Budapesten 2003 előtt (A) és 2003 után (B) a mért komponensekkel együtt az Országos Légszennyezettségi Adatközpont térképén

3.4. A MONITORHÁLÓZAT NAPJAINKBAN

A légszennyezettség mérését a 21/2001. (II. 14.) kormányrendelet az egészségügyi tárcától a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (KvVM) felügyelete alá rendelte, ahol a korábbi rendszerre alapozva, megalakult az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM). Ennek üzemeltetését (a monitorhálózat működtetését és minden egyéb légszennyezettség-mérést is) a területileg illetékes Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek végzik. A fővárosi mérőrendszer a Közép-Dunavölgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség kezelésébe került. 2002–03-ban a fővárosi monitorállomások műszerezettségét ismét korszerűsítették. A mérőrendszereket akkreditálták; a hálózat minősége és az állomások száma is megfelel az Európai Unió követelményeinek. A felügyelőségek által üzemeltetett állomások szakmai irányításának operatív feladatait a Levegőtisztaságvédelmi Referencia Központ (LRK) végzi, melynek feladatkörébe tartozik még a légszennyezettségi mérési módszerek egységesítése, a szakmai továbbképzések megszervezése, a műszerek beszerzése, valamint a minőségbiztosítási és minőségellenőrzési teendők elvégzése is. A levegőtisztaság-védelem területén ellátja a Nemzeti Referencia Laboratórium (NRL) feladatait, a témával foglalkozó intézmények összefogását és a nemzeti adatszolgáltatás biztosítását a légszennyezettség területén. Az LRK 2006. január 1-től a VITUKI Kht. Környezet- és Természetvédelmi Igazgatóság egységeként működik. Az Országos Légszennyezettségi Adatközpont (OLA) koordinálja az országos mérőhálózat felügyelőségi alközpontjainak az adatszolgáltatását, elvégzi az adatok ellenőrzését, feldolgozását, eleget tesz a nemzetközi adatszolgáltatási kötelezettségeknek, kapcsolatot tart fent az EU illetékes szerveivel, továbbá részt vesz a monitorállomások fejlesztési munkáiban. Az OLM honlapján (www.kvvm.hu/olm) a lakosság számára is hozzáférhetőek az ország egyes mérőhelyein mért aktuális értékek, így a Budapestre vonatkozó adatok is, emellett elérhetőek a külföldi légszennyezettségi adatok, valamint értékelésekről, aktuális eseményekről is tájékoztatást nyújt.

A magyar jogszabály az EU irányelvekkel összhangban álló szabályokat rögzít a levegőtisztaság védelméről. A légszennyezettségi határértékekről, a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről a 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet, míg a kibocsátás ellenőrzésével és értékelésével kapcsolatos feladatokat a 17/2001. (VIII. 3.) KöM rendelet szabályozza. A korábban érvényben lévő védettségi osztályok megszűntek, a légszennyezettség egészségügyi határértékei az egész ország területére érvényesek kivéve az ökológiailag érzékeny területeket, amelyekre külön állapítanak meg határértékeket. A légszennyező anyagok jelenleg érvényben lévő egészségügyi határértékeit a 4. táblázatban foglaltuk össze.

A 4/2002. (X. 7.) számú KvVM rendelet szabályozza a légszennyezettségi zónacsoportok kijelölését, valamint az ökológiailag sérülékeny területek felosztását, amelyeket

4. táblázat: A 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendeletében és módosító rendeleteiben meghatározott egészségügyi határértékek

Szennyező anyag	Határérték (µg/m ³)				éves
	határérték	tűréshatár	határérték	tűréshatár	
	órás	24 órás	határérték	tűréshatár	tűréshatár
Kén-dioxid	250 egy naptári év alatt 24-nél többször nem léphető túl	50% pl. amely 2001. I. 1-től évenként egyenlő mértékben csökken, és 2005. I. 1-re eléri a 0%-ot	125 egy naptári év alatt 3-nál többször nem léphető túl	50	
Szén-monoxid	10 000	5 000	3 000		
Nitrogén-oxidok (mint NO _x)	200	150	70		
Nitrogén-dioxid	100 egy naptári év alatt 18-nál többször nem léphető túl	50% amely 2001. I. 1-től évenként egyenlő mértékben csökken, és 2010. I. 1-re eléri a 0%-ot	85	40	50% amely 2001. I. 1-től évenként egyenlő mértékben csökken, és 2010. I. 1-re eléri a 0%-ot
Szálló por (PM10)				40	20% amely 2001. I. 1-től évenként egyenlő mértékben csökken, és 2005. I. 1-re eléri a 0%-ot
Szálló por (TSPM)	200			50	
Ólom				0,3	
Benzol				5	100% amely 2006. I. 1-től évenként egyenlő mértékben csökken, és 2010. I. 1-re eléri a 0%-ot
Ózón					
Ülepedő por, nem toxikus					120 t/km ² év

5 évenként felülvizsgálják. A zónacsoport a légszennyezettség alapján kijelölt olyan területegységet jelent, amelyen belül a környezetvédelmi hatóság által meghatározott helyen a szennyező anyag koncentrációja tartósan vagy időszakosan a 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott tartományok valamelyikébe esik. Az agglomeráció mint különleges zóna jelölhető ki a 250 000 lakosnál nagyobb, koncentrált népességű területen, illetve olyan 250 000 lakosú vagy annál kisebb népességű területen, ahol a népsűrűség 500 fő/km² vagy annál nagyobb. A légszennyező anyagok koncentrációtartományait az 5. táblázatban foglaltuk össze. A főváros és 71 környező település egy agglomerációt alkot, melyen belül az egyes légszennyező anyagok szerint a következő zónába sorolható: kén-dioxid: E, nitrogén-dioxid: B, szén-monoxid: D, por (PM10): B, benzol: E (48/2006. (XII. 27.) KvVM módosító rendelete).

A zónák kijelölése után a minisztérium tervei között szerepelt a szennyezett térségekhez vonatkozó intézkedési programok kidolgozása 2004. április 30-ig, a nem szennyezett területeken a levegő jó állapotának megőrzésére való figyelemfelhívás, továbbá a nemzetközi egyezményekben vállalt kötelezettségek betartása. Sor került a Budapest és környéke agglomeráció integrált levegővédelmi intézkedési programjának kidolgozására, melyben részt vett a Főpolgármesteri Hivatal, valamint az érintett önkormányza-

5. táblázat: A 4/2002. (X. 7.) számú KvVM rendeletben meghatározott légszennyezettségi zónák besorolási kritériumai a légszennyező anyagok koncentrációi alapján (µg/m³) a B-F zónák esetében

Zónák	SO ₂	NO ₂	PM10	CO	Benzol
B zóna:	Határértéket és túréshatárt meghaladja*				
Túréshatár	–	é = 40 + 8	–	–	é = 5 + 4
C zóna:	Határérték és túréshatár között van				
Határérték	1h = 250 24h = 125 (3) é = 50	1h = 100 (18) 24h = 85 é = 40	24h = 50 é = 40	1h = 10 000 24h = 5 000 é = 3 000	24h = 10 é = 5
D zóna:	Felső vizsgálati küszöb és határérték között van				
Felső küszöb	24h = 75 (3)	1h = 70 (18) é = 32	24h = 30 (7) é = 14	8h = 3 500	é = 3,5
E zóna:	Alsó és felső vizsgálati küszöb között van				
Alsó küszöb	24h = 50 (3)	1h = 50 (18) é = 26	24h = 20 (7) é = 10	8h = 2 500	é = 2
F zóna:	Alsó vizsgálati küszöböt nem haladja meg				

* ha valamely légszennyező anyagra nincs túréshatár, de a területen a légszennyező anyag koncentrációja meghaladja a határértéket, a területet ebbe a csoportba kell sorolni.

1h: 1 órás maximum, 8h: 8 órás maximum, 24h: 24 órás maximum, é: éves átlag, (X): határérték túllépés megengedett éves száma

tok és azok közüzemi vállalatai. Az intézkedési terület határát a NO_x és a vele többnyire egyforma elterjedéssel rendelkező por alapján jelölték ki, melyekre vonatkozóan huza-
 mosabb idejű adatállománnyal rendelkezik a főváros.

Budapest és környéke agglomeráció területén mind a monitor, mind a RIV hálózati rendszere működik. A RIV hálózaton belül az üzemeltetés kezdete óta többször változott a mérőállomásoknak helye és száma; 1979–2005 között az egyes években üzemelő állomások listáját a 6. táblázatban foglaltuk össze. A RIV mérőhálózat jelentősége az utóbbi években sem csökkent, az állomások a száma a fővárosban és országosan is nőtt. Az egyes mérőállomásokat azonos telepítési koncepciók alapján és MS-ISO szabvány szerint hozták létre és üzemeltetik. A RIV hálózatban az SO_2 és NO_2 koncentrációját egész évben 24 órás expozícióval, az ülepedő por mennyiségét 30 napos expozícióval mérik. A monitorhálózatban az SO_2 és az NO_x koncentrációját egész évben folyamatosan, míg a por mennyiségét kvázi-folyamatosan, mérik. Egyes mérőpontokon nehézfém és BTEX vizsgálatokat is végeznek.

Az on-line mérőrendszert 2003 után 11 állomásra terjesztették ki: II. ker., Széna tér, II. ker., Pesthidegkút, Községház u. 10., V. ker., Erzsébet tér, VIII. ker., Baross tér, X. ker., Gergely u., XI. ker., Kosztolányi D. tér, XIII. ker., Dózsa Gy. út, XV. ker., Kőrakás park, XVIII. ker., Gilice tér, XXI. ker., Csepel, Szent István út 217–219. és XXII. ker., Nagyté-
 tény, Nagytétnyi út 275., amelyeket a 13B. ábrán szemléltetünk. Az állomásokon auto-
 matikus mérőműszerekkel határozzák meg az SO_2 , NO_x , CO, O_3 és szálló por koncentrá-
 cióját. A rendszeres vagy folyamatos méréseknek köszönhetően több légszennyező anyag
 esetében is hosszú múltra visszanyúló, összehasonlítható adatsorok állnak rendelkezésre.

3.5 A FÜSTKÖDRIADÓ TERV

A településekre vonatkozó füstködriadó terv készítésének feltételeit, annak tartal-
 mi követelményeit, valamint végrehajtásának módját a 21/2001. (II.14.) Kormányren-
 delet szabályozza. Budapest első füstködriadó tervét 1986-ban fogadták el, amelyik a
 London-típusú füstködre vonatkozó előírásokat tartalmazott. A jelenleg hatályos füst-
 ködriadó tervet 2003. augusztus 28-án tartott ülésén tárgyalta és fogadta el a Fővárosi
 Közgyűlés, és október 1-én lépett hatályba. Ez már mind a London- mind a Los Ange-
 les-típusú füstködre vonatkozóan tartalmaz előírásokat. A rendelet értelmében rendkí-
 vüli, veszélyes légszennyezettség kialakulásának lehetősége vagy bekövetkezése esetén
 az emberi élet és egészség megóvása érdekében intézkedéseket kell tenni. Az egyes
 légszennyező anyagok tájékoztatási és riasztási küszöbértékeit a 7. táblázat tartalma-
 zza. A füstködriadó egyes fokozatait akkor kell elrendelni, ha a vonatkozó jogszabály-
 ban (14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet) előírt légszennyező anyagok
 koncentrációja 2 mérőállomáson legalább 3 órás időtartamban folyamatosan eléri vagy
 meghaladja a határértéket. A füstködriadónak két fokozata van: tájékoztatási és riasztási

6. táblázat: A RIV hálózat 1979 és 2005 évek közötti időszakban működő mérőhelyei

Mérőhely	1979.	1980.	1981.	1982.	1983.	1984.	1985.	1986.	1987.	1988.	1989.	1990.	1991.	1992.	1993.	1994.	1995.	1996.	1997.	1998.	1999.	2000.	2001.	2002.	2003.	2004.	2005.
I. Tárnok u. 9-11	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
II. Szabadság u. 35-37.	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•				
II. Varsányi Irén u.32.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•																
III. Mikovinyi u. 2-4.	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•															
III. Újvár u. 2.							•	•	•		•	•															
III. Víziorgona u.						•	•	•	•				•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
IV. Pozsonyi 21-23.						•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
V. Markó u. 18-20.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
VI. Podmaniczky u. 24.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
VII. Erzsébet krt. 23.											•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
VIII. Baross u. 63-65.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
VIII. Múzeum krt. 6-8.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•															
IX. Friss u. 2.	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
IX. Haller u. 7-9.	•	•	•	•	•	•	•	•	•																		
X. Harmat u. 129.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•														
XI. Fehérvári u. 10.						•	•	•	•	•	•	•	•														
XI. Tétényi u. 46-48.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XII. Konkoly Thege u.21.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XIII. Margitsziget, Palatinus	•	•	•	•	•	•	•	•	•		•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XIII. Tüzér u. 33-35.						•	•	•	•	•	•	•	•														
XIII. Váci út. 172-176.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XIV. Istvánmezei u. 3.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•															
XIV. Thököly u. 97-101.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XIV. Ungvár u. 24.									•	•	•	•															
XV. Fő u. 70.						•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XV. Száraznád u. 2.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XVI. Centenárium st. 22.																											
XVII. Ferihegyi u. 117.						•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XVIII. Gillice tér. 1.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•														
XVIII. Gyömrői u. 79-83.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XIX. Arany János u. 15-17.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XX. Török Flóris u. 89.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XXI. Karácsony S. u. 17.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XXI. Mázoló u. 72-74.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XXII. Anna.u. 8.						•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
XXII. Bartók Béla u. 4.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•

fokozat. Az elrendelés alapját a mért koncentrációk, modellből számított koncentrációk és meteorológiai jellemzők alkotják. A légszennyező anyagok koncentrációját a Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség méri a monitorhálózat keretében, a meteorológiai mennyiségeket az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSz) határozza meg. Mindkét szerv jelzi az eredményeket a Fővárosi Főpolgármesteri Hivatalnak. Várható füstködhelyzet esetén a főpolgármester összehívja a végrehajtásban érintett szervek képviselőinek bevonásával létrehozott Bizottságot (tagjai: a főjegyző, a KvVM, OMSz, Közép-Dunavölgyi Környezetvédelmi Felügyelet, ÁNTSZ Fővárosi Intézete, Budapesti Rendőrfőkapitányság, Fővárosi Közlekedési Felügyelet, Fővárosi Polgári Védelmi Parancsnokság és a kerületi jegyzők). A Bizottság feladata, hogy a főpolgármesternek javaslatot készítsen a rendeletben meghatározott korlátozó intézkedések mértékéről és módjáról. A füstködriadót a főpolgármester rendeli el és szünteti meg. A korlátozó intézkedések köre különbözik a túllépést előidéző légszennyező anyagok fajtája szerint: SO_2 és/vagy szálló por, CO és/vagy NO_2 , valamint O_3 . Az első esetben az SO_2 és szálló por (szilárd anyag) kibocsátással járó (fűtési és technológiai) helyhez kötött légszennyező források üzemeltetőit, valamint a dízelüzemű gépjárművek üzemeltetőit, míg az utóbbi két esetben a CO, NO_2 és a szénhidrogének kibocsátásával járó (fűtési és technológiai) helyhez kötött légszennyező-források és a belső égésű motorral hajtott közlekedési eszközök üzemeltetőit érintik a tevékenységet korlátozó vagy felfüggesztő rendelkezések. Bármely fokozatban tilos a nyílt téri égetés.

A tájékoztatási fokozat esetén a helyhez kötött szennyező források lakosságot, közintézményeket és ipari jellegű létesítmények üzemeltetői érintő önkéntes korlátozások:

- a lakosságot és a közintézményeket a főváros teljes területén a szilárd- és olajtüzelés (SO_2 /szálló por esetében), gáztüzelés (CO/ NO_2 esetében) mérséklésére kell kérni;

7. táblázat: A légszennyező anyagok koncentrációjának tájékoztatási és riasztási küszöbértékei a 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet alapján

Légszennyező anyag	Tájékoztatási küszöbérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Riasztási küszöbérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Kén-dioxid	400	500
Nitrogén-dioxid	350	400
Szén-monoxid	20 000	30 000
Kén-dioxid + szálló por (PM10)*	500	600
Ózon	180	240

* ha a szálló por (PM10) koncentrációja több, mint $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$

- a lakosságot és a közintézményeket a főváros teljes területén minden szénhidrogén-kibocsátással járó tevékenység (pl. festés, bitumenolvasztás) mérséklésére kell kérni (O₃ esetén), és szükség esetén az előzővel együttesen alkalmazni;
 - a főváros teljes területén a szilárd- és olajtüzelésű erőművek és technológiai források üzemeltetőit (SO₂/szálló por esetében), a gázüzemű erőműveket és az NO₂-t vagy szénhidrogéneket kibocsátó technológiai források üzemeltetőit (CO/NO₂, O₃ esetekben) kibocsátásuk 25%-os korlátozására kell kérni;
 - az üzemanyag kimérésének 11 és 16 óra közötti korlátozására fel kell kérni az üzemanyag-töltőállomások üzemeltetőit;
 - a dízelüzemű (SO₂/szálló por, O₃ esetében), vagy valamennyi belső égésű motor (CO/NO₂, O₃ esetekben) használatának korlátozására kell kérni a járművek üzemeltetőit (O₃ esetében különösen a kétütemű járművekre vonatkozik).
- A tömegtájékoztató minden lehetséges eszközzel figyelmeztetni kell a lakosságot a helyes cselekvési és magatartási formákra.

A füstködriadó riasztási fokozatában a főbb intézkedések a következők:

- a lakosság és a közintézmények (az egészségügyi, a szociális és az oktatási intézmények, valamint az óvodák és bölcsődék kivételével) a főváros teljes területén kötelesek a szilárd- és olajtüzelésű berendezések (SO₂/szálló por esetében) vagy a gázfűtésű berendezéseik (CO/NO₂ esetében) használatát oly módon mérsékelni, hogy az állandó tartózkodásra szolgáló helyiségek hőmérséklete legfeljebb 18 °C legyen;
- az ipari jellegű helyhez kötött légszennyező-források üzemeltetői – a főváros teljes területén – a hőenergia, technológiai eredetű kén-dioxid és szilárd anyag (SO₂/szálló por esetében) vagy hőenergia, technológiai eredetű nitrogén-dioxid, szén-monoxid és szénhidrogén (CO/NO₂, O₃ esetekben) kibocsátásukat kötelesek 50%-kal csökkenteni;
- a belvárosban tilos az üzemanyag kimérése, míg máshol 11 és 16 óra között tilos üzemanyagot kimérni (O₃ esetében).

Amennyiben a szennyezőanyagok koncentrációja növekszik a főpolgármester a kibocsátást korlátozó további intézkedéseket vezethet be:

- a lakossági és közintézményi fűtés korlátozása oly módon, hogy az állandó tartózkodásra szolgáló helyiségek hőmérséklete legfeljebb 17°C lehet, ha a korlátozás az O₃ miatt történik, a gázfűtés használatát be kell szüntetni;
- minden szénhidrogén-kibocsátással járó tevékenységet meg kell szüntetni (O₃ esetében);
- a tíz éven aluli gyermekek csak a reggeli és a késő délutáni időben menjenek az utcára, a légzőszervi betegségben szenvedők szintén kerüljék a szabadban tartózkodást (O₃ esetében);
- szabad térre tervezett gyermekrendezvényeket (pl. kirándulás) nem szabad megtartani (O₃ esetében);

- az ipari jellegű helyhez kötött légszennyező-források üzemeltetői kibocsátásukat kötelesek 80%-kal csökkenteni;
- az üzemenyagkimérés a város egész területén tilos

A füstködriadó riasztási fokozatában a közúti közlekedésre vonatkozóan szigorúbb forgalomkorlátozó intézkedések érvényesek a következő területen belül: Árpád-híd – Róbert Károly krt. – Hungária krt. – Könyves Kálmán krt. – Lágymányosi híd – Soroksári út – Közraktár u. – a Duna pesti alsó rakparti útjai, valamint a Margit krt. – Moszkva tér – Krisztina krt – Alkotás u. – Budaörsi út – Villányi út – Karolina út – Bocskai út – Október huszonharmadika út – Budafoki út – Lágymányosi híd – a Duna budai alsó rakparti útjai. A területet határoló útvonalak nem esnek korlátozás alá. A kijelölt területen:

- a belső és átmenő forgalom tilos;
- a belső égésű motorral hajtott, helyhez kötött berendezések (pl. aggregátorok, munkagépek) nem működtethetők (kivéve a biztonságtechnikai előírások alapján az áramellátás folyamatoságát biztosító berendezések);
- a tömegközlekedés dízelüzemű autóbuszai csak csökkentett kéntartalmú gázolajjal üzemeltethetők;
- a területre befelé irányuló célforgalom csak a főpolgármester által kijelölt gyűjtő parkolóhelyekre, a kifelé irányuló forgalom pedig csak a kijelölt főútvonalakon megengedett;
- az óvodák, bölcsődék és az általános iskolák alsó 4 osztálya működését fel kell függeszteni.

A főváros közigazgatási határán belüli területen a riasztási fokozat elrendelésének első és azt követően minden páratlan napján csak a páratlan, az elrendelés másnapján és azt követően minden páros napján csak a páros rendszámú járművek közlekedhetnek. Az SO_2 /szálló por, O_3 esetekben elrendelt korlátozás a dízel motorokra, míg a CO , NO_2 , O_3 esetekben elrendelt korlátozás minden belsőégésű motorral hajtott gépjárműre vonatkozik. Kivételt képeznek a tömegközlekedés járművei, a taxik, a megkülönböztető jelzést használó vagy egyedi engedéllyel rendelkező gépjárművek, a mozgáskorlátozottakat szállító járművek és a villamos hajtású gépkocsik.

