

Városi légszennyezettségi adatok statisztikai elemzése

SZAKDOLGOZAT
FÖLDTUDOMÁNYI ALAPSZAK
METEOROLÓGUS SZAKIRÁNY



Készítette:

Molnár Anna Eszter

Témavezetők:

dr. habil. Mészáros Róbert

ELTE TTK, Meteorológiai Tanszék

Leelőssy Ádám

ELTE TTK, Meteorológiai Tanszék

Eötvös Loránd Tudományegyetem
Földrajz- és Földtudományi Intézet
Meteorológiai Tanszék

Budapest, 2015

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. Légszennyező anyagok.....	4
2.1. A nitrogén-oxidok, szén-monoxid és a szerves anyagok ózonnal való kapcsolata ...	4
2.1.1. Troposzférikus ózon.....	4
2.1.2. Nitrogén-oxidok	4
2.1.3. Szén-monoxid	6
2.1.4. Szerves anyagok.....	7
2.2. Kén-dioxid	7
2.3. Szálló por	8
2.4. Egyéb légszennyezők.....	9
2.4.1. Ólom.....	9
2.4.2. Higany	10
3. Levegőminőségi normák, városi szmog	11
3.1. Határértékek	11
3.2. Városi szmog	12
3.2.1. London típusú szmog	13
3.2.2. Los Angeles típusú szmog	14
3.3. Légszennyezés és a meteorológiai elemek kapcsolata	15
4. Felhasznált adatok	16
5. Eredmények	20
5.1. Nyári és téli évszakok hisztogramjai	20
5.2. Nyári és téli koncentrációk összehasonlítása	25
5.3. Egészségügyi határérték túllépéseinek száma	27
5.4. Átlagos éves koncentráció napi bontásban	30
5.5. Évszakra jellemző napi menetek.....	33
5.6. Nappalok és éjszakák koncentrációjának összehasonlítása	36
6. Összefoglalás	40
7. Irodalomjegyzék	42

1. Bevezetés

A légkörben az állandó összetevőkön kívül számos más, időben és térben változó nyomgáz is előfordul, melyek nagy hatással vannak a földi bioszférára, emberi egészségre, természetes és mesterséges környezetre. Tartózkodási idejük alapján megkülönböztethetjük a változó, illetve a városi levegőszennyezés szempontjából fontosabb, erősen változó gázokat, melyek néhány óra, valamint nap leforgása alatt kikerülnek a légkörből. Ezen szennyezőanyagok koncentrációját leginkább az antropogén források, azaz gépjármű használat, energiafelhasználás, lakossági fűtés, fosszilis tüzelőanyagok égetése, hulladékégetés befolyásolja. Az ily módon kikerülő légszennyezők a városi területeken és azok környezetében nagyobb koncentrációban vannak jelen, ami miatt lokális, illetve egyes esetekben regionális problémát is eredményezhetnek. A városi levegő minősége függ a település szerkezetétől, kiépítettségétől, zöld területek nagyságától, földrajzi elhelyezkedéstől, aktuális meteorológiai viszonyoktól, a népességnövekedéstől, azonban a legnagyobb szerepet maga az emittált anyag mennyisége és minősége okozza.

Hazánkban az utóbbi évtizedben a kén-dioxid (SO_2), szén-monoxid (CO), benzol, valamint ólom koncentrációja javulást mutat, azonban a nitrogén-oxidok (NO_x), ózon (O_3) illetve a szálló por (PM_{10}) esetében nem figyelhető meg jelentős mértékű csökkenés. Számos esetben fordul elő határérték túllépés, továbbá nem ritka a szmoghelyzetek kialakulása sem. Szakdolgozatom célja, hogy bemutassam Budapestre vonatkozóan a nitrogén-oxidok, ózon, valamint szálló por időbeli és térbeli változékonyságát, illetve egymással való kapcsolatukat. Azért esett a fővárosra a választás, mivel ez az egyetlen olyan városunk, amely tizenkét automata mérőállomással rendelkezik, ezzel szolgáltatva teljes képet a levegőszennyezők térbeli eloszlásáról. Ezenkívül néhány vizsgálat során figyelembe vettem a K-pusztai háttérállomáson mért ózon- és szállópor-koncentrációt is. A felhasznált adatokat az Országos Légszennyezettségi Mérés-hálózat (OLM) biztosította.

Dolgozatomban először az egyes városi légszennyező anyagokat mutatom be, azok legfontosabb forrásait, keletkezésük folyamatát és az élővilágra gyakorolt hatásukat. Az ezt követő fejezetben kitérek az egyes szennyező anyagokra vonatkozó határ- és küszöbértékekre, valamint a szmoghelyzetek típusaira. Végül bemutatom a vizsgált állomásokat és az elemzés során kapott eredményeket.

2. Légszennyező anyagok

2.1. A nitrogén-oxidok, szén-monoxid és a szerves anyagok ózonnal való kapcsolata

Levegőszennyezés szempontjából nagy szerepe van a troposzférikus ózonnak. Ez egy másodlagos szennyező anyag, ami azt jelenti, hogy nem közvetlen módon kerül a levegőbe, hanem egyes prekursorok kémiai reakciói során képződik. Ezek az elsődleges szennyező anyagok a nitrogén-dioxid, szén-monoxid, metán, valamint az illékony szerves anyagok (VOC), melyek elreagálva a troposzférában ózont termelnek.

2.1.1. Troposzférikus ózon

Az ózon színtelen, nagyobb mennyiségben kékes színű, jellegzetes szagú, párosítatlan elektronjainak köszönhetően erősen oxidatív tulajdonságú gáz. Legnagyobb része a sztratoszférában található, fotokémiai folyamat hatására keletkezik, így védve a Földet a Naptól érkező káros UV sugaraktól. Az itt található ózon egy kis része tropopauza szakadások miatt lekerülhet a troposzférába légáramlásokkal, ezzel is növelve a felszín közeli ózon mennyiségét, és az általa okozott káros hatásokat (*Mészáros, 1977*).

A troposzférikus ózon jelenléte ártalmas lehet az emberi egészségre, leginkább a fiatalabb és idősebb korosztályra. Tüdőbe kerülve légzési nehézségeket okoz, elősegíti az asztma kialakulását, főleg gyerekeknél (*Sousa et al., 2013*), ezen kívül szemirritációt, fejfájást is indukálhat. Mindemellett az ökoszisztémára is káros hatással van, mivel befolyásolja a fotoszintézist és a növények fejlődését, illetve baktériumölő hatása miatt csökkenti a növények ellenálló képességét (*Balázs R., 2011*). Ezen hatásain keresztül képes jelentős károkat okozni a mezőgazdasági termékekben, erdőkben (*Leeuw, 1997*).

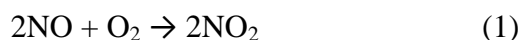
2.1.2. Nitrogén-oxidok

A nitrogén-oxidok csoportjába tartozik a N_2O (dinitrogén-oxid), NO_2 (nitrogén-dioxid), NO (nitrogén-monoxid) és más, nitrogén oxigénnel alkotott vegyületei.

A N_2O a nitrogéngáz után a második legnagyobb mennyiségben előforduló nitrogénvegyület. Leginkább a talajban lévő mikroorganizmusok tevékenysége által, denitrifikáció során kerül ki a levegőbe. Tartózkodási ideje körülbelül 120 év, melynek köszönhetően a troposzférában kémiailag stabil, azonban a sztratoszférába bekerülve fény hatására elbomlik, és kémiai reakciók által nitrogén-monoxidot képez, mely katalitikus

ózonbontó. Így a dinitrogén-oxid inkább az üvegházhatásban játszik nagyobb szerepet (Zichler et al., 2007).

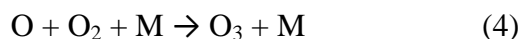
A levegőszennyezés szempontjából a NO_x-ok közül az emberi egészségre gyakorolt legnagyobb hatása a nitrogén-dioxidnak van. Vörösesbarnás színű, szúrós szagú gáz, mely erősen oxidáló hatású és reakcióképes, ezenkívül vízben nagyon jól oldódik, savas kémhatásúvá válik, így erősen korrodálja az épületeket. Közreműködik a látási viszonyok romlásában, elősegíti a fotokémiai szmog kialakulását. Tartózkodási ideje ~8-10 nap körüli, így az erősen változó gázok csoportjába sorolható. Globális skálán nézve a NO_x antropogén forrásai mellett a természetesek elhanyagolhatóvá válnak. Az utóbbihoz sorolhatjuk a talaj által történő kibocsátást, a villámlásokat, illetve a vulkáni tevékenységeket. Az emberi tevékenység következtében, főként fosszilis tüzelőanyagok égetése (erőmű, közlekedés, ipari tevékenység) során a levegőben keletkeznek (WHO's Air Quality Guidelines, 2005). Fontos megjegyezni, hogy a nitrogén-dioxid kibocsátása általában nem közvetlen módon történik, hanem nitrogén-monoxidként, vagy egyéb nitrogén-oxidként kerül ki a levegőbe, ahol az (1) reakció szerint átalakul:



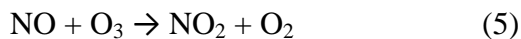
Légkörből való kikerülésénél a száraz ülepedés elhanyagolható a nedves ülepedéshez képest. Vízrel történő reakciója során salétromsav keletkezik, mely savas eső formájában kikerül a légkörből (Mészáros, 1981):



A NO₂ koncentrációjának változásában napi és éves menet figyelhető meg. Mivel fény hatására elbomlik, ezért napközben alacsonyabb az értéke. Fotokémiai reakciója során nitrogén-monoxid és oxigén keletkezik, majd végül az oxigénatom az oxigénmolekulával ózont képez:



Amikor megszűnik a besugárzás, a NO₂ már nem reagál el, így koncentrációja este magasabb lesz, mint nappal:



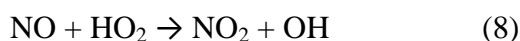
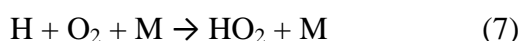
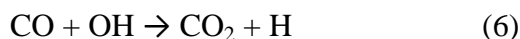
Természetesen ebből az következik, hogy nyáron sokkal intenzívebb lesz a fotokémiai bomlás, melynek hatására több troposzférikus ózon tud képződni (Mészáros, 1997).

Mindemellett a (3-5) reakciók egy körfolyamatot írnak le, amiből az következne, hogy amennyi ózon képződik a NO₂ bomlása miatt, ugyanannyi vonódna el a NO reakciója során. Tehát abban az esetben, ha csak a NO_x-ok és az ózon kapcsolatát tekintjük, akkor a kémiai folyamatok végeredményeként a nettó ózon mennyiség nulla lenne. Azonban a szél által történő szállításnak, valamint a többi prekürzornak köszönhetően az ózon jelen lesz, néha igen magas koncentrációban (*Lagzi et al., 2013*).

A nitrogén-dioxid élettani hatásai függenek a koncentrációtól, nagyobb mennyiségben huzamosabb időn keresztül mérgező lehet, azonban egyes tanulmányok szerint akut tünetek is elősegíthetik a halálozást (*Evangelia et al., 2012*). Emberi szervezetbe kerülve legyengíti a tüdő ellenálló képességét különféle fertőzésekkel szemben, légzőszervi megbetegedéseket okozhat, rontja az asztmás betegek állapotát (*Lagzi et al., 2013*).

2.1.3. Szén-monoxid

A szén-monoxid egy színtelen és szagtalan gáz. Leginkább antropogén forrásokból származik, mint a metán, valamint VOC (illékony szerves anyagok) oxidációjából, biomassza égetéséből és egyéb emberi tevékenységekből, például közlekedésből, erőművekből, fosszilis tüzelőanyagok tökéletlen égéséből. Legfontosabb légköri nyelője a OH gyökkel való reakciója, mely elősegíti a troposzférikus ózon keletkezését (a reakció során a hidroxilgyök katalizátorként viselkedik) (*Mészáros, 1981*).



Ezt követően az ózon képződése a nitrogén-oxidoknál a (3), (4) egyenletekkel leírt módon történik. Ebből jól látszódik, hogy a szén-monoxid azáltal termel troposzférikus ózont, hogy csökkenti az ózonbontó NO mennyiségét és növeli az ózonképző NO₂ koncentrációját (ugyanígy viselkedik a CH₄ és VOC is).

Tartózkodási ideje néhány hónap, és mivel a Föld északi és déli félgömbjén nem egyenlő a kibocsátott CO mennyisége, emiatt az átlagkoncentrációja az emisszióknak megfelelően az északi félgömbön nagyobb (*Wallace and Hobbs, 2006*).

A szén-monoxid mind emberre, mind állatra egyaránt mérgező gáz (*Penney, 1990*), nagyobb dózis esetén fejfájást, agykárosodást, alvási zavarokat, kábulást, eszméletvesztést

okozhat, sőt akár a szívinfarktus előfordulásának kockázatát is növelheti (*Lagzi et al., 2013*).

2.1.4. Szerves anyagok

A szerves vegyületeknek két nagyobb csoportja van, a metán, illetve a nem metán szénhidrogének. A metán egyharmad része természetes forrásból származik (mocsarak, óceánok), a maradék kétharmad része azonban antropogén eredetű (energiatermelés, állattenyésztés, rizstermelés, biomassa égetés). OH gyökkel való reakciója során ózont képez.

