

Eötvös Loránd Tudományegyetem  
Földrajz- és Földtudományi Intézet  
Meteorológiai Tanszék

# **A hazai háttérszennyezettségi mérőhálózatban megfigyelt PM adatok vizsgálata**

SZAKDOLGOZAT



Készítette: **Kovács Gabriella**

Földtudományi alapszak,  
Meteorológus szakirány

Témavezető: **Labancz Krisztina**

Országos Meteorológiai Szolgálat

Tanszéki konzulens: **Leelössy Ádám**

ELTE TTK, Meteorológiai Tanszék

Budapest, 2019

## Tartalomjegyzék:

Bevezetés .....	3
1. Az aeroszol részecskék .....	4
1.1 Az aeroszol részecskék eredete.....	4
1.2 Az aeroszol részecskék mérete és kémiai összetétele .....	6
1.3 A magyarországi háttérszennyezetségi mérőhálózat.....	11
1.3.1 Mérési eszközök.....	12
1.4 A PM-ek egészségügyi és környezeti hatásai .....	15
1.4.1 WHO Levegőminőségi Útmutató .....	20
2. Nemzetközi mérések (EMEP mérőhálózat) .....	22
2.1 Négy állomás értékeinek összehasonlítása .....	25
3. PM epizódok jellemzői Magyarországon .....	29
3.1 A 2018-as év folyamán rögzített PM adatok elemzése.....	31
4. Összefoglalás.....	36
Köszönetnyilvánítás .....	38
Irodalomjegyzék: .....	39

## Bevezetés

Napjaink egyik legjelentősebb környezeti problémája a levegőszennyezés. Ennek a globálisan jelentkező nehézségnek számos okozója van. Szakdolgozatom első részében a levegőben lebegő folyékony illetve szilárd halmazállapotú aeroszolrészecskék általános jellemzőit és környezeti, valamint egészségügyi hatásait mutatom be, melyeknek a gáz halmazállapotú szennyezők mellett jelentős szerepük van a levegőminőségi problémák kialakulásában.

A hosszú tartózkodási idővel rendelkező részecskék messze eljuthatnak, így sok esetben nem elég egyetlen állomás adatainak vizsgálata ahhoz, hogy pontos képet kapjunk a kialakult helyzetet illetően. A második fejezetben 4 EMEP állomás adatainak vizsgálata kerül bemutatásra. A négy helyszín más-más domborzati és beépítettségi viszonyokkal rendelkezik, ezáltal az eredményekből könnyen láthatóvá válik a közvetlen emisszió és a tengerszint feletti magasság hatása is. A vizsgálat során a szálló por koncentrációjának változásait vizsgáltam a 2008. november – 2011. március közötti időszakban. Az éves menet az állomások havi átlagos koncentrációiból rajzolódik ki. A téli hónapokban jelentkező nagyobb eltérések megmutatják, hogy mekkora jelentősége van a háztartási fűtésnek és a lecsökkenő keveredési határreteg magasságának a légszennyezési epizódok kialakulásában.

A rossz levegőminőség nem csak a kibocsátástól, hanem az időjárási viszonyoktól, a légköri szállítódási folyamatoktól, valamint a térség jellemző cirkulációs és domborzati viszonyaitól is nagy mértékben függ. Hazánk földrajzi elhelyezkedése révén a jelenlévő szennyezőanyagok koncentrációjának vizsgálatakor nagyon fontos ezen hatások pontos ismerete. A harmadik fejezetben bemutatásra kerül néhány hazai magas légszennyezettséggel járó epizód és a hozzájuk kapcsolódó időjárási helyzet. A két bemutatott adatsor a K-pusztán 2018 folyamán regisztrált  $PM_{10}$  és  $PM_{2,5}$  napi átlagos koncentrációit jelöli. Az éves menetekben fellelhető hasonlóságok és különbségek okai kerülnek kifejtésre a fejezet utolsó részében.

## 1. Az aeroszol részecskék

A földi légkörben az eltérő tartózkodási idejű gázok mellett kisebb-nagyobb szilárd vagy folyékony halmazállapotú lebegő részecskék is találhatóak, melyeket összefoglalva aeroszoloknak nevezünk (Mészáros, 1997). Angolul ezen részecskék 10 mikronnál kisebb átmérőjű frakciójának neve „particulate matter”, azaz PM, amire a magyarban a kissé megtévesztő „szálló por” elnevezés terjedt el (annak ellenére, hogy folyadékcseppek is találhatóak benne).

### 1.1 Az aeroszol részecskék eredete

Az aeroszolat számos tulajdonságuk szerint rendszerezhetjük. Eredetüket tekintve két nagy csoportra oszthatók. Elsődleges részecskékről akkor beszélünk, ha természetes vagy antropogén forrásból közvetlenül emittálódnak a légkörbe (Lagzi *et al.*, 2013). Ide tartoznak például a tenger párolgásával a levegőbe kerülő sókristályok, vagy a szárazföldi régiókban jellemző szélfúttá talajszemcsék, de a fosszilis üzemanyagok égetése során is kerülhetnek a levegőbe különböző méretű és kémiai összetételű részecskék. Az IPCC (The Intergovernmental Panel On Climate Change) egy olyan kormányközi testület, mely rendszeres tudományos értékelésekkel látja el a döntéshozó szervezeteket a klímaváltozás jelenlegi és várható hatásairól, melyekkel elősegítik az alkalmazkodási és megelőzési intézkedések bevezetését. Az elsődleges részecske emissziót [Tg/év] mértékegységben bemutató *1.1.1 ábra* az IPCC 2000-re vonatkozó éves jelentésben jelent meg (IPCC, 2001). A táblázatban nincs feltüntetve számos kisebb mértékű kibocsátásból származó természetes eredetű részecske-típus, mint például a vulkáni tevékenység során a levegőbe kerülő különféle hamu és porszemcsék, vagy a természetes növényzet által biztosított pollenek, spórák és egyéb apróbb növényi részecskék. Az ábrán jól látszik, hogy a jelentősebb mértékben vízzel borított felülettel rendelkező déli féltekén nagyobb mennyiségben találhatóak sószemcsék, mint szárazföldi ásványi porok; míg a több kontinenssel rendelkező északi félgömbön a helyzet épp fordított.

Érdeemes megvizsgálni a fosszilis energiahordozók felhasználása során kibocsátott részecskék mennyiségbeli eltérését a két féltekén. Minden más antropogén eredetű aeroszol

nagyjából azonos mennyiségben van jelen az egész légkörben, de a nem megújuló energiaforrások (mint például a kőolaj, földgáz) felhasználása esetén több nagyságrenddel eltérnek az eredmények. Az északi hemiszféra nagyobb szennyezettsége a kontinensek számával, elhelyezkedésével, lakosságával és annak tevékenységeivel magyarázható.

Elsődleges részecske emisszió 2000-ben [Tg/év]					
Széntartalmú aeroszolok	Északi hemiszféra	Déli hemiszféra	Globális	Alacsony	Magas
<b>Szerves anyag</b> (0–2 μm)					
Biomassza	28	26	54	45	80
Fosszilis	28	0.4	28	10	30
Biogén (> 1 μm)	—	—	56	0	90
<b>Fekete szén</b> (0–2 μm)					
Biomassza	2.9	2.7	5.7	5	9
Fosszilis	6.5	0.1	6.6	6	8
<b>Repülőgép</b> (> 1 μm)	0.005	0.0004	0.006		
<b>Ipari por</b>			100	40	130
<b>Tengeri só</b>					
d < 1 μm	23	31	54	18	100
d = 1–16 μm	1,420	1,870	3,290	1,000	6,000
Összes	1,440	1,900	3,340	1,000	6,000
<b>Ásványi (talaj) szemcsék</b>					
d < 1 μm	90	17	110	—	—
d = 1–2 μm	240	50	290	—	—
d = 2–20 μm	1,470	282	1,750	—	—
Összes	1,800	349	2,150	1,000	3,000

\*A táblázat a szakirodalomban közölt becsléseket tartalmazza.  
\*A valóságban ezeknél kisebb és nagyobb értékek is előfordulhatnak.

1.1.1 ábra: Elsődleges aeroszolok emissziója 2000-ben  
(IPCC, 2001)

Az aeroszolok légköri mennyiségét azonban nem csak a közvetlenül bekerülő részecskék határozzák meg. Az ún. másodlagos aeroszolok különböző fizikai és kémiai kölcsönhatások révén érik el a lebegő részecske állapotot. Az új részecske alapvetően kondenzáció során alakul ki, ám ennek két fajtája is lehetséges. Heterogén kondenzáció során kell egy kiindulási, már a levegőben lévő szemcse, amelyre a különböző összetételű gázok kikondenzálódhatnak, így egyre nagyobb folyékony burkot hozhatnak létre rajta, ezáltal növelve a méretét. Ehhez a természetben legtöbbször alkalmasak a feltételek, felhőképződés során is ezt láthatjuk. Homogén kondenzáció esetében nincs kezdeti csíra, a prekursor gázok (például nitrogén-oxidok (NO<sub>x</sub>), ammónia (NH<sub>3</sub>), kén-dioxid (SO<sub>2</sub>), stb) kicsapódásával alakulnak ki a részecskék. Ez a folyamat vízgőz esetén nagyon speciális, természetes

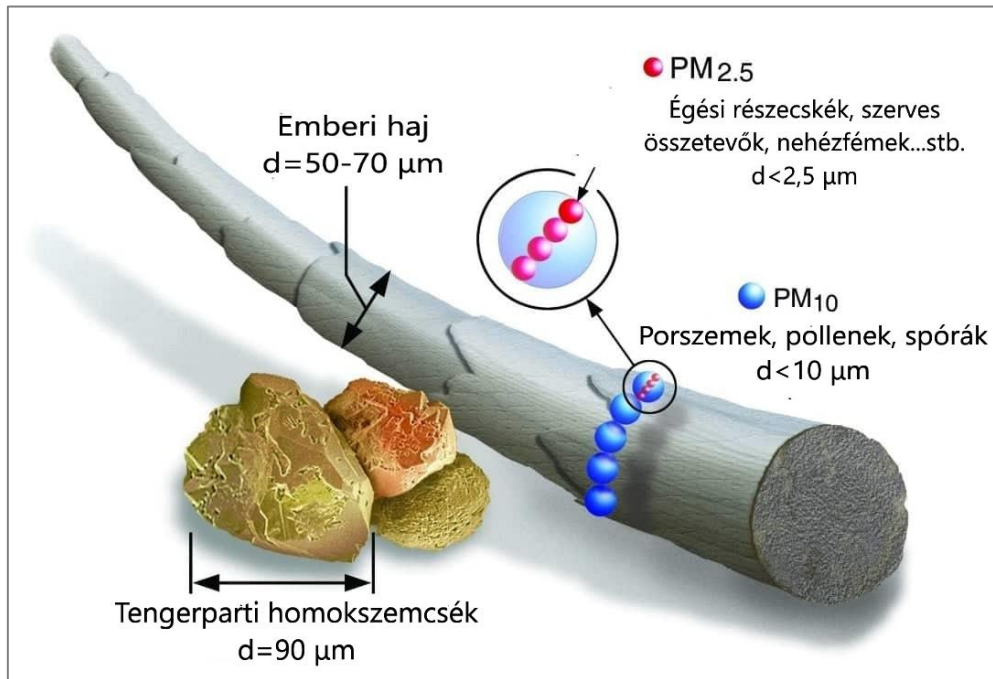
körülmények között rendkívül ritka esetekben előforduló kritikus telítési arányt és a hozzá tartozó kritikus méretet igényel. Számos gáz halmazállapotú légszennyező tekintetében azonban nem ilyen szigorúak a feltételek, egy részük képes homogén kondenzációra (Geresdi, 2004, [1]).

## 1.2 Az aeroszol részecskék mérete és kémiai összetétele

Az előbbieken bemutatott változatos kibocsátási és keletkezési folyamatok áttekintése után felmerülhet a kérdés, hogy vajon az eredetük mennyiben határozza meg a méretüket illetve azt, hogy milyen komponensekből épülnek fel. Nagy általánosságban kijelenthető, hogy az emberi tevékenység során levegőbe kerülő részecskék kisebb mérettartományba esnek, mint a természetes forrásból származók, emellett kémiai összetételüket tekintve is jelentős eltérések figyelhetők meg a különböző nagyságú aeroszolak között (Gelencsér, 2004). Ezért méretbeli jellemzésük során három nagyobb kategóriába sorolhatjuk őket, melyek alapja az egyes részecskék ún. ekvivalens aerodinamikai átmérője, vagyis az EAD. (Ezen idealizált mérőszám bevezetésére azért volt szükség, hogy a különböző halmazállapotú aeroszolak keverékét együttesen is tudják vizsgálni, mivel a valóságban csak a folyékony részecskék gömb alakúak, a szilárdak formája igen változatos, de egyszerűsíthető egy gömbbel, aminek könnyebb megadni az átmérőjét). Tehát az EAD-val való jellemzés során egy egységnyi sűrűségű gömbölyű részecske átmérőjét adják meg, melynek ugyanakkora az ülepedési sebessége, mint a vizsgálni kívánt változatos alakú aeroszolnak (DeCarlo, et al., 2004). A legtöbb szilárd/folyékony halmazállapotú légszennyező anyag csak mikroszkóppal vizsgálható, így a mérettartományok is  $\mu\text{m}$ -ben ( $1\mu\text{m}=10^{-6}\text{ m}$ ) vannak meghatározva:

- $\text{PM}_{10}$  = 10  $\mu\text{m}$ -nél kisebb átmérőjű részecskék
- $\text{PM}_{2,5}$  = 2,5  $\mu\text{m}$ -nél kisebb átmérőjű részecskék
- $\text{PM}_{0,1}$  = 0,1  $\mu\text{m}$ -nél kisebb átmérőjű részecskék

Ezen méreteket szemléletesen az 1.2.1 ábra mutatja be, melyen egy átlagos emberi hajszálhoz (melynek átmérője nagyjából 70  $\mu\text{m}$ , bár ez erősen függ a haj színétől) viszonyítva láthatjuk a különböző nagyságokat.