Amennyiben az elrendelt korlátozó intézkedések ellenére a szennyezőanyagok koncentrációja tovább növekszik a főpolgármester a kibocsátást korlátozó további intézkedéseket vezet be:

- az előbbi szinten a kijelölt területre vonatkozó forgalomkorlátozó intézkedések a főváros egész területére érvényesek;
- az átmenő forgalom csak a kijelölt főútvonal-hálózaton lehetséges;
- a 3,5 tonna össztömeget meghaladó tehergépjárművek és utánfutók csak az átmenő és kifelé irányuló forgalom számára kijelölt útvonalakon közlekedhetnek, a 10 tonnát meghaladó össztömegű gépjárművek, járműszerelvények átmenő forgalma tilos.

A füstködriadót meg kell szüntetni, ha a vonatkozó jogszabályban megjelölt légszennyező anyag koncentrációja valamennyi monitorállomáson legalább 4 órás időtartamban a huszonnégy órás levegőminőségi határérték másfélszeresére csökken, ózon esetében a 24 órás határérték 130%-a alatt marad, és a meteorológiai előrejelzés szerint a légszennyezettség további csökkenését elősegítő időjárási helyzet várható. A kén-dioxid + szálló por miatt elrendelt füstködriadó esetén a légszennyező anyag koncentrációjának anyagonként külön-külön kell a levegőminőségi határérték másfélszerese alatt maradnia.

A riasztási szint elrendelésekor a főpolgármester felszólítja a Budapesti Rendőrfőkapitányságot a gépjárművekre vonatkozó korlátozás betartásának ellenőrzésére, valamint a Budapesti Közlekedési Vállalatot a tömegközlekedési járatok sűrítésére.

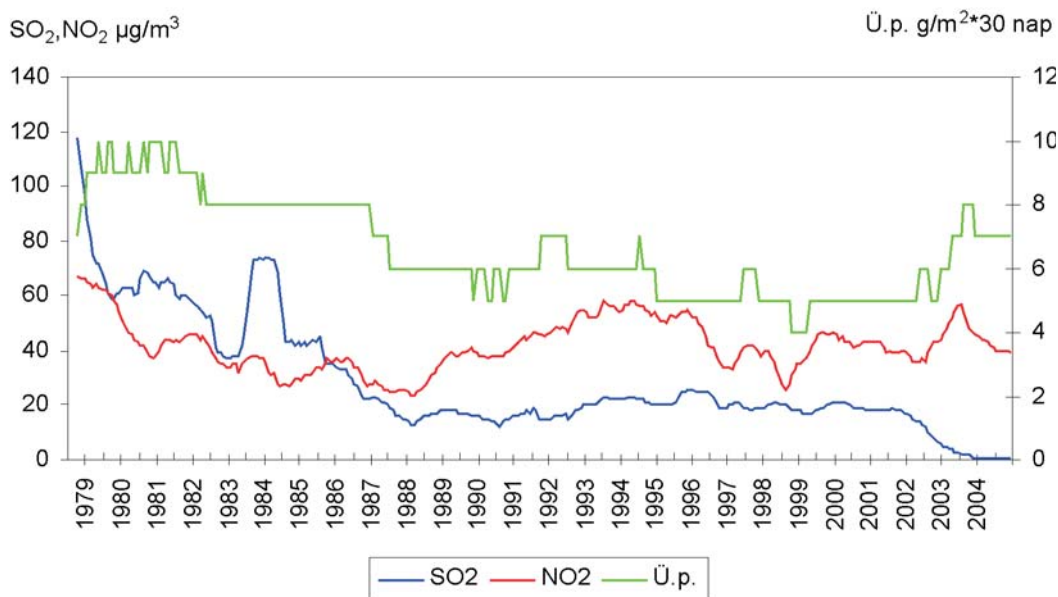
4. A FELDOLGOZOTT ADATOK ÉRTÉKELÉSE

4.1. IDŐTRENDEK ÉS ÉVSZAKOS VÁLTOZÉKONYSÁG

A főbb légszennyező anyagok (SO_2 , NO_2 , ülepedő/szálló por) koncentrációjáról Budapesten már 1974-től, a RIV mérőhálózat indulásától kezdve rendelkezünk adatokkal, ezáltal lehetőségünk van a gazdaság szerkezetében és az ipari termelésben bekövetkezett változások, az egyre jelentősebbé váló gépjárműforgalom, valamint a szigorodó környezetvédelmi előírások hatásainak nyomon követésére. A 14. ábrán az SO_2 , NO_2 és ülepedő por koncentrációjának időtrendje látható az 1979–2004 közötti időszakban.

A budapesti RIV (szakaszos, manuális) és a monitor (on-line) rendszerek által mért adatok alapján 1986-ban tíz éves időszakra vonatkozó értékelést adtak ki (FKJÁ, 1986). A vizsgált években az SO_2 mennyisége folyamatosan csökkent és az éves átlagkoncentrációja 1975 után nem haladta meg a WHO által ajánlott $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ határértéket. 1986-ban már jóval ezen érték alatt volt ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), de több helyen, mint például a Csalogány u., Múzeum krt., Thököly u., a pályaudvarok, továbbá a XXI. kerületi Papíripari Vállalat és a Bőripari Vállalat Cserzőanyag Gyára környékén kiugró adatokat is mértek.

A porkoncentráció tekintetében csökkenés volt megfigyelhető a békásmegyeri lakótelepen az építési munkálatok befejeztével, valamint a Nyugati pályaudvarnál a rekonstrukciót követően. A város egészét nézve a nem fűtési félévben mért porkoncentráció jelentősen (~40%-al) meghaladta a fűtési félévben mért értékeket, amely visszavezethető a jelentős volumenű építkezésekre és rekonstrukciós munkálatokra ebben az időszak-



14. ábra: Budapest levegőszennyezettségének alakulása 1978 és 2004 között (ü.p. ülepedő por)

ban. Az ülepedő por tekintetében legszennyezettebb területek a Csalogány u., Rudas L. u., Szállás u., Tétényi út., Budafoki út. és a Rákóczi F. út volt. Az NO_2 koncentrációja 1976 és 1979 között növekvő tendenciát mutatott, az 1980-as évektől kezdődően azonban a szennyezettség mértéke csökkent. Ennek ellenére a nem fűtési félévben, elsősorban a fő közlekedési útvonalak mentén és a Csepel Művek környezetében előfordultak határérték-túllépések is. Ugyanezen időszakban a korom koncentrációja egy kezdeti emelkedést követően stabilizálódott, de így is jóval a megengedett határérték ($0,05 \text{ mg/m}^3$) alatt maradt. A koncentrációjában évszakos változékonyság nem volt megfigyelhető, és a mért értékek egész év folyamán az éves átlag körül ingadoztak ($0,009\text{--}0,015 \text{ mg/m}^3$). Levegőtisztaság szempontjából kiemelten tiszta helynek Solymárt és a Margit-szigetet tarthatjuk.

Több ipari vállalat környezetében külön is mérték a légszennyező anyagok mennyiségét. 1984-től az országban már 50 RIV állomáson mérték a por fémtartalmát, a Pb, Cd, Cu, Zn, Cr és Ba mennyiségét. Budapesten a Cd fő kibocsátói a Csepel Művek, valamint az Akkumulátor és a Szárazelemgyár voltak, de jelentős volt a BKV Buszgarázs és a Nyugati pályaudvar környékének szennyezettsége is. Ezekben a helyeken a Cd koncentrációja kétszerese volt a megengedett határértéknek. A növekvő fémszennyezéshez azonban nem csak az ipar, hanem az egyre jelentősebbé váló közúti gépjárműforgalom is hozzájárult, különösen a Pb esetében. Legszenyezettebb a Duna és a Nagykörút közötti belvárosi terület, a Soroksári út környéke, valamint a Várhegyi alagút volt, ahol a szennyező anyagok feldúsulhattak a korlátozott szellőzés miatt.

Az 1988-as évtől közepétől az NO_2 koncentrációjában a korábbi időszakokkal ellentétben növekedés figyelhető meg. Az 1986–87 és 1992–93 éveket összehasonlítva, a fővárosban az átlagos NO_2 koncentráció $27 \mu\text{g/m}^3$ -ról $50 \mu\text{g/m}^3$ -re, a határérték túllépések aránya 5%-ról 16%-ra nőtt (KTM, 1997). Az NO_2 koncentrációja az 1990-es évek második felében ismét újra csökkent, de az évtized végére emelkedett, és az éves átlagkoncentráció a határérték körül mutatkozott. A NO_x szennyezettséggel együtt szintén nőtt az ózon koncentrációja, mely a fotokémiai szmog egyik komponense. Az 1970-es években még a London-típusú szmog monitorozása volt a feladat, a csökkenő SO_2 szennyezés, valamint a növekvő NO_x és szerves emisszió miatt az 1990-es évektől már inkább a fotokémiai szmog került a figyelem előterébe. A kén-dioxid mennyiségének csökkenésében fő szerepet játszott az energiatermelés átalakulása. Az általános széntüzelést először az olaj, majd a földgáz felhasználása helyettesítette, és elterjedt a távfűtés is. A légszennyező anyagok koncentrációváltozásához hozzájárult még a gépjármű-állomány összetételének változása is: a kelet-európai gyártású járműveket felváltották a környezetvédelmi szempontból korszerűbb járművek.

Országos tekintetben 1993 és 1995 között az éves átlagokat figyelembe véve Budapest a magyarországi városok közül az ülepedő porszennyezés alapján a 23. helyen (éves átlag: $5,8 \text{ g/m}^3 \times 30 \text{ nap}$), az SO_2 alapján a 9. helyen (éves átlag: $21 \mu\text{g/m}^3$), míg az NO_2 alapján az 1. helyen (éves átlag: $53 \mu\text{g/m}^3$) állt (Várkonyi és Cziczó, 1996). Az 1996 és 2000 közötti időszakban az SO_2 koncentrációja változatlanul csökkenő tenden-

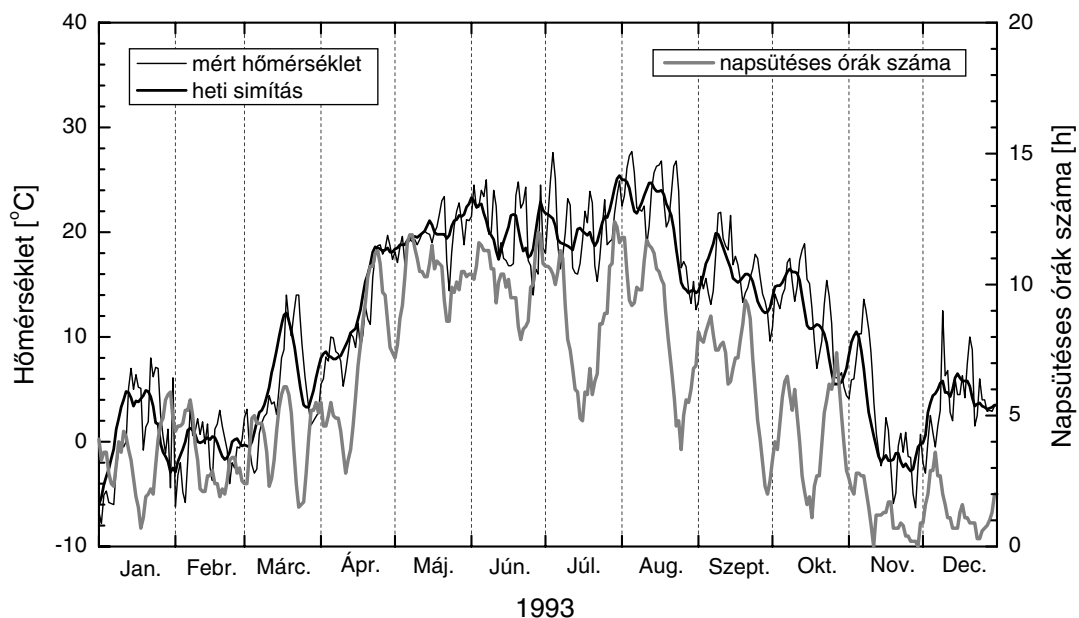
ciát mutatott. A város levegője elfogadható minőségű volt, a határértéket meghaladó szennyezettségű napok száma is jelentősen csökkent. A belvárosban és a külvárosban mért értékek közt alig volt különbség. A mért értékeket az egészségügyi határértékekkel összehasonlítva, az SO_2 tekintetében a főváros levegőminősége a „megfelelő” osztályba tartozott, azaz 24 órás méréseknél határérték-túllépés nem történt. Az SO_2 , NO_2 , üledő por összesített eredmények alapján Budapest már csak a „méréseltem szennyezett” kategóriába volt sorolható, mert a 24 órás mérési időszakok legalább 10%-ánál valamely légszennyező koncentrációja meghaladta a határértékét.

Az utóbbi években Budapesten a belvárosi körutak, valamint a kivezető utak mentén fordultak elő leggyakrabban határérték-túllépések, kritikus terület az V. és VI. kerület volt. A 2003. évi adatok elemzése alapján megállapítható, hogy Budapesten az SO_2 , CO és O_3 mennyisége az éves határérték alatt volt, viszont a szálló por és az NO_2 koncentrációk éves átlaga a határértéket meghaladta (Bozó et al, 2005). A manuális mérőhálózat értékelése alapján az NO_2 szempontjából „jó” minősítést csak a XII. kerület kapott, viszont szennyezett területnek számított az I., V., VI., VIII. és XIII. kerület, és „erősen szennyezett” a VII. és XVIII. kerület. Szálló por szempontjából „kiváló” minősítést az I. kerület kapott, „szennyezett” volt a VI. és XXI. kerület, míg Budapest többi része „megfelelőnek” minősült.

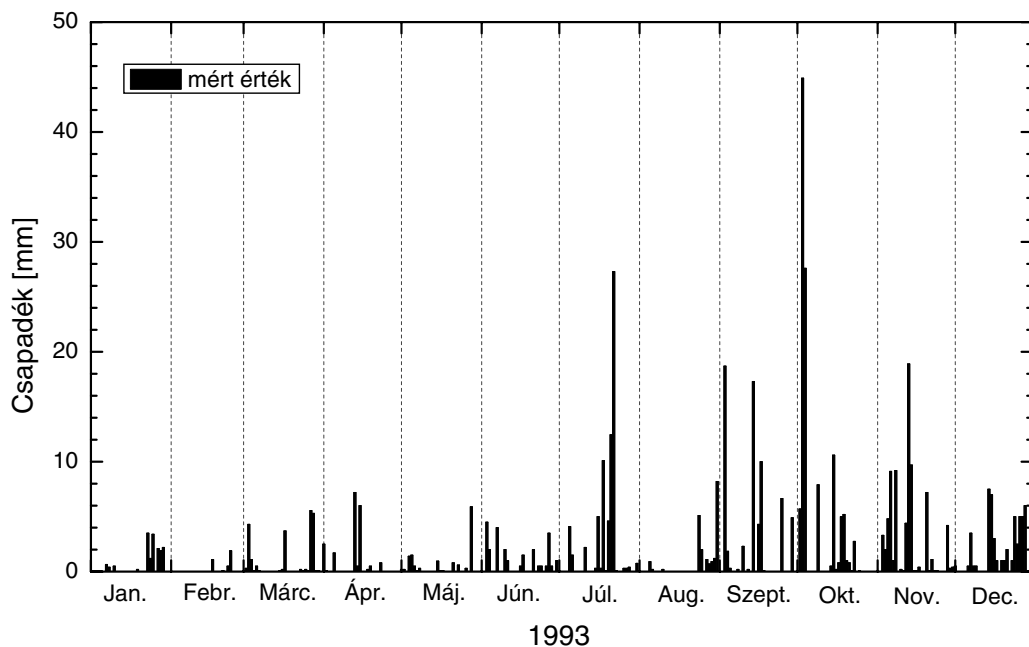
A légszennyező anyagok évszakos változékonyságát az 1993. és 2005. évi adatok alapján elemeztük. A két év összehasonlításával alkalom nyílik annak megállapítására is, hogy az 1990-es évek elején lejátszódó gazdasági átalakulás, valamint a hazai környezetvédelmi szabályozás EU jogszabályokhoz való igazítása, szigorítása milyen hatással volt Budapest levegőminőségére. A 15–17. ábrákon bemutatjuk Budapest mikrometeorológiai paramétereit az 1993. és 2005. évekre vonatkozóan, rendre a Központi Meteorológiai Intézet és az OMSz-ELTE Meteorológiai Tanszék Városklíma Mérőállomás adatai alapján.

A 18. és 19. ábrán az SO_2 napi átlagkoncentrációjának menete látható az 1993. és 2005. évekre vonatkozóan a Baross téren. Az éves átlagértékeket (1993: $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ és 2005: $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) összehasonlítva megállapítható, hogy jelentős javulás mutatkozott a főváros levegőminőségében ezen légszennyező anyag tekintetében. Az SO_2 napi átlagkoncentrációja 1993-ban még többször meghaladta a 24 órás határértéket, 2005-ben már alig közelíti meg még a szigorúbb, kiemelten védett területekre vonatkozó határértéket is ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Mindkét évben a fűtési időszakban nagyobb volt az SO_2 koncentráció, mint a fűtési időszakon kívül.

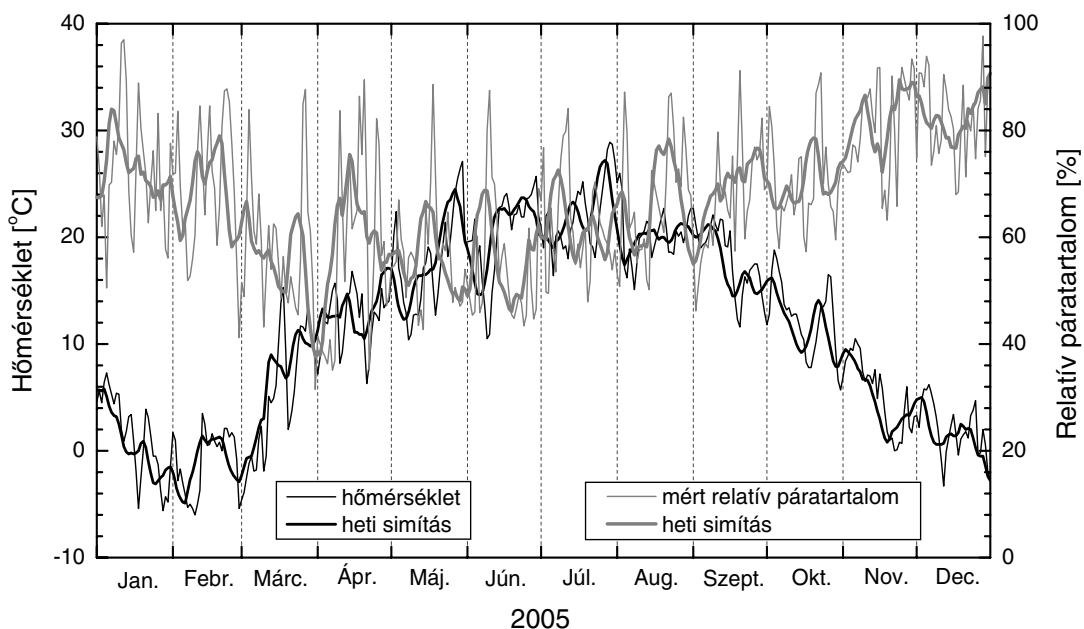
A 20. és 21. ábrákon az NO_2 napi átlagkoncentrációjának menetét mutatjuk be az 1993. és 2005. évekre vonatkozóan a Baross téren. Az NO_2 esetében Budapest területén számottevő javulás nem következett be az utóbbi másfél évtizedben. Az éves átlagkoncentráció 2005-ben ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ugyan kisebb volt, mint 1993-ban ($79 \mu\text{g}/\text{m}^3$), de mindkét évben nagyobb volt az éves határértéknél. Az NO_2 napi átlagos koncentrációja 1993-ban az év túlnyomó részében meghaladta a 24 órás határértéket, míg 2005-ben legtöbbször alat-



15. ábra: Napi középhőmérséklet és átlagos napsütéses órák száma
Budapesten az 1993. évben



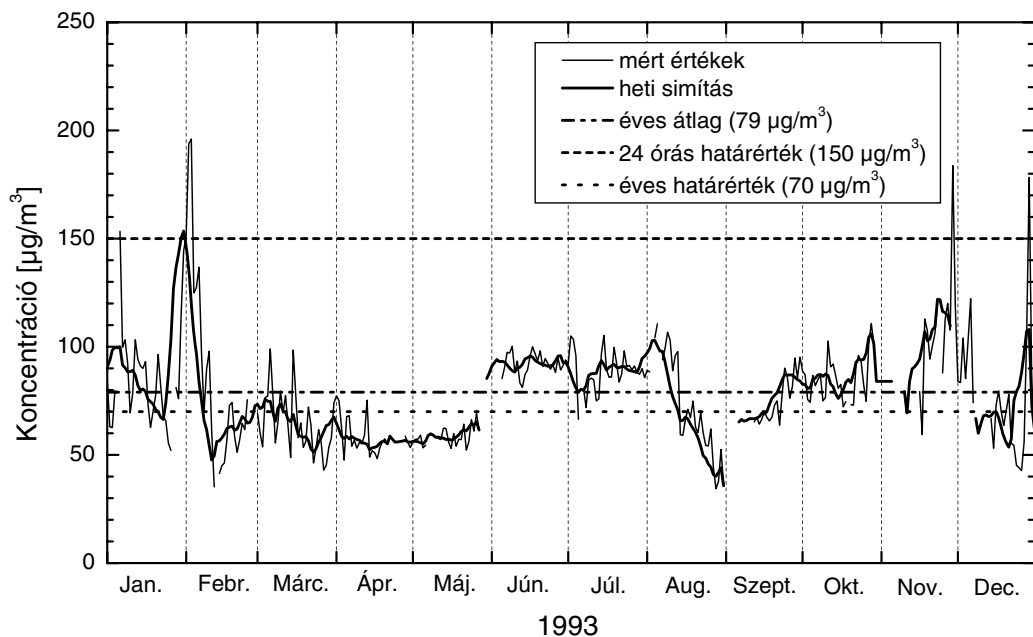
16. ábra: Napi átlagos csapadék mennyisége
Budapesten az 1993. évben