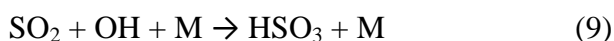
Számottevően természetes forrásokból származnak a néhány óra, vagy nap tartózkodási idővel jellemezhető úgynevezett illékony szerves anyagok (VOC). A legelterjedtebbek a fák és bokrok levelei által kibocsátott izoprének és terpének, ezenkívül könnyű szénhidrogének és alkánok származhatnak még egyéb biológiai forrásokból. Bár az antropogén forrásokból származó szerves anyagok mennyisége nagyjából tízszer kevesebb a bioszférához képest, mégis nagy szerepük van a városi levegőszennyezésben. A biomassa-égetés, fafűtés, oldószerek használata, kőolaj-finomítás, közlekedés, hulladékégetés mind az emberi tevékenységből származó szerves anyagok mennyiségét növelik (*Mészáros, 1997*). Ilyen szénhidrogének az alkánok (etán, propán), alkének (etén, propén), aromások (benzol, toluol, xilol). Ezek közül emberi egészségre gyakorolt legnagyobb hatása az aromás szénhidrogéneknek van, melyek koncentrációja a jelentős forgalommal rendelkező városokban a legnagyobb, mivel legnagyobb forrásuk a benzines járművek belsőégésű motorja (*Lei et al., 2014*). Egészségügyi hatásukat tekintve rövid és hosszútávon is súlyos szövődményeket okozhatnak. Az előbbihez sorolható a fejfájás, szédülés, koncentráció-zavar, míg az utóbbihoz krónikus megbetegedések, rák (*Edokpolo et al., 2014*).

Ezen szénhidrogének a metánhoz hasonlóan könnyen oxidálódnak, és az így keletkező OH gyök fontos szerepet játszik a nitrogén-monoxid által végbemenő troposzférikus ózontképződésben, ezáltal a fotokémiai szmog kialakulásában.

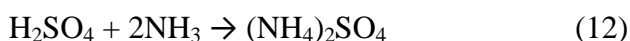
2.2. Kén-dioxid

Szúrós szagú, áttetsző, vízben jól oldódó gáz, melynek tartózkodási ideje csupán néhány (~2) nap. A természetes úton történő kibocsátása igen csekély. Ide sorolhatók a geotermikus folyamatok (vulkanikus tevékenység), redukált kénvegyületek (pl. DMS, H₂S, COS, CS₂) oxidációja. Az antropogén forrásokból származó kén-dioxid a fosszilis

tüzelőanyagok égetése során kerül ki a levegőbe oly módon, hogy a ként tartalmazó anyag égés során oxigénnel keveredik. Ezen felül ipari tevékenységek, mint acélgyártás, cementipar, kőolaj-feldolgozók is jelentősen növelik koncentrációját. Legfontosabb nyelője az oxidáció, mely során kén-trioxid képződik, ami vízzel elreagálva kénsavat alkot. A kénsavgőz jól kondenzálódik vízzel, és nedves vagy száraz ülepedéssel kikerül a légkörből (*Mészáros, 1997*):



A kénsav egyéb anyagokkal (pl. ammónia) szulfát sókat képez (*Mészáros, 1977*):



Egyik fontos végterméke a savas eső, mely káros hatással van az élővilágra, növényvilágra, mesterséges környezetre. Másik fontos tulajdonsága, hogy szulfáttá alakulva rontja a látási viszonyokat, és redukáló típusú ködöt hozhat létre. Ezt a jelenséget nevezzük London-típusú szmognak. A kén-dioxiddal dús levegőt belélegezni veszélyes, szemirritációt, légzési problémákat (asztmás roham, köhögés), továbbá véráramba bejutva szív- és érrendszeri betegségeket eredményezhet (*Lagzi et al., 2013*).

2.3. Szálló por

A gáznemű közegben előforduló szilárd és cseppfolyós részecskék által alkotott rendszert aeroszolnak, magukat a 0,001 – 100 µm-es átmérővel rendelkező finom szilárd részecskéket és folyadékcseppeket pedig légköri aeroszol részecskéknek (particulate matter) nevezzük. Ezeket osztályozhatjuk méretük alapján, melyből lehet következtetni a forrásukra, képződésükre (*Muránszky, 2011*):

durva tartomány	$d > 1 \mu\text{m}$
akkumulációs tartomány	$0,1 \mu\text{m} < d < 1 \mu\text{m}$
Aitken tartomány	$0,01 \mu\text{m} < d < 0,1 \mu\text{m}$
nukleációs tartomány	$d < 0,01 \mu\text{m}$.

Ezen túl a 10 µm alatti átmérőjű szálló port két osztályba sorolhatjuk: durva 2,5–10 µm (PM₁₀) és finom < 2,5 µm (PM_{2,5}) méretfrakció (*Salma, 2006*).

Az aeroszolok egy része természetes forrásokból származik, mint a szárazföld eróziója által keletkezett apró részecskék, illetve óceáni eredetű tengeri só részecskék. Ezek az aeroszolok azonban 1 μm -nél nagyobb átmérőjűek, így a durva tartományba sorolhatók (Mészáros, 1997). Az antropogén forrásból származó részecskék leginkább tüzelés (szén, fa, olaj, hulladék), közlekedés, energiatermelés, ipari tevékenységek következtében kerülnek ki a légkörbe.

A részecskék közvetlenül (elsődleges) vagy kémiai reakciók (másodlagos) által kerülhetnek a levegőbe. Elsődleges részecskék közé sorolhatók a már említett természetes forrásokból származó aeroszolok, míg másodlagos természetes források közé tartozik az illékony szerves anyagokból (VOC) keletkező szerves aeroszol, valamint a dimetil-szulfid (DMS) oxidációjából keletkező szulfát aeroszol. A legtöbb antropogén forrásból keletkező részecske másodlagos, kivéve a dízelmotoros járművekből származó koromrészecskéket.

Tartózkodási idejük méretfüggő. A 10 μm -nél nagyobb részecskék általában néhány óra elteltével gravitációs ülepedés hatására a forrás közelében leülepednek, míg a 0,1 μm -nél kisebbek koncentrációja koaguláció és turbulens diffúzió következtében száraz ülepedés hatására csökken. A 0,1 és 10 μm közötti mérettartományba esők tartózkodási ideje a leghosszabb. Abban az esetben, ha vízben jól oldódik a részecske, kondenzációs magként szerepet játszhat a felhőképződésben, és nedves ülepedéssel távozhat a légkörből (Zichler *et al.*, 2007).

A légköri aeroszoloknak a Föld sugárzási egyenlegének módosításával kifejtett éghajlatmódosító hatásán túl egészségre gyakorolt hatása is igen jelentős. Legnagyobb befolyása a 10 μm -nél kisebb átmérővel rendelkező részecskéknek van, mivel ezek könnyen bejuthatnak a felső légutakon át a hörgőrendszerbe, tüdőbe. Káros hatással lehet az emberi szervezetre, elősegíti a szív és érrendszeri megbetegedéseket, érlemeszesedést, légzőszervi betegségeket, asztmát (Pöschl, 2005). Statisztikák alátámasztják, hogy erősen szennyezett városi környezetben hatásuk kimutatható a halálozási adatokban (Szuhí, 2010).

2.4. Egyéb légszennyezők

2.4.1. Ólom

A városi levegőbe kikerülő ólom mennyiségének döntő része a benzines gépjárművekből származik, ezen kívül akkumulátor gyártásból és feldolgozásból is fakadhat. Az utóbbi évtizedekben a súlyos egészségügyi hatásnak köszönhetően elkezdtek csökkenteni az ólom használatát és kibocsátását, így mérséklődött a mennyisége. 1999-ben

Magyarországon is megszüntették az ólmozott benzint, és helyette bevezették az ólmozatlan változatát (95, 98-as oktánszámú), melynél az ólomtartalom nem haladhatja meg a 0,013 g/l-t (korábban ennek értéke 0,6 g/l volt) (Zichler *et al.*, 2007).

Élettani hatásai közül a legfontosabbak, hogy károsítja a központi idegrendszert, a veseműködést, az ízületeket, megnöveli a vér ólomtartalmát, koncentrációzavart okoz. A legsúlyosabb károkat a kisgyermek szervezetében okozhatja, mely hatással lehet egész életükre, akár szellemi visszamaradottságot is eredményezhet (Tong *et al.*, 2000).

2.4.2. Higany

A higany az ólommal együtt a nehézfémek közé sorolható. Az erdőtüzek és vulkánkitörések mellett leginkább emberi tevékenység által kerül ki a levegőbe, mint fosszilis tüzelőanyagok és hulladék égetése, vegyi üzemek, higany- és aranybányászat. A természetes forrásokból származó higany globális eloszlása egyenletes, azonban az antropogén eredetű emisszió környékén magasabb koncentrációt eredményez. Tartózkodási ideje körülbelül 1 év, ennek köszönhetően képes a légkörben nagy távolságot megtenni. Vegyületei vízben oldhatók, emiatt a csapadékkal együtt visszajuthat a felszínre.

A higany egy erősen mérgező anyag. Szervezetbe kerülve szív- és érrendszeri megbetegedést, idegrendszeri és agykárosodást, szellemileg történő leépülést, remegést, akár halált is okozhat (Jókainé Szatura, 2007). Azonban ezek a tünetek inkább a fém nagy dózisban, hosszú időn át tartó szervezetbe kerülése során alakulhatnak ki. Higanygőz vagy por belélegzése esetén akut tünetek léphetnek fel, mint a fejfájás.

3. Levegőminőségi normák, városi szmog

3.1. Határértékek

Magyarországon jelenleg az egészségügyi határértékre vonatkozó szabályokat a Vidékfejlesztési Minisztérium által kiadott 4/2011 (I.14.) rendelet 1. melléklete tartalmazza, mely a 3.1.1. táblázatban látható.

Ezeket az értékeket úgy határozták meg, hogy a határokat betartva tartós egészségkárosodás nem léphet fel, azonban azt meghaladva már veszélyes lehet emberre és környezetre egyaránt. A PM₁₀ azonban számos különböző kémiai anyagból áll, amelyek egészségügyi hatásai jelentősen eltérnek egymástól, így mindegyikre különböző határértéket kellene bevezetni. A PM₁₀-et alkotó vegyületek egy része sztochasztikus hatású, így nem állapítható meg olyan alacsony határérték, amely ne növelné a rák kockázatát. Ezért a PM₁₀-re vonatkozó határérték egy nemzetközileg elfogadott normát jelent, amely nem feltétlenül esik egybe az egészségügyi veszélyek megjelenésével.

3.1.1. táblázat

Egészségügyi határértékek és a légszennyező anyagok veszélyességi fokozatai egészségre és környezetre gyakorolt hatásuk alapján [1 - oki.wesper.hu]

(Különösen veszélyes Fokozottan veszélyes Veszélyes)

Légszennyező anyag	Órás határérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	24 órás határérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Éves határérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Kén-dioxid	250 (a naptári év alatt 24-nél többször nem léphető túl)	125 (a naptári év alatt 3-nál többször nem léphető túl)	50
Nitrogén-dioxid	100 (a naptári év alatt 18-nál többször nem léphető túl)	85	40
Szén-monoxid	10 000	5 000 (napi 8 órás mozgó átlagkoncentráció maximum alapján)	3 000
Szálló por (PM ₁₀)	-	50 (a naptári év alatt 35-nél többször nem léphető túl)	40
Ózon	-	120 (napi 8 órás mozgó átlagkoncentráció maximum alapján)	-
Ólom	-	-	0,3
Higany	-	-	1
Benzol	-	-	5

3.2. Városi szmog

Az utóbbi két évszázadban egyre több szennyező anyag került ki a levegőbe. Ezen káros anyagok előfordulása egyre gyakoribbá vált mind időben, mind térben. Bizonyos városokban, illetve régiókban, ahol a szennyezőanyagok magas koncentrációja mellett egyéb tényezők is hozzájárulnak az ártalmas anyagok stabil megmaradásához, szmoghelyzetek alakulnak ki. 1911-ben Harold Des Voeux használta először a szmog kifejezést, melyet a smoke (füst), és a fog (köd) szó összeillesztéséből kapott (Jacobson, 2002). Innen ered a magyar füstköd elnevezés is, mely arra utal, hogy a levegőben lévő magasabb koncentrációjú anyagok látástávolság-romlást okoznak.

A legújabb 306/2010. (XII. 23.) Korm. rendelet alapján akkor beszélhetünk szmoghelyzetről, amikor előnytelen meteorológiai viszonyok között a szennyező anyag koncentrációja meghaladja a tájékoztatási, vagy riasztási küszöbértéket (3.2.1. táblázat).

3.2.1. táblázat

Az egyes légszennyezőkre vonatkozó tájékoztatási és riasztási küszöbérték, ahol az átlagolási időszak 1 óra, PM₁₀ esetében 24 óra [1 - oki.wesper.hu]

Légszennyező anyag	Tájékoztatási küszöbérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Riasztási küszöbérték [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Kén-dioxid	400 (három egymást követő órában)	500 (három egymást követő órában vagy 72 órán túl meghaladott 400)
Nitrogén-dioxid	350 (három egymást követő órában)	400 (három egymást követő órában, vagy 72 órán túl meghaladott 350)
Szén-monoxid	20 000 (három egymást követő órában)	30 000 (három egymást követő órában, vagy 72 órán túl meghaladott 20 000)
Szálló por (PM ₁₀)	75 (két egymást követő napon és a meteorológiai előrejelzések szerint a következő napon javulás nem várható)	100 (két egymást követő napon és a meteorológiai előrejelzések szerint a következő napon javulás nem várható)
Ózon	180 (három egymást követő órában)	240 (három egymást követő órában, vagy 72 órán túl meghaladott 180)

Amennyiben ez egyszerre két (főváros estén három) mérőállomáson is bekövetkezik, szmogriadót kell elrendelni. A szmogriadónak két fokozatát különböztethetjük meg: tájékoztatási, amikor a légszennyezettségi szint meghaladja azt az értéket, aminek rövid idejű hatása is veszélyt jelenthet a különösen érzékenyekre; valamint a riasztási, amikor a teljes lakosságra nézve veszélyt jelenthet, ilyenkor egyéb intézkedéseket is be kell vezetni. A szmogriadót, annak fokozatát és a megfelelő intézkedéseket is a főpolgármester feladata

elrendelni, illetve megszüntetni. Bizonyos esetekben elrendelhet közúti korlátozásokat, valamint egyes nem megfelelő környezetvédelmi plakettel rendelkező gépkocsik forgalmi tilalmát [1 - oki.antsz.hu]. A 39/2010.(VII. 22.) rendelet értelmében megtiltották a kerti hulladékok elégetését Budapest területén, ezzel is elősegítve a városi levegő tisztántartását.