1.2.1 ábra: A mérettartományok ábrázolása egy hajszál mellett [2]

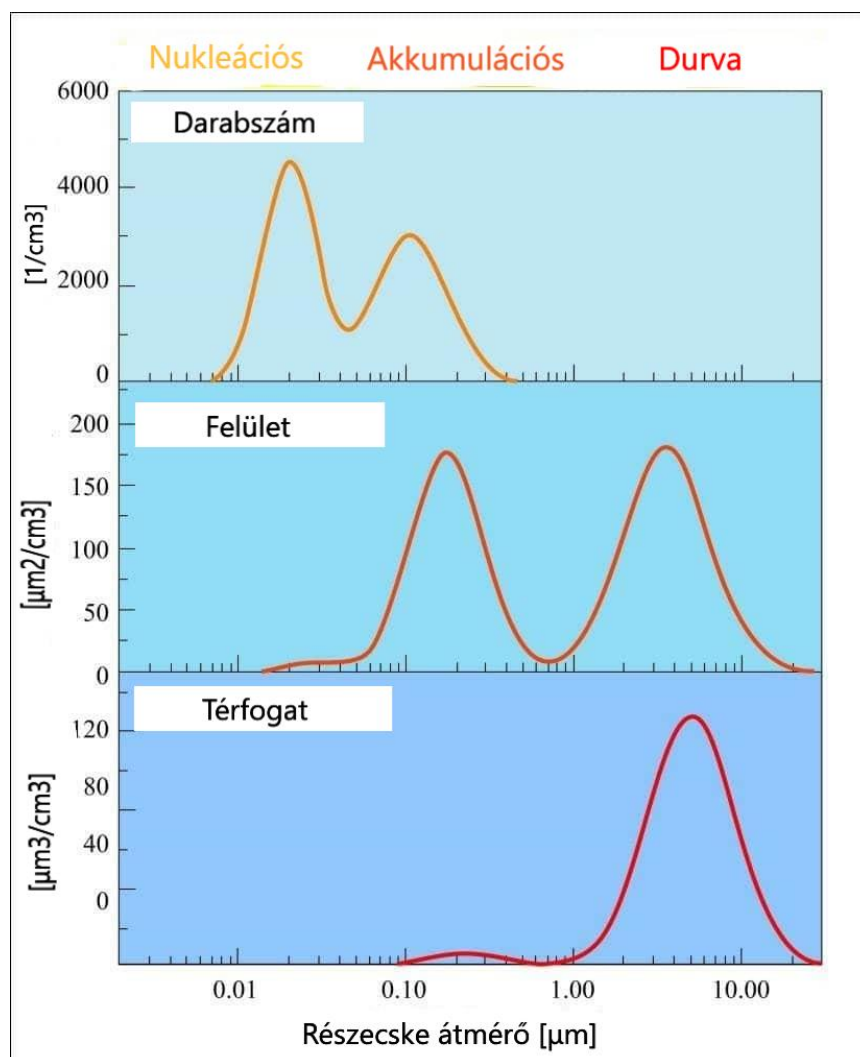
A  $2,5\text{ }\mu\text{m}$  egy másik típusú megkülönböztetés határa is egyben. Az ennél kisebb frakcióba az úgynevezett „finom” részecskék kerülnek, a  $2,5\text{ }\mu\text{m}$ -nél nagyobb átmérővel rendelkező szemcséket pedig a „durva” módusban találhatjuk meg. Általában a természetes eredetűek a durva, míg az antropogének a finom tartomány részei, de égési folyamatok (például biomassza égetés) során mindkét halmaz gyarapodik új aeroszolokkal (Ondov *et al.*, 1980).

Az aeroszlok átlagos méretbeli eloszlását az 1.2.2 ábra mutatja be. A légkörben lévő részecskék eloszlásuk alapján 3 kategóriába sorolhatók (Lagzi *et al.*, 2013):

- Nukleációs módus (Aitken) :  $d < 0,1\text{ }\mu\text{m}$
- Akkumulációs módus:  $0,1\text{ }\mu\text{m} < d < 1\text{ }\mu\text{m}$
- Durva módus:  $1\text{ }\mu\text{m} < d$

Az ábra legfelső diagramja a részecskeszám alapján, a középső a felületük szerint, a legalsó pedig a térfogatuk szempontjából ábrázolja az egyes mérettartományokba eső aeroszlok eloszlását. Látható, hogy bár darabszám szerint a nukleációs kategória elemei vannak többségben, kis méretük miatt a légköri aeroszlok össztérfogatának és össztömegének csak nagyon kis részét teszik ki. A legrövidebb élettartammal is ezek a részecskék rendelkeznek,

mivel a gyakori ütközések és összetapadások következtében hamar átlépnek az akkumulációs fázisba, vagy a tereptárgyakba történő véletlenszerű becsapódások révén kikerülnek az atmoszférából. Az akkumulációs mérettartomány a legoptimálisabb a hosszú légköri tartózkodásra, mivel a részecskék tehetetlensége még nem elég nagy a számottevő kiülepedéshez, viszont jelentősebb átmérőjük már elegendő ahhoz, hogy elkerüljék a gyors koagulációt. A durva csoportba tartozó részecskék nagy tömegük miatt rövid légkörbeli tartózkodási idővel rendelkeznek, viszont tömeg szempontjából ezek a legjelentősebbek (Lagzi *et al.*, 2013)



1.2.2 ábra: Aeroszolok méret szerinti eloszlása (Lagzi *et al.*, 2013)

A változatos átalakulásoknak köszönhetően kémiai összetételükben is kisebb eltérések lelhetők fel. A nagyobb részecskék főként szulfátból ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrátból ( $\text{NO}_3^-$ ), ammóniumból ( $\text{NH}_4^+$ ), tengeri sóból ( $\text{NaCl}$ ), kéregalkotó, széntartalmú (elemi szén (EC), szerves szénből



(OC)) elemekből valamint egyéb szerves összetevőkből állnak. A kisebb átmérőjű aeroszolok az előbbieken ismertetteken kívül olyan nehézfémeket is tartalmazhatnak, mint az ólom (Pb), a nikkel (Ni) vagy a réz (Cu). A kémiai komponenseik egymáshoz viszonyított aránya területtől, időjárástól, évszaktól és napszaktól függően is változhat (*Liao et al.*, 2018). A finom tartományban például városi környezetben több elemi szén van, mint vidéki területeken, mivel az EC egyik fontos forrása a fosszilis energiahordozók égése, így a jelentősebb közlekedés megnövelheti az elemi szén mennyiségét (*Lagzi et al.*, 2013). Egy 2017-es, a rövidtávú PM expozíció egészségügyi hatásait vizsgáló kutatásban vizsgálat alá kerültek a városi környezetben begyűjtött PM-eket felépítő kémiai összetevők. Az eredmények kimutatták, hogy a PM<sub>2,5</sub> kémiai komponensei közül az emberi egészségre legveszélyesebbek a kálium (K<sup>+</sup>) és az elemi szén (EC), mert ezek jelenléte hozható leginkább összefüggésbe a halálozási aránnyal (*Achilleos et al.*, 2017). Mérések bizonyítják, hogy jelentős antropogén kibocsátás környezetében a széntartalmú aeroszolok mellett a másodlagos szerves részecskék száma is megnő, elsősorban a PM<sub>2,5</sub> tartományban (*Querol et al.*, 2004).

Egy barcelonai vizsgálat során a kikötőben és a városközpontban elhelyezett mérőműszerek által regisztrált eredmények alapján figyelték meg a levegő minőségét egy éven keresztül. A kutatás végeredményben azt mutatta, hogy a part közelében lévő PM-ek fele származik a kikötő közelében történő tevékenységekből, természetes folyamatokból (építkezések, üzemanyag égetése, tengeri sórészecskék). Ezek nagyjából 10%-kal járulnak hozzá a városi értékekhez. A lakott területeken mért mennyiségekben ugyanúgy benne vannak a közlekedésből és építkezésből származó emissziók, viszont az ottani eredmények sokkal magasabbnak adódtak. Ebből látszik, hogy mekkora jelentősége van a városban képződő másodlagos aeroszoloknak. A kutatók szerint ez az óceán felől érkező, kén-dioxidban (SO<sub>2</sub>) gazdag szelek és a városban történő számottevő ammónia (NH<sub>3</sub>) kibocsátásának következménye, ugyanis a két anyag gyors reakciója révén másodlagos ammónium-szulfátot generál (*Perez et al.*, 2016). A megnövekedett koncentrációk azonban nem minden területen azonos összetételűek (*Son et al.*, 2012), így a vizsgálatok eredményei legtöbbször csak lokális szinten reprezentatívak (bár vannak nagyon hasonló szennyezőanyag összetétellel rendelkező városok is).

Egy 2009-es kutatás során a Földközi-tenger partvidékén lévő területeken PM méréseket végeztek, hogy megállapítsák a térség regionális háttérszennyezettségének koncentrációit és

kémiai összetevőit. A térségben figyelembe kell venni az olyan természetes hatásokat is, mint a tengerből származó sórészecskék, vagy a szaharai homok (*Cesari et al., 2018*). Azt az eredményt kapták, hogy a keleti részben a szokásos téli maximumok mellett nyáron is jelentős kiugrások jelentkeznek az adatsorban. Ezekre magyarázatot ad a csapadékmentes időjárás következtében kialakuló szárazság és az afrikai porkitörések hatásai. A kémiai vizsgálatok is kimutatták, hogy az ekkor felgyülemelő részecskékben (amik természetes eredetük miatt elsősorban a PM<sub>10</sub> kategóriát gyarapították) több szulfát és kéregalkotó elem volt, mint más európai mintákban. A nyugati szektorban más volt a helyzet, ott nagyobbban találták a vandánium (V) és a nikkelt (Ni) mennyiségét. Ezek az összetevők a térségben folytatott energiaipari és jelentős hajózási folyamatok során kerültek a levegőbe (*Querol et al., 2009*). A térség speciális domborzati és cirkulációs viszonyainak köszönhetően a napi PM menetben is érdekességek alakultak ki. A partmenti magasabb területek felől naplemente után az alacsonyabb régiók felé mozog a levegő. A városok felett megrekedő légtömegekben éjszaka felgyülemlenek a szennyezőanyagok, így az alsó rétegben sokkal rosszabb levegőminőség mérhető, mint a keveredési határreteg feletti területeken. A nappali besugárzás hatására növekszik a rétegmagasság, így a szennyezők nagyobb térfogatban oszlanak szét, aminek hatására (a reggeli maximumok után) már a délelőtt folyamán visszaállnak az átlagos koncentrációk értékei (*Querol et al., 2009*).

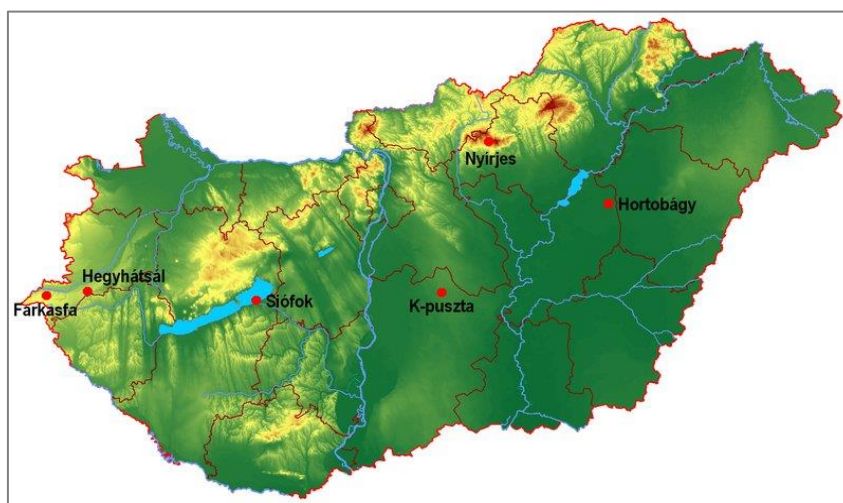
A PM általi levegőszennyezés esetében tehát a részecskék kémiai összetételének és mennyiségének is nagy szerepe van az okozott negatív egészségügyi hatások mértékében (*Chung et al., 2015*). A méret nagyon fontos szerepet játszik az aeroszolok légköri tartózkodási idejében, ezáltal abban is, hogy az egyes káros hatású részecskék mekkora területen fejthetik ki környezetre gyakorolt negatív hatásaikat. A szennyezőanyagok terjedését szimuláló modellek sikeres lefutásához nagy szükség van a pontos tömegkoncentráció adatokra, melyek egyszerűen megadhatók a mérettartományokra szétválogatott és lemért tömegű aeroszolok ismeretében (*Yttri et al., 2007*). A tömegkoncentráció megadja az egységnyi térfogatban található aeroszolok tömegét, legelterjedtebb mértékegysége a [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. A továbbiakban bemutatásra kerülnek az itthoni mérési helyszínek és az általános mérőműszerek, melyek eredményei bekerülnek a hivatalos adatbázisokba így biztosítva hazánk hozzájárulását a nemzetközi levegőminőségi együttműködésekhez.

### 1.3 A magyarországi háttérszennyezettségi mérőhálózat

Hazánkban a légszennyezettség megfigyelését egy rendszeres mérések elvégzésére telepített mérőhálózat végzi. Az egyes állomások vezetése a kormányhivatalok kezében van, de a tudományos munkát és az operatív feladatokat a Levegőtisztaság-védelmi Referencia Központ (LRK) irányítja. A hálózat az egész országot lefedi, állomásai más-más levegőszennyezettségi zónában találhatóak, így a mérések által a városi levegőszennyezés és a háttérszennyezettség is folyamatos megfigyelés alatt áll. Az Országos Levegőszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) nagyjából 150 db állomása automata és manuális mérőhelyekből adódik össze, ahol a kiemelt jelentőségű környezeti és egészségügyi hatással rendelkező anyagok mennyiségét figyelik meg. A kapott adatok megbízhatóságuknak és könnyű összehasonlíthatóságuknak köszönhetően megfelelnek az EU és bármely érdeklődő igényeinek [3].

Magyarországon az Országos Meteorológiai Szolgálat 6 db háttérszennyezettség-mérő állomást tart fenn az ország területén, melyek elhelyezkedését az 1.3.1. ábra mutatja be.

Háttérszennyezettségen a közvetlen forrásoktól messzebb elhelyezkedő területek szennyezőanyag-tartalmát értjük, vagyis azt a mennyiséget, ami akár egy távoli erdő területén is jelentkezik, s amelyhez városi környezetben még hozzáadódnak az emberi tevékenységből származó többletek. A térképen látható mérőállomások többsége a rövidebb tartózkodási idejű, kisebb koncentrációban jelen lévő szennyezők (például az aeroszolok vagy a felszínközeli ózon) mennyiségét méri, viszont Hegyhátsálon a térben és időben kevésbé változó üvegházgázok értékei kerülnek rögzítésre.



1.3.1 ábra: A magyarországi háttérszennyezettség-mérő állomáshálózat [3]

A környezetre legnagyobb kockázatot jelentő anyagok levegőben jelenlévő mennyiségét valamint a csapadék kémiai összetételét 3 különböző domborzati és környezeti jellemzőkkel rendelkező mérőállomáson regisztrálják: Farkasfán, K-pusztán és Nyírjesen.

A megfigyelésre kerülő anyagok a következők: kén-dioxid (SO<sub>2</sub>), nitrogén-dioxid (NO<sub>2</sub>), ózon (O<sub>3</sub>), ammónia (NH<sub>3</sub>), salétromsav (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) valamint az aeroszolok tömege és fő összetevői (szulfátok, nitrátok, stb.). Az állomásokon csapadék-mintavétel után a víz pH-ját és összetevőit is mérik.