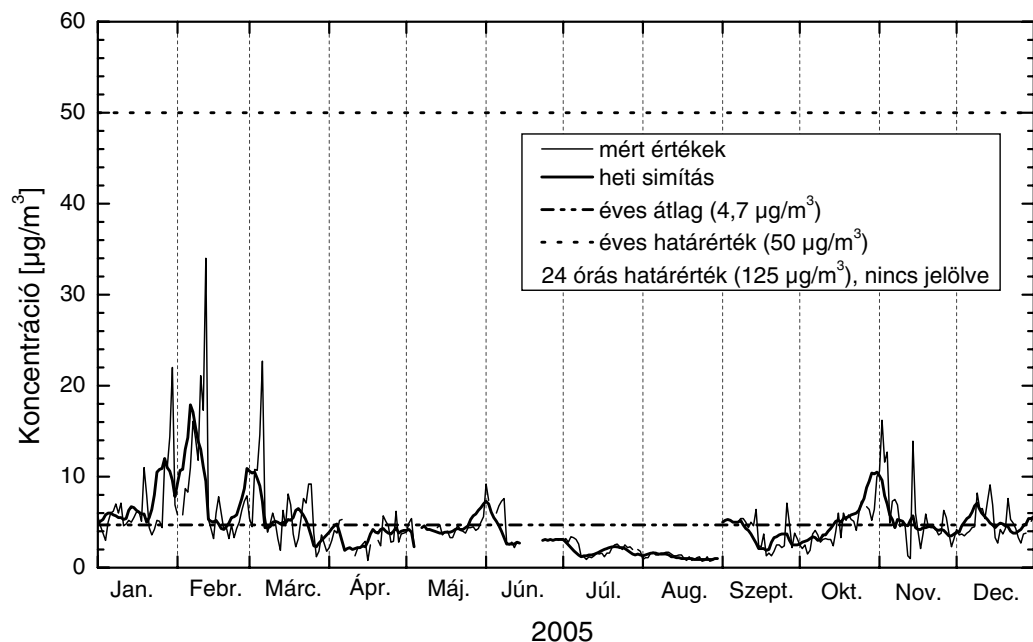
17. ábra: Napi középhőmérséklet és relatív páratartalom
Budapesten az 2005. évben

ta maradt bár többször előfordult határérték-túllépés. Az NO_2 koncentrációjának alakulásában egyik évben sem figyelhető meg egyértelmű évszakos változékonyság. Az NO_2 koncentrációját elsősorban az antropogén kibocsátás, vagyis a közúti gépjárműforgalom intenzitása határozza meg. Az éves koncentráció menetén látható fluktuáció a meteorológiai paraméterek időszakos változásának eredményeképpen jöhetett létre.

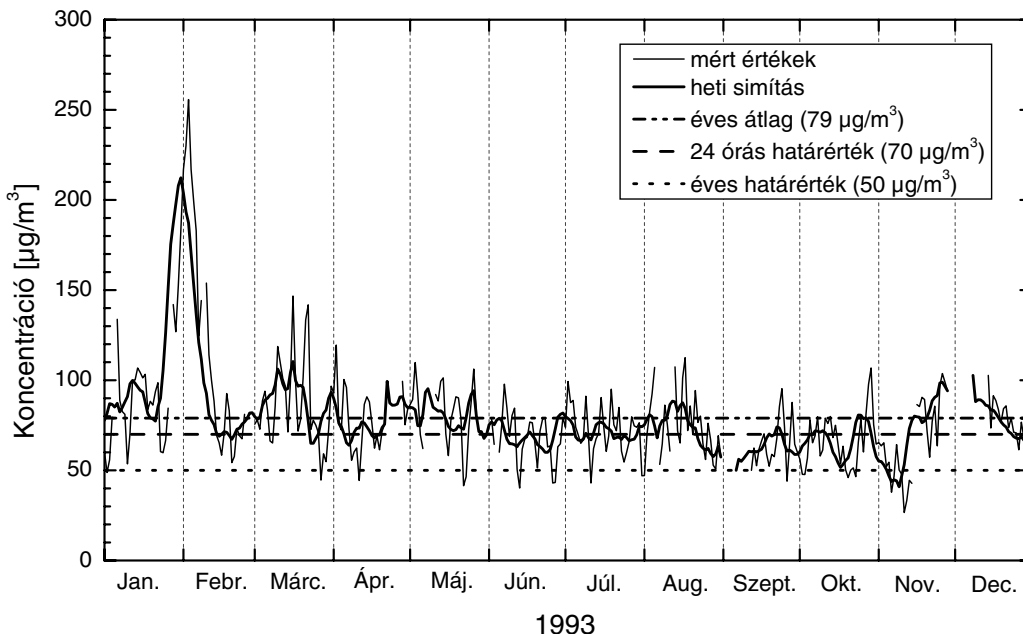
Budapesten a szálló por mennyiségét 1993-ban még a teljes por (TSP) (22. ábra), 2005-ben pedig már a PM10 méretfrakció (23. ábra) tömegkoncentrációjával mérték és fejezték ki az időközben bekövetkezett mérési és szabályozási eljárások változása és korszerűsítése miatt. A tömeget tekintve a TSP tartománynak körülbelül 80%-át alkotja a PM10 méretfrakció, és arányuk lassan változik, így a két adatsor összehasonlíthatónak tekinthető. A porkoncentráció éves átlaga 1993-ban és 2005-ben is az éves határértékeknél nagyobb volt, de 1993-ban nagyobb mértékű volt a túllépés. A por mennyiségében évszakos változékonyság is megfigyelhető, a február-márciusi időszakban mért koncentrációk mindkét évben nagyobbak voltak, mint az év többi hónapjában. Ezt okozhatja, hogy télen a lefagyások elkerülése miatt az utakat sózzák, és ezt a homokkal elkevert sót tavasszal a gépjárművek felferik az utacról, amíg az a tavaszi csapadékkal le nem mosódik. Mindkét évben megfigyelhető volt a decemberi viszonylag kisebb porkoncentráció. A napi átlagkoncentráció 2005-ben 129 esetben lépte túl a napi megengedett határértéket. A légszennyezettségi határértékekről szóló rendelet értelmében határérték-túllépés egy évben 35 esetben fordulhat elő (vö. a 4. táblázattal). A porkoncentráció változását a



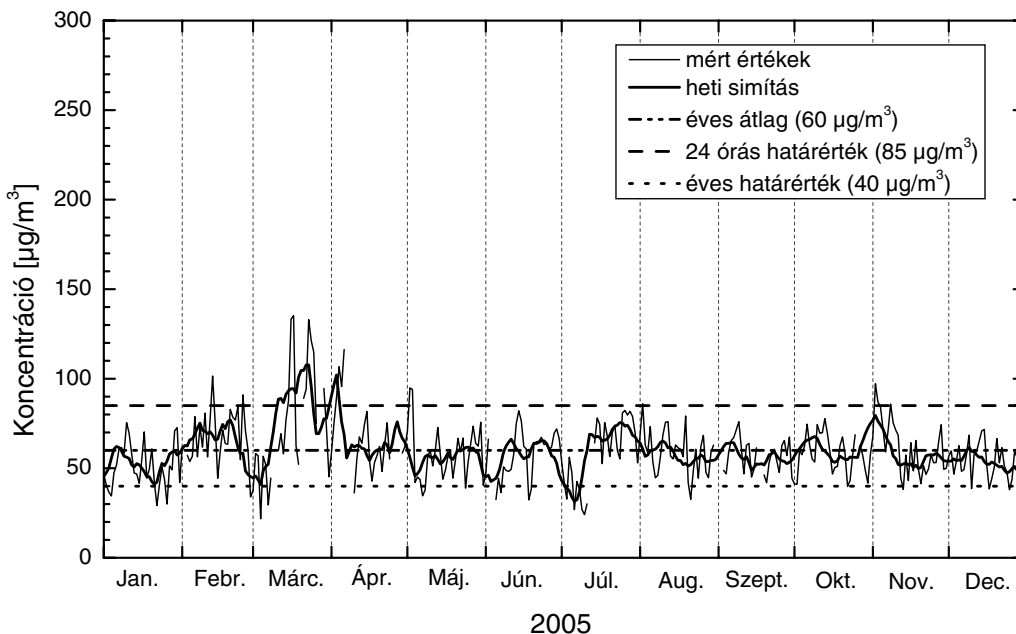
18. ábra: A SO₂ napi átlagkoncentrációja
1993-ban a Baross téren



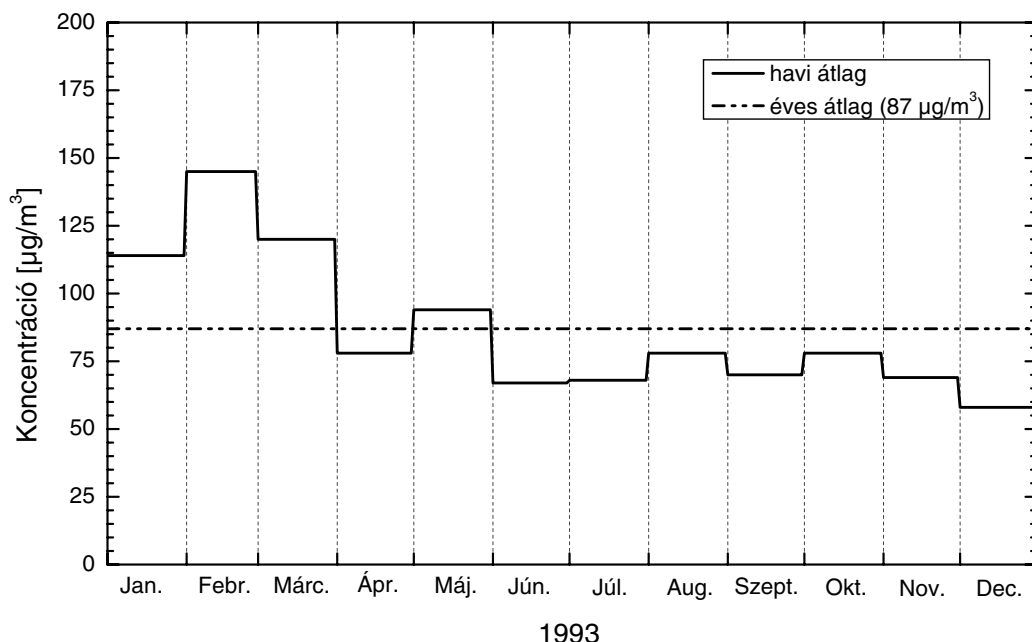
19. ábra: A SO₂ napi átlagkoncentrációja
2005-ben a Baross téren



20. ábra: Az NO₂ napi átlagkoncentrációja az 1993. évben a Baross téren



21. ábra: Az NO₂ napi átlagkoncentrációja a 2005. évben a Baross téren

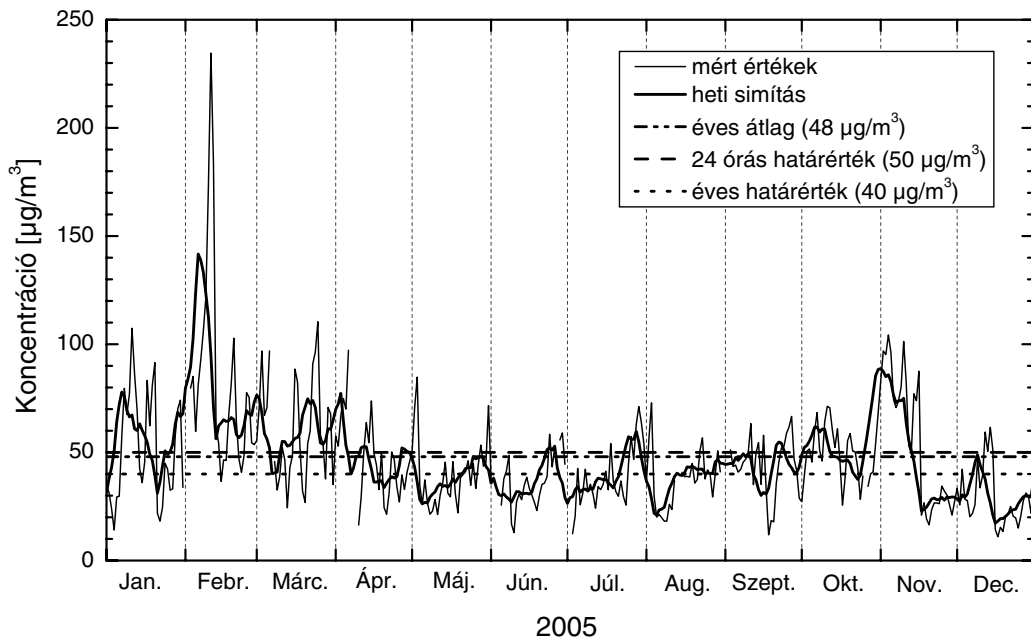


22. ábra: A teljes szálló por (TSP) havi átlagkoncentrációja
1993-ban a Baross téren

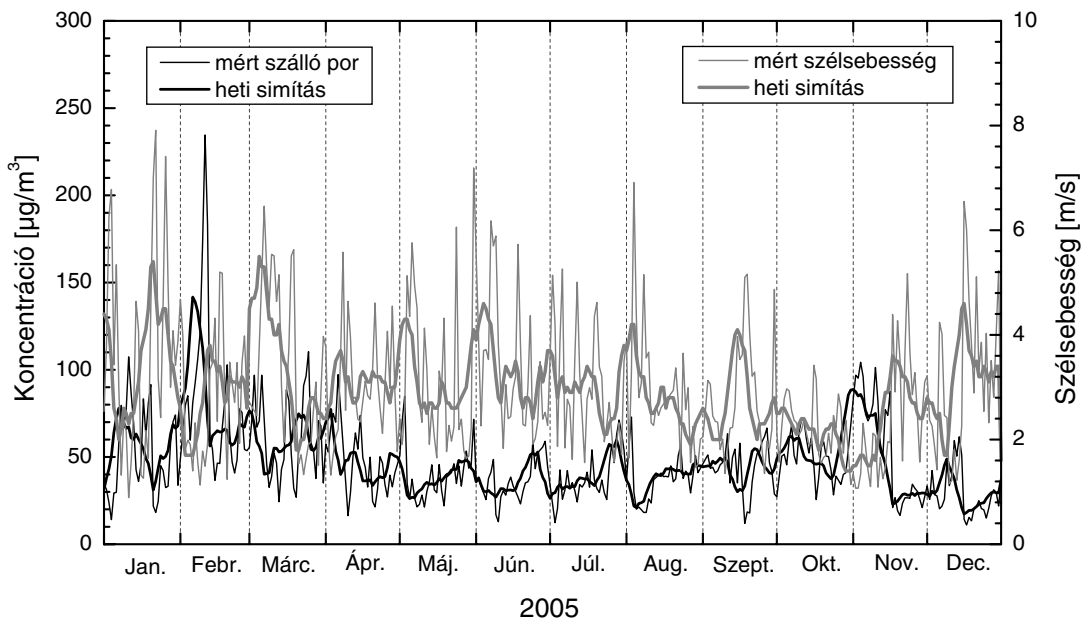
szélsébséggel a 24. ábra szemlélteti: a szélsébség növekedésével a városban a szálló por koncentrációja csökken.

A 25. ábrán az ózon 1993. évi havi átlagkoncentrációjának, a 26. ábrán az ózon 2005. évi napi átlagkoncentrációjának menetét mutatjuk be. Mindkét évben megfigyelhető az ózon koncentrációjának évszakos változása. Nyáron, az átlaghőmérséklet emelkedésével (és a napsütéses órák számának növekedésével) növekszik az ózon mennyisége is (vö. a 15. ábrával), míg a téli hónapokra alacsony ózon koncentráció jellemző. Ez a tendencia az ózon keletkezési mechanizmusával magyarázható: az ózon mint másodlagos légszennyező anyag a napsugárzás hatására lejátszódó fotokémiai reakciók során keletkezik. Az ózon koncentrációja mindkét évben a vonatkozó határérték alatt maradt, és 2005-ben egyetlen nap sem haladta meg a napi átlagkoncentráció a 24 órás határértéket.

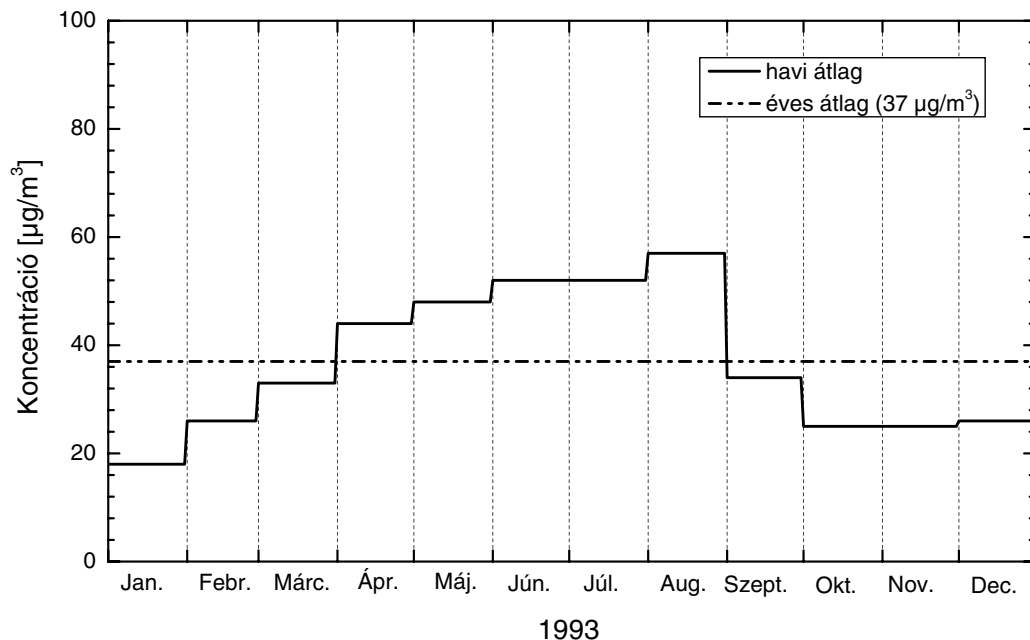
A 27. ábrán a korom havi átlagkoncentrációjának változása látható 1979 és 1990 között Budapesten. A RIV hálózata 1990-ig mérte a korom koncentrációját, mely időszakban korom mennyisége fokozatosan csökkenő tendenciát mutatott. Az iparosított országokhoz hasonlóan Magyarországon is a fosszilis tüzelőanyagok minőségi és mennyiségi változásai befolyásolták a levegőben található korom mennyiségét. A havi átlagkoncentráció lefutásában jól megfigyelhető egy ciklusos ingadozás a fűtési és nem fűtési féléveknek megfelelően.