Két különböző típusú szmogot különböztethetünk meg, melyek elnevezése az első észlelés helyéből ered: ezek a London, illetve Los Angeles típusú szmogok. Ezek kialakulását más szennyező anyagok, földrajzi jellemzők, meteorológiai paraméterek generálják. Azonban közös probléma, hogy mindkét típusú szmog esetén súlyos egészségügyi hatások léphetnek fel, és a növényzetben is jelentős károkat okozhatnak.

3.2.1. London típusú szmog

Az 1800-as évek elejétől kezdve egyre gyakoribbá vált a magas szálló por valamint kén-dioxid értékek miatt bekövetkezett füstköd. 1952 decemberében fordult elő Londonban az addigi legsúlyosabb szmog, amikor néhány nap leforgása alatt több ezren életüket veszítették, továbbá az ezt követő hónapokban is magasabb volt a halálozási arány, illetve a légzőszervi megbetegedések száma. A PM_{10} és kén-dioxid koncentrációja jelentősen felülmúlta a ma használatos riasztási küszöbértéket, egyes források szerint a szálló por koncentrációja meghaladta a $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t (Davis et al., 2002). Kialakulását jelentősen elősegítette, hogy egy lassan mozgó anticiklon helyezkedett el London térsége felett, ami jó néhány napig ott is időzött (Hunt et al., 2003).

A London típusú szmog létrejöttéért leginkább a rossz minőségű, magas kén tartalommal rendelkező fosszilis tüzelőanyagok égetése a felelős. Ugyanis égetés során a fában, kőszénben lévő kén a magas hőmérséklet hatására kén-dioxidá alakul, és a (9), (10), (11) reakciók alapján kénsavvá válik, így létrehozva a redukáló tulajdonsággal bíró szmogot. Továbbá az égetés során, hiányos szűrőberendezések következtében nagy mennyiségű, néhány mikrométeres nagyságú szálló por kerül ki a levegőbe. Ezen felül döntő szerepet játszanak az aktuális meteorológiai viszonyok, mint az alacsony hőmérséklet, alacsony keveredési réteg, anticiklonális helyzet, szélcsend és nagy légnedvesség (Leighton, 1961), valamint a hideglégpárnás helyzetek (Sándor, 2000). Következésképpen leginkább télen, ködös időben alakulhat ki, amikor a kisebb turbulencia hatására felgyülemlik a szennyező anyag, így létrehozva a szürkés színű, savas kémhatású ködöt (Bartholy et al., 2013).

Magyarországon először 1989-ben észleltek London típusú szmogot Budapesten és Miskolcon (Simon, 2004). Jelenleg hazánkban a kén-dioxid kibocsátás mértékét sikerült

lecsökkenteni (Makra et al., 2001) különféle szűrőberendezések és egyéb módszerek alkalmazásával, azonban évente többször is előfordul a magas PM₁₀ koncentráció miatt kiadott szmogriadó. Abban az esetben adják ki, ha két egymást követő napon a PM₁₀ koncentrációja három állomáson is meghaladja a 75 µg/m³-t, vagy a 100 µg/m³-t (3.2.1. táblázat).

3.2.2. Los Angeles típusú szmog

A Los Angeles típusú szmogot legelőször 1954-ben észlelték Los Angelesben (Lagzi et al., 2013). Kialakulásáért felelős légszennyező a troposzférikus ózon, mely egy másodlagos szennyező anyag. Az ózon a nitrogén-oxidok, szén-monoxid, metán és az illékony szerves anyagok levegőben történő reakciói során, fény hatására jön létre a 2.1 fejezetben részletezett módon. Emiatt ezt a szmogtípust fotokémiai szmognak is nevezik, mely a NO_x-ok miatt barnás színű (Bartholy et al., 2013). A prekursorok legnagyobb forrása a gépjárműforgalom, valamint a fosszilis tüzelőanyagok égetése. Általában a kora reggeli csúcsgforgalom idején kezd el növekedni a nitrogén-monoxid, szén-monoxid, VOC koncentrációja, majd a délelőtt folyamán a NO-ból és a CO-ból NO₂ képződik, mely fény hatására elreagál, és végül ózont hoz létre. Így egy jellegzetes napi, illetve évi menet figyelhető meg ezen anyagok koncentrációjának változásában (Im et al., 2013).

A magas ózonkoncentráció miatt kialakuló szmog regionális probléma (Baranka, 2000), ami azt jelenti, hogy nem kizárólag a források közelében lesz jelen, hanem tőle távolabb is érezteti majd hatását. Emiatt van szükség háttérállomásokra, melyek a városok központjától messzebb, a külvárosokban, vagy akár távolabbi területen mérik az ózon koncentrációját.

A fotokémiai szmog kialakulásában a szennyező-anyagok felhalmozódásán kívül nagy szerepet játszik az aktuális időjárás. Anticiklonális helyzet, gyenge szél, magas hőmérséklet, alacsony légnedvesség és nagy besugárzás következtében van a legnagyobb esély a Los Angeles típusú szmog keletkezésére. Emiatt inkább a nyári időszakban gyakori, amikor intenzívebb a napsugárzás (Lagzi et al., 2013). Ezen kívül fontos tényező még a város földrajzi elhelyezkedése és adottságai is. Európában a déli, mediterrán területeken (Barcelona, Athén) különösen gyakori a magas ózonkoncentráció (Simon, 2004), azonban már Budapesten is volt rá példa.

Bár hazánkban ritkán figyelhető meg fotokémiai szmog, magas ózonkoncentráció miatt kiadhatnak szmogriadót akkor, ha az egymást követő három órában egyszerre három

állomáson is meghaladja a $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t, vagy $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t, vagy 72 óra elteltével is meghaladja a $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t (3.2.1. táblázat).

3.3. Légszennyezés és a meteorológiai elemek kapcsolata

A levegőben lévő légszennyező anyagok koncentrációja és bizonyos meteorológiai állapotváltozások alakulása között kapcsolat figyelhető meg. Azonban ez az összefüggés nem mindig egyértelmű, illetve egyéb körülményektől is függ.

A csapadék és a légszennyező anyagok között elég szoros kapcsolat áll fenn. Ennek az a magyarázata, hogy a leghatékonyabb módja az anyagok kikerülésének a kimosódás (*Wei et al., 2015*). Azonban nagyobb mennyiségű csapadék hullása gyakran frontátvonulással jár, ami viszont szélirány- és sebességváltozást is eredményez (*Sándor, 2000*), továbbá a szennyezőanyagok oldhatóságát is figyelembe kell venni. Budapesten végzett számítások alapján (*Sándor, 2000*) igazolást nyert az, hogy kapcsolat figyelhető meg a csapadékos és csapadékmentes napok, valamint a szennyező anyagok (leginkább szálló por) koncentrációja között. Ezen kívül a szennyező anyagok kihatnak a felhőfizikai folyamatokra is, többnyire a kondenzációs magvak méretére és számára, mely szintén befolyásolhatja a lehulló csapadék mennyiségét (*Bokwa, 2010*).

A léghőmérséklet és bizonyos légszennyező anyagok koncentrációja között is megfigyelhető összefüggés. A szálló por és kén-dioxid koncentrációja inkább a téli időszakban, a fűtésnek és a gyengébb légköri átkeverődésnek köszönhetően magasabb, míg nyáron a nagyobb besugárzás következtében az ózon koncentrációja növekszik.

A szél iránya, sebessége és lökésessége szintén fontos szempont a légszennyező anyagok koncentrációja szempontjából. A horizontális transzport segítségével gyakran csökkenhet, illetve nőhet, valamint szélcsendes időben felhalmozódhat a szennyező anyag mennyisége. Az összes meteorológiai elem közül a szélnek van legnagyobb befolyása a levegőszennyezettség mértékére (*Cheng and Lam, 1998*).

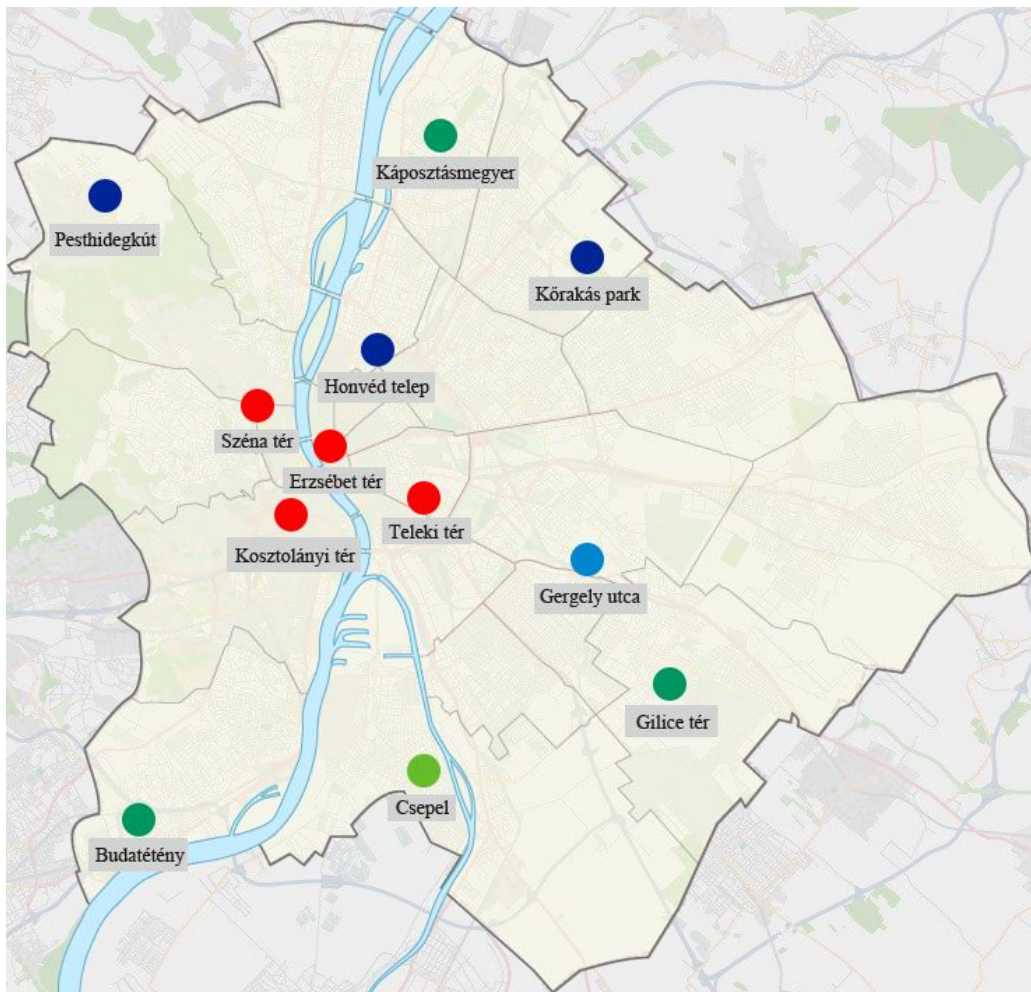
Bizonyos időjárási helyzetek szintén elősegíthetik egyes anyagok koncentrációjának változékonyságát. A téli időszakban a stabilabb időjárási viszonyok, inverziók magasabb NO és NO₂ koncentrációt eredményeznek. Ezzel szemben nyáron, amikor intenzívebb a vertikális átkeverődés, alacsonyabb ugyanezen anyagok mennyisége a légkörben (*Makra et al., 2001*). Emellett megfigyelhető, hogy erősebben szennyezett levegőjű területen csökken a felszínre érkező napsugárzás mennyisége, ami befolyásolja a felszín közeli szél erősségét (*Yang et al., 2011*).

4. Felhasznált adatok

Hazánkban először a 19. század végén végeztek légszennyezéssel kapcsolatos mérést, majd az elkövetkező évtizedekben egyre nagyobb teret hódított meg magának ez a terület. Egyre több kutatási eredmény született, és kezdték felfedezni az időjárás, levegőszennyezés és az emissziós források közötti kapcsolatot. 1929-ben megalakult az OKI (Országos Közegészségügyi Intézet), mely létrehozta a ma Levegőhigiéniai Osztály néven ismert osztályát, aminek feladati körébe tartozik a környezeti levegőminőség határértékeinek elrendelése, jogszabályok előkészítése, illetve a beltéri levegőminőség kérdésköre. A mérések megkezdésével fokozatosan egyre több szennyező-anyagot vontak be a mérési programba, közülük is egyre többnek határoztak meg egészségügyi határértéket. Végül kiépítettek egy egységes elveken működő mérőrendszert, melynek üzemeltetése kezdetben az OImH (Országos Imisszió-mérő Hálózat), majd a KÖJÁL, az ÁNTSZ, a KvVM (Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium) [2 - oki.antsz.hu], végül 2010 óta a Vidékfejlesztési Minisztérium kezelésében van. Mindeközben megalakult az OLM (Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat), ami a levegőminőség mérését és az adatok kiértékelését végzi. Az OLM méréseit alapvetően kétféle állomástípuson végzi: automata, illetve manuális. Előbbi folytonos méréseket végez, mely során a levegőben lévő gáz és szilárd halmazállapotú szennyezőanyagokon túl különböző meteorológiai elemeket is mér. Jelenleg országosan 51 db, ebből Budapesten 12 db automata állomás üzemel. A manuális, vagy más néven RIV (Regionális Imisszió Vizsgáló) mérőállomások adatait laboratóriumban értékelik ki. A mérés jóval kevesebb szennyező anyagra korlátozódik, leginkább kén-dioxidot, nitrogén-dioxidot és néhány helyen ülepedő por koncentrációt mérnek [3 - levegominoseg.hu]. A teljes hálózat szakmailag történő irányítása a területileg illetékes Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségek kezelésében van (Budapesten a mérőrendszert a Közép-Dunavölgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség kezeli). Továbbá a rendszer szakmai irányításának operatív feladatait az LRK (Levegőtisztaság-védelmi Referencia Központ), illetve a háttérállomások üzemeltetését az OMSZ végzi (Farkasfa, K-puszta, Hortobágy) [4 - met.hu].