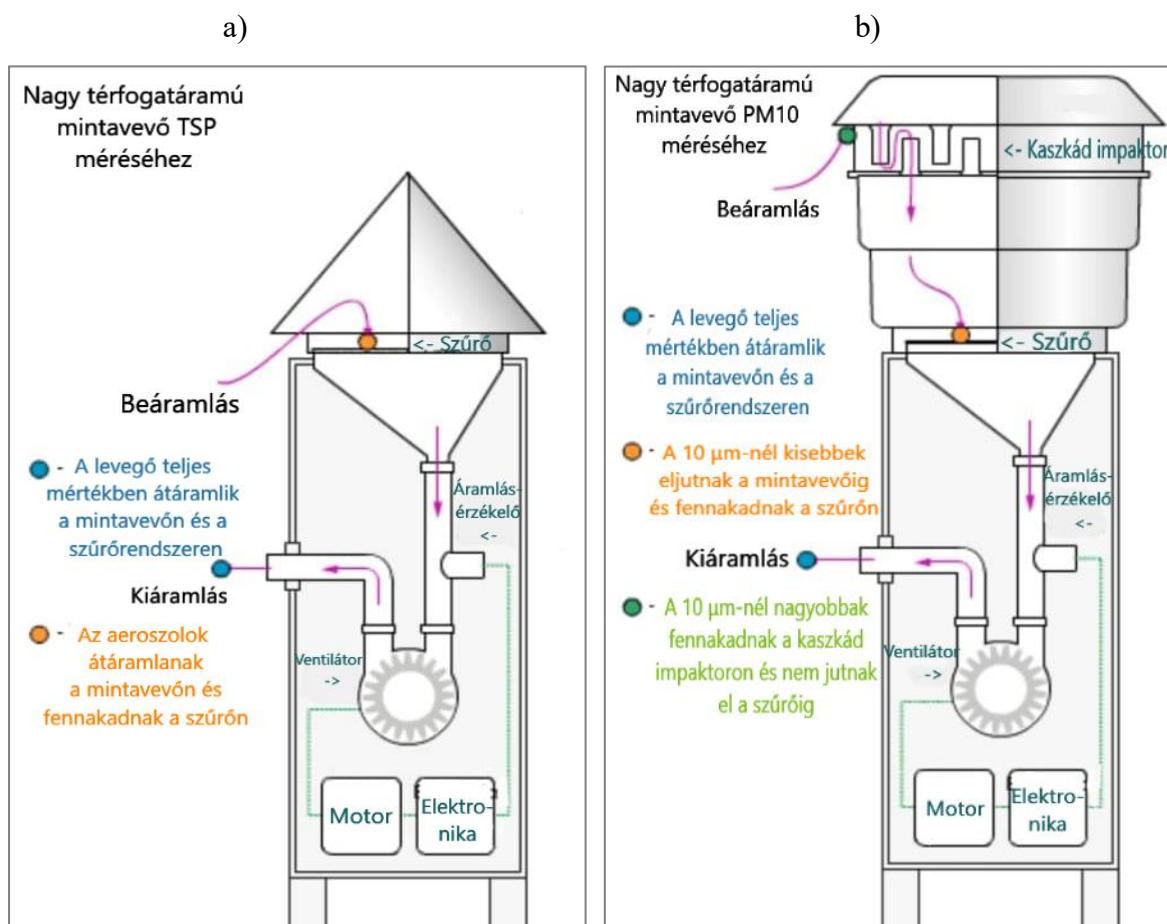
### 1.3.1 Mérési eszközök

A mérési módszereknél a legfontosabb kritérium a könnyű kivitelezhetőség, amely által egyszerűen összevethető eredményeket lehet detektálni a hálózat bármely állomásán. Mivel számos megfigyelt szennyezőanyag nagyon kis koncentrációban van jelen, így ezek megfelelő pontosságú mérése elengedhetetlen (*Torseth et al.*, 2012). A szennyezők legkönnyebben tömegkoncentráció értékeikkel jellemezhetők, melyek kiszámításához elsősorban szükség van egy mérőeszközre, mely megadja az egyes anyagok adott térfogatú légrézben elfoglalt tömegét. A légköri aeroszolok mennyiségének mérésére több lehetőség áll rendelkezésre.

A legegyszerűbb (mára már szinte mindenhol modernebb műszerekkel felváltott) eszköz az ún. TSP (Total Suspended Particulate Matter) vagyis a levegőben szuszpendált részecskék össztömegének mérésére használatos mérőműszer. Működésének első fázisaként levegőt szív be, amely ezután a szerkezet tetején elhelyezett, előre meghatározott rácsméretű és tömegű szűrőn keresztül áramlik tovább a rendszeren. A légmozgás során a szűrő felfogja az adott rácsméretnél nagyobb részecskéket, a kisebb összetevők pedig szabadon távozhatnak a műszerből. A mérési időszak végeztével a szűrő tömegét újra megméri, és a kiindulási értékhez képest jelentkező különbség lesz a „szálló por”, vagyis a levegőben szuszpendált részecskék össztömege, azaz a TSP. Az érték elosztva a beszívott levegő térfogatával megadja az aeroszolok koncentrációját, melynek leginkább használt mértékegysége a [ $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ]. A további laboratóriumi vizsgálatok során (hazánkban ezeket az elemzéseket Budapesten végzik, minden állomás ide küldi be a mintákat) pedig könnyen meghatározható az aeroszolok környezetre és egészségre káros kémiai összetevőinek pontos mennyisége is. Természetesen vannak esetek, amikor nem az aeroszolok össztömegére, hanem csak egy

meghatározott mérettartományon belüli mennyiség tömegére van szükség. A  $PM_{10}$  tömegkoncentráció értékeket az ún. „high volume sampler” (amely magyar használatban nagy térfogatú mintavevőként ismert) vagy „low volume sampler” (kis térfogatú mintavevő) segítségével mérik. Ezek a műszerek  $1500\text{ m}^3$  (high volume), illetve nagyjából  $24\text{ m}^3$  (low volume) levegőt áramoltatnak át a mintavevő szűrőn 24 órás periódusok alatt. A high/low volume samplerek működése nagyon hasonló a TSP méréséhez, csak ezeknél a beszívott levegőnek kezdetben át kell mennie egy akadályokkal tűzdelt bevezető nyíláson, az úgynevezett kaszkád impaktoron, aminek lemezei felfogják a  $10$ , illetve  $2,5\text{ }\mu\text{m}$ -nél nagyobb átmérőjű, nagy tehetetlenségű aeroszoloikat, így csak a  $PM_{10}$ , valamint a  $PM_{2,5}$  frakcióba tartozó részecskék jutnak el az előre meghatározott méretű és tömegű szűrőhöz. Ezáltal a mérés végeredménye is a  $PM_{10}$  és a  $PM_{2,5}$  tömegkoncentrációja lesz [4].

Az 1.3.1.1 ábra a) részén egy TSP, b) részén pedig egy nagy térfogatú mintavevő sematikus rajza látható.



1.3.1.1 ábra: a) TSP mintavétel

b)  $PM_{10}$  mintavétel

[4]

A folyamatos technikai fejlődés elősegítette az egyre korszerűbb mérőeszközök megjelenését. Egy újabb PM detektáló eszköz béta-sugárzás segítségével határozza meg a levegő szállópor tartalmát (*Raja et al., 2017*). A béta-sugárzás nem más, mint radioaktív bomlás során keletkező nagy energiájú ionizáló részecskék, elektronok (ha negatív  $\beta$ -sugárzás történik) vagy pozitronok (ha pozitív  $\beta$ -sugárzás alakul ki) összessége. Amikor ezen gyors részecskék találkoznak egy anyaggal, 3 dolog történhet velük: irányváltoztatás nélkül átmehetnek a felületen, esetleg megtörhetnek és visszaverődve folytathatják útjukat, vagy pedig elnyelődhetnek. Mindhárom esetben gyengül a sugárzás intenzitása, amit könnyen detektálni lehet (*Occhipinti et al., 2017*). A gyengülés mértéke arányos a jelenlévő anyag elektronsűrűségével (atomszám/atomtömeg).

A „beta gauge”, vagyis a béta-sugaras mérőeszköz egyik legfontosabb része a sugárzást biztosító radioaktív forrás (*Chueinta et al., 2001*). A szerkezetben 14-es számú szénizotóp biztosítja az időben tartós, a mérés megfelelő minőségű lefutásához elegendő mennyiségű sugárzást. A  $^{14}\text{C}$  által kibocsátott béta-részecskék energiaszintje elég magas ahhoz, hogy a levegőn, a gyújtóközegeen és a megmérni kívánt anyag részecskéin is át tudjanak hatolni. A műszer legnagyobb előnye az, hogy valós időben közli a mérés eredményeit (*Soysal et al., 2017*).

A mérési folyamat azzal kezdődik, hogy a szűrőpapír egy kicsi, tiszta felületén pár perces próbamérést végeznek, mellyel megkapják a kiindulási intenzitást. Ezután a mérőeszközt átirányítják arra a területre, ahol a megfigyelni kívánt anyag fellelhető (a mintavevő készülék közelében), elvégzik a hosszabb ideig tartó mérést, végül a detektor, amely legtöbb esetben Geiger—Müller-számláló vagy fotodióda detektor, leolvassa az eredményeket. Az első és a második vizsgálat eredménye közti különbség minden esetben erős összefüggést mutat a megfigyelni kívánt anyag tömegével. Amennyiben az eszköz ismert részecsketömegre van kalibrálva, az összefüggés közvetlenül látható a tömegkoncentrációban megkapott végeredményben, ugyanis az eszköz a lemért tömeget elosztja a beszívott levegő térfogatával, így biztosítva azonnal felhasználható eredményeket. A szűrőpapíron található anyag laboratóriumi vizsgálata során megadható a szálló por kémiai összetétele is. A módszer nagyban megkönnyíti a kutatók dolgát, hiszen a rendszer maga végzi a méréseket, ezáltal karbantartása kevesebb emberi hozzájárulást igényel, ami az utazási költségek csökkenésével jár, valamint valós idejű eredményeket biztosít, ami fontos az előrejelzések készítésénél (*Raja et al., 2017*). Mindezek ellenére akad pár negatívuma is; a mérések nem

folyamatosak, a kezdeti költségei is magasak, valamint a kisebb mérettartományokban való mérések során a pontosságában is egyre nagyobb bizonytalanságok jelentkeznek (különösen akkor, ha a részecskemérők minőségileg nem tartoznak a legmagasabb kategóriába, és a beszerzés során az alacsonyabb ár volt a döntő szempont.) (Zheng *et al.*, 2018).

A béta-sugárzást felhasználó eszközök működési elvét alapul véve megjelentek a fényszórás jelenségén alapuló mérőeszközök. Ezekben a szerkezetekben a vizsgálandó közeg minőségétől függően létrejövő Rayleigh-, vagy Mie-szórással analizálják a levegőben lévő részecskék mennyiségét. Legnagyobb előnyeik közé a kisebb méretük, a könnyű hordozhatóságuk és az olcsóságuk tartozik (Occhipinti *et al.*, 2017).

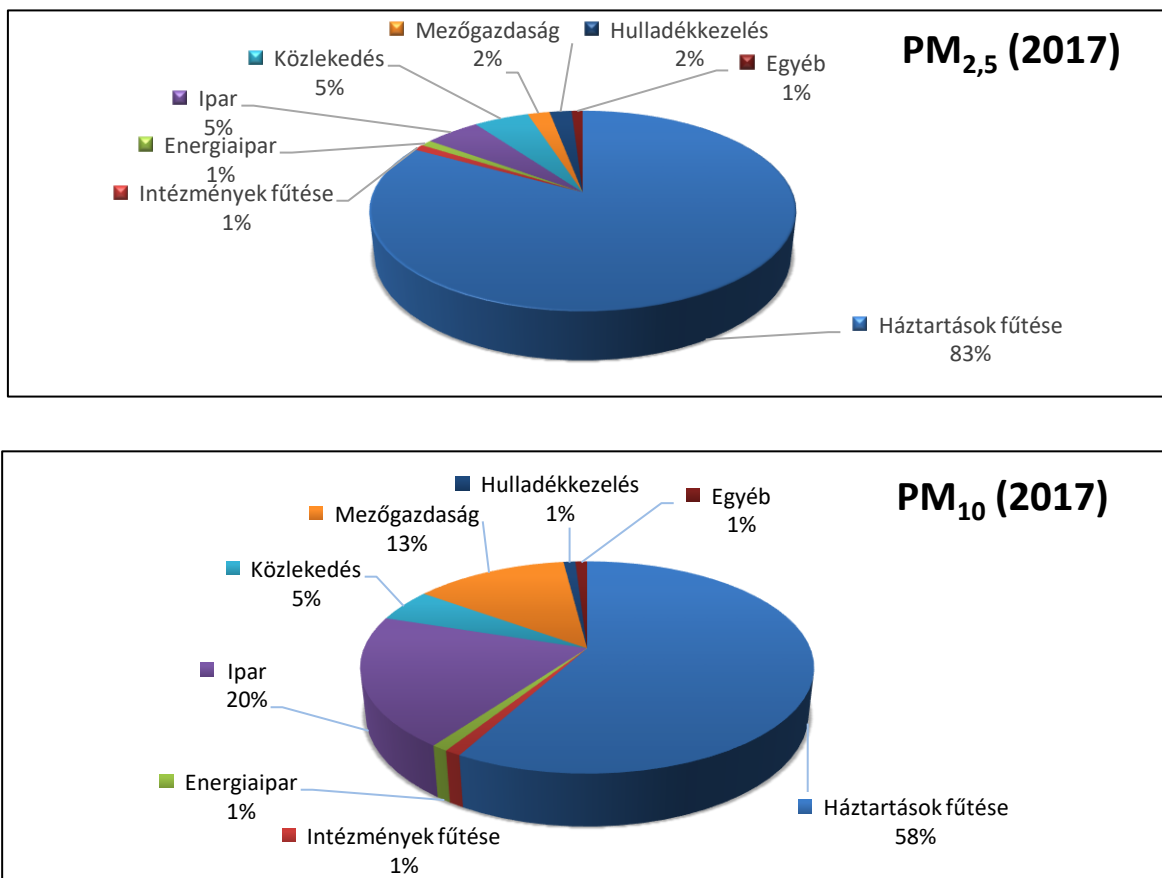
#### **1.4 A PM-ek egészségügyi és környezeti hatásai**

Az adott nagyságú lebegő részecskék tömegkoncentrációjának ismerete napjainkban nagyon fontossá vált, hiszen ezen részecskék jelenléte számos légköri reakcióra hatással van. Befolyásolják a Föld sugárzasi egyenlegét, hiszen kondenzációs, illetve jégképző magként részt vesznek a felhőképződési folyamatokban, ezen kívül hatással vannak a hidrológiai és az atmoszférikus cirkulációs folyamatokra, a látástávolságra, valamint kölcsönhatásba lépnek az élő szervezetekkel is. Széleskörű direkt és indirekt légköri befolyásuk ellenére a XXI. század elejéig a legtöbb klímamodellben csak az albedót növelő hatásukat vették számításba, viszont azóta számos kutatás indult globális hatásuk pontosabb megismerésére (Lohmann *et al.*, 2005). Jelenleg már lokális és globális térségben is tudják modellezni hosszútávú hatásait (Simpson *et al.*, 2012), valamint a folyamatos fejlesztéseknek köszönhetően a közeljövőben várhatóan egyre többféle szennyező szimulációja lesz lehetséges.

Azokon a helyeken (akár beltéri, akár kültéri levegő esetén), ahol az egészségre és környezetre legnagyobb kockázatot jelentő szennyezőanyagok, vagyis a PM<sub>10</sub> és PM<sub>2,5</sub>, a szén-monoxid (CO), a troposzférikus ózon (O<sub>3</sub>), a kén-dioxid (SO<sub>2</sub>) és a nitrogén-oxidok (NO<sub>x</sub>) koncentrációja olyan nagy mennyiségben van jelen, hogy megváltoztatja a levegő természetes jellemzőit, légszennyezésről beszélünk [5]. Mivel ezen szennyezőanyagok többsége hosszú légköri tartózkodási idővel rendelkezik, ezáltal a folyamatos megfigyelés nem csak helyi szinten fontos, egyenletes térbeli eloszlású, országhatárokon átívelő

mérőhálózat folyamatos méréseire van szükség. Ezekről a második fejezetben részletesen is szó fog esni.

A PM szennyezés legfontosabb forrása a szilárd tüzelőanyagok égetése, mely főleg téli időszakban okoz problémát, amikor a háztartások fűtéséből származó kibocsátás felzárkózik az ipari és közlekedési források mellé (Kis-Kovács et al., 2016). Az 1.4.2 ábrán a levegőbe került PM<sub>2,5</sub> és PM<sub>10</sub> forrásainak százalékos eloszlása látható 2017-ben.