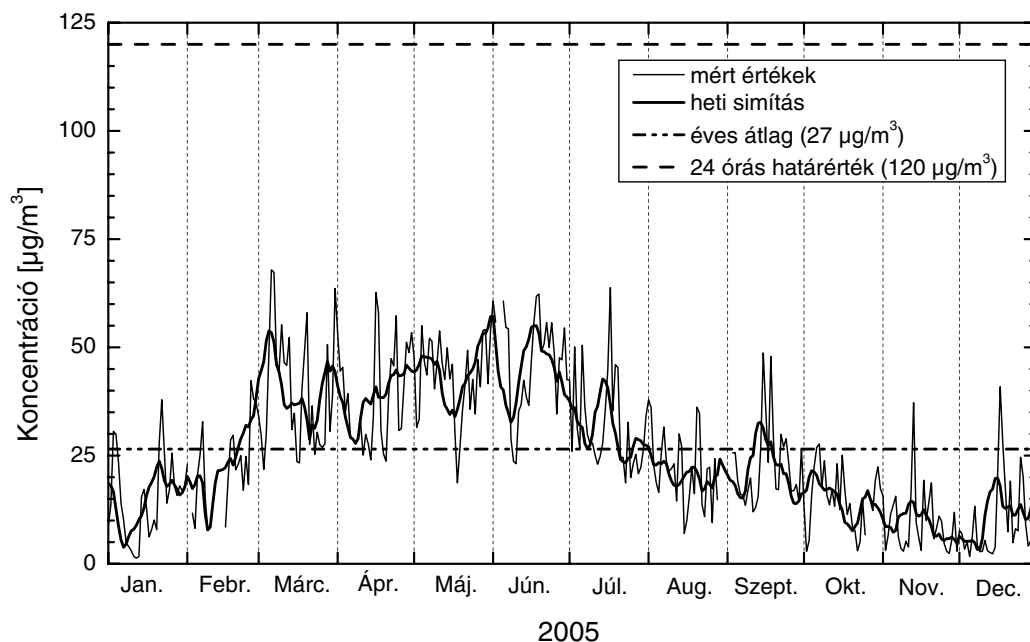
23. ábra: A szálló por (PM10) napi átlagkoncentrációja a 2005. évben a Baross téren



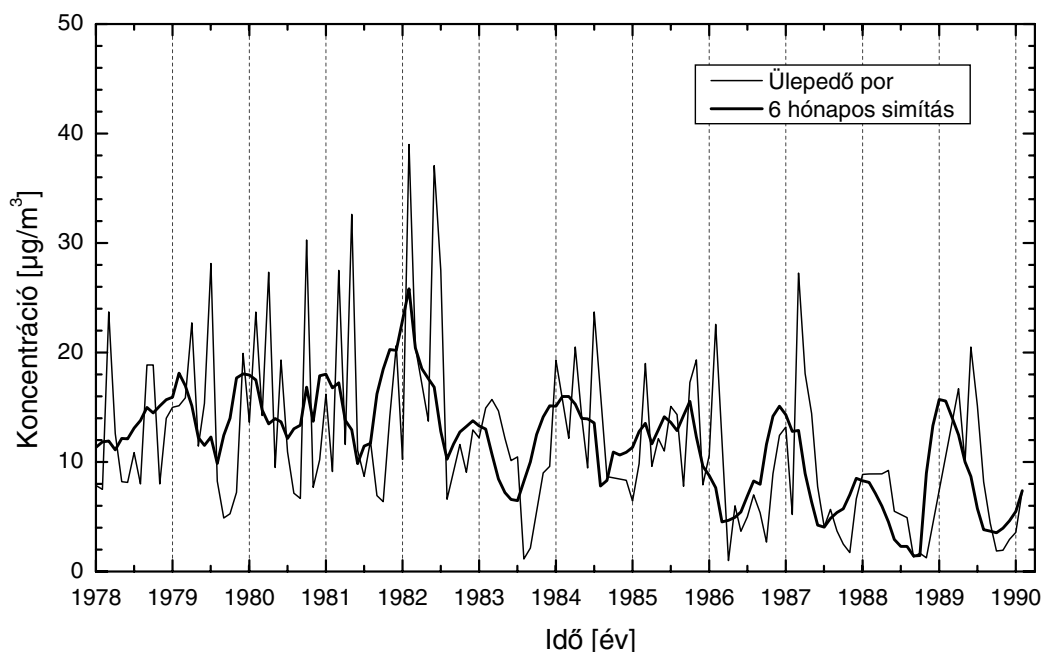
24. ábra: A szálló por koncentrációja és a szélsebesség együttes változása a 2005. évben a Baross téren



25. ábra: Az ózon havi átlagkoncentrációja az 1993. évben a Baross téren



26. ábra: Az ózon napi átlagkoncentrációja a 2005. évben a Baross téren



27. ábra: A korom havi átlagkoncentrációja 1979–1990 között a Baross téren

4.2. AEROSZOL KONCENTRÁCIÓK ÉS A TÖMEGMÉRLEG

A levegőminőség ellenőrzése és szabályozása céljából végzett rendszeres hatósági méréseket rövidebb időszakokban, ún. intenzív kampányokban végzett kutatási célú vizsgálatok egészítik ki. Ezek sokkal részletesebb eredményeket szolgáltatnak az adott időszakról, és nagyban hozzájárulnak a levegőszennyezettség helyzetének pontos megítéléséhez. Elsősorban a szálló por (aeroszol) tekintetében léteznek kutatási adatok, mert az aeroszol egészségügyi hatása és szerepe kiemelkedik a többi légszennyező anyag közül. Az elmúlt 10 évben végzett kutatómunka eredményei lehetővé teszik, hogy röviden áttekintsük a budapesti aeroszol-levegőszennyezettség és egyes kémiai összetevőinek jellegzetességeit, valamint alakulását a különböző méretfrakciókban, amire a monitorhálózat adatai nem alkalmasak.

Az aeroszol részecskéknek, valamint kémiai összetevőinek a légköri koncentrációja, dúsulási tényezője, és finom/durva koncentrációaránya befolyásolja a részecskék légköri kémiai és fizikai folyamatait, majd kiülepedésük után környezeti hatásaikat, valamint információt hordoznak a részecskék emissziós forrásairól. Az 1996 tavaszán tartott intenzív mintagyűjtési kampány két mintavételi helyszínen történt párhuzamosan: a város nyugati határán található Központi Fizikai Kutató Intézet (KFKI) Telephelyén és a belvárosban, a Széna téren lévő ÁNTSZ monitorállomásnál (Salma et al., 2001). Mivel Budapesten az uralkodó szélirány észak-nyugati, a KFKI Telephelyen gyűjtött minták a városi háttér-koncentrációt reprezentálják. A városi aeroszol és 46 összetevője, továbbá néhány gáz (NO,

NO₂, SO₂, CO) légköri koncentrációjának tartományát és mediánját, valamint a meteorológiai paraméterek tartományát és mediánját a 8. táblázatban foglaltuk össze. A belvárost (Széna teret) a városi háttérhellyel (KFKI Telephellyel) összehasonlítva megállapítható, hogy a belváros/városi háttér medián koncentrációk aránya a PM10–2,0 méretfrakcióban minden esetben nagyobb egynél, és tipikusan 2–3 körüli, tehát a belváros 2–3-szor porosabb a városi háttérhelynél. Néhány összetevő azonban jelentősen (az Sb 36-szor, a Cu 18-szor, az Pb 11-szer, a Ba 8,0-szor és a Zn 5,7-szer) nagyobb medián koncentrációval van jelen a belvárosban. A PM2,0 méretfrakcióban ugyanezen arány tipikus értéke 1,3–1,4 körüli, de a következő összetevőkhöz tartozó belváros/városi háttér koncentrációarány ettől nagy mértékben eltér: Cu 4,8, BC (black carbon, korom) 4,0, Sb 3,6, Fe 3,0, Pb és Br 2,8, Zn 1,5, illetve I 0,54, Se 0,73, S 0,90, V 0,93, K és Ni 1,0. Mindez arra utal, hogy a belvárosban igen jelentős forrása van az Fe, Cu, Zn, Br, Sb, Ba és Pb elemeknek és a BC-nek, míg a S, K, V, Ni, Se és I esetében a városon kívülről transzportált mennyiség mutatkozik jelentősnek. Az 1996. évi adatok alapján a felszíni közetbe viszonyított dúsulás mértéke a PM10–2,0, illetve a PM2,0 méretfrakcióban a 28., illetve 29. ábrákon látható.

Az ábrákon a csillaggal jelölt BC esetében az Al-hoz viszonyított koncentrációarány van feltüntetve az EF helyett. A PM10–2,0 méretfrakcióban a legtöbb összetevő dúsulási tényezője nagyságrendileg egyhez közeli, ami arra utal, hogy ezen összetevők fő emissziós forrása a felszíni közet és por, illetve a talaj diszperziójával valamint reszuszpenziójával kapcsolatos. Néhány elem mint az S, Cl, Cu, Zn, As, Se, Br, Mo, Sb, I és Pb jelentősen dúsult az aeroszol részecskében, ami (városi környezetben) antropogén eredetre utal. Érdekes megfigyelni, hogy az Sb van leginkább dúsult tartalommal az aeroszolban (lásd a 4.3 fejezetet). A szóban forgó emissziós források ezekben az esetekben is aprítási és diszperziós folyamatokat jelentenek. Ugyanakkor az aeroszoltömeg dúsulási tényezőjét tekintve megállapítható, hogy a PM10–2,0 méretfrakcióban a tömeg mintegy fele nem a felszíni közetből származik. A PM2,0 méretfrakcióban az S, Cl, Cu, Zn, As, Se, Br, Mo, Sb, I, W és Pb dúsulási tényezője 100 körüli, ami a felsorolt elemek igen jelentős antropogén emissziós forrására hívja fel a figyelmet. Az ábrák közelebbi vizsgálatával megállapítható továbbá, hogy néhány elem, például az S, K, V, Ga, As, Se, In, I, Cs és W dúsulása nagyobb mértékű a városi háttérhelyen, mint a belvárosban, ami a felsorolt elemek városon kívülről történő jelentős transzportjára utal, mint azt a belvárosi/városi háttér koncentrációarány alapján megállapítottuk.

Az 1999. év tavaszán a mintagyűjtés négy helyszínen történt: a KFKI Telephelyen, a Széna téren, az ELTE Lágymányosi Telephelyén és a Várhegyi alagútban. A PM10–2,0 méretfrakcióban az aeroszol tömegkoncentráció átlagértéke az Alagútban, a Széna téren és a Lágymányosi Telephelyen rendre 12-szer, 1,2-szer és 1,0-szer nagyobb volt, mint a KFKI Telephelyen (városi háttér). A tipikusan antropogén aeroszol-összetevők átlagértékei alapján összességében rendre mintegy 65-ször, 3,8-szor és 2,6-szor nagyobb koncentrációk fordultak elő. A PM2,0 méretfrakcióban a felsorolt arányok tömeg esetén rendre: 5,0, 1,5, 1,0, míg az antropogén összetevők összessége esetén

8. táblázat: A PM10–2.0 és PM2.0 méretfrakciójú aeroszol és összetevői légköri koncentrációjának, valamint gázok koncentrációjának, továbbá meteorológiai paramétereknek a tartománya és mediánja a KFKI Telephelyen (városi háttér) és a Széna téren (belváros), Budapesten 1996. év tavaszán. A koncentrációk mértékegysége ng/m³, ha másként nem jelöltük (Salma et al., 2001)

Helyszín/ Összetevő	KFKI Telephely			Széna tér		
	PM10–2,0 méretfrakció Tartomány	Medián	PM2,0 méretfrakció Tartomány	Medián	PM10–2,0 méretfrakció Tartomány	Medián
BC	[egy- ség] [µg/m ³] 0,13–0,78	0,33	0,5–4,2	2,0	1,0–3,6	2,3
Na	15–256	93	14–109	56	126–707	338
Mg	77–435	166	8–127	34	176–883	518
Al	47–1075	363	13–372	97	503–2419	1413
Si	106–2794	993	37–998	270	1371–6663	3820
P	9–47	28	< 8		13–115	64
S	58–782	278	717–3469	2002	274–1659	885
Cl	13–156	52	10–69	20	67–496	181
K	41–394	155	33–335	160	140–897	459
Ca	83–1743	611	16–374	115	947–5302	2785
Sc	0,007–0,224	0,075	0,008–0,074	0,020	0,08–0,43	0,26
Ti	3–68	26	1,2–26,4	6,6	36–163	96
V	0,3–2,9	1,1	0,8–4,3	1,9	1,2–7,2	3,5
Cr	2,6–6,5	4,2*	1,7–3,3	2,3*	2,8–11,8	5,3
Mn	1,4–19,2	6,5	0,6–11,5	4,5	10–69	34
Fe	33–824	304	14–298	111	779–3655	2004
Co	0,16–0,40	0,24*	0,05–0,34	0,13	0,20–1,23	0,47
Ni	0,28–1,95	0,62	0,41–1,63	0,86	0,9–5,2	2,4
Cu	0,4–5,8	1,9	0,6–5,9	2,3	14–68	34
						4–22
						2,9–10,7
						30–98
						25–116
						51–270
						120–742
						6–18
						697–3698
						11–66
						54–321
						75–428
						0,012–0,051
						9,7
						1,8
						3,2
						7,6
						339
						0,12–0,674
						0,58–2,11
						8,0
						56
						63
						125
						385
						10*
						1791
						23
						155
						213
						0,025
						9,7
						1,8
						3,2
						7,6
						339
						0,12–0,674
						0,58–2,11
						8,0

A 8. táblázat folytatása

Helyszín/ Összetevő	KFKI Telephely			Széna tér		
	PM10-2,0 méretfrakció Tartomány	PM2,0 méretfrakció Tartomány	PM2,0 méretfrakció Medián	PM10-2,0 méretfrakció Tartomány	PM2,0 méretfrakció Tartomány	PM2,0 méretfrakció Medián
Zn	2,0-37	4-69	22	19-182	61	13-93
Ga	0,32-1,11	0,08-0,56	0,12	0,15-1,26	0,48	0,07-0,71
As	0,12-1,31	0,1-3,9	1,2	0,4-3,3	1,4	0,2-5,0
Se	-	0,36-1,83	0,72	0,27-1,06	0,58*	0,42-2,45
Br	2,8-5,0	1,6-10	5,5	4-27	13	7-26
Rb	1,3-2,6	0,9-1,2	1,0*	3,1-4,6	4,1*	0,8-2,6
Sr	0,9-7,9	0,5-3	1,3*	3,4-16,4	7,6	0,61-1,94
Mo	0,18-0,36	0,13-0,67	0,27*	0,5-2,4	1,2	0,25-1,25
Ru	1,3-1,4	<0,8	1,3*	2,0-5,7	4,0*	-
In	0,0038- 0,0061	0,0016- 0,0128	0,0041	0,0041- 0,0120	0,0085*	0,0017- 0,0103
Sb	0,02-1,03	0,15-3,66	0,69	2,1-10,4	6,6	1,5-7,5
I	0,10-1,72	0,9-4,5	2,2	0,14-1,51	0,48	0,6-2,6
Cs	0,07-0,17	0,07-0,27	0,13*	<0,06		0,064-0,12
Ba	3,0-13,1	1,4-4,3	2,9*	14-57	38	3,8-11
La	0,03-0,59	0,022-0,293	0,084	0,23-1,38	0,79	0,05-0,25
Ce	0,17-1,29	0,17-0,65	0,26	0,6-3,2	1,8	0,2-0,6
Sm	0,005-0,100	0,003-0,038	0,010	0,03-0,20	0,12	0,005-0,023
Eu	<0,03	-		0,012-0,052	0,033*	-
Dy	0,018-0,117	-	0,036	0,06-0,20	0,11	-

A 8. táblázat folytatása

Helyszín/ Összetevő	[egy- ség]	KFKI Telephely			Széna tér		
		PM10–2,0 méretfrakció Tartomány	Medián	PM2,0 méretfrakció Tartomány	Medián	PM10–2,0 méretfrakció Tartomány	Medián
Yb		0,026–0,033	0,030*	–	0,028–0,086	0,062*	–
Lu		0,009–0,016	0,012*	–	0,015–0,032	0,020	–
Hf		<0,09	–	–	0,07–0,23	0,17*	–
W		0,16–0,26	0,21*	0,4–2,0	0,16–1,35	0,31	0,19–7,13
Au		0,0015– 0,0022	0,0018*	0,0013– 0,0024	0,0014– 0,0142	0,0031	0,0014– 0,0026
Pb		0,6–7,7	3,7	4–36	14–107	42	25–98
Th		0,10–0,19	0,13*	–	0,10–0,48	0,21	–
U		0,09–0,15	0,11*	–	0,044–0,283	0,062	–
PM	[µg/m ³]	10–61	24	4–52	20–89	44	9–57
TSP	[µg/m ³]				39–175	88	
NO	[µg/m ³]	–	–	–	20–82	46	–
NO ₂	[µg/m ³]	–	–	–	32–104	67	–
SO ₂	[µg/m ³]	–	–	–	42–57	49	–
CO	[mg/m ³]	–	–	–	1,5–3,0	2,3	–
Nyomás	[hPa]	950–975	966	–	993–1011	1002	–
Hőmér- séklet	[°C]	4–20	16	–	5–23	19	–
Szél- sebesség	[m/s]	–	–	–	0,9–2,7	1,4	–

*: átlag

rendre 7,0, 2,0 és 2,0 voltak. Megállapítható, hogy a PM_{2,0} méretfrakciójú aeroszol térbeni eloszlása lényegesen egyenletesebb a (bel)városban, mint a PM_{10–2,0} méretfrakciójú aeroszolé a nagyobb légköri tartózkodási idő és az emissziós források elhelyezkedése következtében. A légköri koncentrációk időváltozékonyságát lásd később.

Az aeroszol tömegmérleg felállítása céljából a következő aeroszoltípusokat (komponenseket) veszik figyelembe első közelítésben: felszínközet-eredetű aeroszol, szerves aeroszol, korom, szulfát, nitrát, ammónium és tengeri só. A légkörben a felsorolt aeroszol komponensek általánosan keveréket alkotnak. A felszíni közet járuléka a következő összefüggéssel számolható:

$$c = 1,16 \cdot (1,90 \cdot c(\text{Al}) + 2,15 \cdot c(\text{Si}) + 1,41 \cdot c(\text{Ca}) + 1,67 \cdot c(\text{Ti}) + 2,09 \cdot c(\text{Fe})),$$

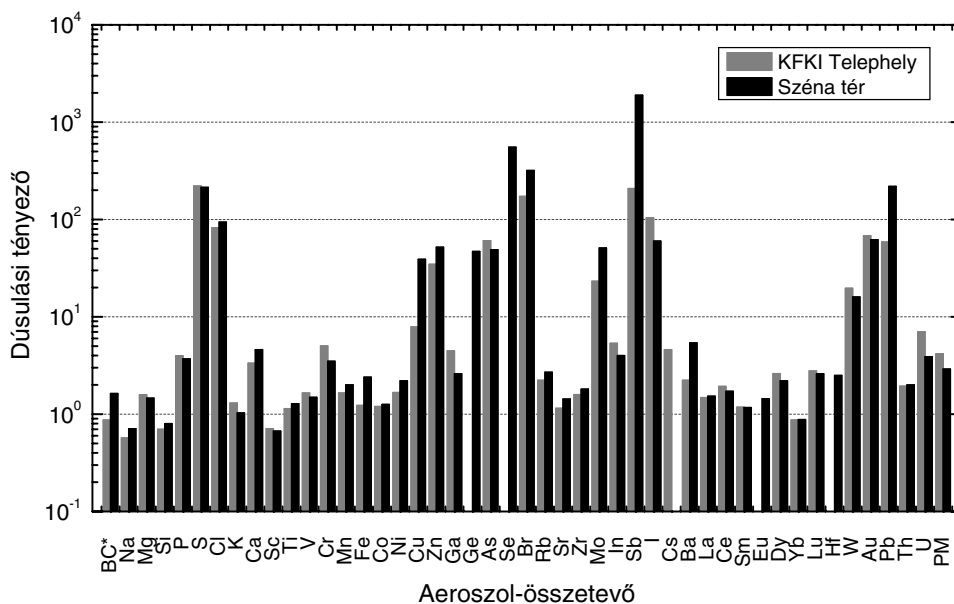
ahol $c(i)$ az i -dik elem koncentrációja az aeroszolban (Chan et al., 1997). A szulfát, nitrát és ammónium mennyisége pl. ionkromatográfiával mérhető. A tengeri só mennyiségének becslésére a $\text{Cl} + 1,4486 \cdot \text{Na}_{\text{ex}}$ összefüggést használják, ahol Na_{ex} a nem felszínközet-eredetű Na, a szorzótényező pedig a tengervízben lévő elemek (a Cl kivételével) össztömegének és a tengervízben lévő Na tömegének az aránya átlagos tengervíz összetétel esetén (Riley és Chester, 1971). A szerves anyag mennyisége a mért szerves szén koncentrációjából konverziós tényezővel határozható meg, melynek értéke városi környezetből származó aeroszol esetén 1,4 (Turpin et al., 2000). A nem felszínközet-eredetű és nem tengervíz-eredetű elemek tömegét összegezve adjuk meg; a S nem szerepel az összesítésben, mert azt szulfát aeroszolként vesszük figyelembe.