Budapesten jelenleg 12 automata mérőállomás üzemel, melyek a következők: XXII. kerület Budatétény, XXI. kerület Csepel, V. kerület Erzsébet tér, X. kerület Gergely utca, XVIII. kerület Gilice tér, XIII. kerület Honvéd telep, IV. kerület Káposztásmegyér, XI.

kerület Kosztolányi Dezső tér, XV. kerület Kőrakás park, II. kerület Pesthidegkút, I. kerület Széna tér, VIII. kerület Teleki tér (4.1. ábra).



4.1.ábra: Az OLM budapesti automata mérőállomásainak elhelyezkedése
(városi közlekedési: ● , városi háttér: ● , városi ipari: ● , külvárosi háttér: ● ,
külvárosi ipari: ●)

Szakedolgozatomban az előbb felsorolt budapesti automata mérőállomások adatait dolgoztam fel 2004. január 1. és 2013. december 31. közötti 10 éves időszakra vonatkozóan. Kivételt képeznek ez alól azok az állomások, ahol csak 2004 után kezdődtek a mérések. Így Káposztásmegyeren, Budatétényen és a Teleki téren lévő mérőállomásokról rendre 4, 5 és 7 évre szóló adatok álltak rendelkezésre.

A fővároson belül az automata mérőállomások többféle osztályba sorolhatók, a környezettől, elhelyezkedéstől függően megkülönböztethetünk városi közlekedési, városi ipari, városi háttér, külvárosi háttér és külvárosi ipari állomásokat. A 4.1. táblázatban

feltüntettem, hogy az egyes állomások mely típusba tartoznak, és pontosan mely időszak adatait dolgoztam fel. A 4.2. táblázatban az szerepel, hogy az egyes anyagokról hány százalékban álltak rendelkezésre mért adatok. Összességében elmondható, hogy nitrogén-oxidot, nitrogén-monoxidot, nitrogén-dioxidot, PM₁₀-et és szén-monoxidot minden állomáson mértek. Az ózont és kén-dioxidot 2–2 állomás kivételével szintén mérték minden állomáson. A kevésbé és időszakosan mért szennyező anyagok közé sorolhatók a PM_{2,5}, TSPM, Benzol, Toluol, Etil-benzol, MP Xilol, O-Xilol.

A budapesti automata állomásokon túl néhány számoláshoz felhasználtam még a K-pusztai mérőállomás adatait, mely Kecskeméttől 15 km-re található. A K-pusztán lévő mérőállomás tagja Magyarország háttérszennyezettséget mérő hálózatának. Azért fontos a vizsgálatok során ezt is figyelembe venni, mert bizonyos esetekben Budapestről ide szállítódik a légszennyező anyag, ami ezáltal magas koncentrációt eredményez. K-pusztán csak PM₁₀-et és ózont mérnek az egyéb meteorológiai állapothatározókon kívül.

A számítások során nem tértem ki az összes szennyező anyagra, leginkább a nitrogén-oxidok és ózon kapcsolatával, illetve a 10 µm-nél kisebb átmérőjű szálló porral foglalkoztam.

4.1. táblázat

Vizsgált állomások típusai és a vizsgált időszak [5 - levegominoseg.hu – automata]

Állomás neve	Állomás típusa	Vizsgált időszak
Budapest - Budatétény	külvárosi háttér	2009–2013
Budapest - Csepel	külvárosi ipari	2004–2013
Budapest - Erzsébet tér	városi közlekedési	2004–2013
Budapest - Gergely utca	városi ipari	2004–2013
Budapest - Gilice tér	külvárosi háttér	2004–2013
Budapest - Honvéd telep	városi háttér	2004–2013
Budapest - Káposztásmegyer	külvárosi háttér	2010–2013
Budapest - Kosztolányi tér	városi közlekedési	2004–2013
Budapest - Kőrakás park	városi háttér	2004–2013
Budapest - Pesthidegkút	városi háttér	2004–2013
Budapest - Széna tér	városi közlekedési	2004–2013
Budapest - Teleki tér	városi közlekedési	2007–2013
K-pusztá	háttér	2006–2013

4.2.táblázat

Az egyes állomásokon mért fontosabb légszennyező anyagok rendelkezésre álló adatainak százalékos értékei

Állomás neve	Mért légszennyező anyagok						
	NO	NO ₂	NO _x	CO	O ₃	SO ₂	PM ₁₀
Budatétény	48%	57%	57%	49%	54%	35%	81%
Csepel	59%	74%	74%	80%	74%	76%	63%
Erzsébet tér	72%	74%	74%	79%	-	-	93%
Gergely utca	74%	82%	78%	85%	91%	59%	73%
Gilice tér	68%	91%	91%	94%	93%	90%	94%
Honvéd telep	62%	85%	85%	78%	-	-	87%
Káposztás megyer	46%	83%	83%	90%	91%	87%	94%
Kosztolányi tér	89%	91%	85%	91%	90%	83%	82%
Kőrakás park	71%	91%	86%	92%	90%	74%	91%
Pesthidegkút	54%	81%	81%	85%	86%	77%	84%
Széna tér	84%	86%	86%	93%	89%	84%	90%
Teleki tér	74%	87%	87%	80%	89%	84%	85%
K-pusztá	-	-	-	-	83%	-	38%

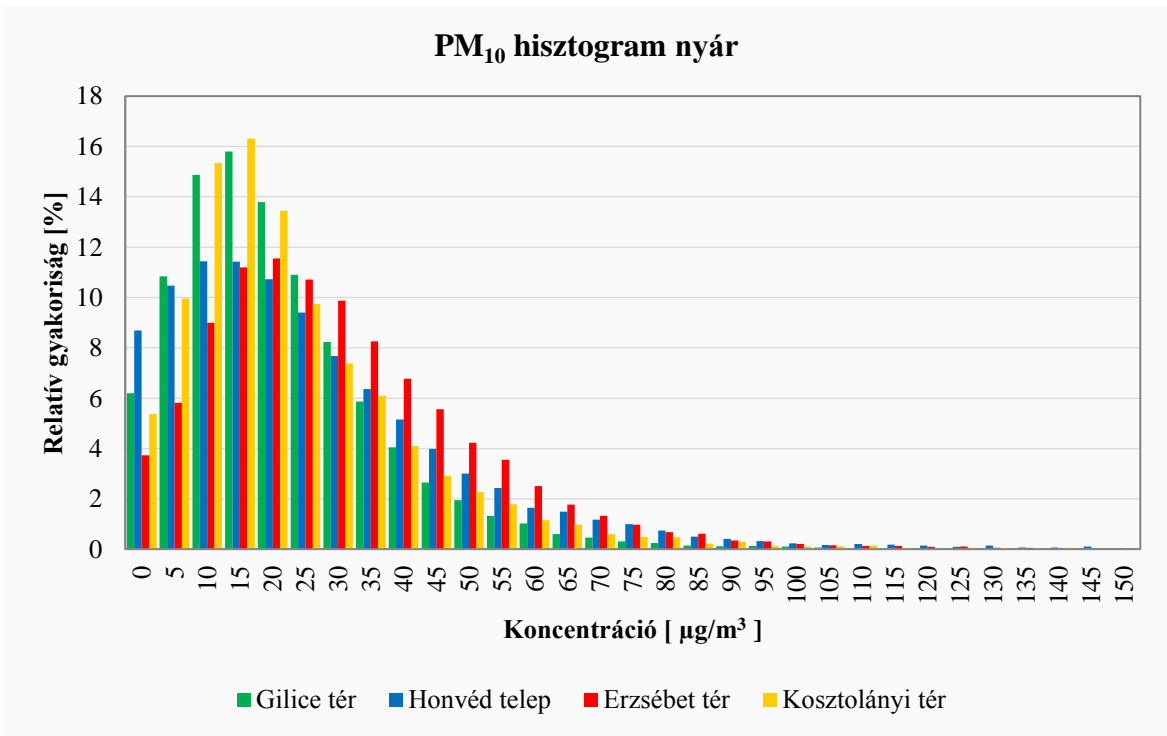
5. Eredmények

5.1. Nyári és téli évszakok hisztogramjai

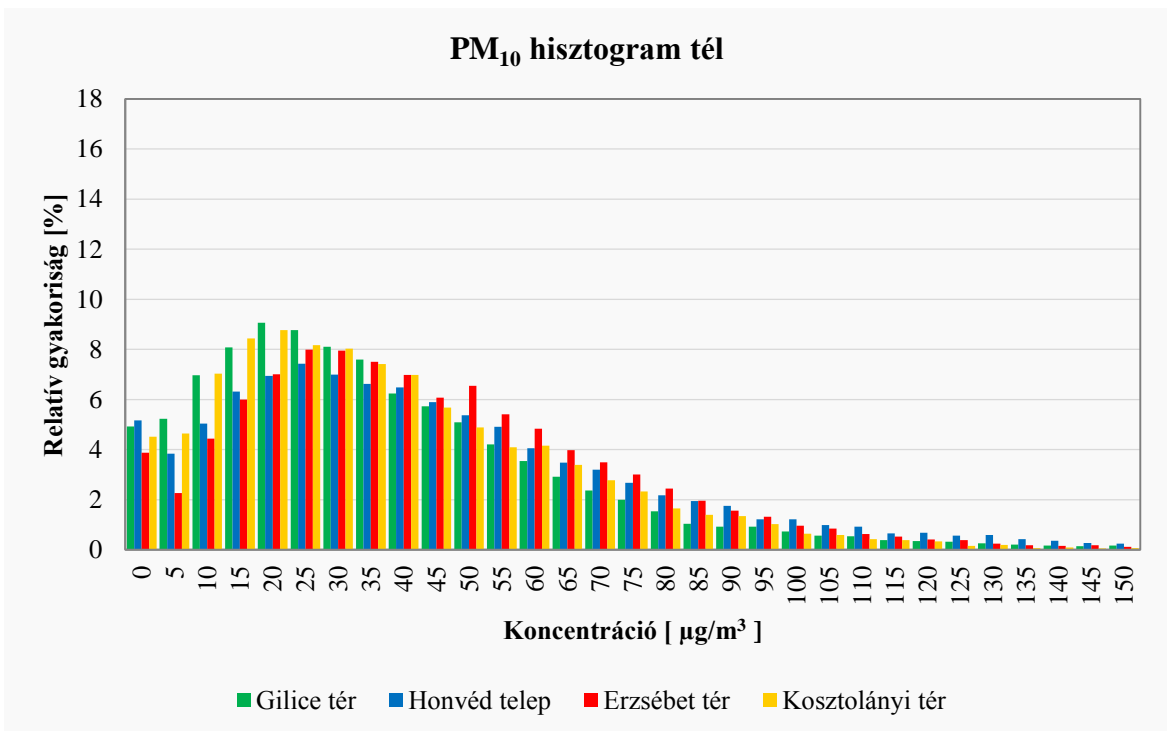
A legtöbb légszennyezőanyagra igaz, hogy különböző évszakokban eltérő koncentrációkban fordulnak elő a leggyakrabban. A négy évszak közül azonban a legjelentősebb különbséget a téli, illetve nyári relatív gyakoriság összehasonlítása során lehet felfedezni. Így az OLM órás adataiból a két évszakra (nyár: június, július, augusztus; tél: december, január, február) vonatkozóan vizsgáltam a szálló por, ózon és nitrogén-oxidok koncentrációjának gyakoriságát. Figyelembe véve az egyes mérőállomások eltérő vizsgált időszakait, az így kapott eredményeket az 5.1.1–5.1.6. hisztogramok szemléltetik.

A szálló por nyári (5.1.1. ábra) és téli (5.1.2. ábra) hisztogramja jól érzékelteti a koncentrációk változékonyságát. Megfigyelhető, hogy míg nyáron inkább az alacsonyabb, 10–25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, addig télen ennél magasabb, 20–30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ koncentrációk dominálnak. Ennek megfelelően a téli hisztogram laposabb a nyárihoz képest, többször fordulnak elő magasabb értékek. Ez azzal magyarázható, hogy télen a lakossági fűtés következtében több PM_{10} kerül ki a levegőbe, valamint az ilyenkor fennálló alacsonyabb keveredési rétegvastagságnak és gyakori inverziós rétegződésnek köszönhetően kevésbé tud átkeveredni a felszínközeli légréteg.

Egy-egy évszakon belül, az állomások között is tapasztalható különbség. Az ábrázolt állomások menetét összevetve megfigyelhető, hogy a két háttér és a Kosztolányi téri városi közlekedési állomás koncentrációadatai nagyjából együtt mozognak, míg az Erzsébet téri - szintén közlekedési - állomás plusz 5–10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -es eltolódást mutat egészen a magas koncentrációkig, ahol már nagyjából egybeolvad a többivel. Ez alátámasztja azt, hogy városokban a szálló por jelentős hányada a járművek belsőégésű motorjából származik, illetve az autók által felkavart porból.