1.4.2. ábra: A PM<sub>10</sub> és a PM<sub>2,5</sub> forrásainak szektoronkénti eloszlás Magyarországon, 2017-ben [6]

Látható, hogy a háztartási fűtésnél, az ipari tevékenységnél és a mezőgazdaságnál jelentkeznek a legnagyobb eltérések a két mérettartomány között. A PM<sub>10</sub> éves kibocsátási összege 73,02 kt, a PM<sub>2,5</sub>-é 53,22 kt amiből kiszámolható, hogy a kisebb frakció csaknem ¾ részét adja a 10 µm-nél kisebb átmérőjű részecskéknek, s így az eloszlások erős hasonlóságára is magyarázatot kapunk. A lakossági tüzelésből származik a legtöbb PM, ebből következik, hogy egyes esetekben a vidéki területeken nagyobb lehet a



levegőszennyezés mértéke a téli hónapokban, hiszen itt jelentősebb a fával és szénrel való tüzelés. A legkritikusabb zónák ott találhatóak, ahol a levegő áramlása is korlátozott; Borsod-Abaúj-Zemplén megyében, a Sajó-völgyében rendszeresen a határérték felé kerül a szennyezők koncentrációja, és sajnos ezáltal Európa egyik legrosszabb levegőjű területévé válik ez az egykori nehézipari központ. Budapesten azonban a háztartási tüzelés mellett a közlekedésből származó PM a legmeghatározóbb. A téli hónapokban a megrekedő hideg levegőben az aeroszolokon kívül más szennyezők, például a nitrogén-oxidok (NO<sub>x</sub>) is felhalmozódhatnak, melyek együttesen napokig fennálló magas szennyezettségi helyzetet képezhetnek a fővárosban.

A porkibocsátást tovább elemezve kimutatható, hogy városi környezetben mindkét nagyobb mérettartomány, azaz a PM<sub>2,5</sub> és PM<sub>10</sub> is jelen van. A nagyobb szemcsék főként az útfelületek és a házfalak folyamatos kopásának, valamint az építkezési beruházások mechanikai kölcsönhatásainak eredményeként kerülnek a levegőbe, míg a kisebb frakció elemei elsősorban a közlekedési eszközök által, a különböző motorok égéstermékeként jutnak ki a légkörbe (*Diapouli et al.*, 2017).

A városi és vidéki levegő tehát tartalmaz aeroszolszemcséket, melyek bekerülnek a lakosok szervezetébe. A levegőből való kikerülési idejüktől függően rövidtávon, pár nap alatt és hosszútávon, akár évek elteltével is kifejthetik egészségügyi hatásaikat (*Bell et al.*, 2014). Méretüktől függően különböző mélységekig eljuthatnak, így széles körben fejtik ki hatásukat. A nagyobb részecskék a légzőrendszer felső részén, akár már az orrüregben elakadhatnak, így hatásuk igen rövidtávú. A PM<sub>10</sub> elemei bejutnak a tüdő felső részébe, a hörgőcskéig, ahol letapadva gyulladást okozhatnak. Ezután a már meglévő légzőszervi megbetegedések súlyosbodását idézik elő, molekuláris szintű folyamatokat indítanak el és csökkentik a tüdő betegségekkel szembeni ellenállását is. A kisebb szemcsék a léghólyagocskákban összegyűlve fejtik ki negatív hatásaikat, mint a lokális gyulladás és a véralvadás, amely könnyen súlyos megbetegedésekhez (például elszabadult vérből, levegőből és idegen szövetből felépülő trombus, azaz vérrög általi tüdőartéria elzáródás (trombózis) okozta tüdőembólia) vezethet. Emellett a tüdőrák, az egyéb szív- és tüdőbetegségek (pl.: infarktusz) és az asztma kialakulásának is nagyobb az esélye a hosszútávú levegőszennyezés környezetében élők esetében (*Anderson et al.*, 2012). Természetesen a közelben lévő emissziós források mennyisége rendkívül fontos, de az egyének kora és egészségügyi állapota az egyik fő szempont a megbetegedések

kialakulásának és mértékének vizsgálatakor. A  $PM_{2,5}$  részecskék kis átmérővel, de nagy felülettel rendelkeznek, ezáltal könnyen más, esetleg mérgező hatású anyagokat is bejuttathatnak és felhalmozhatnak a légutakban, amik ezután a tüdővel való légcseré következtében az egész szervezetben kifejthetik negatív hatásaikat (Xing *et al.*, 2016).

Az első átfogó vizsgálat a légszennyező anyagok általi hosszútávú expozíció egészségügyi hatásairól az 1970-es évek Amerikájában, azon belül is az északkeleti és középnyugati területeken zajlott le. Az ún. „Harvard Hat Város Tanulmánya” egy 16 éves mérésorozat volt, amely során 6 eltérő ipari tevékenységet űző, más-más légszennyezettségi profillal rendelkező, különböző nagyságú, beépítettségű és lakosságú városban telepítettek mérőállomásokat, melyeken azonos módon rögzítették az olyan fontos szennyezők, mint például a  $NO_2$  (nitrogén-dioxid), kén-dioxid ( $SO_2$ ), ózon ( $O_3$ ), szulfátok, savas kémhatású aeroszolok valamint a TSP (teljes lebegő részecsketartalom), ezen belül az inhalálható illetve a finom részecskék koncentrációit, hogy éves átlagokat állítsanak elő az eredményekből. Az adatrögzítés mellett a 6 városból összesen 8111 felnőtt önkéntes lakos került kiválasztásra, hogy nem, kor (25-74 év), magasság, súly, dohányzási szokás, legmagasabb iskolai végzettség és korábbi kórtörténet alapján kategorizálva, a kezdeti orvosi vizsgálatokat 3, 6 és 12 év múlva újra elvégezve következtetéseket lehessen levonni a megbetegedések, halálozások és a légszennyezettség közötti hosszútávú összefüggésekről. Az eredeti kísérlet eredményei 1993-ban kerültek publikálásra (Dockery *et al.*, 1993). A tanulmány kimutatta, hogy a halálozások legjelentősebben a dohányzáshoz kapcsolódtak, ezért ezen hatás kiszűrése után könnyen kimutathatóvá vált, hogy a finomszemcsés ( $PM_{2,5}$  és szulfátok) levegőszennyezés és a halálozási arány (a tüdőrák és a keringési betegségek általi halálozások) között szoros összefüggés állapítható meg a kiválasztott amerikai városokban. A legjelentősebben szennyezett város (Steubenville) halálozási rátája 1,26-szor (95%-os konfidencia intervallum, 1,08-1,47) nagyobb volt, mint a legkevésbé szennyezetté (Portage). A 2000-es évek elején az eredeti vizsgálatban résztvevők iratai közül 250 véletlenszerűen kiválasztott kérdőívet és halotti anyakönyvi bizonyítványt vizsgáltak meg újra adatminőségi ellenőrzés céljából. Elsősorban a különböző méretű aeroszolok koncentrációinak validálása volt a cél, hiszen ezek mérése vált a legfontosabbá a tanulmány konklúziója alapján. A reanalizáló csapat munkája során kisebb pontatlanságokat és eltéréseket talált (általában kisebb adatok, mint a valóságban), de ezek epidemiológiai szempontból nem voltak jelentősek, így összességében azt állapították meg, hogy az eredeti vizsgálatok végeredménye teljes mértékben megfelelő adatokat szolgáltatott (Krewski *et al.*, 2005).

Az adatok újbóli átvizsgálására azért volt szükség, mert a tanulmány eredményei nagyon fontos szerepet játszottak az USA PM<sub>2,5</sub> kibocsátásra vonatkozó levegőkörnyezeti célkitűzésének kialakításában. A kormányoknak ugyanis lehetőségük van arra, hogy saját maguk által elfogadott egészségügyi határértékeket vezessenek be, melyek országonként eltérőek lehetnek, mivel ezekben a helyi hatások és emissziók figyelembevételével tudják meghatározni azokat (az esetenként a világszerte elfogadott átlagtól nagymértékben eltérő) küszöbértékeket, amelyek betartása nem okoz különösen nagy nehézséget semelyik szektorban sem (*Pope et al.*, 2016).

Mivel a légszennyezés sok esetben országhatárokon átívelő probléma, így fontos a nemzetközi összefogás. 2008 és 2011 között 25 európai nagyvárosban végeztek rendszeres egészségügyi (elsősorban légúti és szív-érrendszeri vizsgálatok) és levegőminőségi méréseket, hogy a kapott adatok elemzésével rámutassanak a rossz levegő és az ennek hatására bekövetkező megbetegedések, halálozások kapcsolatára. Az már korábbról ismert volt, hogy a nagy koncentrációjú PM szennyezés és a kardiovaszkuláris megbetegedések és halálozások között erős kapcsolat van (*Brook et al.*, 2010). Az Aphekom projekt eredményei megmutatják, hogy ha a városokban a WHO szerinti 10 µg/m<sup>3</sup> mennyiségű PM<sub>2,5</sub> kibocsátás és kevesebb ózon (O<sub>3</sub>) lenne jelen, akkor a 30 éves korban várható élettartamhoz a mostanihoz képest 22 hónap adódna hozzá. A tisztább levegő az életminőség javulásán kívül gazdasági előnyökkel is járna, ugyanis kevesebben szorulnának kórházi kezelésre, csökkennének az egészségügyi kiadások és betegség miatti hiányzások. A vizsgált városok közül egyedül Stockholmban sikerült betartani a mindkét PM frakcióra előírt WHO határértékeket, viszont PM<sub>10</sub>-ből Malaga és Dublin városa is a 20 µg/m<sup>3</sup> alatt tudott maradni. A legmagasabb eredmények Bukarestben fordultak elő, ahol az éves átlagos PM<sub>2,5</sub> érték 38,2 µg/m<sup>3</sup>, a PM<sub>10</sub> érték pedig 55,3 µg/m<sup>3</sup> lett. Sajnos a mediánok is (PM<sub>2,5</sub>: 16,6 µg/m<sup>3</sup>, PM<sub>10</sub>: 27,6 µg/m<sup>3</sup>) az ajánlott mennyiség felett voltak (*Pascal et al.*, 2013). A tanulmányban bemutatásra kerültek azok a jóléti és gazdasági előnyök, melyek a jó levegőminőségű városokban jellemzők. Remélhetőleg a publikált eredmények is hozzájárulnak ahhoz, hogy egyre többen próbáljanak meg tenni a tisztább levegőért.

Hazánkban három időkategóriába sorolják a szennyezők határértékeit. Az órás, 24 órás és éves intervallumok célértékeit minden fontos, külön veszélyességi csoportokba sorolt szennyezőre meghatározták. A PM<sub>10</sub> egészségre és környezetre gyakorolt hatása alapján a III. kategóriába, a veszélyes elemek közé került, míg a legtöbb nehézfém, mint például az

ólom, az I. kategóriába, amit különösen veszélyesként tartanak számon. Minden rövid-, közép- és hosszútávú ajánlott mennyiséghez tartozik egy [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]-ben megadott határérték és egy tűrészatár, ezek mellett megadható egy tájékoztatási és egy riasztási küszöbérték is.  $\text{PM}_{10}$  esetében:

- 24 órás határérték:  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (ami egy évben 35-nél többször nem léphető át)
- 24 órás tűrészatár: 50%
- Éves határérték:  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (előre meghatározott számú heti mérések alapján)
- Éves tűrészatár: 20%

A  $\text{PM}_{2,5}$ -re vonatkozó nemzeti expozíciócsökkentési cél a maximális  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  elérése 2020-ra.

A 4/2011. (I. 14.) VM rendelet szerint a tájékoztatási küszöbérték szálló porra (24 órás átlagolást követően)  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , a riasztási küszöbérték pedig  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (akkor, ha két egymás utáni napon fennállnak ezek az értékek és nem várható változás az időjárási helyzetben).

### **1.4.1 WHO Levegőminőségi Útmutató**

Az ENSZ egyik fontos szervezeteként a WHO (World Health Organization) fő feladata a nemzetközi egészségügyi kérdések megvitatása, a felmerülő problémák megoldása és a kutatás. A munka igen széles keretek között mozog; meglévő betegségek gyógy módjának keresésétől technológiai fejlesztéseken át a megelőzésig számos projekt lelhető fel a tagállamok bármelyikében.

A megfelelő egészségügyi háttérhez elengedhetetlenül hozzátartozik a szennyezésmentes tiszta levegő megléte. Sajnos az iparosodás kora óta ennek fenntartása egyre nagyobb nehézségekbe ütközik. Az emberi tevékenységek által a légkörbe bocsátott anyagok nagy része káros hatással van mind a környezetre, mind az élő szervezetekre. A mesterséges úton létrejövő szennyezők kémiai összetétele nem ismert minden esetben, így a levegőben újonnan megjelenő kölcsönhatások értékeléséhez számos mérőberendezésre és vizsgálatra van szükség.

A világ nagy részén található regionális háttérszennyezettség-mérő állomások, melyek regisztrálják a különféle szempontok alapján kiválasztott anyagok (elsősorban a környezetre legnagyobb negatív hatást kifejtő szennyezők, mint a PM-ek, az ózon, a NO<sub>x</sub>-ok, nehézfémek) koncentrációit. Az európai EMEP-hez hasonló szervezetek munkája által minden területre megadható egy olyan határérték, amely nagy tér-és időbeli skálán átlagosnak mondható.

A WHO AQG (Air Quality Guideline) célja a légszennyezés egészségügyi hatásainak csökkentéséhez való útmutatás biztosítása minden érdeklődő számára. Az összefoglaló jelentéseket nagyjából 10-15 évente újra előveszik és kibővítik az azóta kiértékelt kutatások eredményeivel, így az olvasók számára mindig biztosítják az aktuális, vagy a közelmúltban jelentkező problémák teljeskörű megismeréséhez szükséges tudnivalókat.

A legfrissebb, 2018-as jelentésben a következő határértékeket találhatjuk [5]:

- PM<sub>2,5</sub>-re:      Éves átlag: 10 µg/m<sup>3</sup>              24 órás átlag: 25 µg/m<sup>3</sup>
- PM<sub>10</sub>-re:      Éves átlag: 20 µg/m<sup>3</sup>              24 órás átlag: 50 µg/m<sup>3</sup>

Ezek az értékek - főként az éves átlagok – nagyon alacsonyak, de betartásukkal jelentősen csökkenteni lehetne a levegőszennyezés mértékét. Az emberi egészségre gyakorolt hatásuk szempontjából azonban elmondható, hogy akár a küszöbértéket el sem érő koncentráció is okozhat megbetegedéseket, hiszen az egyének egészségügyi állapotuknak megfelelően reagálnak a szennyezők jelenlétére. Vagyis a határérték alatt tartott koncentrációk sem nyújthatnak teljes biztonságot mindenki számára, így nagyon fontos lenne, hogy világszerte sikerüljön visszafogni a kibocsátást a fejlett és a fejlődő országokban egyaránt.

## 2. Nemzetközi mérések (EMEP mérőhálózat)

A hosszútávú tartózkodási idővel rendelkező szennyezőanyagok országhatárokon átívelő transzportja miatt nagyon fontos, hogy nemzetközi szinten legyenek olyan mérőállomások, amelyek azonos módon regisztrálják a koncentrációkat, így biztosítva megfelelő minőségű adatokat a jövőbeli kutatások számára.

A XX. század második felétől kezdve a mezőgazdasági fejlődés elősegítésének érdekében kezdték el vizsgálni a megművelt területek tápanyagbevitelét. A kutatás során felmerült, majd bizonyossá vált, hogy a csapadékban jelentkező növekvő savtartalom (az akár nagy távolságban elhelyezkedő) ipari vidékeken kialakuló kén emisszióból származtatható (*Oden, 1968*). Az évek során számos bizonyíték állt elő annak kapcsán, hogy az egyre növekvő antropogén kibocsátások révén a légkörbe kerülő káros anyagok számos környezeti problémáért felelnek. Emiatt a következő évtizedekben céltudatos kutatás indult a szennyezőanyagok szállítódási folyamataival kapcsolatosan, melyeket 1977-től kezdve a Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet (Organisation for Economic Cooperation and Development, OECD) koordinálta. Az újonnan létrejövő mérőállomásokat modern eszközökkel szerelték fel, majd megkezdődött a szennyezőanyagok nagyskálájú transzportjának megfigyelése.