A 9. táblázat Budapest aeroszol tömegmérlegét mutatja belvárosi és városi háttér helyszíneken. Az aeroszol tömegének legnagyobb hányadát szerves anyag alkotta valamennyi helyszínen, és mennyisége a városi háttértől az Alagút felé növekedett. Az aeroszol teljes széntartalmának vízoldható hányada (water-soluble organic carbon, WSOC) növekvő tendenciát mutatott a belvárosból kifelé haladva, azaz a fő emissziós forrástól (a közlekedéstől) távolodva. Mindez arra utal, hogy a WSOC

9. táblázat: Az aeroszol fő komponenseinek átlagos járuléka %-ban a finom méretfrakció (PM_{2,0}) tömegéhez Budapesten az 1999. évi adatok alapján (Salma et al., 2001)

Aeroszol komponens	KFKI Telephely	Lágy-mányos	Széna tér	Alagút
Szerves anyag	43	54	61	74
Földkéreg anyag	7	5	7	5
Elemi szén	8	4	6	12
Ammónium-szulfát	33	24	19	2
Nitrát	6	3	6	< 1
Azonosítatlan	4	10	1	7
Vízoldható szerves szén*	49	34	27	20

* a teljes széntartalmú frakció százalékában kifejezve

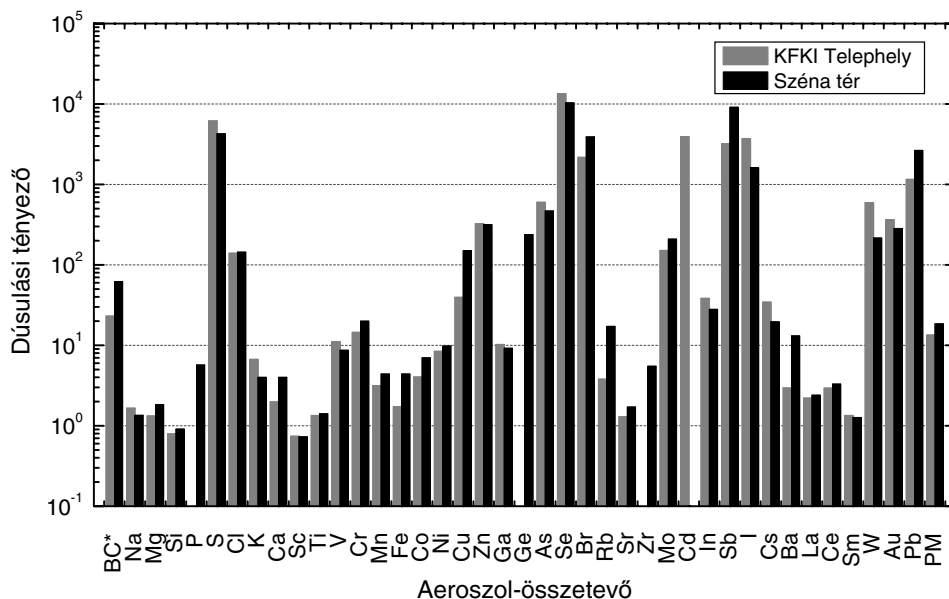


28. ábra: Az aeroszol és összetevői medián dúsulási tényezője az átlagos felszíni közettséghez viszonyítva Al referencia elemmel a PM10–2,0 méretfrakcióban Budapest belvárosában és városi háttérhelyén 1996. év tavaszán (Salma et al., 2001)

jelentős része a levegőben keletkezik fotokémiai oxidációs folyamatok során. A második fő komponens – az Alagút kivételével – az ammónium-szulfát volt, melynek relatív mennyisége az aeroszoltömeg növekedésével csökkent. A földkéreg anyag és az elemi szén (elemental carbon, EC) járuléka hozzávetőleg megegyezett valamenyi helyszínen, kivéve az Alagut, ahol az EC aránya jóval magasabb, 12% volt. Az ammónium-szulfát aránya még a háttérhelyen sem érte el az aeroszoltömeg felét, és az Alagút felé tovább csökkent, ami megfelel annak, hogy szintén másodlagos összetevő. Csak húsz elemnek (Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Br, Sr, Sb, Ba és Pb) a tömege haladta meg a 0,01%-ot a belvárosban, míg 1%-nál nagyobb járulékkal a PM10–2,0 méretfrakcióban csak az Si, Ca, Fe, Al, S, Mg és K elemek, illetve a PM2,0 méretfrakcióban az S, Si és Fe elemek rendelkeztek.

4.3. A KÖZÚTI GÉPJÁRMŰFORGALOM JELENTŐSÉGE

Az 31–33. ábrákon feltüntettük a Budapesten és Pest megyében regisztrált személygépjárművek, motorok és tehergépjárművek számának alakulását 1996 és 2005 között (GKM, 1996–2005). Megállapítható, hogy az említett időben minden gépjármű száma egyértelműen növekedett mind a fővárosban, mind Pest megyében. Ugyan-



29. ábra: Az aeroszol és összetevői medián dúsulási tényezője az átlagos felszíni közettséghez viszonyítva Al referencia elemmel a PM_{2,0} méretfrakcióban Budapest belvárosában és városi háttérhelyén 1996. év tavaszán (Salma et al., 2001)

csak növekedett az utak zsúfoltsága (amit a 30. ábra jelképez), és amely a város egyik legnagyobb és legsokoldalúbb következményekkel járó problémája lett. Ráadásul a fővárosba naponta bejövő autók száma megkétszereződött az elmúlt 15 év során, és elérte a 280 ezret. A személygépkocsi-utazások száma is közel kétszeresére nőtt. A közúti forgalom a Hungária körút–Budai körút vonalán kívül a sugárirányú főútvonalakon mintegy 30%-kal, a Duna-hidakon közel 50%-kal nőtt. A személygépkocsik számának növekedését a közúton kívüli parkoló területek létesítése sajnos nem követte. A nehéz gépjárművek aránya a sugárirányú főútvonalak bevezető szakaszain, az alsó rakparti útvonalakon és a Hungária körúton meghaladja a 12–16 %-ot. A járműállomány összetételében bekövetkező változások, valamint a közúti forgalmat befolyásoló helyi hatások módosítják a károsanyag-kibocsátás mértékét és összetételét. A kétütemű gépkocsik forgalomból való kivonásának, az egyre hatékonyabb katalizátorok elterjedésének, valamint az elkerülő útszakaszok megépítésének hatásai mind szerepet játszanak a városi levegőszennyezettség alakulásában. A katalizátorral felszerelt gépjárművek aránya jelentősen nőtt, de a személygépkocsik átlagos életkora (ami 9,2 év volt 2006-ban Budapestre vonatkozóan) alig csökkent az elmúlt években.

A közúti gépjárművek mind közvetlenül (a fosszilis üzemanyag tökéletlen égetésével és a mozgó alkatrészek kopásával), mind közvetve (a gáznemű emissziós termékek légköri kémiai reakcióit követő fázisváltással) eredményeznek aeroszol részecskéket

(Colville et al., 2001). A fő emissziós termék a kipufogógázban a korom és a szerves aeroszol (Ruellan és Cachier, 2002), de a szulfát és nitrát aeroszokok emissziója is jelentős (elérheti a néhány %-ot); a többi elem tömeghányada általában 1%-nál jóval kisebb (US EPA, 2004). Az emissziós termékek relatív mennyiségét az üzemanyag típusa és pontos összetétele (adalékokat is beleértve), az égés feltételei (a motor típusa, műszaki állapota és üzemi körülményei), továbbá a kipufogógázok utókezelése is befolyásolják. A közúti gépjárművek döntő többsége két csoportba sorolható a felhasznált üzemanyag típusa szerint: a benzinnel és a dízelolajjal üzemelő járművek. A dízelüzemű motorokból elsősorban aeroszol (főként korom és a gázolaj kéntartalmából eredően szulfát), valamint nitrogén-oxidok, míg a benzinüzemű motorokból leginkább gáznemű légszennyezők kerülnek a levegőbe (Kisfalvi et al., 1995). 1992 óta az Európai Unióban minden új, Ottó-típusú motorral hajtott gépjárművet katalizátorral szerelnek fel. Hazánkban 1997 óta kötelező a katalizátor beépítése a személygépkocsikba, illetve 2000-től csak EURO III típusú dízelüzemű közúti gépjárművek helyezhetők forgalomba. A közúti forgalom által okozott levegőszennyezés visszaszorításához nemcsak a kipufogógázok emissziójának, hanem más szennyező anyagok, mint például aeroszokok kibocsátásának a mérséklése is szükséges. A modern közúti gépjárművek fejlett gépészeti és elektronikai megoldásainak, a kipufogógázok hármashatású katalizátorral történő átalakításának, a gázolaj kéntelenítésének hatására a nem kipufogógáz-jellegű aeroszol emissziós termékek jelentősége az elmúlt években folyamatosan növekedett, és várhatóan továbbra is nőni fog mind a gépjárműforgalom teljes emisszióját, mind az általános városi antropogén emissziót tekintve. Budapest belvárosában végzett légköri aeroszol vizsgálatok azt mutatják, hogy a közlekedéshez közvetlenül kapcsolódó néhány elem (pl. Sb, Cu, Zn, Fe és Ba) légköri koncentrációja és jelentősége megnőtt az 1996. és 2002. évek közötti időszakban mind a durva, mind a finom méretfrakcióban, valamint a Pb és Br koncentrációja jelentősen csökkent (Salma és Maenhaut, 2006).

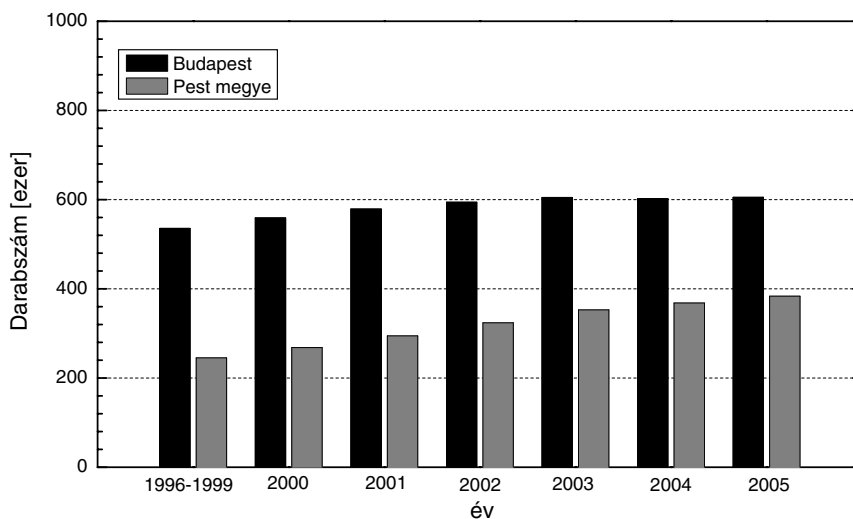
A város szerkezete is befolyásolja a légszennyezettség mértékét. Különbségek vehetők észre a szellősebb, külvárosi területek és a beépített belváros között, ahol a szorosan egymás mellé épített magas házak közt nehezebben hígul fel a szennyezett levegő. Az imisszió napi menetet is mutat: délelőtt 7 és 11 óra között, illetve délután 15 és 18 óra között nagyobb, mint a nap többi időszakában. A hétvégi vagy munkaszüneti napokon is alacsonyabb a szennyezettség szintje a kisebb forgalomnak köszönhetően. Budapesthez jelentős ipar és szolgáltatási ágazat tartozik. Az áruszállítások, az ingázások, a kialakuló dugókban rekedt gépjárművek emissziója jelentős. Az elmúlt évtizedekben több intézkedést kezdeményeztek Budapest forgalmi tehermentesítése céljából, melyek egy része megvalósult, egy része jelenleg még folyamatban van. Ide sorolható az M0 körgyűrű déli és keleti szakaszának, a Csepeli gerincút megépítése, továbbá a torlódásmentesítő lámpaváltások kialakítása, és a tömegközlekedés forgalmi előnyben részesítése. A kötöttpályás tömegközlekedési járművek korszerűsítése és arányának növelése is egyik módja a levegőminőség javításának, mert ezek kevesebb káros anyagot



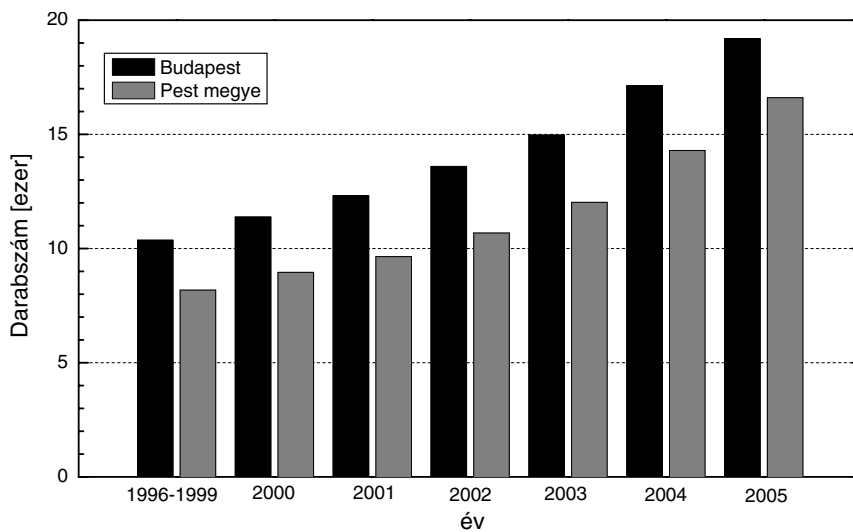
30. ábra: Átlagos délutáni forgalom a Budaörsi úton

emittálnak. A BKV Zrt. az 1990-es évektől számos elavult járművet lecserélt vagy korszerűsített. Megkezdődött a 4. metróvonal építése, és folyamatosan végzik a régi vonalak korszerűsítését is. A 34. ábrán bemutatott térképen az NO_2 szennyezettség tekintetében jól kirajzolódik a belváros területe, valamint a nagyforgalmú átvezető útvonalak.

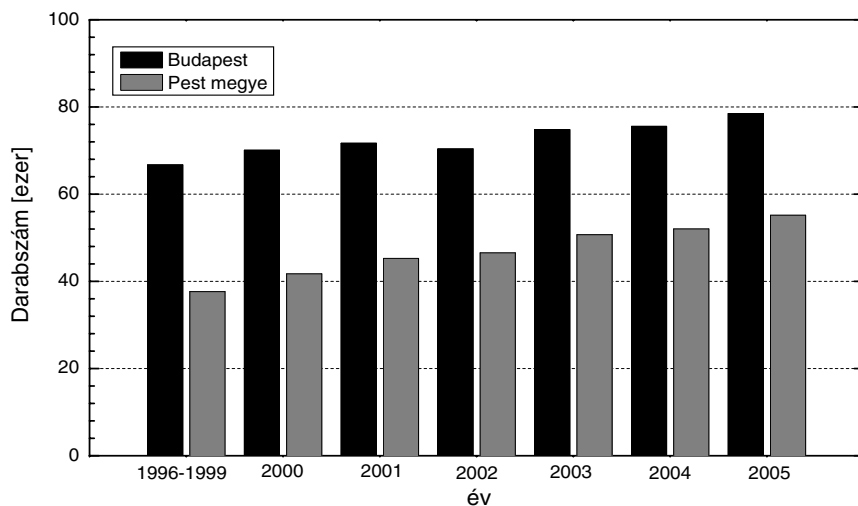
A 20. században a környezet ólomszennyezéséért elsősorban a gépjármű-közlekedés volt felelős (lásd a 2.7. fejezetet). Az ólom a kipufogógázból szervesetlen részecskék PbClBr és $2\text{PbClBr}\cdot\text{NH}_4\text{Cl}$, valamint kisebb mértékben PbO , PbSO_4 , $3\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2\cdot\text{PbClBr}$, HBr formában kerül a levegőbe. A bróm és az ólom tömegaránya az ólmozott benzinen 0,386 (etil-arány), így a bróm – mivel jelentős ipari forrása nincs – a gépjárműközlekedés Pb-kibocsátásának markere. 1996-ban és 1999-ben az Alagútban, a Széna téren és a KFKI területén végzett légköri aeroszol mérések keretében lehetőség nyílt az ólom koncentrációjában bekövetkezett változások tanulmányozására is (Salma et al. 2000). Ha a KFKI Telephelyen mint városi háttérhelyen 1996-ban mért Pb-koncentrációt a durva és finom frakcióban 1 egységnek vesszük, akkor az ólom koncentrációja a Széna téren a durva frakcióban 10, a finom frakcióban 3 egységnek, az Alagútban rendre 280, illetve 17 egységnek felelt meg. 1999-ben az ólmozott benzin kereskedelmi forgalomból történő kivonása után végzett mérések alapján a KFKI Telephelyen az ólom koncentrációja kismértékben változott, és a Széna téren mért értékek mindkét frakcióban 3 egységnek feleltek meg. A Várhegy alagútban a csökkenés sokkal nagyobb volt, ugyanis ott az ólom mennyisége a durva frakcióban 75, míg a finom frakcióban 4 egységre esett vissza.



31. ábra: A Budapesten és Pest megyében regisztrált személygépkocsik számának alakulása az 1996–2005. évek között



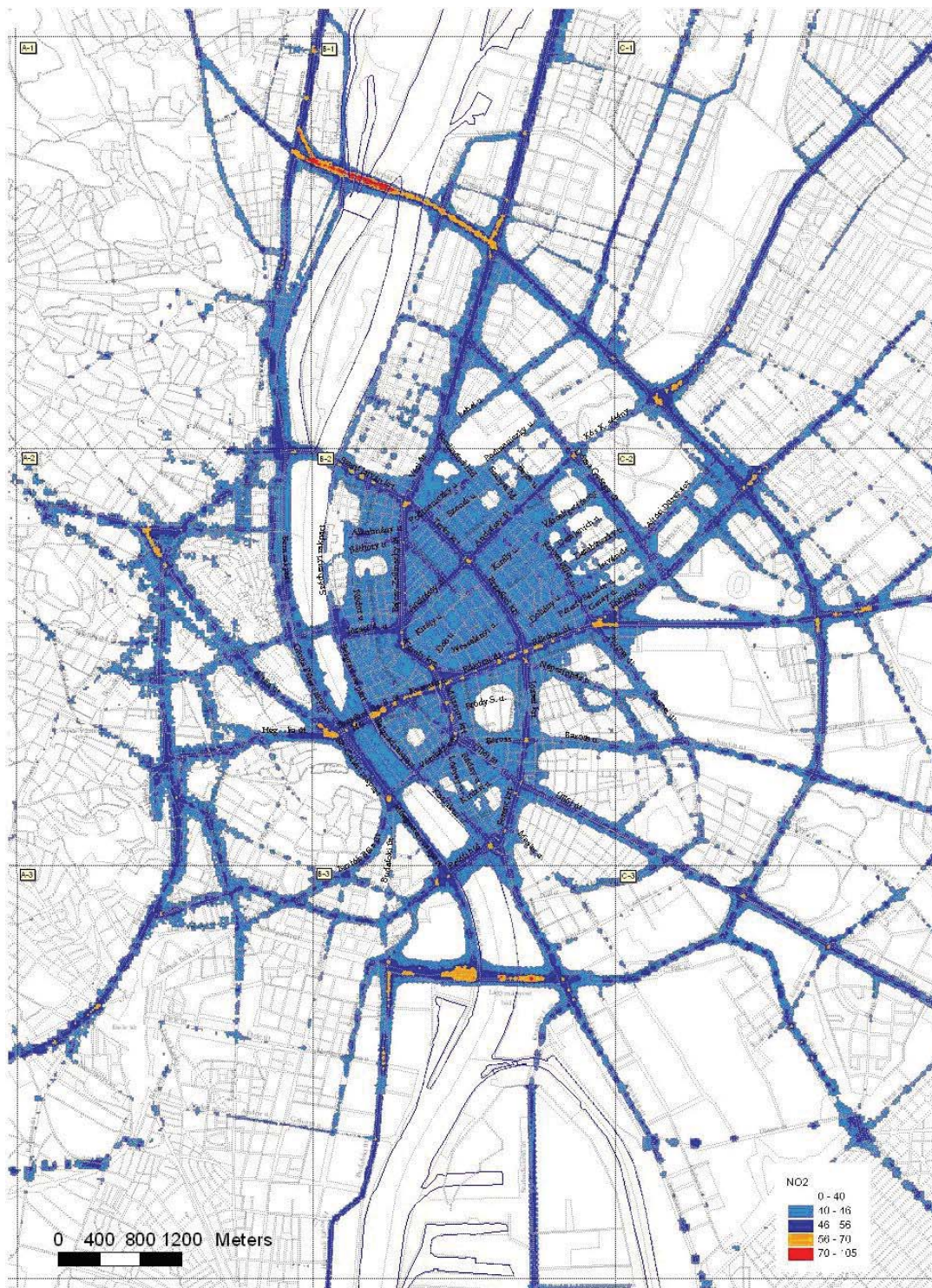
32. ábra: A Budapesten és Pest megyében regisztrált motorkerékpárok számának alakulása az 1996–2005. évek között



33. ábra: A Budapesten és Pest megyében regisztrált tehergépjárművek számának alakulása az 1996–2005. évek között

Az aeroszol mérésekkel egyidejűleg sor került a korom koncentrációjának mérésére is, és mivel ennek mennyisége az adott időszakban jelentősen nem változott, a légköri ólom koncentrációjában tapasztalt csökkenés az ólmozott benzin forgalomból való kivonásával magyarázható főként. A 2002-ben végzett mérések már azt mutatták, hogy a Pb és Br koncentrációja közötti korrelációs kapcsolat jelentéktelenné vált mindegyik mintagyűjtési helyen, illetve koncentrációjuk aránya eltér az etil-aránytól, ami alátámasztja, hogy fő emissziós forrásuk már nem tekinthető közösnek, illetve nem a közúti gépjárműforgalom.

A budapesti városi aeroszol kémiai összetétele és időtrendje alapján megállapítható, hogy a Cu és Sb, illetve a Zn medián légköri koncentrációja és medián dúsulási tényezője jelentősen megnőtt a belvárosban 1996 és 2002 között (Salma et al., 2006). A 2002. év tavaszára vonatkozó koncentrációk korrelációs analízise alapján megállapítható, hogy a PM_{10-2,0} méretfrakcióban az említett elemek (továbbá a Ca és Ba) emissziós forrástípusa közös. A Cu és Sb elemek korreláltak a geogén elemekkel és az aeroszoltömeggel is, de mégsem származhatnak felszíni közetből, mert dúsulási tényezőjük nagy: rendre 76 és 5100. Emissziós forrásukhoz tehát a felszíni por diszperziója és reszuszpenziója csak társult járulék. A Cu és Sb elemek átlagos koncentrációaránya és szórása a finom és durva méretfrakciókban rendre $0,45 \pm 0,14$ és $0,52 \pm 0,18$ értékű, ami azt jelenti, hogy főleg aprítással vagy mechanikus folyamatok eredményeként kerülnek a levegőbe. A Cu, illetve Sb átlagos koncentrációja a PM_{10-2,0} méretfrakcióban 35-ször, illetve 50-szer nagyobb a belvárosban, mint a városi háttérhelyen, és ráadásul növekedett az elmúlt években (vö. a 4.4. fejezettel). Mindez azt mutatja, hogy ezen fémek fő forrása a városban található és nem kívülről kerülnek a város levegőjébe. A két elem koncentrációjának jelentős napszakos változékonysága jelzi, hogy emissziós



34. ábra: Budapest NO₂ szennyezettségének térképe (KDKF, 2004)

forrásuk elsősorban nappali tevékenységhez kapcsolódik. A Cu/Sb koncentráció arány átlaga és szórása $4,6 \pm 1,0$ volt a PM_{10-2,0} méretfrakcióban nappal. Az arány hibahatáron belül megegyezik más városokban mért koncentráció aránnyal (pl. Kölnben a durva aeroszol részecskékre $4,9 \pm 1,7$ arányt kaptak; Weckwerth, 2001), és mivel az átlagos felszíni közet (Mason és Moore, 1982) esetében számított arány 275, tehát két nagyságrenddel nagyobb, a Cu és Sb emissziója a városokban végzett általános tevékenységgel függ össze. Különböző, azbesztmentes fékbetétek közvetlen mérésével kapott átlagos Cu/Sb arány (szignatúra) $4,6 \pm 1,2$ (Garg et al., 2000). Mindezek alapján a PM_{10-2,0} méretfrakcióban a nem felszínközvet-eredetű Cu és Sb mennyiségét a fékbetétek kopásának emissziós forrásához rendelhetjük, amely a Cu, illetve Sb PM₁₀ méretfrakciójú tömegének átlagosan mintegy 69%-át, illetve 66%-át emittálja.