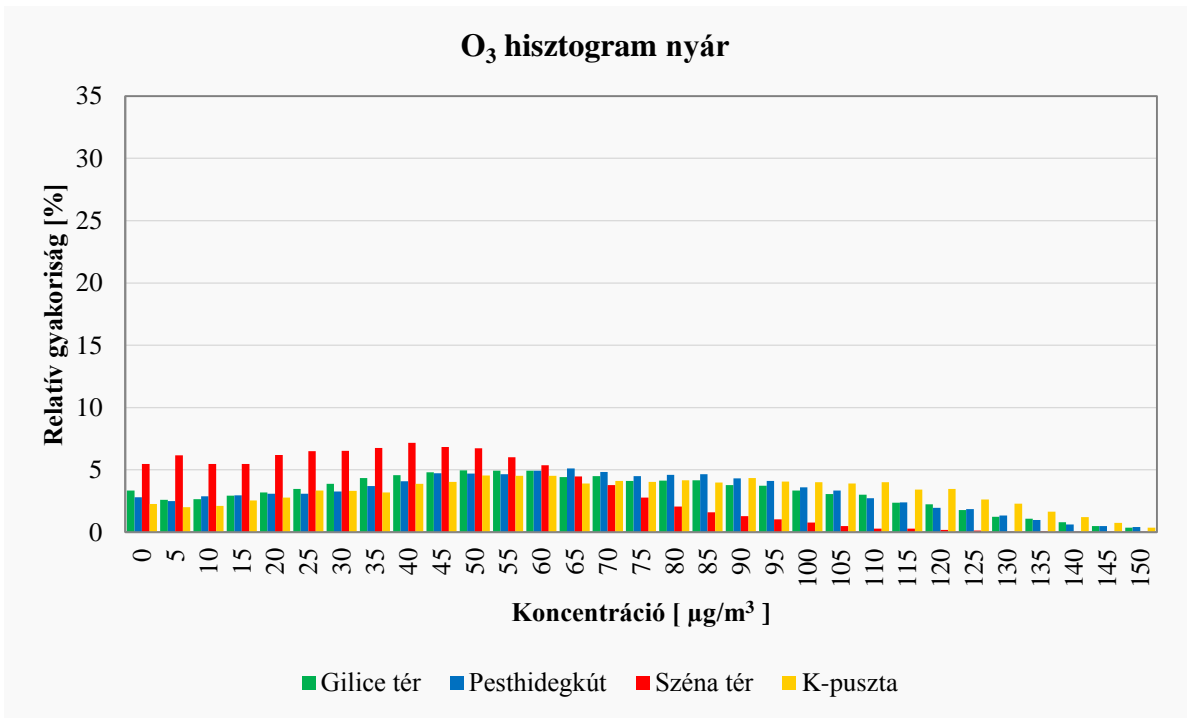
5.1.1. ábra: PM₁₀ nyári hisztogram



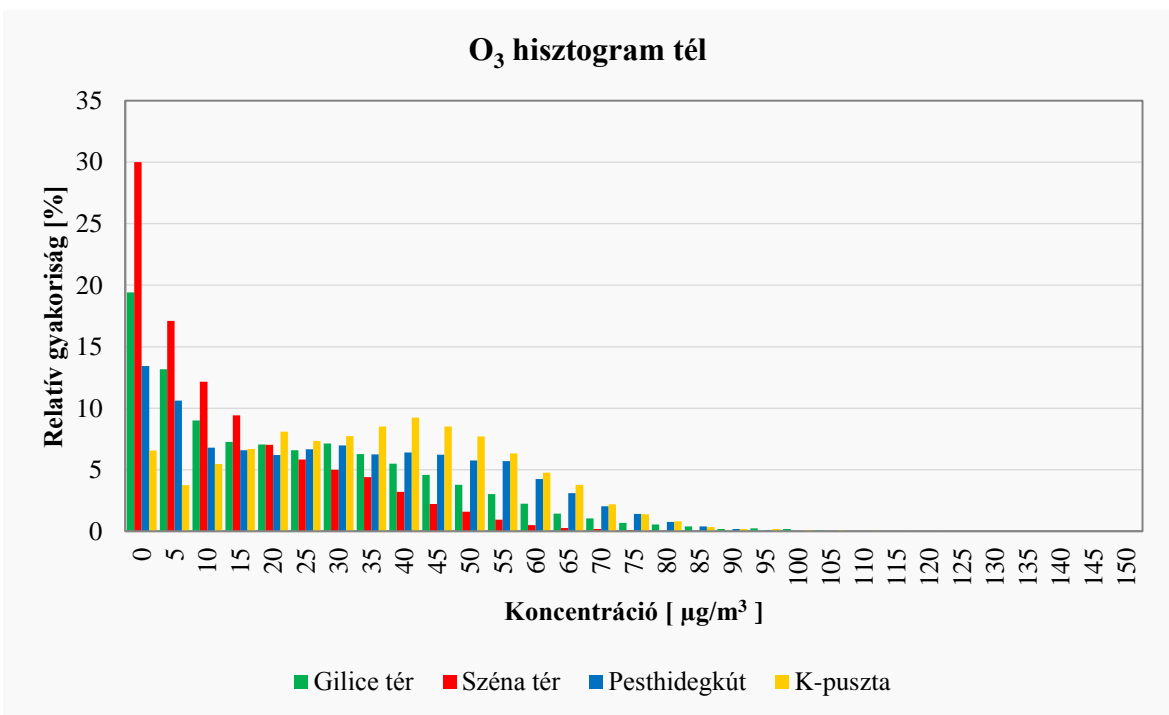
5.1.2. ábra: PM₁₀ téli hisztogram

Az ózon koncentrációjának nyári (5.1.3. ábra) és téli (5.1.4. ábra) relatív gyakorisága között is megfigyelhető az évszakos változás, mely a beérkező napsugárzásnak köszönhető. Az ózon fotokémiai úton keletkezik, emiatt nyáron, amikor a legnagyobb mértékű a globálsugárzás, magasabb koncentrációban lesz jelen, mint télen. Ezt tükrözi a nyári laposabb, elnyúltabb hisztogram alakja is. Összességében elmondható, hogy nyáron a leggyakoribb értékek 40–70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ között, míg télen a három budapesti állomáson csupán 0–5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ között ingadoznak. Ezzel szemben K-pusztán a téli hónapokban is magas értékek tapasztalhatók, 40–45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a leggyakrabban előforduló koncentráció. Az itt mért kiemelkedően magas mennyiségek az állomás környezetéhez köthetők. A Budapesttől délkeleti irányba, 70 km-re fekvő K-pusztát gyakran eléri a fővárosból érkező szennyezőanyag csóva, illetve nagy hatással van rá közvetlen környezete is, mint a közelben elhelyezkedő mezőgazdasági területek, erdőségek, valamint nagy forgalmú autópályák, ipari városok (Debreczeni, 2006). Ezenkívül megemlítenéd, hogy a belvárosi közlekedési állomáson (Széna tér) mért értékek jól láthatóan alacsonyabbak a többi, háttérállomáson mért koncentrációknál, mely a közlekedésből származó NO_x -ok jelenlétének tulajdonítható.

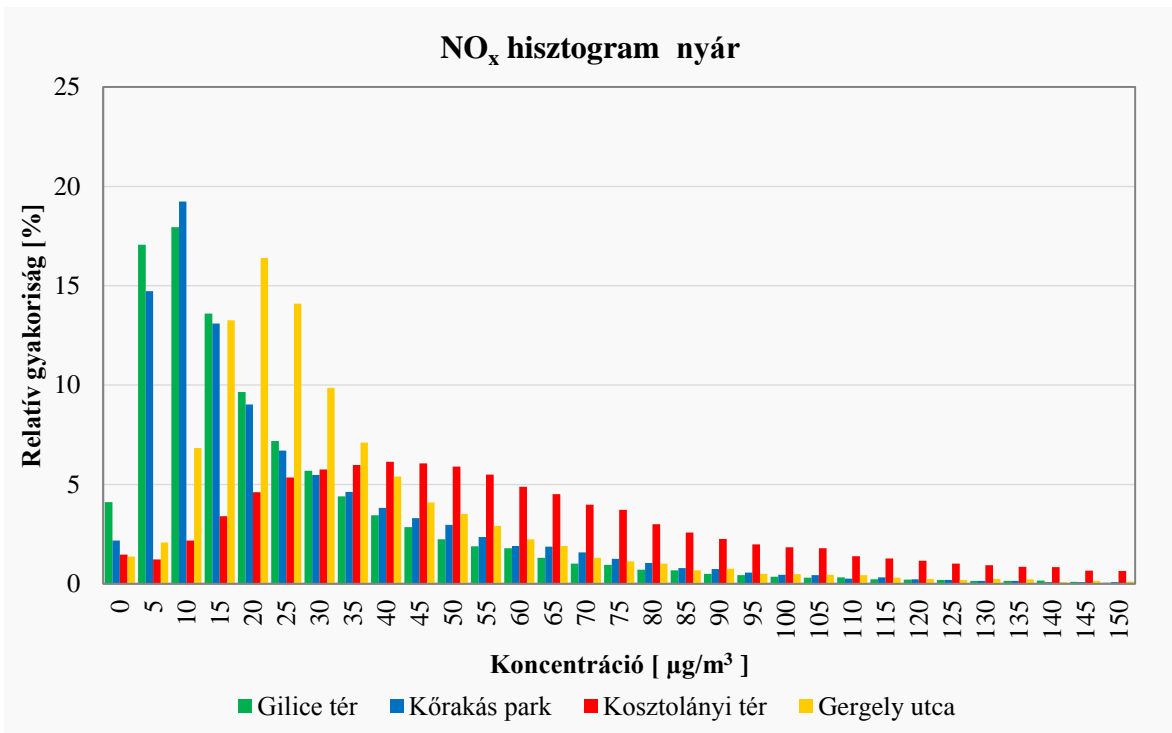
A nitrogén-oxidok nyári (5.1.5. ábra) és téli (5.1.6. ábra) koncentrációja ellentétes menetet mutat az ózonnal, mely az O_3 keletkezési mechanizmusára vezethető vissza. Megfigyelhető, hogy a két háttérállomás (Gilice tér, Kórákás park) értékei nagyjából együtt mozognak, ettől kicsit eltérőbb formát ölt a városi ipari (Gergely utca) állomás hisztogramja, mely a terület ipari tevékenységének, forgalmasabb utak közelségének köszönhetően magasabb értékeket (plusz 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mutat. A legnagyobb különbséget a belvárosi Kosztolányi téri adatok produkálnak, aminek hisztogramja jelentős mértékben eltér a másik háromtól, leggyakoribb koncentrációja mindkét évszak esetében két-háromszor magasabb azokénál.