1979-ben írták alá az országhatárokon átívelő levegőszennyezésről szóló egyezményt (The Convention On Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) amely fontos mérföldkő volt a légszennyezés csökkentése érdekében elfogadott hivatalos nemzetközi összefogások történetében. Az egyezmény tudományos alapokon nyugvó, politika által irányított megfigyelő és értékelő programja az EMEP (European Monitoring And Evaluation Programme) melynek elsődleges célkitűzése a hosszú tartózkodási idejű szennyezők emissziójának nemzetközi szinten történő csökkentése, valamint ezek regionális és térbeli elterjedésének vizsgálata [7]. Kezdetben az EMEP feladata a savasodást és az eutrofizációt okozó anyagok megfigyelése volt, ám később a felszínközeli ózon, a szerves szennyezők (POP-ok), a nehézfémek és a légköri aeroszolok (PM-ek) koncentrációjának elemzése is a program meghatározó részévé vált. Az új mérési eljárásoknak köszönhetően az állomásokon megfigyelt paraméterek listája folyamatosan bővül és a nemzetközi összefogásnak köszönhetően egyre több kutatónak van lehetősége kipróbálni és fejleszteni a megfigyelési programot.

A megfelelő minőségű tiszta levegő alapfeltétele egy jól működő ökoszisztémának. Sajnos ezt a feltételt az iparosodás kora óta egyre nehezebb fenntartani, ugyanis az antropogén szennyezők nem csak az forrásterületeken, hanem az onnan nagy távolságokra elhelyezkedő vidékeken is kifejtik káros hatásaikat. Az EMEP hálózatban detektált anyagok fizikai és kémiai tulajdonságaik, reakcióik révén komoly légszennyezési gondokat okozhatnak. Hatásukat számos projektben vizsgálják, melyekhez az azonos időközönként történő adatgyűjtés, a levegő és a csapadék minőségének ellenőrzése valamint a szennyezőanyagok transzportjának és kiülepedésének modellezése révén kapott megfelelő mennyiségű és minőségű adatok nagy segítséget tudnak nyújtani. A szennyezőanyagok be- és kikerüléséről, a sokszor országokon túlmutató terjedéséről, koncentrációjának változásairól valamint az egészségügyi határértékek esetleges túllépéséről minden tagország éves jelentésben számol be. A mérőhálózaton belül 5 központ (CEIP, CCC, MSC-W, MSC-E, CIAM) és 4 munkacsoport (TFEIP, TFMM, TFIAM, TFHTAP) felel a kontinensen történő mérések és modellfuttatások gördülékeny lezajlásáért, melynek eredményeihez bárki hozzá tud férni a hivatalos honlapon ([www.emep.int](http://www.emep.int)). A [www.ebas.nilu.no](http://www.ebas.nilu.no) weboldalon az EMEP mellett az összes GAW (Global Atmosphere Watch) állomás adatai megtalálhatók, és mérési helyszín, eszköz vagy megfigyelt komponens alapján is kikereshetők az eredmények. Ezek segítségével bármely érdeklődő komplex képet kaphat a múltbeli és jelenlegi helyzetekről, melyek vizsgálata után könnyebb az emisszió csökkentésére vonatkozó esetleges ötleteket megalkotni, megvitatni és megvalósítani.

A központok Ausztria, Norvégia és Oroszország területén találhatók. Bécsben van a CEIP (Centre of Emission Inventories and Projections) és a CIAM (Centre for Integrated Assessment Modelling) székhelye. Előbbi felel a legfontosabb szennyezők (mint a szén-monoxid (CO), Ammónia (NH<sub>3</sub>), szállópor (PM), nehézfémek, stb.) kibocsátási leltárjának fenntartásáért és a jövőbeli emissziók előrejelzéséért, ellenőrzi a tagországok által beküldött eredményeket, hogy a jelentett adatok megfelelő minőségűek legyenek valamint hosszútávú terjedési modellekhez készít bemeneti adatállományokat. A CIAM feladata a légszennyezés és az éghajlatváltozás (főként az üvegházhatású gázok) kapcsolatának vizsgálata. Az adatok felhasználásával kibocsátási előrejelzéseket készít, illetve modellezi a szennyezőanyagok szórását és egészségügyi hatásait. Jelentéseivel elősegíti a kibocsátáscsökkentési tervezetek jogi háttérének kidolgozását a döntéshozó szervezetek számára. Norvégia keleti részén, Kjeller városában található a CCC (Chemical Coordinating Centre) központja, ahol az anyagok immisszióját vizsgálják, tehát az élő szervezetek által felvehető mennyiségeit

jegyzik fel. Innen nem messze, a fővárosban, Oslóban lelhető fel a főként szoftverfejlesztéssel és légköri diszperziós modellekkel foglalkozó MSC-W (Meteorological Synthesizing Centre – West) centrum. Az MSC-E (Meteorological Synthesizing Centre – East) moszkvai központjában is a környezetszennyező anyagok modellezése a fő feladat.

Az EMEP által regisztrált adatok regionális háttérszennyezettség elemzéséhez használhatók, ugyanis a mérőállomásokat igyekeztek az emberi tevékenységek befolyásoló hatásától messzebb elhelyezni, hogy a kapott értékek nagyobb területre legyenek reprezentatívak, regionális szinten is fel tudják őket használni. Ahhoz, hogy a megfigyelt koncentrációk változásait nyomon lehessen követni szükség van egy megfelelő térbeli eloszlással rendelkező állomáshálózatra (*Torseth et. al., 2012*). Ennek kivitelezése néhány országban nem egyszerű feladat, mivel a domborzati viszonyok számos esetben megnehezíthetik a mérési helyszínek telepítését. Magyarországon az Országos Meteorológiai Szolgálat háttérszennyezettség-mérő állomásain folynak a különböző szennyezők mennyiségi vizsgálatai, melyek közül két helyszín, K-pusztá és Farkasfa is tagja az EMEP programnak. Farkasfa az ország nyugati részén, az Őrségi Nemzeti Parkban található, K-pusztá pedig az ország középső szektorában, Kecskeméttől északnyugatra 15 km-re, Budapesttől délkeletre 70 km-re helyezkedik el. Mindkét állomás viszonylag zavartalan környezetben, erdőkkel, legelőkkel, megművelt földekkel tarkított térségben található. Elhelyezkedésük révén háttérszennyezettség megfigyelésére is tökéletesek a helyszínek, mivel nagyvárosoktól, gyártelepektől és egyéb lokális forrásoktól távol találhatóak (*Ferenczi et. al., 2016*).

Az antropogén hatások befolyását figyelembe véve több különböző állomástípus lelhető fel, szinte minden országban találhatunk mérőhelyeket lakott területektől messze lévő elhagyatott helyeken, mezőgazdasági régiókban, kül- és belvárosi helyszíneken illetve emissziós központok közvetlen közelében. Minden állomásfajta olyan adatokat regisztrál, amelyeket együttesen vizsgálva komplex képet kaphatunk az egyes szennyezőanyagok légköri koncentrációinak változásáról és terjedésük idő- illetve térbeli jellemzőiről.

A mérési módszereknél a legfontosabb kritérium a könnyű kivitelezhetőség, amely által egyszerűen összevethető eredményeket lehet detektálni a hálózat bármely állomásán. Mivel számos megfigyelt szennyezőanyag nagyon kis koncentrációban van jelen, így ezek megfelelő pontosságú mérése elengedhetetlen (*Torseth et. al., 2012*). A légköri aeroszolok mennyiségének mérésére több lehetőség áll rendelkezésre.



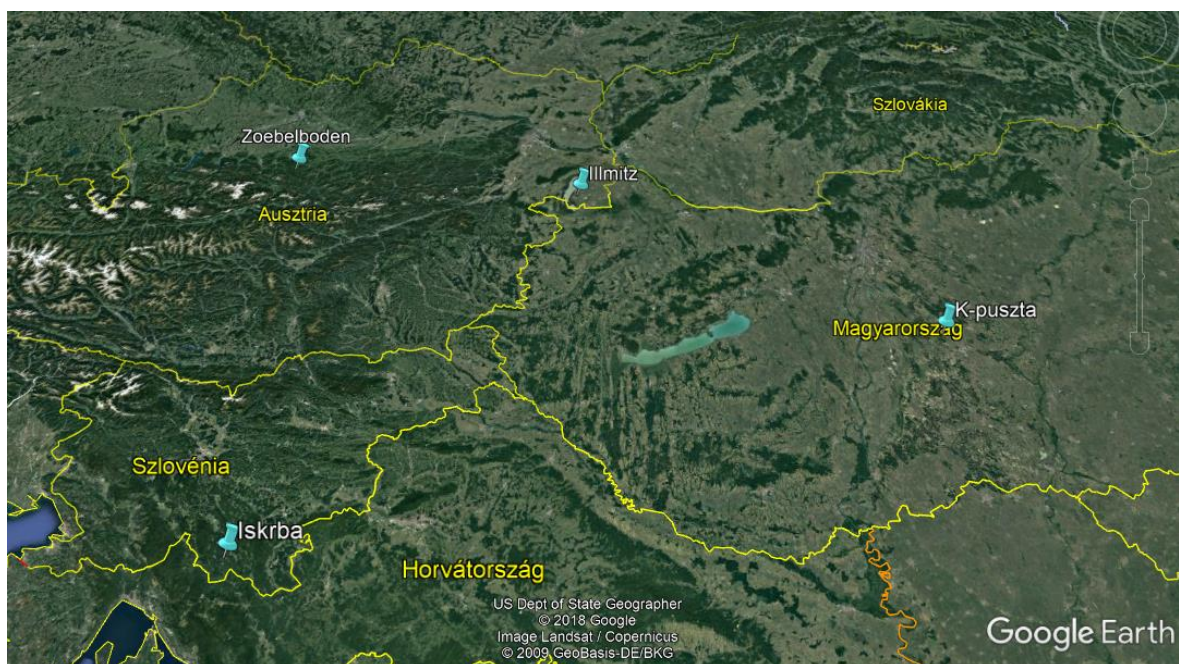
A regionális háttérszennyezettségi mérések mellett az EMEP egyik legnagyobb munkacsoportja, a TF HTAP (Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution) hemiszférikus transzporttal foglalkozik, így a legfontosabb szennyezők, vagyis a PM-ek, az ózon, a higany és a hosszú életű szerves szennyezőanyagok terjedésének vizsgálata és modellezése az egész északi félgömbre ki van terjesztve. A másik 3 munkacsoport fontos szerepet vállal a hálózat megfelelő működésében. A TFEIP (Task Force on Emission Inventories and Projections) a CEIP-pel együttműködve segíti a résztvevő országokat az egyezményben megadott módon történő adatmérések kivitelezésében és a jelentések szakszerű beadásában. Ezáltal a feladatuk magába foglalja a kibocsátás-nyilvántartási kézikönyv rendszeres ellenőrzését, kibővítését, műszaki fejlesztését és egy nemzetközi technikai fórum fenntartását is, amelyben szakértők adnak tanácsokat bármely problémával kapcsolatban. A TFMM (Task Force on Measurements and Modeling) egy 2000 óta működő fórum, melyben a tagországoknak lehetősége nyílik értékelni a mérések és modellezések eredményeit, valamint a jövőbeli fejlesztési terveket is megvitathatják egymással, ezáltal a szorosabb nemzetközi összefogás kiépítésében is fontos szerepe van. A negyedik munkacsoport, a TFIAM (Task Force on Integrated Assessment Modelling) 1986-ban alakult meg, és azóta a CIAM által felügyelve dolgozza ki a költséghatékony emissziócsökkentési módszereket. Emellett rendszeresen felülvizsgálja a meglévő protokollokat és éves jelentésével hozzájárul a szerződő felek potenciális jövőbeli jogi eszközeinek kialakításához. Az EMEP-hez hasonló mérési programok a többi kontinensen is megtalálhatók, és ezek együttesen adják a WMO GAW (Global Atmosphere Watch) Globális Földmegfigyelő Rendszerének alapját, mellyel az egész földi légkörre vonatkozóan tudnak előrejelzéseket készíteni.

## **2.1 Négy állomás értékeinek összehasonlítása**

A továbbiakban a hazai K-pusztán mért adatok szomszédos országok állomásain megfigyelt értékekkel való összehasonlítása következik. 2008 és 2011 közötti téli helyzetek elemzéséhez a magyar állomás mellett az ausztriai Illmitz és Zoebelboden, valamint a Szlovéniában található Iskrba adatsorai kerülnek felhasználásra. Ezen helyszínek elhelyezkedése a *2.1.1 ábrán* látható.

A térkép segítségével könnyen összehasonlíthatók a mérőállomások környezetében uralkodó domborzati viszonyok. Kettő nagyjából sík térségben (K-puszta és Illmitz), a másik kettő (Zoebelboden és Iskrba) pedig hegyvidéki területen található.

A domborzat és a beépítettségi viszonyok nagy mértékben befolyásolják egy terület levegőminőségi besorolását. A tengerszint feletti magasság növekedése a nyomás és a hőmérséklet csökkenése mellett a szennyezőanyagok koncentrációját is csökkenti, hiszen ha a keveredési réteg felett helyezkedik el a mérőállomás, akkor az alsó rossz minőségű levegő helyett a tiszta fenti légréteg adatait rögzíti.



2.1.1 ábra: A mérőállomások elhelyezkedése

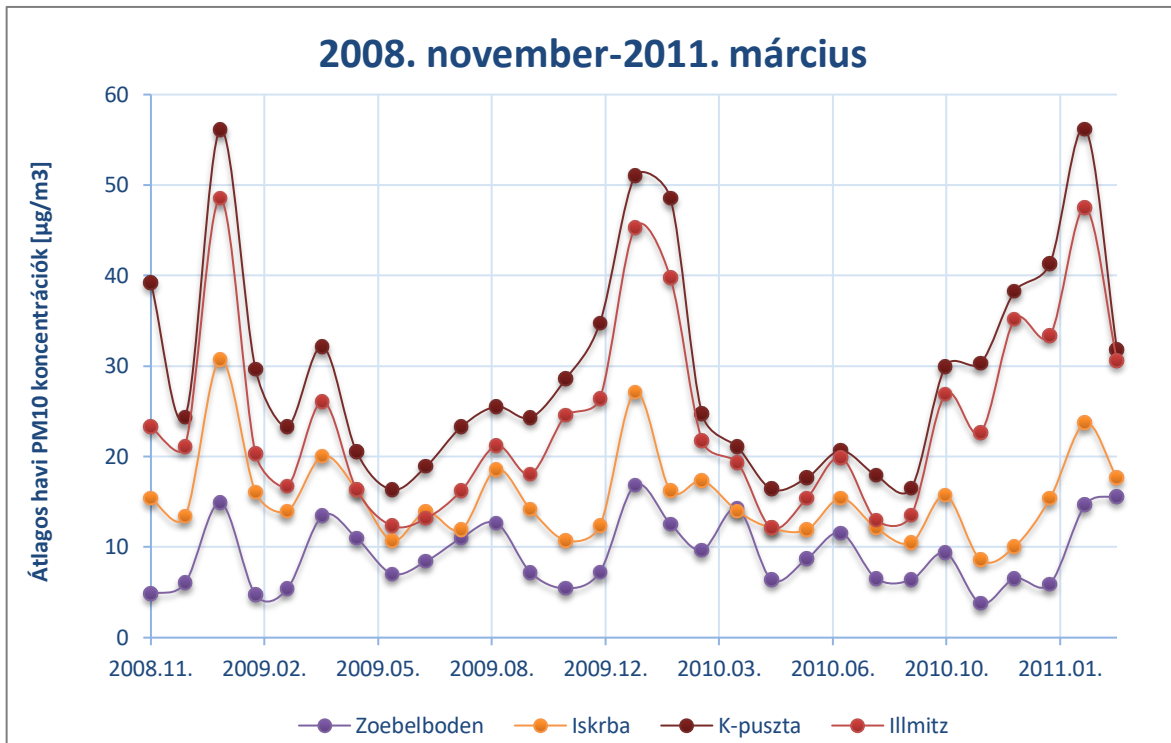
Zoebelboden a Kalkalpen Nemzeti Parkban, Felső-Ausztria déli részén helyezkedik el. A 900 m-es magasságba telepített mérőállomás 1995 óta rögzíti a különböző szennyezőanyagok koncentrációit. Az EMEP mellett egy másik nemzetközi szerveződésnek, az UNECE-nek (United National Economic Commission for Europe) is tagja, és a gazdasági bizottság integrált megfigyelési programja révén a levegőminőségi mérések mellett ökoszisztémához kapcsolódó vizsgálatokat is végeznek az állomáson.