A fentiekhez hasonló megfontolásokkal a légköri koncentrációk és további alapvető aeroszol tulajdonságok, a tömeg méreteloszlás és a korrelációs mátrix segítségével megállapítható, hogy a PM_{10-2,0} méretfrakciójú Zn egyik fő forrása a gépjárművek gumi futófelületeinek kopása. Nem zárható azonban ki a galvanizált fémtárgyak korróziója, a Zn-tartalmú festékek diszperziója és a felszínre kiülepedett Zn-tartalmú finom méretű aeroszol részecskék durva részecskékkal való asszociációját követő reszuszpenziója sem. Emiatt a Zn-re vonatkozó következtetéseket felső közelítésként kell tekinteni. A nem felszínközvet-eredetű PM_{10-2,0} méretfrakciójú Zn mennyisége mintegy 67% járulékot jelent a PM₁₀ méretfrakcióban mért Zn tömegéhez. Feltételezve továbbá, hogy a gumikopás során keletkezett aeroszol részecskék kémiai összetétele megegyezik a gumi tömbösszetételével (amely mintegy 2% Zn-et és 58% szerves vegyületeket tartalmaz; Rogge et al., 1993), megbecsülhető a gumikopásból származó aeroszoknak a teljes aeroszoltömeghez való járuléka. Az átlagos járulék a PM₁₀ méretfrakcióban a tömeg esetében 5–6%, illetve a szerves aeroszol tekintetében 15–20% (Salma és Maenhaut, 2006). Az általunk kapott tömegjárulék valamivel nagyobb, mint az irodalomban közölt értékek. Ennek egyszerű magyarázata lehet a Budapesten tapasztalt bizonyára rosszabb állapotú úttest.

A fent említett aeroszol-összetevők egészségügyi és biológiai hatásai potenciálisan veszélyesek és kevésbé ismertek. Az Sb például a nemeszenciális elemek közé tartozik, toxikus hatásai hasonlóak az arzénéhoz (ATSDR, 1992), és elsődlegesen belélegzéssel kerül szervezetünkbe. Az egészségügyi hatások nagymértékben függenek az elemek kémiai módosulataitól (speciációjától) és fizikokémiai állapotától, amelyekről egyelőre kevés megalapozott ismerettel rendelkezünk.

A platinafémek iránti fokozott környezeti érdeklődés miatt megvizsgáltuk a Ce – mint a gépjármű-katalizátorok egyik fő hordozója – koncentrációjának változását 1996–2002 között. A PM_{10-2,0} méretfrakcióban a Ce koncentrációja csökkent, és bár valamivel kisebb mértékben, mint az aeroszoltömeg vagy a tipikusan geogén elemek koncentrációja, de ennek valószínű oka az adott helyszín összetételének eltérése az átlagos felszíni közettől. Emellett a dúsulási tényezője sem változott szignifikánsan

(átlaga és szórása az 1996., illetve 2002. években $1,7 \pm 0,2$, illetve $1,8 \pm 0,5$ volt; mediánja az 1996., illetve 2002. években 1,6, illetve 1,7 volt). A PM_{2,0} méretfrakciójú Ce koncentrációja mindegyik évben a kimutatási határértéknél kisebb volt.

A gépjárműforgalom másik nagy aktuális problémakörét az ultrafinom méretű aeroszol képezi. A légköri nanorészecskékre vonatkozó ismeretek Budapesten egyelőre csak korlátozott helyszínekre (például az ELTE Lágymányosi Telephelyére), és kutatási eredmények formájában állnak rendelkezésre. A város levegőjének feltérképezése ebből a szempontból, valamint az ultrafinom aeroszol időváltozékonyságának vizsgálata a kutatók, a hatósági és városvezetési szervezetek fokozottabb együttműködését igényli.

4.4. A PORSZENNYEZETTSÉG IDŐBENI VÁLTOZÉKONYSÁGA

Az aeroszol emissziós, átalakulási és transzportfolyamatainak jobb megismerése céljából tanulmányoztuk az aeroszoltulajdonságok kapcsolatát a helyi vagy diffúz jellegű emissziós forrásokkal, mikrometeorológiai paraméterekkel és nagyhatótávolságú légköri transzportfolyamatokkal. A budapesti városi aeroszol kutatása érdekében végzett első terepi kampány óta néhány jól bevált mintagyűjtési módszert és eszközt, továbbá bizonyos analitikai módszereket változatlan formában alkalmaztunk. Ezáltal lehetőség volt az aeroszoltulajdonságok több éves időskálán végzett összehasonlítására időtrendek meghatározása céljából (Salma et al., 2006).

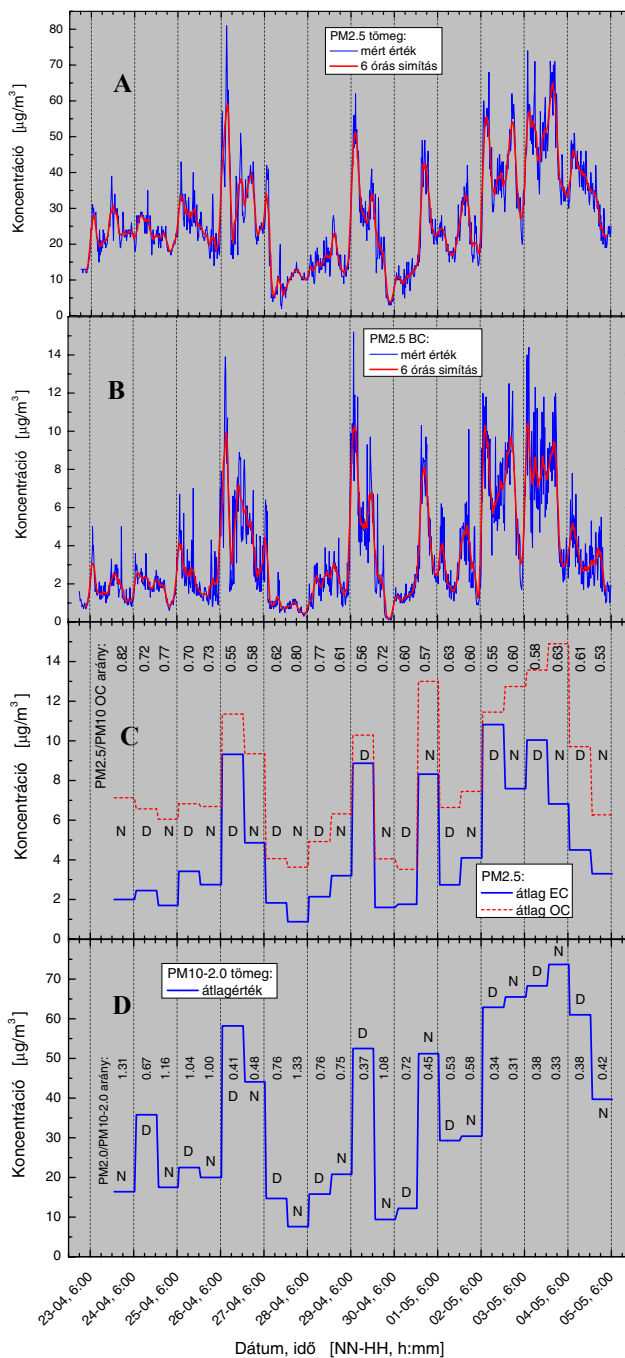
Az aeroszoltulajdonságok napszakos és napos időfelbontású vizsgálatát a 2002. év tavaszán alkalmazott kísérleti módszerek és műszerek tették lehetővé. A PM_{2,5} méretfrakciójú aeroszol és korom (black carbon, BC) 15 perces átlagértékeit együtt a 6 órás simított görbékkel, a PM_{2,5} méretfrakciójú szerves szén (organic carbon, OC) és elemi szén (elemental carbon, EC) nappali és éjszakai átlagértékeit, valamint a PM_{10–2,0} méretfrakciójú aeroszol nappali és éjszakai átlagértékeit a 35. ábra A, B, C és D paneljén tüntettük fel. A C, illetve D panelokon az egyedi PM_{2,5}/PM₁₀, illetve PM_{2,0}/PM_{10–2,0} méretfrakciók koncentrációarányai is láthatók. A PM_{2,5} aeroszol és BC koncentrációja nagymértékben változott a kampány során. A két adatsor közötti korrelációs együttható, $R = 0,90$ közös, fő emissziós forrásukra utal, ami a közúti gépjárműforgalom. A gépjárművek mozgása és hőhatása okozta diszperzió és rezuszenzió miatt jelentős korreláció ($R \geq 0,8$) volt a PM_{10–2,0} aeroszoltömeg és a fent említett két mennyiség között is. A mintagyűjtés helyszíne előtt elhaladó közúti gépjárműforgalom intenzitását a 36. ábra mutatja. A görbe nyilvánvaló periodicitást mutat, minden nap két csúcs jelenik meg a reggeli és délutáni csúcsforgalomnak megfelelően.

A csúcsok maximuma és helyzete a munkanapokon nagyon hasonlítanak egymásra, és valójában csak a munkaszüneti és ünnepnapokon különböznek. A gépjárműforgalom közvetlen hatása megmutatkozik a koncentrációk görbéin. A PM_{2,5} méretfrakciójú aeroszoltömeg és BC lefutását minden nap a megfelelő időben megjelenő szintén két csúcs

jellemezte. Ugyanakkor ezen csúcsok maximuma és egymáshoz viszonyított területe nagymértékben változott egyik napról a másikra még hasonló jellegű és átlagforgalmú munkanapok tekintetében is. A forgalom korrelációja az említett koncentrációkkal nem tekinthető szignifikánsnak. Az aeroszol légköri tartózkodási ideje (ami több óra és nap is lehet) szintén nagyban hozzájárul a jelentéktelen korrelációhoz. A mikrometeorológiai viszonyok hatásának tanulmányozása érdekében megvizsgáltuk, hogy a levegő hőmérséklete, a napsugárzás, a horizontális szélesség, a relatív páratartalom és a csapadék miként változott a mintagyűjtés ideje alatt (lásd a 37. ábra A, B, C, D paneleit). A görbék alapján két időszak különíthető el. Az első öt napon felhős, nedvesebb jellegű és változékony időjárás volt, amelyet a város fölött április 27-én átvonuló időjárási hidegfront zárt le. Az utolsó hét napot tiszta égbolt jellemezte, szárazabb, fokozatosan melegedő és stabilabb időjárási helyzet alakult ki. E periódust átmenetileg megzavarta egy gyorsan mozgó, záporosóvel érkező időjárási front (április 29-én éjjel), amelyet erős szél kísért és követett. Az első időszakban a légköri koncentrációk általában kisebbek voltak, mint a második időszakban; a félnapos átlagárékek rendszertelenül változtak, de a nappali átlagkoncentrációk általában nagyobbak voltak a következő éjszakai átlagoknál. A második periódusban, különösen a május 4-e előtti néhány napon, az aeroszol koncentrációk általában nagyobbak voltak az első időszakhoz képest és folyamatosan növekvő tendenciát mutattak. A koncentráció-halmozódás (-ráépülés, build-up) jelensége nappalok és éjszakák tekintetében is megmutatkozott. Az időjárási frontok (különösen az esővel kísért front) átvonulása egybeesett a legkisebb légköri koncentrációkkal, és csaknem egész nap éreztettr hatását. Az április 25-én és 26-án hulló csapadék azonban csak néhány órára javította a (bel)város kémiai levegőminőségét. A vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a légköri koncentrációk változékonyságát a közúti gépjárművek emissziójának ingadozásán kívül a meteorológiai paraméterek is befolyásolják, és ezek hatása sokkal jelentősebb volt a forgalomnál.

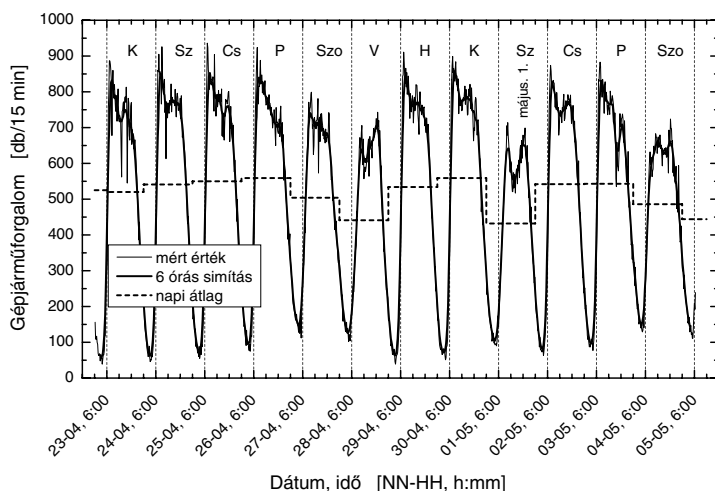
A 35. ábrán látható az is, hogy a szennyezett napszakokhoz kis finom/durva koncentrációarány tartozott mind az aeroszol esetében (PM_{2,0}/PM_{10-2,0} arány 0,3–0,4 körüli), mind az OC esetében (PM_{2,5}/PM₁₀ arány 0,6-hoz közeli). A kis értékek azt jelzik, hogy helyi (és főleg reszuszpenziós) emissziós források domináltak ezen időszakokban. A kisebb légköri koncentrációkhoz nagyobb PM_{2,0}/PM_{10-2,0} koncentrációarány kapcsolódott; az aeroszol esetén tipikusan egynél nagyobb, az OC esetén általában 0,7–0,8 közötti, amelyek a nagyhatótávolságú légköri transzportfolyamatok hatását jelzik. Mindezt megerősítik a visszszámolt légtömeg trajektóriák, amelyekből megállapítható, hogy a kis koncentrációjú időszakokban a légtömegek főleg Skandináviából és az észak-atlanti-óceáni térségből érkeztek Budapestre, míg a szennyezettebb időszakokban a forrásrégió Dél-Európára tolódott át. A legszennyezettebb napokon a beérkező légtömeg csak lassan haladt a kontinens felett, és korábban több napig keringett a Balkán fölött.

A 2002. év nappal/éjszaka (D/N) koncentrációarányai alapján összehasonlítottuk a két napszakra vonatkozó eredményeket. A légköri koncentrációk aktuális értékét befo-



35. ábra: A PM2,5 méretfrakciójú aeroszol (A panel), BC (B panel), EC és OC (C panel), valamint a PM10–2,0 méretfrakciójú aeroszol tömegkoncentrációjának változása Budapest belvárosában a 2002. évben.

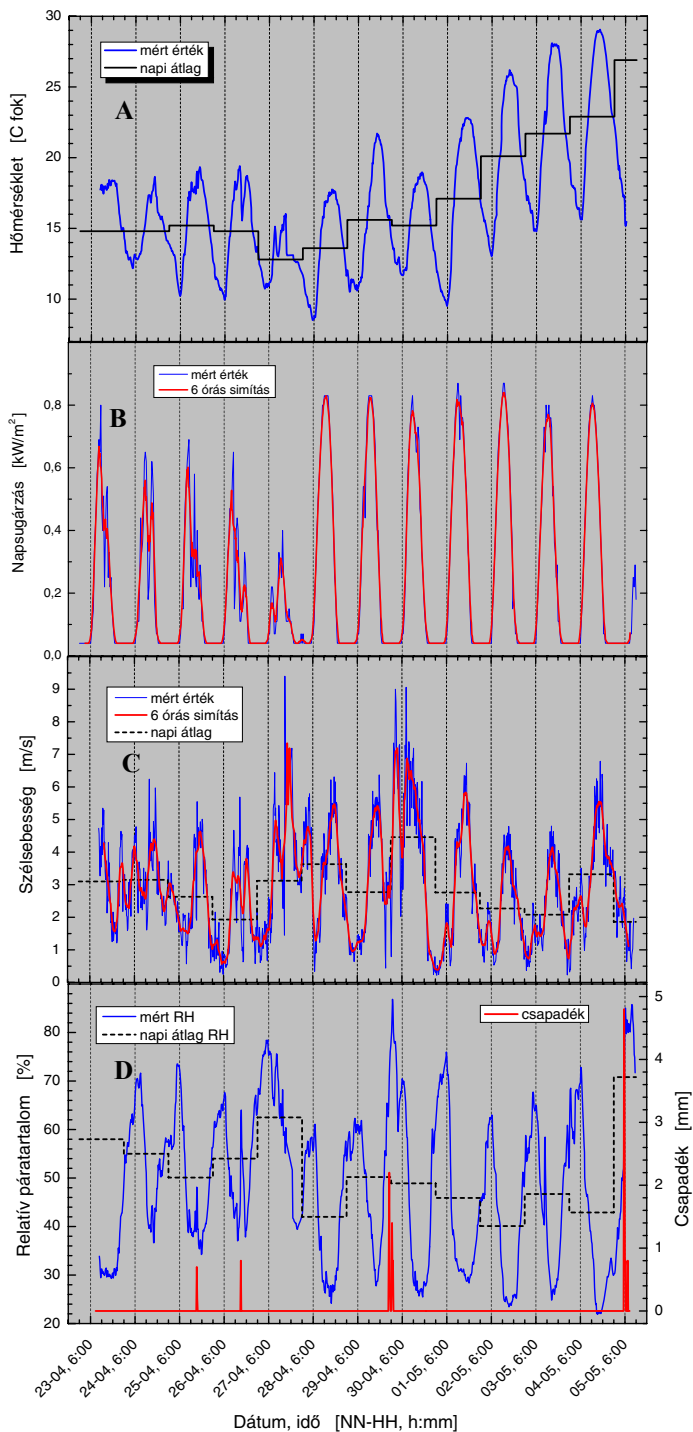
A C és D paneleken az egyedi finom/durva koncentrációarányok is szerepelnek. D: nappal, N: éjszaka (Salma et al., 2004).



36. ábra: A közúti gépjárműforgalom változása Budapest belvárosában a 2002. évben. Az ábrán a hét napjai is szerepelnek (Salma et al., 2004)

lyásolja az emissziós források és nyelők intenzitása, az átalakulási sebesség, a mikrometeorológia körülmények (Marcazzan et al., 2002) és a levegő termodinamikai állapota. A keveredési réteg vastagságának (pl. inverziók estén) nagy hatása van a kialakuló koncentrációra. Az aeroszol és összetevői D/N arányának átlagát megvizsgálva a PM₁₀–2,0 méretfrakcióban megállapítható, hogy egyrészt az aeroszol tömegkoncentrációja átlagosan 20%-kal nagyobb nappal, mint éjszaka, ami az antropogén diszperzió és reszuszpenzió jelentőségére hívja fel ismételten a figyelmet, de a különbség a durva részecskék kisebb légköri tartózkodási idejének is köszönhető. Másrészt az S, Ca, Cu, Zn, Sb és Ba elemek az előbbi értéktől szignifikánsan nagyobb D/N aránnyal rendelkeznek, ami arra utal, hogy nappali tevékenységhez vagy folyamatokhoz kapcsolódó emissziós forrásaik a fontosak. A PM_{2,0} méretfrakcióban a D/N arányok általában sokkal közelebb voltak egyhez, mint a durva részecskék esetében, ami elsősorban az időben (és térben) egyenletesebb koncentráció eloszlásuk, valamint a kisebb ülepedési sebességük következménye. Az aeroszoltömeg átlagos D/N aránya 1,03 volt; a Ca-, Cu-, As-, BC-, Fe- és Sb-összetevők koncentrációja jelentősen nagyobb volt nappal, míg az Ni, K, V és Se esetében az éjszakai koncentráció volt nagyobb.