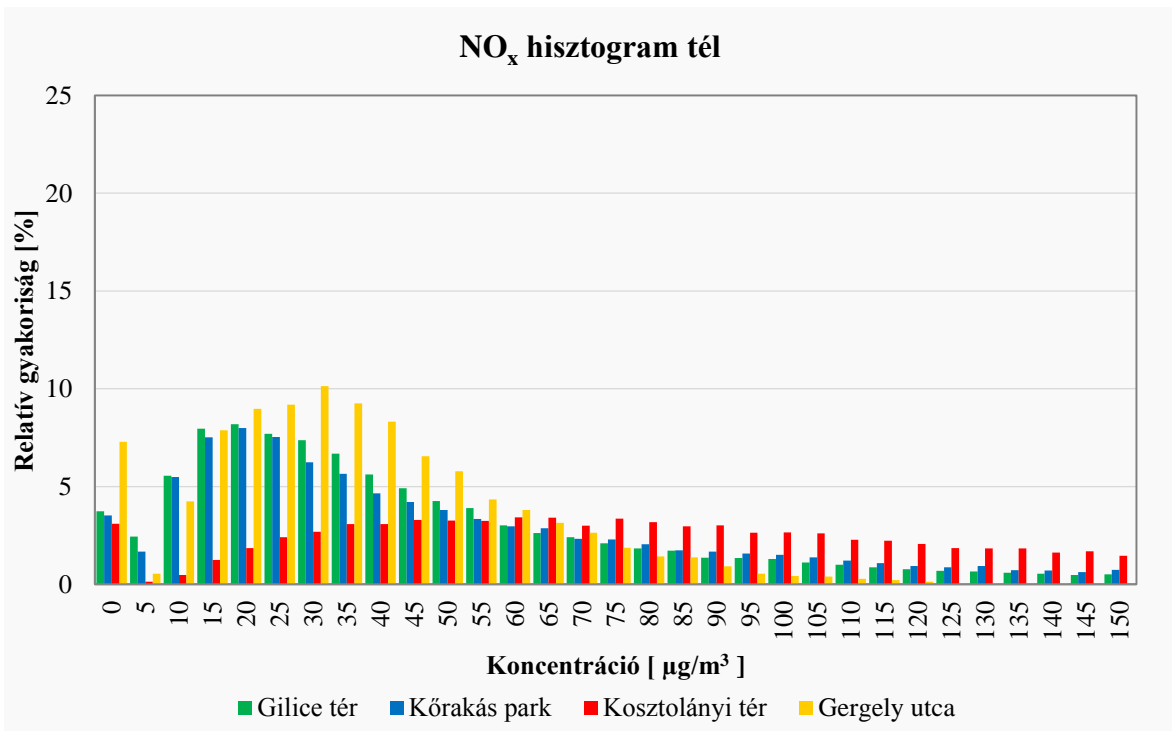
5.1.3. ábra: O₃ nyári hisztogram



5.1.4. ábra: O₃ téli hisztogram



5.1.5. ábra: NO_x nyári hisztogram

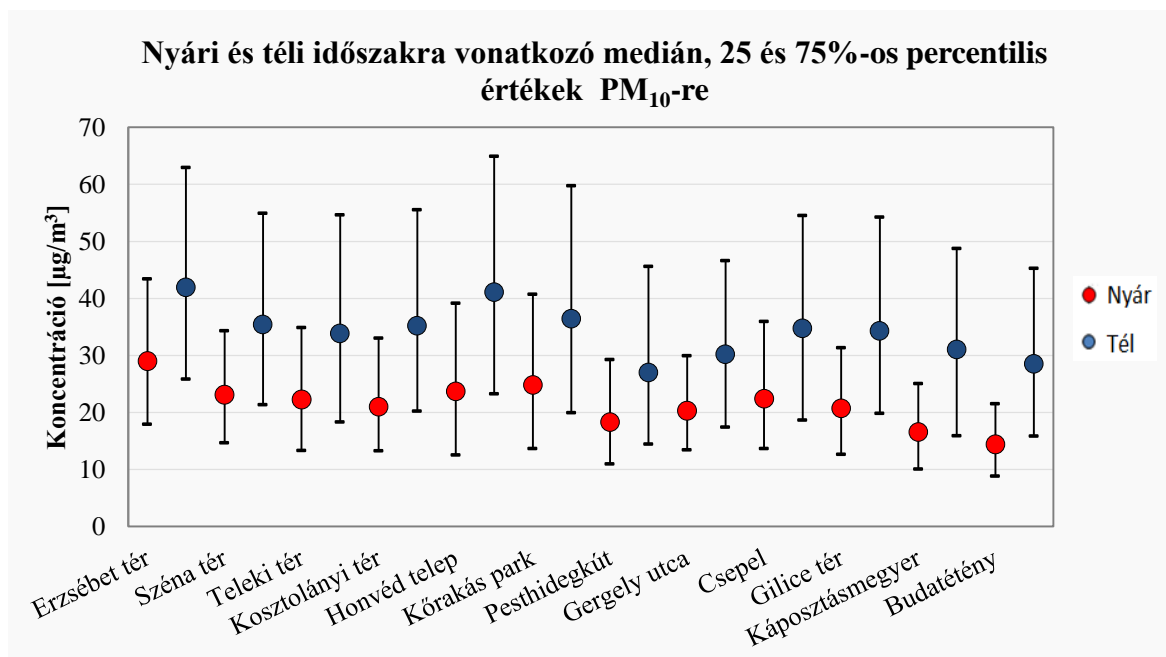


5.1.6. ábra: NO_x téli hisztogram

5.2. Nyári és téli koncentrációk összehasonlítása

Egy városon belül a légszennyezettségi adatok igen széles skálán mozoghatnak. Az egyes állomásokon mért adatokat jelentősen befolyásolja annak közvetlen környezete, valamint az időjárási tényezők is. Emiatt szükségesnek tartottuk összehasonlítani, hogy a vizsgált állomásokon mért koncentrációk statisztikai értékei között megfigyelhető-e esetleges hasonlóságok. Az ábrákon feltüntettük a téli és nyári évszakra vonatkozó 25%-os percentilis, a medián, illetve a 75%-os percentilis értékeket. A számítások a teljes vizsgált időszakra vonatkozó órás átlagokból készültek. A diagramon szereplő állomásokat típus szerint rendezve, azon belül is a medián szerint csökkenő sorrendbe állítva mutatjuk be.

A szálló porra vonatkozó értékek (5.2.1. ábra) elemzése során a téli és nyári évszak mediánjai között fennálló különbség átlagosan $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A legnagyobb eltérés a Honvéd telepen, míg a legkisebb Pesthidegkúton figyelhető meg. Ezen túl észrevehető, hogy télen sokkal nagyobb a kvartilisek egymástól vett távolsága nyárhoz képest, azaz nyáron kisebb az intervallum, amin belül a nagyság szerint sorba rendezett órás átlagok középső fele mozog. Ennek oka valószínűleg az időjárás különbségében (nyáron gyakoribb a csapadék által történő kimosódás), illetve a kisebb mértékű kibocsátásban rejlik. Abban az esetben, ha az állomásokat típus szerint vizsgáljuk, csak egy kis eltérés figyelhető meg a belváros és külváros értékei között. A belvárosban az átlagnál magasabb, míg a külvárosban annál alacsonyabb értékek gyakoribbak.

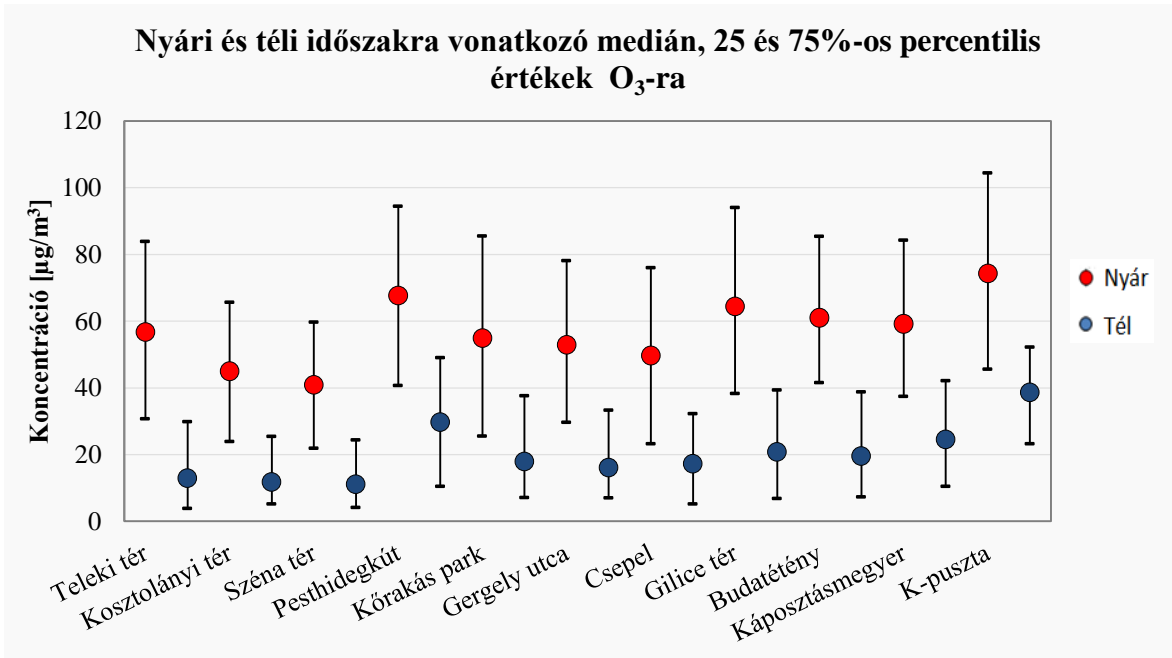


5.2.1. ábra: PM_{10} nyári és téli koncentrációjára vonatkozó medián, 25 és 75%-os percentilis

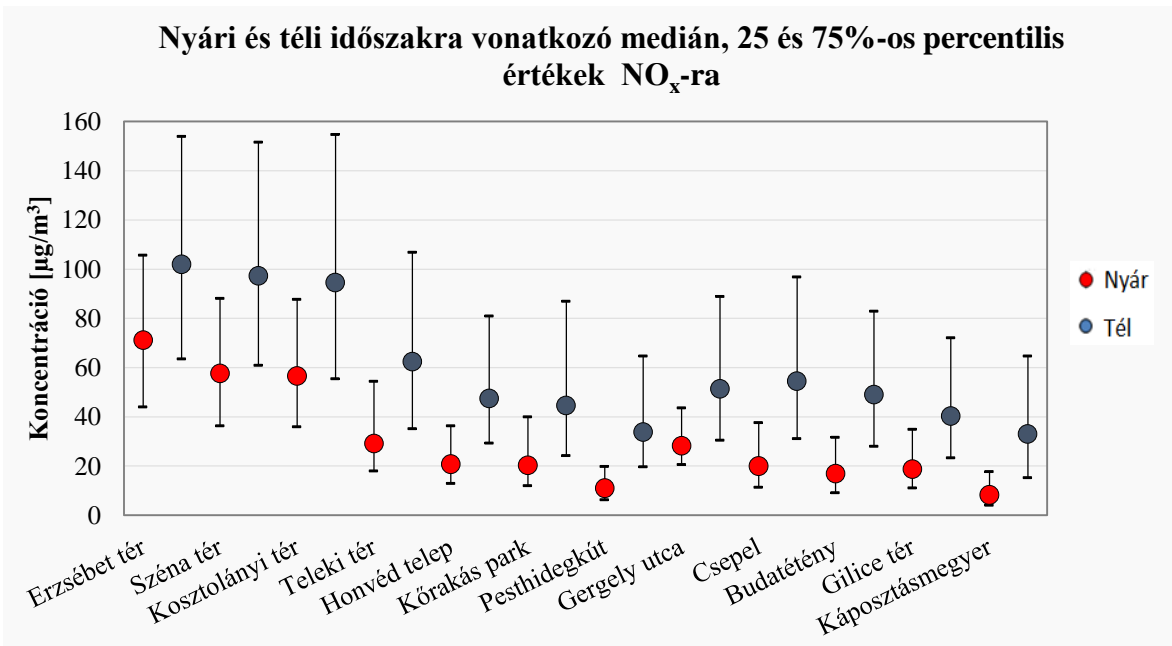
Az ózon mediánját és kvartiliseit ábrázoló diagramot (5.2.2. *ábra*) érdemes összevetni a nitrogén-oxidok (5.2.3. *ábra*) ábrájával. Látványosan kirajzolódik a két szennyező között fennálló évszakos kapcsolat. Azokon az állomásokon, ahol nyáron magasabbak az ózon értékei, ott alacsony a NO_x , illetve fordítva. Nyáron a beérkező napsugárzás miatt egyértelműen magasabb az ózonkoncentráció, azonban jelentősen befolyásolja az ózon és NO_x -ok mennyiségét az állomás elhelyezkedése is. Így tehát az évszakos különbségeken túl megfigyelhető a belvárosi és külvárosi koncentrációk eltérése is, valamint K-pusztán kiemelkedően magas értéke. Ennek több oka is létezik.

Elsősorban azzal magyarázható, hogy a közvetlen antropogén emisszióból származó NO az (5) reakció értelmében ózonbontó hatású, így a kibocsátás helyén kialakuló NO-dús levegő megakadályozza az ózon felhalmozódását (Tótván, 2009). A közvetlen NO-emisszió megszűnése után a jelen lévő nitrogén-oxid mennyisége az (1) és (8) reakciók révén gyorsan fogy, ami a 2.1 fejezetben bemutatott módon ózonkeletkezéshez vezet. További magyarázat az ózon belvárostól távolabbi területeken tapasztalható magas értékeire, hogy az ózon keletkezési folyamata akár órákat is igénybe vehet, így sok esetben mire kialakul, addigra a prekursorok már nagy utat megtettek, így nem közvetlen az emisszió közelében okoz majd magasabb koncentrációt, hanem tőle távolabb. Érdeemes továbbá megvizsgálni a Teleki téren lévő állomást. Bár városi közlekedési típusba sorolható, viselkedése mégis inkább a városi háttérállomásokkal mutat nagyobb hasonlóságot, mely valószínűleg a közelében elhelyezkedő parkos területnek, emellett az alacsonyabb forgalomnak köszönhető.

Amíg az ózon interkvartilis terjedelmében csak évszakos különbségeket mutat, addig a nitrogén-oxidok esetében nem csak a téli és nyári, hanem állomástípusbeli különbségek is megfigyelhetők. A városi közlekedési állomásokon általában nagyobbak, mint a háttér és ipari állomásokon, mely leginkább a szennyező-anyag napi menetével magyarázható.



5.2.2. ábra: Ózon nyári és téli koncentrációjára vonatkozó medián, 25 és 75%-os percentilis



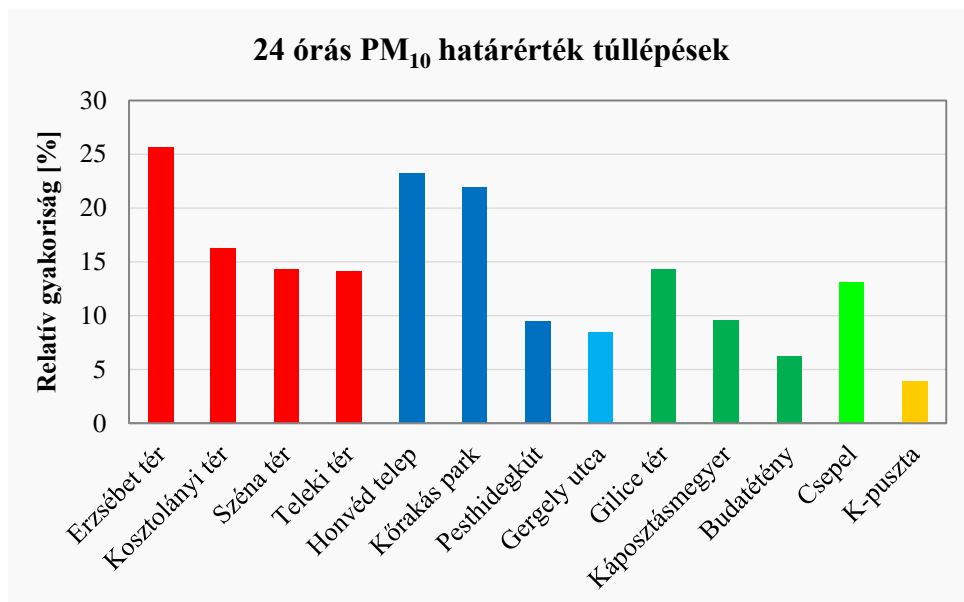
5.2.3. ábra: NO_x nyári és téli koncentrációjára vonatkozó medián, 25 és 75%-os percentilis

5.3. Egészségügyi határérték túllépéseinek száma

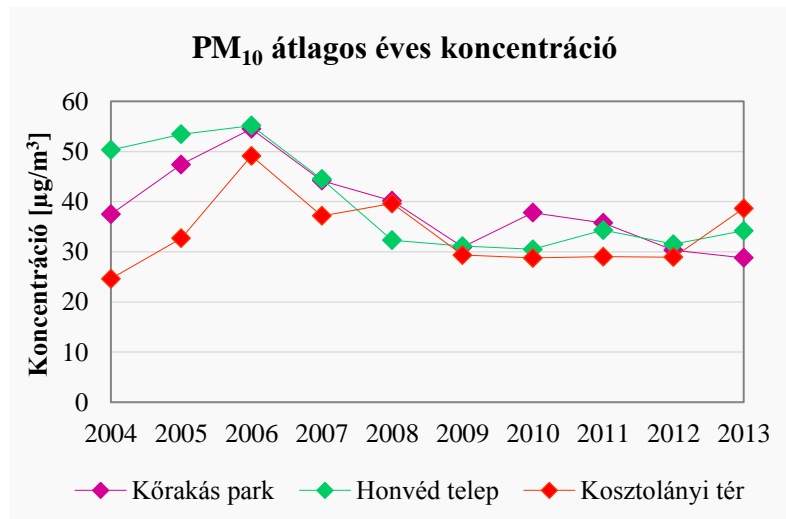
A legtöbb légszennyező anyag egészségre gyakorolt hatása alapján a 3. fejezetben bemutatott módon határértékeket állapítottak meg. Az egészségügyi határérték túllépéseinek száma városon belül is jelentős különbséget mutat, így szükséges ezeknek

összehasonlító elemzése. Az 5.3.1–5.3.4. ábrákon a 24 órás határérték túllépések előfordulásának gyakorisága látható a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan. A határok a 3.1.1. táblázatnak megfelelően a következők: PM_{10} 24 órás határértéke $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a NO_2 -é $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$, míg az O_3 -ra vonatkozó 24 órás határérték $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 8 órás futóátlagokat nézve. A diagramokon szereplő állomásokat típus, valamint gyakoriság alapján rendeztük sorba. Elmondható, hogy mindhárom légszennyező anyag esetén, illetve minden vizsgált állomáson a teljes időszakra vonatkozóan előfordult határérték túllépés.