A másik osztrák mérőhely, Illmitz a Neusiedler See-Seewinkel Nemzeti Parkban található, az ország keleti részén, Burgenland tartományban. Tengerszint feletti magassága 117 m (Podrascanin et. al., 2013), 1978 óta végeznek meteorológiai megfigyeléseket és mérik a szennyezőanyagok koncentrációbeli változásait.

A szlovéniai Iskrba meteorológiai megfigyelőállomás nagyjából 800-1200 méter magas túlevelű erdővel borított hegycsúcsok között található egy tisztáson, 532 méterrel a tengerszint felett. A PM-ek koncentrációjával és kémiai elemzésével is foglalkoznak a 22 éve folyamatosan működő állomáson.

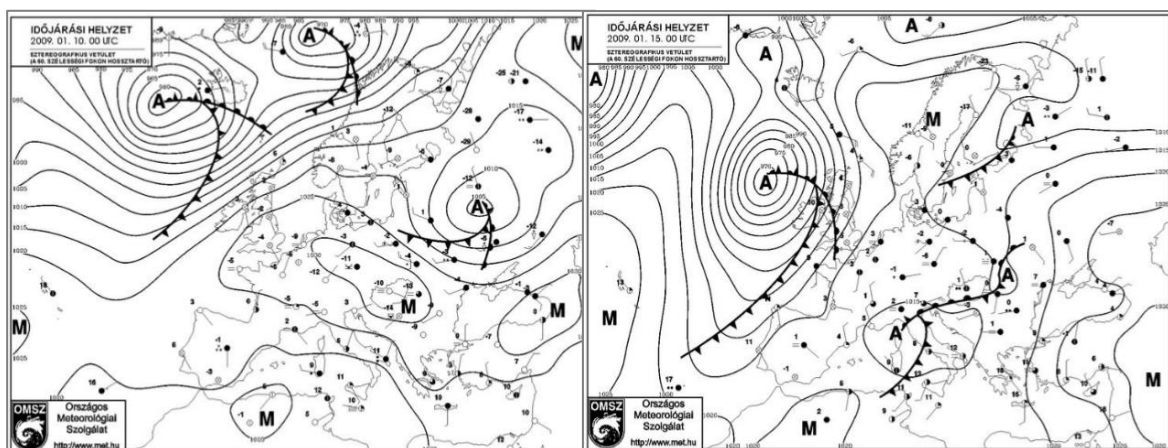
K-puszta 136 m-es magassággal rendelkező, Kecskemét közelében elhelyezkedő, az Országos Meteorológiai Szolgálat háttérszennyezettség-mérő hálózatának egyik legfontosabb állomása, ahol 1973 óta foglalkoznak csapadék- és levegőminták begyűjtésével. Az állomás egy tisztáson található, közvetlen szennyezőanyag forrás nincs a közelében, így regionális szinten felhasználható adatokat biztosít.

A 2.1.2. ábrán a 4 kiválasztott állomás havi átlagos PM<sub>10</sub> koncentrációi láthatók a 2008 novemberétől 2011 márciusáig tartó időszak alatt. Jól látható, hogy az állomások éves menete nagyjából megegyezik, viszont a koncentrációk lényegesen eltérnek. A magasabb területeken (Zoebelboden és Iskrba) az átlagos értékek végig az alacsonyabb állomások által regisztrált adatok alatt maradnak, tehát általában elmondható az, hogy a magasság növekedésével javul a levegő minősége. Ennek oka a domborzati és beépítettségi viszonyokban rejlik, mivel a hegyi állomások sokkal távolabb vannak az antropogén emissziótól, így kevesebb (csak a hosszabb tartózkodási idővel rendelkező) káros anyag jut el ezekre a területekre, valamint helyzetük révén vékony keveredési réteg esetén számos alkalommal a magas szennyezőanyag tartalmú alsó réteg fölé kerülnek, így tisztább, egészségesebb levegőt figyelhetnek meg, mint az alacsony tengerszint feletti magassággal rendelkező állomások (mint például Illmitz és K-puszta). A magasságbeli eltérések miatt a szélviszonyok sem azonosak a hegyi, illetve a síkságon elhelyezkedő állomások közelében. A szél erősség nő a magassággal, így a feljebb lévő mérőhelyek közelében kisebb az esélye a légtömegek hosszú időn át tartó megrekedésének.



2.1.2 ábra: 2008. november – 2011. március

A koncentrációbeli eltérésektől eltekintve azonban látható, hogy a detektált változások tendenciában és időben is hasonlóan játszódnak le az egyes állomásokon. Erre jó példa a 2009. januárjában megjelenő hirtelen csökkenés, amit egy hosszú ideig fennálló anticiklonális helyzetet megtörő, a térség felé sodródó ciklon okozott. A 2.1.3 ábrán a 2009. január 10. és 15. 00 UTC-re vonatkozó analízistérképek láthatók, melyeken jól kivethető a megváltozott időjárási helyzet.



2.1.3 ábra: 2009. január 10. és 2009. január 15. helyzetek [8]

Az időben nagyjából ugyanakkor megjelenő PM<sub>10</sub> koncentrációbeli csökkenések magyarázata tehát sok esetben nem más, mint az Európa időjárását nagy mértékben befolyásoló makroskálájú mérsékeltövi ciklonok [(makro-β, horizontális kiterjedésük 2000 és 10.000 km között van, élettartamuk egy naptól egy hónapig tarthat (Orlanski, 1975)] és mezoskálájú frontjaik [(mezo-α, vízszintesen 200-2000 km-ig terjedhetnek ezek a pár napig fennmaradó időjárási jelenségek (Orlanski, 1975)] átvonulása, mely során a megélénkülő szelek megtisztítják a levegőt és visszaállítják a megfelelő levegőminőséget. Méretükből adódóan ezen jelenségek hatásai (éppen úgy, mint a szennyezőanyagok terjedésénél) egyszerre több országot is érinthetnek és így jelennek meg az erősen hasonló eredmények a szomszédos nemzetek adatsoraiban.

Három nagyobb kiugrás figyelhető meg az ábrán. Az elemzés során kimutatható, hogy a koncentrációk növekedése általában novemberben kezdődik, majd január-február körül éri el a maximumot, ahonnan márciusra visszatér az alacsonyabb (novemberhez hasonló) értékekhez. Az év további részében a PM<sub>10</sub> koncentrációk végig kisebbek maradnak, így levonható az a következtetés, hogy a hidegebb időszakokban sokkal gyakoribbak a levegőszennyezési epizódok (Molnár et al., 2016). Ez elsősorban a téli alacsony hőmérsékletekben megnövekvő kibocsátásnak (lakossági fűtés) és a speciális időjárási körülményeknek köszönhető (sokáig fennálló anticiklonális helyzetek).

### **3. PM epizódok jellemzői Magyarországon**

Magyarország földrajzi elhelyezkedését tekintve speciális helyzetben van, a Kárpát-medencében található, ezáltal a környező országok hegységeiről leáramló levegő sok esetben megreked hazánk felett. A beérkező szelekkel együtt pedig a helyi kibocsátások mellett többlet szennyezőanyagok is bekerülhetnek a medence feletti légtömegekbe. Ez a hatás a téli hónapokban nagyban hozzájárul a rossz levegőminőségi adatokhoz, mivel ekkor az alacsony hőmérsékletű, szennyezett levegő hosszú hetekig megmaradhat a nagy kiterjedésű síkságok felett, különösen a számottevő légáramlás nélküli anticiklonális helyzetekben (Molnár et al., 2016). A hideg időjárás miatti fokozott háztartási tüzelés jelentősen megnövelhetik ekkor a PM<sub>10</sub> koncentrációkat, viszont a különböző ipari tevékenységek és a gépjárműforgalom is fontos forrása az antropogén „szálló por” frakciónak. A magas PM epizódok a forrásokon kívül az időjárási helyzetektől is nagy

mértékben függenek. A horizontális áramlások biztosítják egy adott térség felett a különböző tulajdonságú légtömegek váltakozását, így például egy hidegfront átvonulása megszakíthatja a szennyezetségi epizódot az általa szállított tiszta levegő beáramlása révén. A vertikális átkeveredés mértéke nagyban függ a határreteg magasságától, hiszen ez szabja meg azt a térrészt, amelyben a szennyezőanyagok koncentrációi eloszlásra kerülnek (alacsony rétegmagasság esetén ugyanakkora mértékű kibocsátás nagyobb szennyezetséget eredményezhet). A szennyezetségi epizódok kialakulásának kedveznek az anticiklonális helyzetek. A szélcsendes időszak gátolja az átkeveredést, a felhőmentes égbolt pedig megakadályozza az aeroszolok nedves ülepedését, így a koncentrációk sok esetben addig nőnek, amíg a magasnyomású központot egy másik időjárási képződmény fel nem oszlatja. [9]. Ezek mellett sok esetben a hosszú tartózkodási idővel rendelkező szennyezők országhatárokon átívelő szállítódásuk révén az emissziós központtól akár több száz kilométerre is eljuthatnak, így súlyosbítva tovább az ottani levegőminőségi helyzetet (Ferenczi, 2013).

Télen gyakoriak az olyan helyzetek, amikor a blokkoló magasnyomású központoknak köszönhetően stabil légrétegződés alakul ki a felszín felett, melyhez inverzió és néhány esetben ködképződés is kapcsolódik. A hőmérséklet magassággal való növekedésével a vertikális átkeveredés mértéke lecsökken, így a kibocsátott káros anyagok egy vékony rétegben dúsulnak fel. Ezek az esetek napokig is eltarthat, a megnövekvő szennyezőanyag tartalom szmogot képez, amely a regionális szállítódási folyamatok révén a háttérterületekre is eljut, ahol ugyanolyan mértékű szennyezést alakít ki, mint a nagyvárosokban (Molnár *et al.*, 2016). Ezáltal a téli szmoghelyzetek negatív hatása nem csak az adott települést érinti, hanem az attól egészen távol elhelyezkedő területeken is komoly gondokat okozhat (Jiang *et al.*, 2015). Így tehát sok esetben az sem javítja azonnal nagy mértékben a regionális levegőminőséget, ha a városokban szmogriadót rendelnek el. Az ún. „londoni szmog” főként szén-monoxidból (CO), kén-dioxidból (SO<sub>2</sub>), szálló porból, nehézfémekből és egyéb nagyobb részecskékből, mint például a fosszilis tüzelőanyagok égetése során a levegőbe kerülő koromdarabkákból áll. A különböző gáz halmazállapotú szennyezők (mint például a kén-dioxid (SO<sub>2</sub>) és nitrogén-dioxid (NO<sub>2</sub>)) fő szerepe a másodlagos aeroszolképződésben jelenik meg. Heterogén kondenzáció révén ugyanis újabb másodlagos szervesetlen aeroszolat hozhatnak létre akkor is, ha az emisszió már visszafogásra került (Xheng *et al.*, 2015). A téli szmoghelyzetek jellemzésére azonban leginkább a PM<sub>2,5</sub> koncentrációt használják, hiszen ezen kis részecskének van a legfontosabb szerepe az köd- és

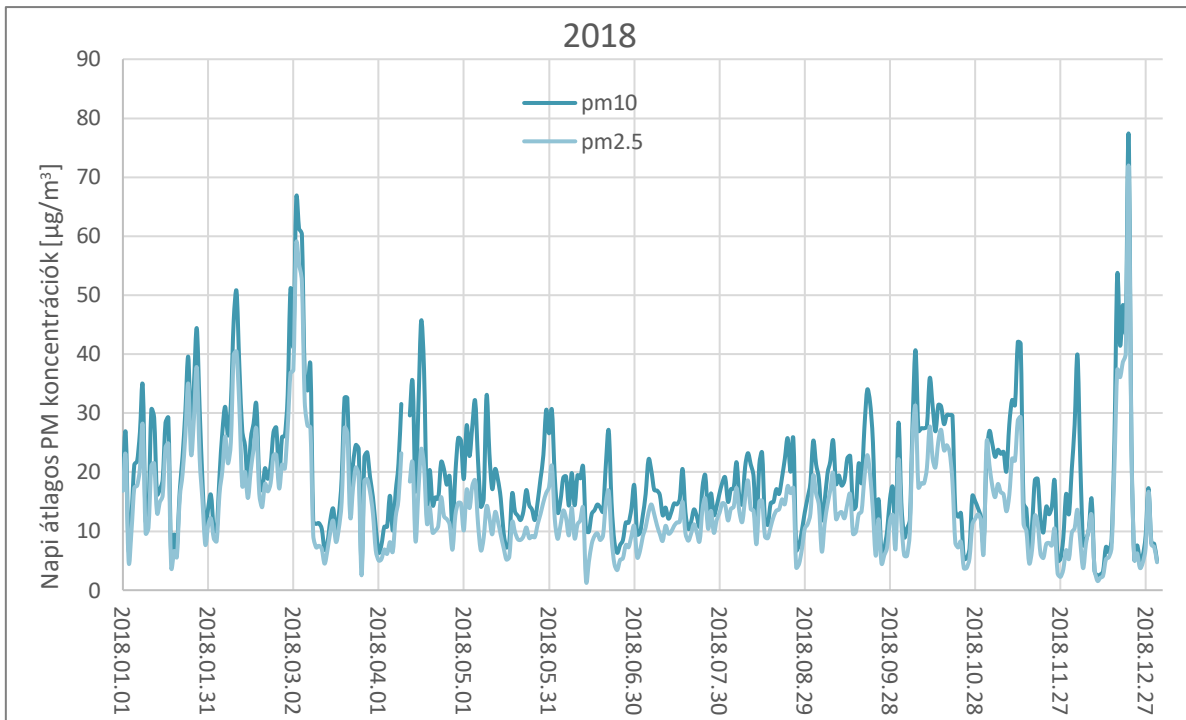
szmogképződésben, a látástávolság lecsökkentésében és az egészségügyi hatásokban (Molnár *et al.*, 2016).

Hazánkban nyáron nem jellemző a hosszantartó magas szennyezettség kialakulása, viszont néhány esetben megjelenhetnek emelkedő PM koncentrációk. Ezeket vagy lokális erdőtüzek, vagy pedig az ún. „Los Angeles-típusú” szmog alakítja ki. A közlekedésből származó szennyezők (nitrogén-monoxid (NO), szén-monoxid (CO)) napsugárzás hatására kémiai reakciókon keresztül a környezetre és egészségre káros ózont (O<sub>3</sub>), valamint nitrogén-dioxidot és szabad gyököket hoznak létre, melyekből füstköd keletkezik. Az ilyen típusú szennyezés kialakulásához a napsütéses, szélcsendes időjárás kedvez. Ilyenkor gyakran csapadék nélküli hóhullámos napok alakulnak ki, melyek hatására az egyre növekvő PM tartalom sem tud kikerülni a légkörből nedves ülepedés révén, így a meglévő helyzetet az aeroszokok feldúsulása tovább ronthatja (Imre *et al.*, 2014).