Budapest városi aeroszol és összetevői időtrendjének meghatározása érdekében az azonos mintagyűjtési valamint analitikai módszerek alkalmazásával kapott, 1996. és 2002. évek tavaszára vonatkozó analitikai és más eredmények alapján összehasonlítottuk a 2002/1996 koncentrációarányokat (Salma és Maenhaut, 2006). A két tavaszi időszak általános mikrometeorológiai szempontból hasonlóknak tekinthető, ezért összehasonlításuk értelmezhető eredményeket szolgáltat. A mintagyűjtés ugyan két eltérő helyszínen történt, de ezek hasonlóknak tekinthetők mind a belvárosi környezet és jelleg,



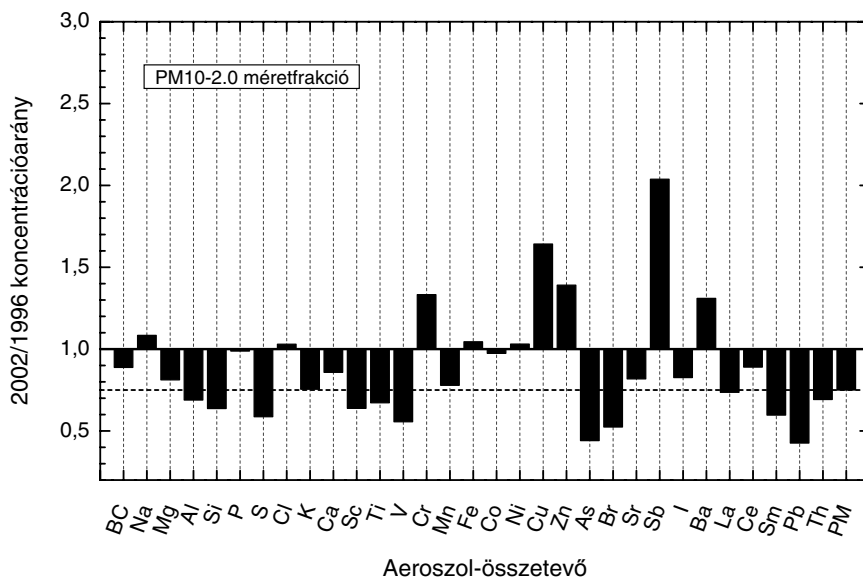
37. ábra: A hőmérséklet (A panel), napsugárzás (B panel), szélsebesség (C panel), relatív páratartalom és csapadékmennyiség (D panel) változása Budapest belvárosában a 2002. évben (Salma et al., 2004)

mind pedig a gépjárműforgalom intenzitása szempontjából, továbbá az aeroszolnak az érintett helyszíneken tapasztalt, viszonylag egyenletes térbeli eloszlása miatt.

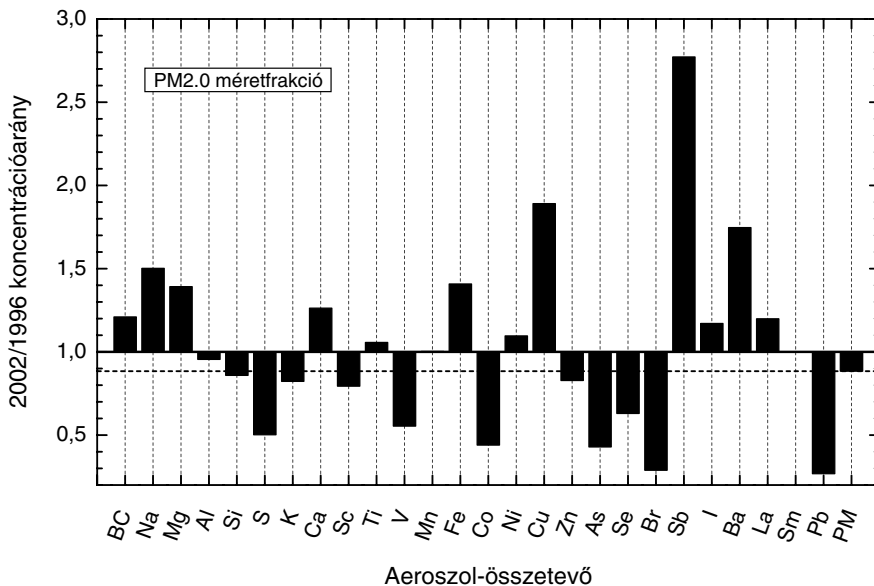
Az aeroszol részecskék tömegkoncentrációjának mediánja a PM10–2,0 és PM2,0 méretfrakciókban (valódi meteorológiai viszonyok között kifejezve) az 1996. évben 48 és 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, míg a 2002. évben 30 és 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ volt. A 2002/1996 medián koncentrációk arányát az aeroszol és néhány összetevő esetében a 38., illetve a 39. ábrákon tüntettük fel a PM10–2,0, illetve PM2,0 méretfrakciókban. A 38. ábrán látható, hogy a PM10–2,0 méretfrakcióban az aeroszol medián koncentrációja mintegy 25%-al csökkent a vizsgált időszakban. A tipikusan geogén elemek, például az Al, Si, Sc, Ti, La, Sm és Th koncentrációja ennél nagyobb mértékben csökkent (arányuk átlagértéke 0,62), ami azt mutatja, hogy az aeroszoltömeg csökkenését főleg a földkéregkomponens alacsonyabb koncentrációszintje eredményezte (ami 2002. évben mintegy 50%-kal járult hozzá a tömeghez). Ez azt jelenti, hogy a felszíni por diszperziója és reszuszpenziója a belvárosban csökkenő mértékű ugyan, de még így is igen jelentős a tömegjáruléka. Néhány tipikusan antropogén elem, mint a Pb, As és Br medián koncentrációja még ennél is nagyobb csökkenést mutatott. Ugyanakkor az Sb, Cu, Zn, Cr és Ba elemek esetében tekintélyes növekedés volt tapasztalható. A PM2,0 méretfrakcióban az aeroszol medián koncentrációja kisebb mértékben, 12%-kal csökkent; a Pb, Br, As, Co, S, V és Se koncentrációja csökkenést, míg az Sb, Cu, Ba, Na, Mg, Fe, Ca és BC koncentrációja növekedést mutatott. Mindkét tartományban, különösen a PM10–2,0 méretfrakcióban a koncentrációk több összetevő tekintetében általában kismértékben csökkentek, és csak néhány esetben tapasztaltunk nagyobb mértékű növekedést. A PM2,0 méretfrakcióban a változások tipikusan nagyobbak voltak, mint a PM10–2,0 méretfrakcióban. A 10. táblázatban bemutatjuk az aeroszoltömeg és a változást mutató összetevők medián légköri koncentrációját 2002. év tavaszán, medián dúsulási tényezőjét (a felszíni közethez viszonyítva Al referencia elemmel) a 2002. év tavaszán, és a medián dúsulási tényezők 2002/1996 arányát a PM10–2,0 és PM2,0 méretfrakciókban a belvárosra vonatkozóan. A legtöbb esetben, beleértve a geogén elemeket (Mg, Si, Sc, Ti, Mn, Fe, Sr, La, Sm és Th) és más összetevőket (K, Co, Ni és PM), az EF érték nem változott szignifikánsan a PM10–2,0 méretfrakcióban, ami azt jelenti, hogy ezen összetevők fő emissziós forrása továbbra is a felületi por diszperziója és reszuszpenziója maradt. Az aeroszol dúsulási tényezőjének változása a PM2,0 méretfrakcióban arra utal, hogy a felzínikőzet-eredetű aeroszol járuléka a tömeghez lényegesen csökkent az elmúlt években.

4.5. A PORSZENNYEZETTSÉG ÖSSZEHASONLÍTÁSA MÁS EURÓPAI VÁROSOKKAL

Budapest belvárosában a 2002. évben mért adatok alapján meghatározott légköri aeroszol koncentrációkat és az aeroszol tömegmérés (lásd a 4.2. fejezetet) eredményeit összehasonlítottuk az Európai Aeroszol Fenomenológia (EAF) tanulmányba



38. ábra: Az aeroszol és néhány összetevő medián légköri koncentrációjának aránya az 1996. és 2002. évek tavaszára vonatkozóan a PM10–2,0 méretfrakcióban Budapest belvárosában. Szaggatott vonallal az aeroszoltömeg arányát jelöltük (Salma és Maenhaut, 2006).



39. ábra: Az aeroszol és néhány összetevő medián légköri koncentrációjának aránya az 1996. és 2002. évek tavaszára vonatkozóan a PM2,0 méretfrakcióban Budapest belvárosában. Szaggatott vonallal az aeroszoltömeg arányát jelöltük (Salma és Maenhaut, 2006)

(Putaud et al., 2004; Van Dingenen et al., 2004) bevont európai nagyvárosok hasonló, forgalmas helyszíneinek tipikus értékeivel. A tanulmány PM10 méretfrakciójú aeroszoltömeg éves átlagkoncentrációként 20–40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ intervallumot közölt a városokra vonatkozóan, míg a közúti közlekedéssel erősen befolyásolt városi helyszíneket 30 és 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ közötti tömegkoncentráció értékkel jellemezték. A 2002. év tavaszán Budapesten a PM10 méretfrakciójú aeroszoltömeg medián koncentrációja 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ volt, ami a tanulmány által megadott tartomány felső határánál helyezkedik el. Az aeroszol tömegmérlegre vonatkozó összehasonlító adatokat a 11. táblázatban foglaltuk össze. A táblázatban látható, hogy az első három fő komponens sorrendje gyakorlatilag megegyezik mindegyik méretfrakcióban. A földkéreg eredetű aeroszol és a szerves aeroszol azonban lényegesen nagyobb járulékot képvisel Budapesten, mint az EAF tanulmány átlaga. Az utóbbi adatsorban jelentős hányadot azonosítatlan eredetűnek

10. táblázat: Az aeroszoltömeg és néhány összetevő medián légköri koncentrációja ng/m^3 egységben a 2002. év tavaszán, medián dúsulási tényezője (EF) a 2002. év tavaszán, valamint a medián dúsulási tényezők 2002/1996 aránya (EF arány) a PM10–2,0 és PM2,0 méretfrakciókban Budapest belvárosában (Salma és Maenhaut, 2006)

Aeroszol- összetevő	PM10–2,0 méretfrakció			PM2,0 méretfrakció		
	Koncent- ráció	EF	EF arány	Koncent- ráció	EF	EF arány
BC	1453	2,1	1,4	8204	76	1,4
Na	353	1,0	1,6	77	1,7	1,6
Mg	386	1,8	1,3	81	2,9	1,6
S	448	161	0,7	824	0,78	0,6
Ca	2334	5,6	1,3	262	5,3	1,4
V	1,92	1,4	0,9	0,93	4,3	0,5
Cr	7,3	6,6	1,7	DL	–	–
Fe	1504	3,1	1,3	427	6,2	1,6
Co	0,39	1,4	1,2	0,09	2,5	0,4
Cu	44	76	2,2	18	252	1,9
Zn	60	83	1,7	30	263	0,8
As	0,60	33	0,7	0,39	205	0,5
Se	DL	–	–	0,31	5632	0,5
Br	6,2	194	0,6	4,2	1391	0,3
Sb	10,0	5097	2,9	5,5	18892	2,7
Ba	40	9,5	1,7	14	19	1,7
Pb	11	96	0,4	16	801	0,3
PM	30360	2,9	0,9	20050	13	0,7

DL: kimutatási határértéknél kisebb

minősítettek a szerkesztők; ezen ismeretlen járulék pontosítása később tovább finomíthatja az összehasonlítást. Az érintett európai városok PM_{2,5}/PM₁₀ tömegaránya 0,57 és 0,85 között változott; a legkisebb érték Barcelonára vonatkozott, és nagyságát a reszuszpendált por nagy mennyiségével magyarázták. A Rákóczi úton a két frakció tömegarányának átlaga és szórása $0,53 \pm 0,14$ volt 2002 tavaszán, ami kívül esik az EAF intervallumon.

Ebből a szempontból Budapest belvárosát meglehetősen porosnak kell tekintenünk a fejlettebb infrastruktúrájú városokhoz között, ami egyben azt is jelenti, hogy az (aeroszol) levegőminőség javításának komoly tartalékaik vannak. Az EU 2001-ben indította a Tiszta Levegőt Európának (Clean Air for Europe) elnevezésű programját egy hosszú távú levegőkörnyezet-politikai stratégia kidolgozása céljából. Ennek keretében modellszámítások és közelítések alapján megbecsülték az antropogén eredetű finom méretű részecskéknek a várható élettartamra kifejtett hatását a 30 évnél idősebb lakosság körében. A 2000. évi adatok alapján a várható élettartam csökkenése az európai lakosság körében 8 hónap, míg Budapesten a kilátások sokkal rosszabbak, és akár a három évet is elérheti a tanulmány szerint. A jelenleg előirányzott nemzetközi levegőminőségi előírásokat maradéktalanul teljesítve a várható élettartam csökkenése Európában mintegy 6 hónap, míg hazánkban 8 hónap körül alakulhat 2020-ban (SEC Report 1133, 2005)

4.6. A TRENDEK ÁTTEKINTÉSE

Budapest levegőminőségére visszatekintve az elérhető adatok alapján megállapítható, hogy a 20. század elején a koromszennyezetség dominált. Az 1950-es években a kén-dioxid nagy koncentrációja okozott gondot; az 1960-as évek pedig a savas esők időszakát jelentették. A nemzetközi és hazai környezetvédelem egyik sikertörténete a kén-dioxid emisszió visszaszorítása különféle egyezmények alapján. A szénről mint fő energiaforrásról az olaj és a földgáz felhasználására történő átállás, valamint az energiahordozó-válságok hatása a légszennyezettségre az 1970-es években ebből a szempontból kedvezően jelentkezett. Az ipari és háztartási tevékenység levegőszennyezésének dominanciája fokozatosan megszűnt, helyette a közúti közlekedés vált meghatározóvá Budapesten is. A politikai és gazdasági rendszerváltás időszakában, az 1990-es évek legelején a város levegője általában tisztább lett elsősorban az ipari recesszió és szerkezetátalakulás jótékony hatása miatt, ugyanakkor a megnövekedett gépjárműforgalom, a gépjárműpark szerkezete és kora újabb problémákat eredményezett. A kialakult helyzetre később kedvezően hatott a gépjárművek katalitikus konvertereinek elterjedése. A város kémiai levegőminősége szempontjából jelenleg az aeroszolnak (szálló pornak) és talán a nitrogén-oxidoknak (amelyek összefüggenek a troposzférikus ózonnal) van kiemelkedő szerepe a szennyező anyagok közül. Az emberi egészségre elsősorban a 10 µm-nél

11. táblázat: Az aeroszol fő komponenseinek átlagos járuléka Budapest belvárosában (Maenhaut et al., 2005) összehasonlítva az Európai Aeroszol Fenomenológia (EAF) tanulmány (Putaud et al., 2004) forgalmas városi helyszíneinek átlagos eredményeivel

Mérefrakció Típus/helyszín	Finom ^a		Durva ^b		PM10	
	EAF	Budapest	EAF	Budapest	EAF	Budapest
Szerves anyag	29	43	10	30	22	34
Földkéreg anyag	8	14	37	49	19	36
Elemi szén	17	21	7	2	13	8
Szulfát	13	13	5	4	10	8
Nitrát	11	6	8	5	10	5
Ammónium	7	6	0	1	4	3
Tengeri só	1	1	6	2	3	2
Azonosítatlan	15	-4	28	6	19	4

a A durva mérefrakciót a PM10–2,5 reprezentálja Putaud et al., (2004) adatainál, míg PM10–2,0 a budapesti adatoknál.

b A finom mérefrakciót a PM2,5 reprezentálja Putaud et al., (2004) adatainál, míg PM2,0 a budapesti adatoknál.

kisebb aeroszol részecskék fejtenek ki lényeges hatást, mert a nagyobbak nem jutnak be a tüdőbe. A mérettartományon belül megkülönböztetünk durva, illetve finom méretű részecskéket, amelyek egészségügyi hatásai is eltérők. A különböző mérefrakciók, nyomnyi mennyiségben lévő kémiai anyagok, és az ultrafinom méretű aeroszol részecskék (pl. a korom) egészségügyi szerepének, valamint monitorozási célú felhasználásuknak a megvitatása jelenleg zajlik világszerte.

Fontos tudatosítani ugyanakkor, hogy a környezetvédelmi intézkedések és jogszabályok általában kedvezően befolyásolják a légszennyezettség alakulását Budapesten is, de a levegőminőség alakulását a gazdasági körülmények alakítják döntő módon. A tömegközlekedés jobb kihasználását forgalomirányítási intézkedésekkel, a vasút- és hévhálózat fejlesztésével, valamint kerékpárutak építésével is segíteni lehet a jövőben. Hosszabb időre szól a Nemzeti Környezetvédelmi Program-II és a Fővárosi Környezetvédelmi Program, amelyek a városi környezetminőség javítása mellett foglalkoznak már a levegőszennyezettség és az éghajlatváltozás kérdéskörével is. További környezetvédelmi intézkedéseket tartalmazó programok közé tartozik a Nemzeti Környezet-egészségügyi Akcióprogram (NEKAP) és az Energiatakarékossági és Energiahatékonyság-növelési Cselekvési Program, valamint az EU LIFE III. programja.

A levegőszennyezettség összessége alapján Budapest az Európai Unió nagyvárosai között talán a középmezőnybe sorolható. Szeles és/vagy csapadékos időben az egészségügyi határértékeknél sokkal tisztább a levegő, szélcsendes időben és (téli) hőmérsékleti inverziók esetén viszont sokkal nagyobb koncentrációk is előfordulnak. A levegőminőségnek napszakos és évszakos változékonysága is van, illetve a városrészek/útvonalak között lényeges különbségek alakulhatnak ki. Egyes összetevők lég-

köri koncentrációja gyakran az egészségügyi határérték körül ingadozik, ami talán még elviselhető a város egészét tekintve. Ez azonban nem a lakosok környezettudatos magatartásával, vagy a város és kerületei vezetésének hathatós és elhivatott tevékenységével magyarázható leginkább, hanem a kedvező geográfiai elhelyezkedésnek és meteorológiai viszonyoknak köszönhető. A friss légtömeg az északnyugati, uralkodó szélirányból a Budai-hegységen keresztül eléri a város belsejét, a Duna fölötti szabad légtérben felhígítja a városi, szennyezett levegőt, majd a délkeleti irányba akadály nélkül távozhat.

A levegő kémiai minőségének és tisztaságának javítása elengedhetetlen, ami egy komplex intézkedési terv következetes megvalósítását igényli. Budapest levegőkörnyezeti állapotának javítása érdekében elkészült a Budapest Főváros Levegőtisztaságvédelmi Intézkedési Programja, amelyet 2006-ban fogadott el a Fővárosi Közgyűlés. A program szövege megtalálható az önkormányzat honlapján a <http://www.budapest.hu/engine.aspx?page=tirhidden&agendaitemid=53634&command=showagendaitem> címen. A program rövid távon (2008-ig) végrehajtható, középtávú (a 2008–2015. évekre) és hosszútávú (a 2015 utáni időkre) intézkedéseket és elképzeléseket fogalmaz meg. A kiemelt intézkedések között szerepel:

- a környezetkímélő üzemanyagok alkalmazása a BKV Zrt. buszainál,
- részecskeszűrők beépítése a BKV Zrt. buszaiba,
- a BKV Zrt. új buszai minden esetben legyenek felszerelve részecskeszűrővel,
- behajtási vagy útdíj bevezetése a fővárosban,
- a Határ út gépjármű-közlekedése által okozott környezetterhelés csökkentése,
- az össztömeg-korlátozási zónarendszer továbbfejlesztése,
- csillapított forgalmú övezetek kialakítása mellékúthálózaton,
- a sugárirányú, bevezető útvonalakon tömegközlekedési sávok kialakítása,
- a parkolásszabályozás fejlesztése,
- önkormányzati rendelet a katalizátor, illetve részecskeszűrő nélküli gépkocsik használatának területi korlátozására,
- a távfűtésről történő leválás kérdéseinek jogi szabályozása,
- a közterületek, zöldfelületek locsolásának gyakoribbá és intenzívebbé tétele.

Az intézkedések három csoportba sorolhatók: saját hatáskörű intézkedések, más szervek által kezdeményezett intézkedések támogatása, valamint a fővárosi önkormányzat saját kezdeményezései. A felvázolt folyamatban a méréseknek is fontos szerepe van. A hatósági, monitorozás jellegű mérések és a kutatói céllal végzett vizsgálatok eredményei kitűnően kiegészítik egymást, és ezért előnyösnek és indokoltnak tartjuk a jövőben a szorosabb szervezeti egyeztetést és együttműködést is. A kutatási alaposágú állapotfelmérés jelentős számú műszert és berendezést, valamint intenzív terepi munkát igényel, amelyet a címlap belső oldalán elhelyezett képekkel szemléltetünk.

5. ÖSSZEFOGLALÁS

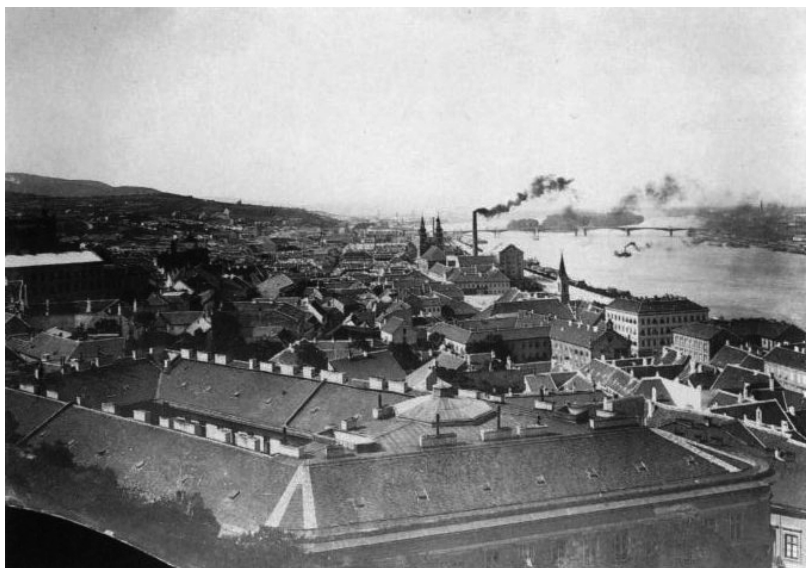
A globális légszennyezettség időbeni és térbeni változását szemlélve néhány általános fejlődési tendencia ismerhető fel. Ezek szorosan kapcsolódnak az emberi társadalmak aktuális ökológiai és más problémáihoz. Egyrészt a városok a levegőterhelés csomópontjaivá váltak, ahol a levegőszennyezettség nagyszámú lakost és jelentős épített környezet érint. Másrészt egy adott város levegőszennyezettségének időtrendje általában egy elnyúlt maximumon halad keresztül, és a változás menete nagyban függ az adott közösség/társadalom műszaki fejlettségétől, gazdasági lehetőségeitől és teljesítőképességétől, valamint a helyi (földrajzi) és társadalmi adottságaitól. Ilyen folyamatok kereteibe illeszkedik Budapest levegőminőségének alakulása is.