A szálló porra vonatkozó 24 órás határérték túllépések (5.3.1. ábra) diagramján szembejövő, hogy leggyakrabban a forgalmas belvárosi területeken fordulnak elő. Ezen kívül kiemelkedően magas értékeket mutat két városi háttérállomás (Honvéd telep, Kőrakás park), mely magyarázatra szorul. Megvizsgálva e két állomás éves átlagkoncentrációját szálló por tekintetében a 2004–2013 közötti időszakra (5.3.2. ábra) az figyelhető meg, hogy inkább a vizsgált időszak elején (2004–2007) mértek magasabb értékeket, azóta csökkent az átlagkoncentráció. Ennek több oka is lehet (mérési módszer vagy helyszín változása, városszerkezeti vagy közlekedési változások), melynek pontos meghatározása további kutatást igényelne. Ezenkívül érdekesnek bizonyult a Kosztolányi téri állomás, ahol 2006-ban figyelhető meg kisebb kiugrás, mely valószínűleg a négyes metró felszíni munkálatainak megkezdéséhez köthető.

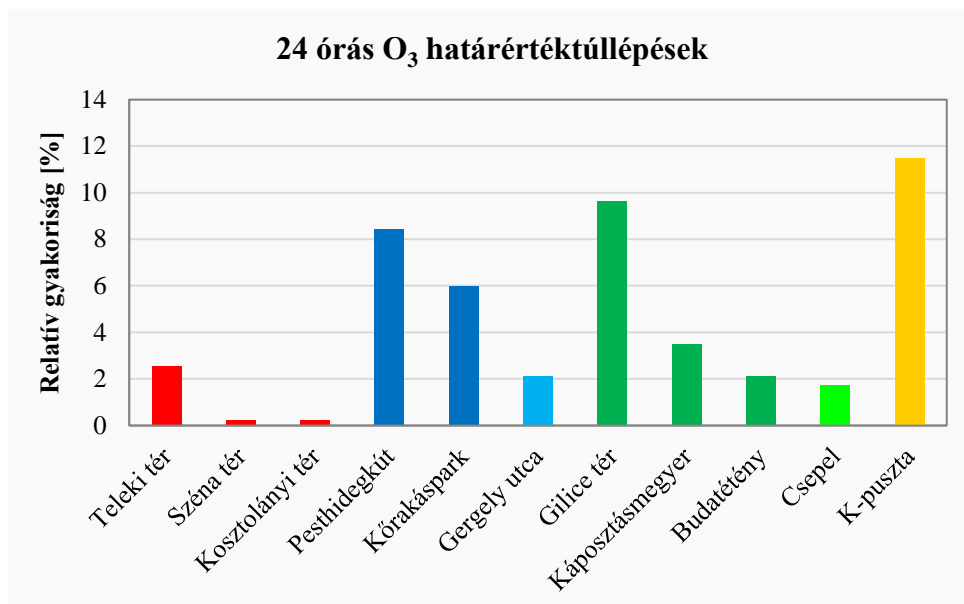


5.3.1. ábra: Teljes vizsgált időszakra vonatkozó 24 órás PM_{10} határérték túllépések relatív gyakorisága



5.3.2. ábra: PM₁₀ átlagos éves koncentrációja Kőrakás parkon, Honvéd telepen és a Kosztolányi téren 2004-2013 közötti időszakra

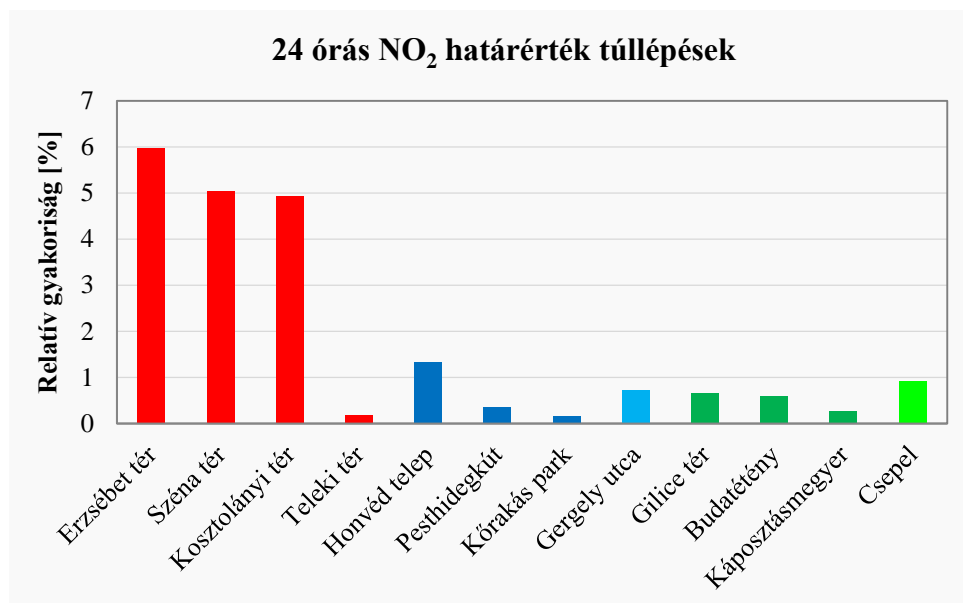
Az ózon 8 órás futóátlagához kapcsolódó határérték túllépéseket ábrázoló diagramja (5.3.3. ábra) a vártnak megfelelő módon, a háttérállomásokon mutat kimagasló értékeket. Ezen belül is kiemelkedő K-puszta, Gillice tér és Pesthidegkút több mint 8%-os relatív gyakorisága.



5.3.3. ábra: Teljes vizsgált időszakra vonatkozó 24 órás ózon határérték túllépések relatív gyakorisága

Az ózont összehasonlítva a nitrogén-dioxidra kapott eredményekkel (5.3.4. ábra) szembeötlő az összefüggés az egyes állomások O₃ és NO₂ határérték túllépései között. A

leggyakrabban a városközpont területén elhelyezkedő mérőállomások mutatnak nagyobb, 24 órára vonatkozó $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nél magasabb értékeket. Ezeken a helyeken (kivéve Teleki tér) legalább ötször gyakrabban fordul elő határértéket meghaladó koncentráció, mely a jelentős gépjárműforgalomnak köszönhető. Hasonlóképpen, mint az előző alfejezetben, a Teleki tér itt is inkább háttérállomásként viselkedik a kiugróan alacsony NO_2 és magas O_3 relatív gyakorisága miatt.

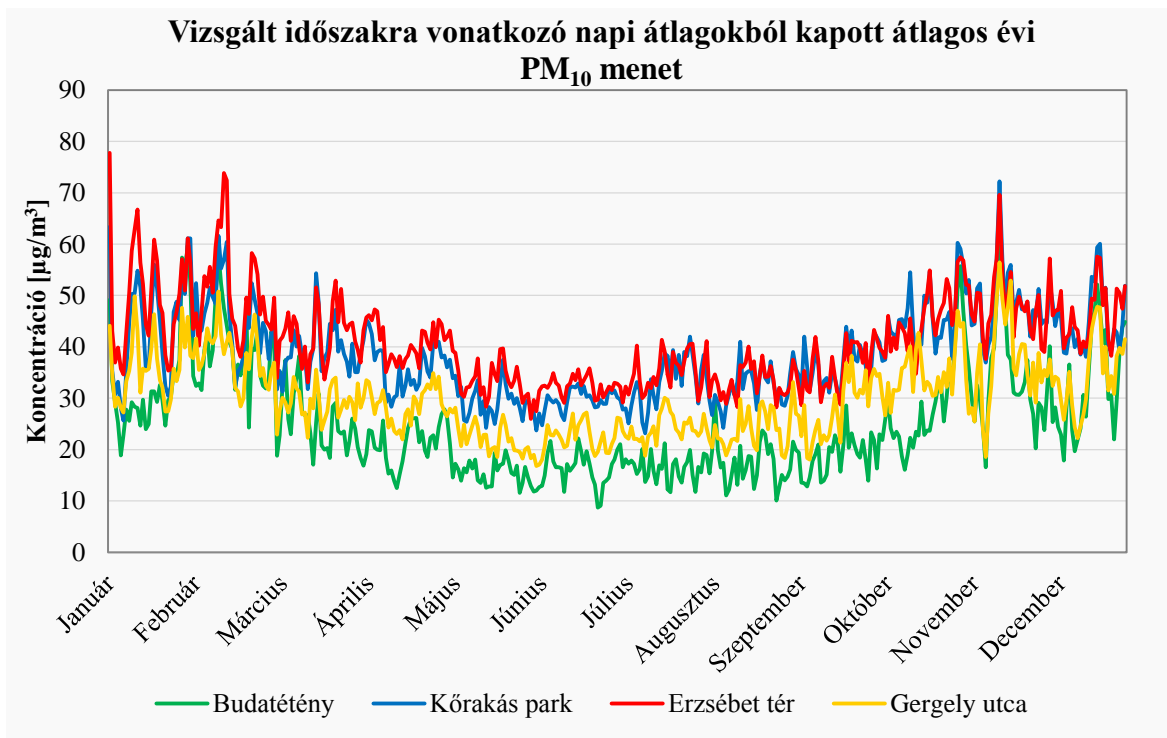


5.3.4. ábra: Teljes vizsgált időszakra vonatkozó 24 órás PM_{10} határérték túllépések relatív gyakorisága

5.4. Átlagos éves koncentráció napi bontásban

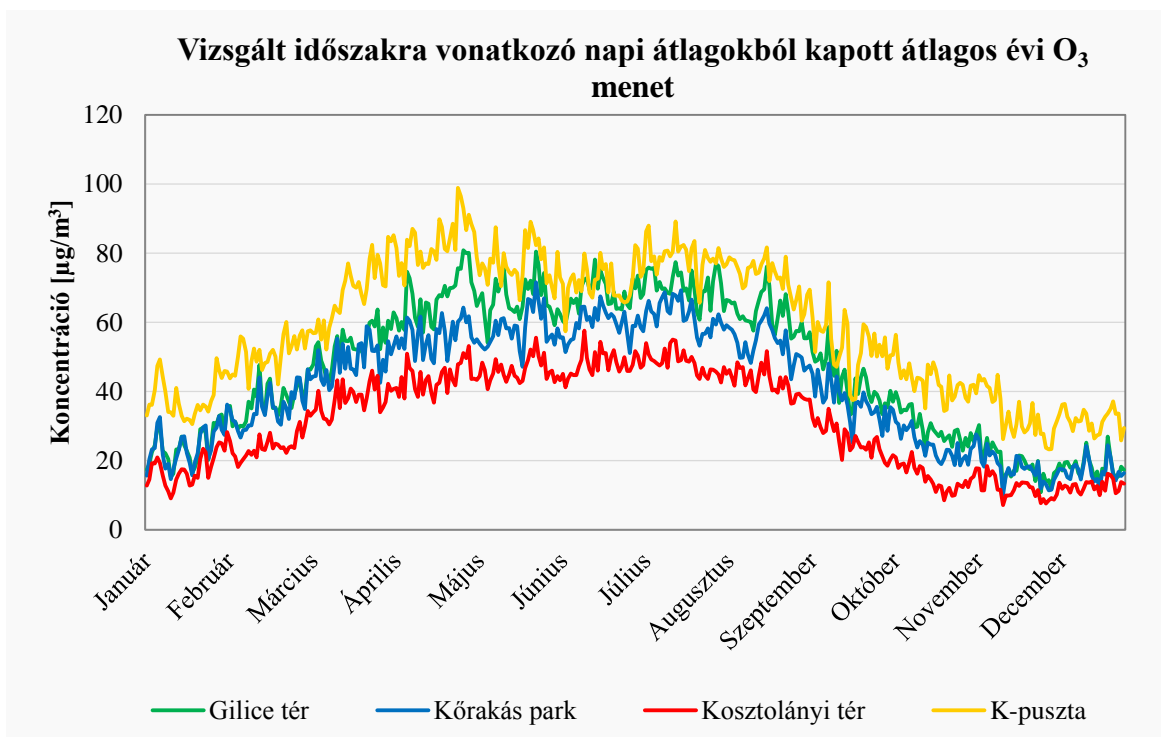
Ahhoz, hogy megértsük a szennyező-anyagok előfordulásának gyakoriságát, érdemes megvizsgálni az éves menetüket is. Számításaim során az órás adatokból napi átlagokat, majd azokból átlagos éves menetet készítettem.

A szálló por éves menetét (5.4.1. ábra) ábrázoló diagramon megfigyelhetők a téli maximumok és nyári minimumok. Októberben kezdődik a koncentrációk emelkedése, amikor nagyjából $25\text{--}45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -re nő meg, majd egy idő után stagnálást mutat, végül február végén elkezd csökkenni, majd nyáron eléri a minimumot, átlagosan $18\text{--}32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t. Továbbá az is észrevehető, hogy a görbék nem szimmetrikusak, ősszel meredekebb változás tapasztalható, mint tavasszal. Ennek oka, hogy ősszel stabilabb a légkör, ezzel szemben tavasszal inkább instabil légkör, valamint intenzívebb feláramlások és átkeverődések jellemzőek (Makra és Horváth, 2001).