### **3.1 A 2018-as év folyamán rögzített PM adatok elemzése**

A 3.1.1 ábra az elmúlt évben a K-pusztán található háttérszennyezettségi mérőállomáson megfigyelt PM adatokat mutatja. Látható, hogy késő ősztől kora tavaszig találhatók meg a magasabb értékek, a melegebb hónapok adataiban nincs kimagasló esemény. A két mérettartomány a téli hónapok alatt nagyon közel fut egymáshoz, míg a melegebb időszakokban a PM<sub>2,5</sub> értékek nagyjából a teljes PM<sub>10</sub> tartomány 3/4-ét adják.

A nyári hónapok során több 2,5 mikronnál nagyobb PM van a levegőben. Ezek elsősorban a csapadékmentes/aszályos időszakok során felkeveredő talajszemcsék, illetve a növényi részecskék összességéből tevődnek össze. Néhány esetben azonban a kiugró nyári értékek a mérőállomások közvetlen környezetében kialakuló erdőtüzekkel magyarázható. A növényzet égése nem tökéletes, így a gázok mellett különböző égéstermékek, például kisebb-nagyobb átmérőjű szenesedett növényi részecskék, vagy korom is kerülhet a levegőbe.

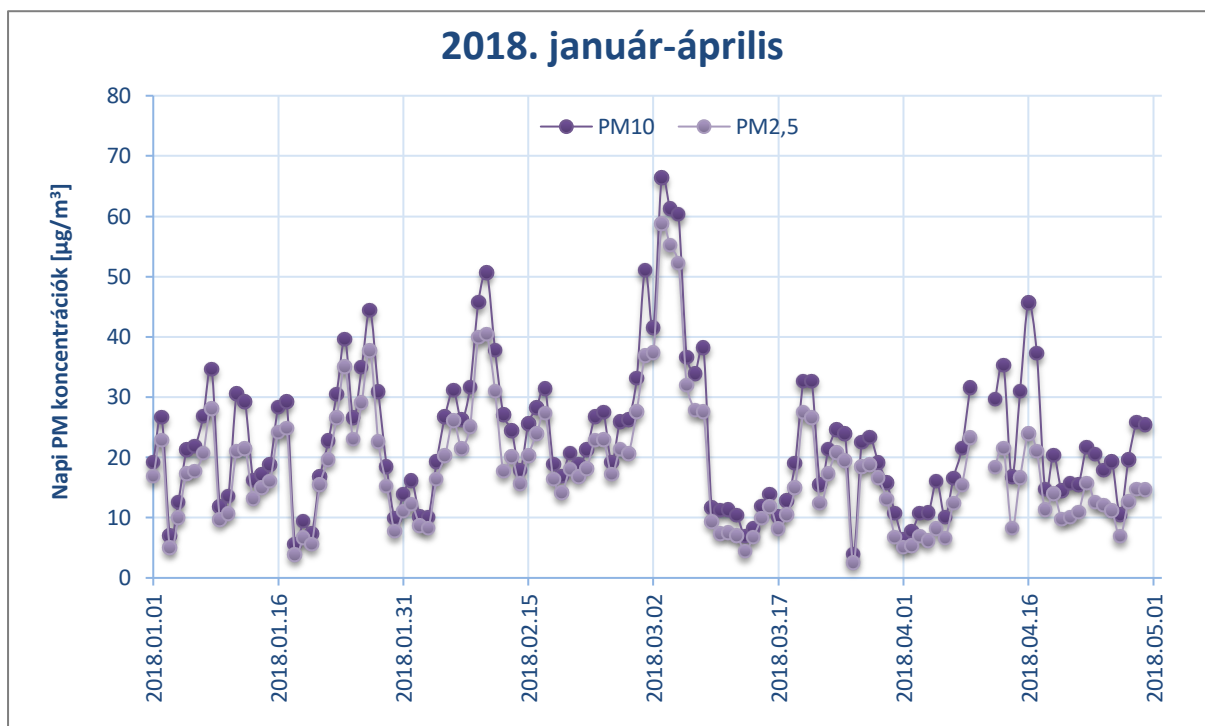


3.1.1 ábra: 2018-as adatok

Az ábra elemzése során látható, hogy a várakozásoknak megfelelően a PM<sub>2,5</sub> görbéje mindenhol a PM<sub>10</sub> adatokat összekötő vonal alatt fut, valamint megfigyelhető még, hogy a levegő hőmérsékletének csökkenésével egyre kisebb a kétfajta mért eredmény közötti különbség, azaz a hideg hónapokban a két vonal majdnem egymás mellett fut, míg nyáron nagyobb az eltérés a kettő értékfajta között. Ebből azt a következtetést lehet levonni, hogy a fűtési időszakban kibocsátott szennyezőanyagok nagy része az egészségügyileg mindenképpen károsabbnak mondható 2,5 µm-nél kisebb átmérőjű csoportba tartozik. A napi átlagok hirtelen változásai miatt egy havi adatsorban az átlagos értékeknél jóval nagyobb napi koncentrációk is előfordulnak, ezért legtöbb esetben az átlagok mellett az adatsor mediánjának, móduszának és egyéb statisztikai paramétereinek áttekintése után lehet pontos képet kapni az adott helyzetről.

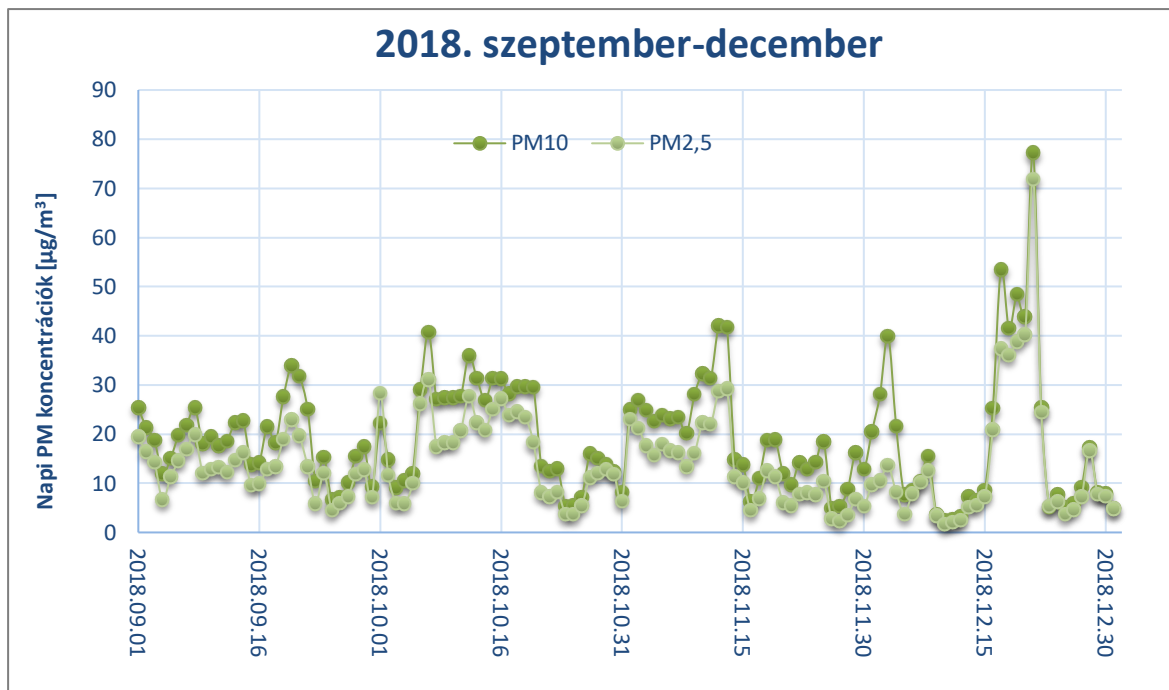
Az általános áttekintést követően az év elején és végén tapasztalható jelentősebb mérési értékeket eredményező események pontosabb vizsgálata következik, ahol frontanalízis térképek segítségével időjárási helyzetet kapcsolhatunk az epizódokhoz, amelyek segíthetnek megérteni a kialakulás körülményeit.





3.1.2 ábra: 2018. január-április

A 3.1.2 ábrán 2018 első négy hónapjában mért PM<sub>10</sub> és PM<sub>2,5</sub> napi átlagos koncentrációk láthatók. Ebből az időszakból a március elején kialakult 60 µg/m<sup>3</sup>-nél nagyobb kiugrás a legjelentősebb. Január és február folyamán is voltak kisebb emelkedések, de összességében a januárban mért hőmérsékletek pár fokkal magasabbak voltak a sokévi átlaghoz képest, valamint a február eleje is inkább pozitív anomáliát mutatott a budapesti középhőmérsékletek terén. Viszont február végétől március 6-ig igazán hideg időszak alakult ki, sok helyen a napi maximumok sem érték el a 0°C-ot, így megemelkedtek a lakossági fűtésből származó szennyezőanyag kibocsátások. A jelentősebb szélmozgás hiánya és a felhős égbolt által mérséklődő besugárzás együttesen korlátozta a horizontális és vertikális átkeveredést, így a megnövekedett mértékű szennyezőanyag koncentrációk komoly levegőminőségi problémát tudtak okozni. Ez a pár napos hideg időszak tekinthető a 2018-as tél végének, mivel bár március további részében voltak még csípős reggeli minimumok, de az igazi tartós fagyok nem tértek vissza.

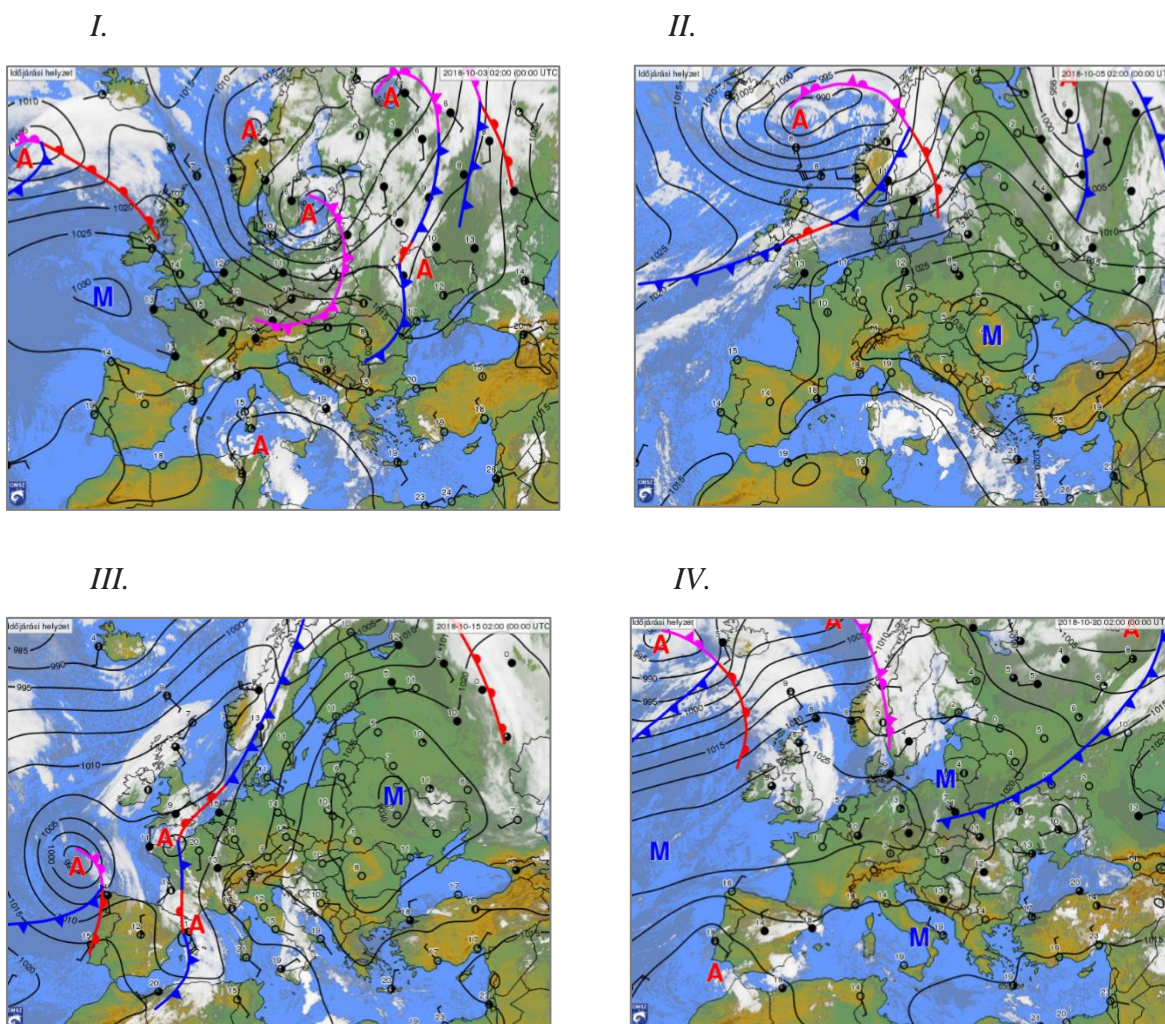


3.1.3 ábra: 2018. szeptember-december

A 3.1.3 ábra 2018 utolsó harmadában mért napi átlagos PM koncentrációkat mutatja. A nappalok rövidülése, a csapadékmentes, szélcsendes időjárás és az erősödő éjszakai lehülés együttes jelentkezése az év végi hónapokban mind hozzájárulnak a légszennyezéshez. Az alacsonyabb hőmérsékletek hatására egyre több háztartásban kezdenek el fűteni, így az antropogén emisszió fokozódik. Ha nincs horizontális áramlás, akkor a szennyezőanyagok megrekednek egy adott térség felett, ezáltal növelve a szennyezést mértékét.

Az első említésre méltó magas értékeket eredményező esemény 2018. október 5-21. között volt megfigyelhető. A hazánkat október 3-án elhagyó okklúziós front mögött egy Németország nyugati részén centralizált magasnyomású központ keletkezett. Az anticiklon kelet felé mozgott, két nap alatt elérte Románia térségét, majd október 8-ra elhagyta Európát. Ezalatt a kontinens északnyugati részén a folyamatosan érkező újabb ciklonok okoztak változatos időjárást, ám ezek hatása hazánkat nem érintette. A továbbiakban egy a Kárpát-medencétől északkeleti irányban elhelyezkedő anticiklon hatása volt a legszámottevőbb, a magasnyomású központ egészen október 21-ig biztosította az ország nagy részében a felhő- és csapadékmentes, szélcsendes időt, melynek hatására éjszaka a hőmérsékletek, valamint a keveredési réteg magassága is lecsökkent. A fűtésből, egyéb ipari tevékenységből illetve

közlekedésből származó légszennyező anyagok megrekedtek az alacsony keveredési rétegben, ezáltal a térségben romló levegőminőségi adatok voltak megfigyelhetők. A körülbelül 1030 hPa-os központú rendszer egyedulalmának egy október 19-én Észak-Európa keleti része felett megjelenő ciklon hidegfrontjának csapadéka és erősebb szele vetett véget. A jelentősebb légmozgással járó front átvonulása után a megfigyelt PM koncentráció mindkét mérettartományban lecsökkent, hiszen az aeroszok nagyobb térségben oszlottak el, „felhígultak”. A 3.1.4 ábra az őszi magas légszennyezettséggel járó epizód elejéhez (I.: 2018. október 03.) közepéhez (II.: 2018. október 05. illetve III.: 2018. október 15.) és végéhez (IV.: 2018. október 20.) rendelhető frontanalízis térképeket mutatja. A négy térképen nagyon szemléletesen kirajzolódik az időszakhoz tartozó azon légköri helyzetek sorozata, melyek nagyban befolyásolták a szennyezőanyagok koncentrációjának változásait.