A légszennyezettség miatt világszerte kialakult katasztrófa- és veszélyhelyzetek a levegőszennyező anyagok igen jelentős egészségügyi hatását demonstrálják. Az egészségügyi hatás bonyolult és komplex folyamat, amelyben néhány levegőszennyező anyagnak kiemelt szerepe van. Ezeknek az ún. kulcsfontosságú anyagoknak kémiai reakcióit, létrejöttét, fő forrástípusait és nyelőit, valamint lehetséges egészségügyi hatásait tekintettük át tömören.

A levegő szennyezettségének mérése és vizsgálata Budapesten hosszú időre nyúlik vissza, amelyet fontos és komoly szabályozás és intézkedések kísértek végig. A levegőszennyezettség egyes összetevőinek forrásai és koncentrációja az elmúlt majdnem száz évben időnként jelentősen változtak; bizonyos összetevők környezeti jelentősége csökkent, esetleg később újra nőtt, másoké pedig folytonosan növekedett. A városban működő szakaszos üzemű és folyamatos (monitor) mérési hálózatok üzemeltetői igyekeznek a növekvő mérési igényeknek és más követelményeknek eleget tenni, és szükség szerint változtatni, tökéletesíteni. Lényeges és igen fontos előrelépésként a közelmúltban létrejött például a közönség-tájékoztatási rendszer, amely a Világhálón mindenki számára elérhető (www.kvvm.hu/olm/).

Jelenleg a levegőszennyezés jelentékeny hányada a városban történik, és gyakran a közúti gépjárművekkel hozható kapcsolatba (becslések szerint a szálló por mintegy 70%-a a közúti közlekedés révén kerül a levegőbe), de jelentős a regionális-kontinentális légköri transzportfolyamatok által a városon kívülről szállított szennyezők mennyisége is. Budapest levegőminőségének javítása szükséges és elkerülhetetlen. Mindez egy átgondolt rendszerben lehetséges, amelyben a következetes szabályozás és ellenőrzés mellett fokozott szerepet kap a kitarató oktató, tájékoztató munka és különösképpen a szervezés magasabb fokozata is. A javítás lehetőségei adottak. Közülük több lehetséges intézkedés is szerepel a Budapest Főváros Levegőtisztaság-védelmi Intézkedési Programban. Az elképzelések megfelelő színvonalú megvalósítása, valamint több, fontos és kiterjedt kérdéskör együttes kezelése nagy kihívást jelent a város lakosai részére, de elsősorban talán a vezetők, döntéshozók és a környezeti állapottal foglalkozó szervezetek számára.

Budapest Európa legszebb városai közé tartozik földrajzi fekvése és elhelyezkedése, valamint reméljük, hogy hangulata és szellemisége miatt. Azt szeretnénk, ha lakóiban és vendégeiben jobban tudatosodna a város környezeti értékeinek megléte és megbecsülése, továbbá mindannyian hozzájárulnánk ahhoz, hogy a 40. ábra képletes folytatásaként már a közeljövőben a mainál szebb és kedvezőbb kép alakuljon ki a város atmoszférájáról.



40. ábra: Budapest látképe 1900-ban (fent) és 2000-ben (lent)
(Klősz és Lugosi, 2001)

FELHASZNÁLT IRODALOM

- 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet a légszennyezettségi határértékekről, a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről. Magyar Közlöny 53, 3512–3537; és módosításai 25/2001, Magyar Közlöny 138, 9669–9671, 4/2004 Magyar Közlöny 43, 3787–3818, és 64, 6654, 49/2006 Magyar Közlöny 164, 14006–14018.
- 17/2001. (VIII. 3.) KöM rendelet a légszennyezettség és a helyhez kötött légszennyező források kibocsátásának vizsgálatával, ellenőrzésével, értékelésével kapcsolatos szabályokról. Magyar Közlöny 87, 6349–6363; és módosítása 50/2006 Magyar Közlöny 164, 14018–14026.
- 21/2001. (II. 14.) Kormány rendelet a levegő védelmével kapcsolatos egyes szabályokról. Magyar Közlöny 16, 829–848.
- 4/2002. (X. 7.) KvVM rendelet a légszennyezettségi agglomerációk és zónák kijelöléséről. Magyar Közlöny 128, 6822–6829; és módosításai 1/2005 Magyar Közlöny 5, 135–142, 48/2006 Magyar Közlöny 164, 14004–14006.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1992. Toxicological profile for antimony. U.S. Public Health Service, Atlanta.
- Bakács, T., Jeney, E., 1960. A higiéné tankönyve, 313–316. Medicina könyvkiadó, Budapest.
- Bozó, L., Várkonyi, T., Szilávik, J., Vaskövi, B., Váraljai, I., 2005. Az 1990-2003 közötti időszak levegőminőségének értékelése. KvVM honlapja, URL: <http://www.kvvm.hu>, utolsó letöltés: 2005.01.10.
- Budapest Főváros Közgyűlésének önkormányzati rendelete a füstködriadó-tervről, 2003. Budapest Portál honlapja, URL: <http://www.budapest.hu>, utolsó letöltés: 2005. 03. 16.
- Burnett, R.T., Brook, J.R., Dann, T., Delocla, C., Philips, O., Cakmak, S., Vincent, R., Goldberg, M.S., Krewski, D., 2000. Association between particulate- and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities. *Inhalation Toxicol.* 12S, 15–39.
- Castillejos, M., Borja-Aburto, V.H., Dockery, D.W., Gold, D.R., Loomis, D., 2000. Airborne coarse particles and mortality. *Inhalation Toxicol.* 12S, 67–72.
- Chan, Y.C., Simpson, R.W., McTainsh, G.H., Vowles, P.D., Cohen, D.D., Bailey, G.M., 1997. Characterisation of chemical species in PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols in Brisbane, Australia. *Atmos. Environ.* 31, 3773–3785.
- Colville, R.N., Hutchinson, E.J., Mindell, J.S., Warren, R.F., 2001. The transport sector as a source of air pollution. *Atmos. Environ.* 35, 1537–1565.
- Council Directive 98/83/EC. Quality of Water Intended for Human Consumption. *Official Journal L.* 330, 32–54.
- Dézsi, I., 2001. Népegészségtan, 273–282, 359–398. Semmelweis kiadó, Budapest.
- Dockery, D.W., Pope, C.A. III, Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New Engl. J. Med.* 329, 1753–1759.
- Dukay, K., Dukay, I., 2000. Levegőminőség-vizsgálat zuzmótérkép alapján.

- Éri, V., Laczó, F., 2005. A civil szervezetek társadalmi szerepvállalásának segítése a környezetvédő szervezetek társadalmi elfogadottságának, hatásának és eredményességének átfogó vizsgálatával és értékelésével. Környezettudományi Központ, Budapest.
- Finnlayson-Pitts, B.J., Finnlayson, J.N., 2001. Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques. John Wiley & Sons, New York.
- FKJA (Fővárosi Közegészségügyi Járványügyi Állomás), 1986. Tájékoztató a főváros levegőminőségi állapotában bekövetkezett változásokról.
- GKM (Gazdasági és Közlekedésügyi Minisztérium), 1996-2005. Közúti közlekedés adatai.
- HEI Review Committee (HEI), 2002. Understanding the health effects of components of the particulate matter: progress and next steps. Health Effect Institute, Boston.
- Hong, S., Candelone, J-P., Patterson, C.C. és Boutron, C.F., 1994. Greenland ice evidence of hemispheric lead pollution two millennia ago by Greek and Roman civilizations. *Science* 265, 1841–1843.
- Horváth, L., 1986. Savas eső. Gondolat Kiadó, Budapest.
- Hujber, D., 2005. Civilek szerepe a környezetvédelemben. Szakdolgozat, Budapesti Corvinus Egyetem.
- Kertész, M., Várkonyi, T., 1976. Az Országos Immisszió-mérő Hálózat megszervezése és működése. *Egészségtudomány XX*, 212–221.
- Kertész, M., Várkonyi, T., Cziczó, T., Szeili, J., 1984. Az Országos Immisszió-mérő Hálózat 10 éves tevékenysége. *Egészségtudomány XXVIII*, 314–324.
- Kertész, M., Várkonyi, T., Bácskai, Gy., Bánházi, A., László, B., Vaskövi, B., 1996. Országos helyzetkép a levegőminőség (immisszió) alakulásáról a mérőhálózati adatok elemzése alapján. *Egészségtudomány XL*, 338–355.
- Kertész, M., 1997. Országos levegőminőségi (immisszió) adatok 1996. október-1997. március, fűtési félév. *Egészségtudomány XLI*, 277–288.
- Kertész, M., Mayer, G., Bánházi, A., 1997. Országos helyzetkép a levegő poliaromás szénhidrogén (PAH) szennyeztségéről. *Egészségtudomány XLI*, 241–259.
- Kertész, M., 1999. Országos levegőminőségi (immisszió) adatok 1998. október-1999. március, fűtési félév. *Egészségtudomány XVIII*, 380–393.
- Kisfalvi, Á., Bobvos, J., Kolozsiné, R.Á., Svastits, A., Kereszturi, J., 1995. Közlekedés eredetű speciális szerves légszennyező anyagok reprezentációs vizsgálata a főváros közlekedési szempontból kiemelten és kevésbé terhelt két pontján. *Budapesti Közegészségügy XXVII*, 1–17.
- Klősz, Gy., Lugosi, L., 2001. 1900 Budapest 2000. Vince kiadó, Budapest.
- KDv KTVF (Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség), 2004. Budapest és környéke agglomeráció integrált levegővédelmi intézkedési programja. KvVM honlapja, URL: <http://www.kvvm.hu>, utolsó letöltés: 2005. 01. 10.
- Knight, J., 2002. Statistical error leaves pollution data up in the air. *Nature* 417, 677–677.
- Központi Meteorológiai Intézet Éghajlatkutató és Tájékoztató Osztály, 1993. Időjárás havi jelentés CXXIII, 1–11.

- Központi Meteorológiai Intézet Éghajlatkutató és Tájékoztató Osztály, 1993. Időjárás napi jelentés 106, 131–152, és 335–365.
- Krachler, M., Zheng, J., Koerner, R., Zdanowicz, C., Fisher, D., Shoty, W., 2005. Increasing atmospheric antimony contamination in the northern hemisphere: snow and ice from Devon Island, Arctic Canada, *J. Environ. Monit.* 7, 1169–1176.
- KTM Környezetvédelmi hivatala, 1997. Budapest levegőminősége.
- KSH (Központi Statisztikai Hivatal), 2003. 2001. évi népszámlálás, 6. Területi adatok, 6.1 Budapest, Az adatok értékelése.
- Lakatos, I., Nagyszokolyai, I., 1997. Gépjármű-környezetvédelmi technika és diagnosztika I., Minerva-Sop – NOVADAT Kiadó, Győr.
- Lampert, R., 2003. A Milleneumi Emlékmű eltávolított Mária Terézia-szobor restaurálása és elhelyezése. *Örökségvédelem* VII, 5–6.
- Levegőkörnyezet Gazdálkodási Szaktanácsadó BT. honlapja, <http://www.levegokornyezet.hu>, utolsó letöltés: 2007. 02. 16.
- Lippman, M., Ito, K., Nádas, A., Burnett, R.T., 2000. Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban pollutions. Research Report 95. Health Effects Institute, Cambridge, USA.
- Maenhaut, W., Raes, N., Chi, X., Cafmeyer, J., Wang, W., Salma, I., 2005. Chemical composition and mass closure for fine and coarse aerosols at a kerbside in Budapest, Hungary, in spring 2002. *X-ray Spectrometry* 34, 290–296.
- Makra, L., Brimblecombe, P., 2004. Selections from the history of environmental pollution, with special attention to air pollution, Part 1. *Internat. J. Environ. Pollut.* 22, 641–656.
- Marcazzan, G.M., Valli, G., Vecchi, R., 2002. Factors influencing mass concentration and chemical composition of fine aerosols during a PM high pollution episode. *Sci. Total Environ.* 298, 65–79.
- Mason, B., Moore, C.B., 1982. Principles of Geochemistry, 4th edition, Wiley, New York.
- Mészáros, E., 1997. Levegőkémia. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém.
- Mészáros, G., 2001. Civil szerveződések a környezetvédelemben. *Statisztikai Szemle* 79, 234–248.
- Moser, M., Pálmai, Gy., 1992. A környezetvédelem alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Papp, S., Kümmel, R., 1992. Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Pongracz, R., Bartholy, J., Dezso, Zs., 2006. Remotely sensed thermal information applied to urban climate analysis. *Adv. Space Research* 37, 2191–2196.
- Pope, C.A. III, Dockery, D.W., Schwartz, J., 1995. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhalation Toxicol.* 7, 1–18.
- Pope, C.A. III, 2000. Review: epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol. Sci. Techn.* 32, 4–14.
- Pope, C.A. III, Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287, 1132–1141.

- Putaud, J.-P., Raes, F., Van Dingenen, R., Baltensperger, U., Brüggemann, E., Facchini, M.-C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hüglin, C., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Mihalopoulos, N., Müller, K., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Spindler, G., ten Brink, H., Tørseth, K., Wiedensohler, A., 2004. A European aerosol phenomenology–2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.* 38, 2579–2595.
- Riley, J.P., Chester, R., 1971. *Introduction to marine chemistry*. Academic Press, New York.
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Marurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1993. Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1892–1904.
- Ruellan, S., Cachier, H., 2002. Characterisation of fresh particulate vehicular exhaust near a Paris high flow road. *Atmos. Environ.* 35, 453–468.
- Salma, I., Maenhaut, W., Dubtsov, S., Zemplén-Papp, É., Zárny, Gy., 2000. Impact of phase-out of leaded gasoline on the air quality of Budapest. *Microchem. J.* 67, 127–133.
- Salma, I., Maenhaut, W., Zemplén-Papp, É., Zárny, Gy., 2001. Comprehensive characterisation of atmospheric aerosols in Budapest, Hungary: physicochemical properties of inorganic species. *Atmos. Environ.* 35, 4367.
- Salma, I., Chi, X., Maenhaut, W., 2004. Elemental and organic carbon in urban canyon and background environments in Budapest, Hungary. *Atmos. Environ.* 38, 27–36.
- Salma, I., Maenhaut, W., 2006. Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European city. *Environ. Pollut.* 143, 479–488.
- Samet, J.M., Dominici, F., Currier, F.C., Coursac, I., Zeger, S.L., 2000. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987–1994. *N. Engl. J. Med.* 343, 1742–1749.
- SEC Report 1133, *Impact Assessment of the Thematic Strategy on Air Pollution*, Ispra, 2005.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics*. Wiley, New York.
- Szabó, M., Kollár, K., Gajdos, J., 1984. Budapest levegőszennyezettségi helyzete a „Regionális Immisszió-vizsgáló” (RIV) rendszer adatai alapján. *Egészségtudomány XXVIII*, 324–337.
- Széchenyi, I., 1834-1837. között. A pesti por és sár. Töredék. Elérhető a <http://www.ekt.bme.hu/BeruTerv/Budapesti%20por%20es%20sar.pdf> URL címen.
- Turpin, B.J., Huntzicker, J.J., 1995. Identification of secondary organic aerosol episodes and quantitation of primary and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS. *Atmos. Environ.* 29, 3527–3544.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 1979. *Water related fate of the 129 Priority Pollutants*. Washington DC.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2004. *Air Quality Criteria for Particulate Matter*. Office of Research and Development, Research Triangle Park.

- Van Dingenen, R., Raes, F., Putaud, J.-P., Baltensperger, U., Charron, A., Facchini, M.-C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.-C., Harrison, R.M., Hüglin, C., Jones, A.M., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Palmgren, F., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., ten Brink, H., Tunved, P., Tørseth, K., Wehner, B., Weingartner, E., Wiedensohler A., Wählin, P., 2004. A European aerosol phenomenology–1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.* 38, 2561–2577
- Várkonyi, T., 1999. Az immisszió vizsgálatának rövid története Magyarországon. *Egészségtudomány XLIII*, 320–328.
- Várkonyi, T., 2000. Az Országos Közegegészségügyi Intézet Levegőhigiénés osztályának rövid története. OKK-Országos Közegészségügyi Intézet Évkönyve, Budapest.
- Várkonyi, T., 2003. Budapest levegőminőségének áttekintése. Előzetes Környezeti Hatástanulmány a DBR metróvonal létesítésének engedélyezéséhez. *Levegőtisztaság-védelmi fejezet*. Budapest.
- Várkonyi, T., Cziczó, T., 1976. A levegőszennyezettség helyzete Magyarországon az Országos Immisszió-mérő Hálózat 1974-75. évi adatai alapján. *Egészségtudomány XX*, 296–307.
- Várkonyi, T., Kertész, M., 1999. 25 éves az Országos Immissziómérő Hálózat. *Múlt, jelen, jövő*. *Egészségtudomány XVIII*, 320–328.
- Várkonyi, T., Kertész, M., Pintér, A., 1997. Települési levegőminőség-mérő hálózatunk fejlesztési koncepciója. *Egészségtudomány XLI*, 118–136.
- Vaskövi, B., 2002. Országos levegőminőségi (immisszió) adatok 2001. április-szeptember, nem fűtési félév. *Egészségtudomány XLVI*, 97–110.
- Waldbauer, O., 1935. A budapesti levegő koromtartalma. *Népegészségügy*, XIV, 1016–1025.
- Waldbauer, O., 1938. Budapest levegőjének koromtartalma. *Egészség* 52, 165–174.
- Wallace, J.M. Hobbs, P.V., 2006. *Atmospheric Science*, 2nd ed., Academic Press, Amsterdam.
- Weckwerth, G., 2001. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmos. Environ.* 35, 5525–5536.
- Wichmann, H.E., Spix, C., Tuch, T., Woelke, G., Peters, A., Heinrich, J., Kreyling, W.G., Heyder, J., 2000. Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. *Health Effects Institute Research Report 98*, Cambridge, USA.
- Wolff, E.W., Peel, D.A., 1985. The record of global pollution in polar snow and ice. *Nature* 313, 535–540.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetünket fejezzük ki a Fodor József Országos Közegészségügyi Központ Országos Környezetegészségügyi Intézet Levegőhigiénés Osztálya jelenlegi vezetőjének, Vaskövi Bélánénak, és volt vezetőinek Várkonyi Tibornak, Kertész Magdolnának, valamint az Országos Levegőtisztasági Mérőhálózat Adatközpont vezetőjének, Györgyné Váraljai Irénnek, hogy értékes tanácsaikkal, megjegyzéseikkel, illetve adatokkal segítették munkánkat. Várkonyi Tibornak köszönettel tartozunk a kézirat gondos lektorálásáért és véleményezéséért is. Köszönjük Vágvölgyi Györgyinek, a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium főtanácsosának munkánk támogatását, és Dániel Hedvignek, hogy közlekedési adatok keresésében segített. A címlapfotót Brendel Mátyás készítette. A kézirat elkészítését az OTKA támogatta a K061193 számú szerződés alapján. A mű kiadását a Levegő Munkacsoport tette lehetővé. Végül, de nem utolsó sorban szeretnénk köszönetet mondani családtagjaiknak is, akik megértésükkel hozzájárultak munkánk elkészítéséhez.

LÉLEGZET ELŐFIZETÉS ■ A NEGYED-ÉVENTE MEGJELENŐ KÖRNYEZETVÉDELMI FOLYÓIRATOT A LEVEGŐ MUNKACSOPORT SZAKÉRTŐ CSAPATA ÁLLÍTTJA ÖSSZE SAJÁT KUTATÁSI EREDMÉNYEIBŐL, ILLETVE HAZAI ÉS NEMZETKÖZI TÁRSSZERVEZETEK LEGFRISSEBB ANYAGAIBÓL. ELŐFIZETÉSI DÍJ EGY ÉVRE: 1800 FT

**elofizetes@lelegzet.hu
1465 Budapest,
Pf. 1676
06-1-411-0509**

LÉLEGZETNYI ■ RENDELJE MEG INGYENES HAVI ELEKTRONIKUS HÍRLEVELÜNKET! FRISS HÍREK A LEVEGŐ MUNKACSOPORT RENDEZVÉNYEIRŐL, TEVÉKENYSÉGÉRŐL, KIADVÁNYAIRÓL, TANULMÁNYAIRÓL.

hirlevel@levego.hu

TÁMOGATÁS ■ LEGYEN PÁRTOLÓ TAGUNK, MECÉNÁSUNK VAGY ÖNKÉNTESÜNK! TÁMOGASSA SZERVEZETÜNKET!

**[www.levego.hu/
tamogatas](http://www.levego.hu/tamogatas)**