3.1.4 ábra: Az októberi helyzet analízis térképeken [8]

Az átmeneti felfrissülést számos hideg-, illetve melegfront átvonulása biztosította október végén. November elején kezdődött el a második jelentősebb kiugrást mutató szakasz. Az időjárási viszonyok november 4. és 11. között nagyjából megegyeztek az októberi helyzettel. Ezután november 12-17-ig a kialakult anticiklon központja hazánk körül vándorolt, s így a leszálló légmozgások hatására nagyjából 2 héten keresztül napsütéses, hideg, jelentősebb csapadék nélküli időjárásban lehetett részünk. A felhőmentes égbolt elősegíti a felszínközeli inverzió kialakulását, ami azt jelenti, hogy a levegő a talaj közelében hidegebb, mint a magasban. Ez stabil rétegződéshez vezet, ami nagyban hozzájárul a keveredési réteg magasságának lecsökkenéséhez, a szennyezőanyagok kisebb területen történő sűrűsödéséhez. Ezáltal megemelkedett PM értékek voltak megfigyelhetők Magyarország (és a környező országok) mérőállomásain.

A következő – s egyben a legjelentősebb maximumokkal rendelkező – eseményre az év utolsó hónapjának vége felé került sor. (Fontos megjegyezni, hogy előtte is volt pár magas érték, amelyek a néhány napig tartó alacsony hőmérsékleti értékek miatt jelentek meg, mivel a térségben ekkor egymást váltották a frontrendszerek, gyorsan változó hőmérsékleti értékeket generálva.)

December 13-22-ig az országon belül sok helyen a legmagasabb napi hőmérsékletek is negatív értékeket vettek fel, sok helyen képződött köd, ezeken a területeken mérték a legalacsonyabb értékeket. December 15-17. között jelentősebb mennyiségű hó esett az ország egész területén. A megnövekedett albedójú területeken a hideg, szélcsendes időszakban a keveredési réteg magassága lecsökkent, így a szennyezőanyagok nagy koncentrációja kisebb térfogatban oszlott el, ami megmagyarázza a magas PM adatokat.

#### **4. Összefoglalás**

A levegőben található aeroszolok rendkívül széles tér- és időbeli skálán mozognak. Méretüktől és kémiai összetételüktől függően számos légköri kölcsönhatásban részt vesznek, jelenlétüknek pozitív és negatív eredményei egyaránt fellelhetőek. Az iparosodás korában megjelenő, és azóta egyre növekvő antropogén emisszióval azonban felborult a természetes egyensúly.

A PM-ek és más gáz halmazállapotú szennyezőanyagok által előidézett levegőszennyezés napjaink egyik legfontosabb globális problémája. A hosszú tartózkodási idővel rendelkező alkotók ugyanis nagy távolságokra eljuthatnak, így a forrástól akár országhatárokkal messzebb is komoly egészségügyi problémákat okozhatnak. A magas PM koncentrációval jellemzett térségekben jelentősen megemelkedik a megbetegedések és halálozások rátája, amely a nyilvánvaló jóléti problémákon túl gazdasági nehézségeket is okozhat.

Az emisszió mértékén túl az időjárási viszonyok, a szomszédos országokból átkerülő többlet szennyezések és a speciális cirkulációs, illetve domborzati viszonyok is hozzájárulnak egy-egy rossz levegőminőségi epizód kialakulásához. Ez hazánkban különösen igaz, a Kárpát-medencében akár hetekig megrekedhetnek a szennyezőanyagok, főleg téli, anticiklonális meteorológiai helyzetek mellett.

Az antropogén PM kibocsátások jelentős része származik a közlekedésből. Ennek talán van egy pozitív oldala is, mégpedig az, hogy több gyaloglással, biciklizéssel és tömegközlekedési eszközök igénybevételével bárki tehet azért, hogy még ha minimális mennyiséggel is, de csökkentse a kibocsátásait (ökológiai lábnyomát).

## **Köszönetnyilvánítás**

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Labancz Krisztinának, aki a témaválasztástól kezdve időt és energiát nem sajnálva szakmai tudásával, hasznos tanácsaival és észrevételeivel segítette a dolgozat előrehaladását.

Hálával tartozom belső konzulensemnek, Leelőssy Ádámnak, aki bármilyen kérdésemre azonnal válaszolt és végig figyelemmel kísérte a szakdolgozat fejlődését.

Továbbá szeretném megköszönni családomnak és barátaimnak, hogy mindvégig mellettem álltak és támogattak.

## Irodalomjegyzék:

Achilleos, S., Kioumourtzoglou, M-A., Wu, C-D., Schwartz, J. D., Koutrakis, P., Papatheodorou, S. I., 2017: Acute effects of fine particulate matter constituents on mortality: A systematic review and meta-regression analysis. *Environment International*, Vol.109, pp. 89-100.

Anderson, J. O., Thundiyil, J. G., Stolbach, A., 2012: Clearing the Air: A review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Jurnal of Medical Toxicology*, Vol.8, Issue 2, pp. 166-175.

Bell, M. L., Ebisu, K., Leaderer, B.P., Gent, J.F., Lee, H.J., Koutrakis, P., 2014. Associations of PM<sub>2.5</sub> constituents and sources with hospital admissions: analysis of four counties in Connecticut and Massachusetts (USA) for persons  $\geq 65$  years of age. *Environ Health Perspect* Vol.122: pp.138–144.

Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holugin, F., Hong, Y., Luepker, R. V., Mittlemann, L. A., Peters, A., Siscovick, D., Smith Jr, S. C., Whitsel, L., Kaufman, J. D., 2010: Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation*, Vol. 121, Issue 21, pp. 2331-2378.

Cesari, D., De Benedetto, G. E., Bonasoni, P., Busetto, M., Dinoi, A., Merico, E., Chirizzi, D., Cristofanelli, P., Donato, A., Grasso, F. M., Marinoni, A., Pennetta, A., Contin, D., 2018: Seasonal variability of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> composition and sources in an urban background site in Southern Italy, *Science of The Total Environment*, Vol. 612, pp. 202-213.

Chueinta, W., Hopke, P. K., 2001: Beta Gauge for Aerosol Mass Measurement, *Aerosol Science and Technology* Vol.35, pp. 840–843.

Chung, Y., Dominici, F., Wang, Y., Coull, B.A., Bell, M.L., 2015: Associations between long-term exposure to chemical constituents of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and mortality in Medicare enrollees in the eastern United States. *Environ Health Perspect* Vol.123: pp.467–474.

Diapouli, E., Manousakas, M., Vratolis, S., Vasilatou, V., Maggos, Th., Saraga, D., Grigoratos, Th., Argyropoulos, G., Voutsas, D., Samara, C., Eleftheriadis, K., 2017: Evolution of air pollution source contributions over one decade, derived by PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> source apportionment in two metropolitan urban areas in Greece. *Atmospheric Environment*, Vol.164. pp. 416-430.

DeCarlo, P. F., Slowik, J. G., Worsnop, D. R., Davidovits, P., Jimenez, J. L., 2004: Particle Morphology and Density Characterisation by Combined Mobility and Aerodynamic Diameter Measurements. Part 1: Theory. *Aerosol Science and Technology*, 38: 1185-1205, 2004.

Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G. Jr., Speizer, F. E., 1993: An Association Between Air Pollution And Mortality in Six U. S. Cities. *N. Engl. J. Med.*, 1993; 329: 1753-1759.

Ferenczi, Z., 2013: Predictability Analysis of the PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> Concentration in Budapest. *Időjárás*, 117, No.4, pp. 359-375.

Ferenczi, Z., Imre, K., 2016: Overview of the Tropospheric Ozone Problem: Formation, Measurements, Trends and Impact (Hungarian Specialties). *Időjárás*, 120, 267-283.

Gelencsér, A., 2004: Carbonaceous Aerosol. *Atmospheric and Oceanographic Sciences Library*, pp.69.

Geresdi, I., 2004: Felhőfizika. *Dialóg Campus Kiadó, Pécs*

Imre K., Ferenczi Z., Dézsi V., Gelencsér A., 2014: A baj nem jár egyedül – hőhullámok és levegőszennyezettség, *Iskolakultúra 2014/11-12*, pp. 96-102

IPCC, 2001: Climate Change 2001, The Scientific Basis, *Cambridge University Press*

Jiang, J., Zhou, W., Cheng, Z., Wang, S., He, K., Hao, J., 2015: Particulate Matter Distributions in China during a Winter Period with Frequent Pollution Episodes (January 2013). *Aerosol And Air Quality Research*, 15:494-503.

Kis-Kovács, G., Tarczay, K., Kőbányai, K., Ludányi, E. L., Nagy, E., Lovas, K., 2016: Informative Inventory Report 1990-2016, OMSZ Nemzeti Emissziós Leltár

Krewski, D., Burnett, R. T., Goldberg, M., Hoover, K., Siemiatycki, J., Abrahamowicz, M., White, W., 2005: Reanalysis of The Harvard Six Cities Study, Part I.: Validation And Replication. *Inhalation Toxicology*, 17: 335-342.

Lagzi, I., Mészáros, R., Gelybó, Gy., Leelőssy, Á., 2013: Atmospheric Chemistry. *Egyetemi jegyzet. Eötvös Loránd Tudományegyetem*

Liao, Z., Sun, J., Liu, J., Guo, S., Fan, S., 2018: Long-term trends in ambient particulate matter, chemical composition, and associated health risk and mortality burden in Hong Kong (1995–2016). *Air Quality, Atmosphere & Health*, Vol. 11: pp.773–783.

Lohmann, U., Feichter, J., 2005: Global indirect aerosol effects: a review. *Atmos. Chem. Phys.*, 5, 75-737.

Mészáros, E., 1997: Levegőkémia. *Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém*, pp. 167.

Molnar, A., Becsi, Zs., Imre, K., Gacser, V., Ferenczi, Z., 2016: Characterization of Background Aerosol Properties during a Wintertime Smog Episode. *Aerosol and Air Quality Research*, 16, 1793–1804.

Occhipinti, L. G., Oluwasanya, P. W., 2017: Particulate Matter Monitoring: Past, Present and Future. *International Journal of Earth & Environmental Sciences*, Vol. 2., 144.

Oden, S., 1968: The Acidification of Air and Precipitation and Its Consequences on the Natural Environment. *Book. Swedish Natural Science Research Council, Reference Number: EDB-85-048700*

Ondov, J.M., Ragaini, R.C., Biermann, A.H., 1980: Emissions and particle-size distributions of minor and trace elements at two western coal-fired power plants equipped with cold-side electrostatic precipitators. *Environmental Science & Technology*, 14: 1534-1542.



Orlanski, I., 1975: A rational subdivision of scales for atmospheric processes. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 56(5), 527-530.

Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., Henschel, S., Meister, K., Haluza, D., Martin-Olmedo, P., Medina, S., 2013: Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Sci. Total Environment*, 449, 390–400.

Perez, N., Pey, J., Reche, C., Cortés, J., Alastuey, A., Querol, X., 2016: Impact of harbour emissions on ambient PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Barcelona (Spain): Evidences of secondary aerosol formation within the urban area, *Science of the Total Environment*, Vol. 571, pp. 237–250.

Podrascanin Z., Mihailovic, D. T., 2013: Performance of the Asymmetric Convective Model Version 2, in the Unified EMEP Model. *Időjárás*, 2013, pp. 277-294

Pope, C. A., Dockery, D. W., 2006: Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines That Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56:6, 709-742.

Querol, X., Alastueya, A., Ruiza C. R., Artinano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., Buringhe, E., ten Brink, H. M., Lutz, M., Brüchmann, P., Straehli, P., Schneider, J., 2004: Speciation and origin of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in selected European cities. *Atmospheric Environment*, Vol. 38, pp. 6547–6555.

Querol, X., Alastuey, A., Pey, J., Cusack, M., Perez, N., Mihalopoulos, N., Theodosi, C., Gerasopoulos, E., Kubilay, E., Kocak, M., 2009: Variability in regional background aerosols within the Mediterranean. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 4575–4591.

Raja, S., Chandrashekar, S. R., Lin, L., Xia, X., Hopke, P. K., Valsaraj, K. T., 2017: Analysis of Beta Attenuation Monitor Filter Rolls for Particulate Matter. *Aerosol and Air Quality Research*, 17, 14–23.

Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L. D., Fagerli, H., Flechard, C. R., Hayman, G. D., Gauss, M., Jonson, J. E., Jenkin, M. E., Nyiri, A., Richter, C., Semeena, V. S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P., 2012: The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 7825-7865.

Son, J.-Y., Lee, J.-T., Kim, K.-H., Jung, K., Bell, M. L., 2012: Characterization of fine particulate matter and associations between particulate chemical constituents and mortality in Seoul, Korea. *Environ Health Perspect*, Vol. 120: pp. 872–878.

Soysal, U., Géhin, E., Algré, E., Berthelot, B., Da, G., Robine, E., 2017: Aerosol mass concentration measurements: Recent advancements of real-time nano/micro systems, *Journal of Aerosol Science*, Vol. 114, pp. 42-54.

Torseth, K., Aas, W., Breivik, K., Fjæraa, A. M., Fiebig, M., Hjellbrekke, A. G., Lund Myhre, C., Solberg, S., Yttri, K. E., 2012: Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972–2009. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 5447-5481.

Xing, Y., Xu, Y., Shi, M., Lian, Y., 2016: The Impact of PM<sub>2.5</sub> On the Human Respiratory System. *Journal of Thoracic Disease*, 2016 Jan, 8(1): E69-E74.

Yttri, K. E., Aas, W., Bjerke, A., Cape, J. N., Cavalli, F., Ceburnis, D., Dye, C., Emblico, L., Facchini, M. C., Forster, C., Hanssen, J. E., Jennings, S. G., Maenhaut, W., Putaud, J. P., Torseth, K., 2007: Elemental and Organic Carbon in PM10: A One Year Measurement Campaign Within the European Monitoring and Evaluation Programme EMEP. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 5711-5725.

Zheng, G. J., Duan, F.K., Su, H., Ma, Y. L., Cheng, Y., Zheng, B., Zhang, Q., Huang, T., Kimoto, T., Chang, D., Pöschl, U., Cheng, Y. F., He, K. B., 2015: Exploring the Severe Winter Haze in Beijing: The Impact of Synoptic Weather, Regional Transport and Heterogeneous Reactions. *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 2969-2983.

Zheng, T., Bergin, M. H., Johnson, K. K., Tripathi, S. N., Shirodkar, S., Landis, M. S., Sutaria, R., Carlson, D. E., 2018: Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high- and low-concentration environments. *Atmos. Meas. Tech.*, Vol. 11, pp. 4823–4846.

#### Internetes hivatkozások:

ÁF [1]: <http://nimbus.elte.hu/~acs/pdf/OKTATAS/felhofizika.pdf>

EPA [2]: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#PM>

OMSZ [3]: [https://www.met.hu/levegokornyezet/varosi\\_legszennyezettseg/merohalozat/](https://www.met.hu/levegokornyezet/varosi_legszennyezettseg/merohalozat/)

QLD [4]: <https://www.qld.gov.au/environment/pollution/monitoring/air/air-monitoring/measuring/samplers>

WHO [5]: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

OMSZ [6]: [http://cdr.eionet.europa.eu/hu/un/clrtap/iir/envxioupq/IIR\\_HU\\_2019\\_v1.pdf](http://cdr.eionet.europa.eu/hu/un/clrtap/iir/envxioupq/IIR_HU_2019_v1.pdf)

EMEP [7]: [https://emep.int/emep\\_overview.html](https://emep.int/emep_overview.html)

OMSZ [8]: [https://www.met.hu/idojaras/aktualis\\_idojaras/napijelentes/](https://www.met.hu/idojaras/aktualis_idojaras/napijelentes/)

KK [9]: [https://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek\\_tanulmanyok](https://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok)