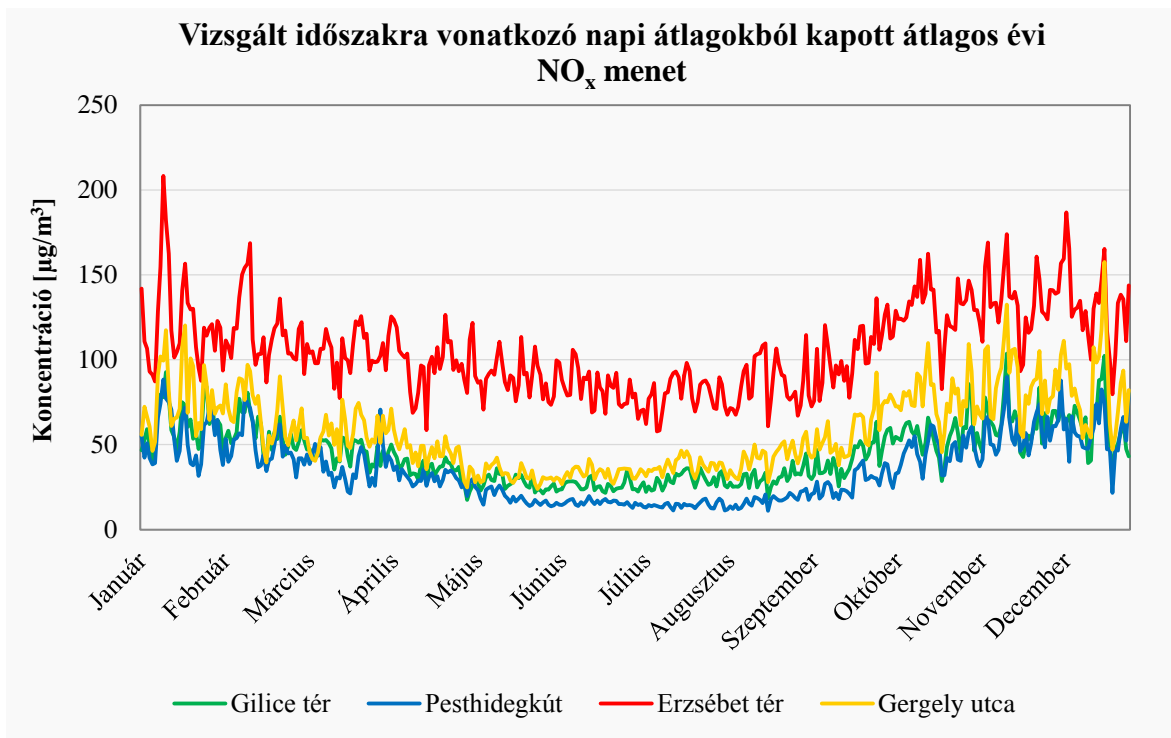
5.4.1. ábra: PM₁₀ napi átlagokból előállított átlagos éves menetének vizsgálata a teljes időszakra vonatkozóan

Az ózon éves menete (5.4.2. ábra) téli minimumot, illetve majdnem minden állomáson nyári maximumot mutat. A görbék alakjának elemzése során szembetűnő, hogy nem szimmetrikusak. Míg őszelel hirtelen, meredekebb vonalú csökkenés figyelhető meg, addig tavasszal az emelkedés üteme lassabb. Tavasszal egyrészt azért lesz magasabb az érték, mert nő a besugárzás, másrészt a sztratoszférában tavasszal figyelhető meg az ózon maximuma, és a diszkontinuitási felületek mentén ilyenkor gyakoribbak az átkeverődések (Debreczeni 2006). Azonban ez utóbbi sokkal kisebb arányban járul hozzá a troposzférikus ózonkoncentrációhoz. A görbék egymáshoz viszonyított helyzetét elemezve megfigyelhető, hogy K-pusztá tavasz kivételével jelentősen különválnak, ezzel szemben a többi állomás koncentrációja (leginkább a téli hónapokban) közel együtt mozog. Ennek az oka, hogy míg a városi környezetben nagy mennyiségben jelen vannak az ózombontó nitrogén-oxid forrásai, addig K-pusztán nincsenek, így ott télen is magasabb lesz a koncentráció (Tótván, 2011).



5.4.2. ábra: O₃ napi átlagokból előállított átlagos éves menetének vizsgálata a teljes időszakra vonatkozóan

A nitrogén-oxidok éves menetén (5.4.3. ábra) téli maximum és nyári minimum figyelhető meg. Február és március környékén elkezd csökkenni, majd április környékétől egészen augusztusig nagyjából stagnál a koncentráció. Az őszt beköszöntével nőni kezd, ezután télen eléri a maximumát. A nitrogén-oxidok éves alakulása nem csak az emissziótól, hanem az időjárás alakulásától is függ (inverziók, légkör stabilitási viszonyai) (Makra et al., 2001). A görbék nagyjából végig azonos távolságra helyezkednek el egymástól, ezek közül is kiemelkedik az Erzsébet téri állomás, ahol két-háromszor magasabb értékek tapasztalhatók a többi állomáson mért koncentrációkhoz képest.

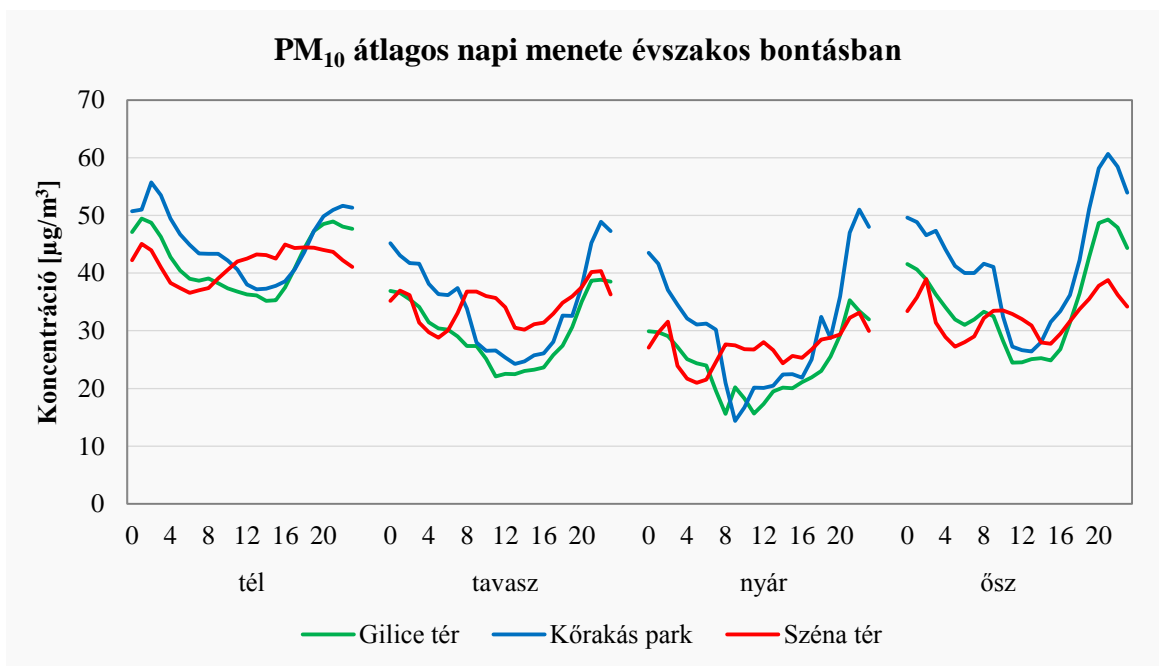


5.4.3. ábra: NO_x napi átlagokból előállított átlagos éves menetének vizsgálata a teljes időszakra vonatkozóan

5.5. Évszakra jellemző napi menetek

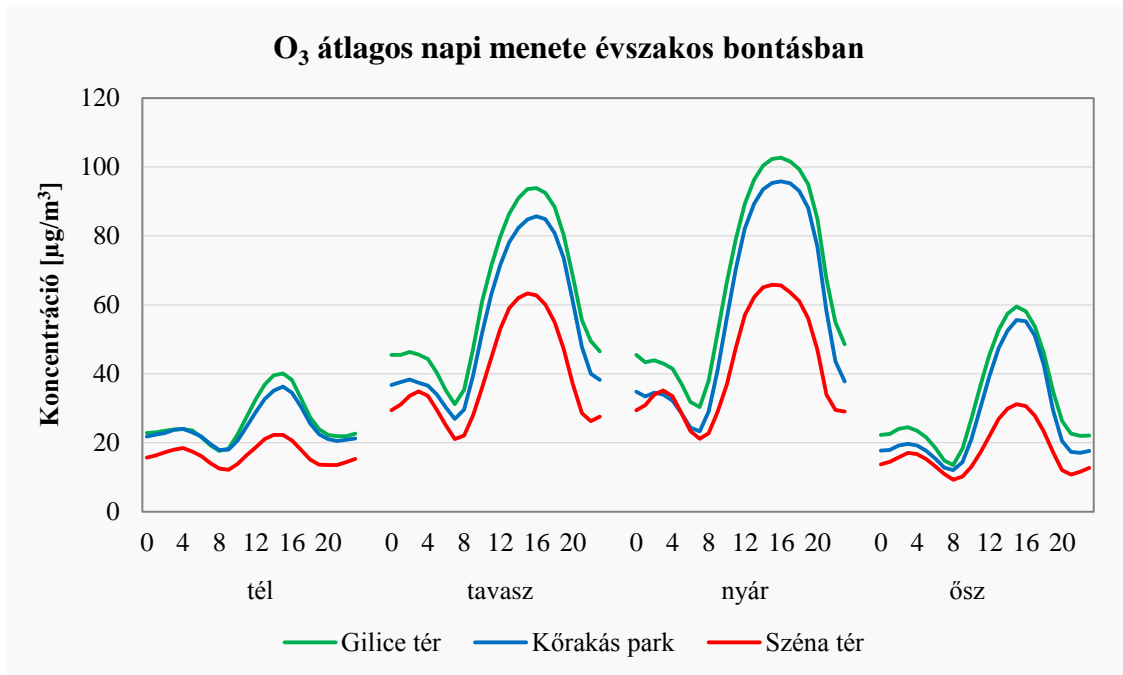
A légszennyező anyagok éves alakulásának pontosabb megértéséhez érdemes megvizsgálni az évszakokra jellemző napi meneteket. Ehhez az adott évszakra vonatkozó hónapok (tél: december, január, február; tavasz: március, április, május; nyár: június, július, augusztus; ősz: szeptember, október, november) órás felbontású adataiból készítettem napi menetet. Az ábrák elemzése során szembetűnők az évszakok, illetve állomástípusok között fennálló jelentős különbségek.

A szálló por évszakokra vonatkozó napi menetének (5.5.1. ábra) vizsgálata során jól látható, hogy átlagosan télen jelentkeznek a legmagasabb koncentrációk, majd ősszel, mely az időjárási viszonyok miatt nem meglepő. A legalacsonyabb értékek nyáron figyelhetők meg, amit egy tavaszi átmenet előz meg. Érdekes továbbá, hogy a közlekedésből származó szálló por csak a belvárosi Széna téri állomáson jelenik meg, itt ugyanis a napi menetet leíró görbék tavasztól őszig egy reggeli (kb. 8 óra) maximumot, napközbeni csökkenést, majd a délutáni forgalomnak köszönhetően egy újabb növekedést mutatnak. A két háttérállomás görbéi azonosan mozognak, napközben csökkenést, éjszaka emelkedést mutatnak a planetáris határréteg alakulásának köszönhetően, azonban a Kőrakás parknál szélsőségesebb ingadozás figyelhető meg.

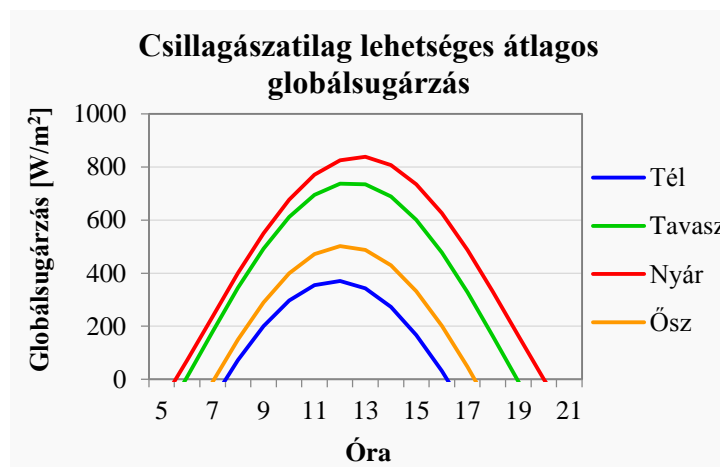


5.5.1. ábra: A PM₁₀ évszakos bontású átlagos napi menete a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan (a vízszintes tengelyeken a budapesti zónaidő szerepel)

Az ózon napi menetét leíró görbék (5.5.2. ábra) hasonló alakot mutatnak. A hajnali órákban napfelkelte előtt egy minimum látszódik, ami a közlekedésből származó NO-nak köszönhető. Majd ezt követően, dél után két-három órával egy napi maximum figyelhető meg, az egyre növekvő mennyiségű NO₂ és annak fotokémiai reakciója eredményeképpen. Az O₃ koncentrációja a prekursorok lassú átalakulása miatt a globálsugárzás maximumához képest néhány órával eltolódást produkál. A szélsőértékek között fellépő legnagyobb napi ingadozás nyáron, legkisebb pedig télen mutatkozik. A tavasz és ősz között fennálló különbség magyarázatára megvizsgáltuk a csillagászatilag lehetséges globálsugárzás napi menetét az évszakok középső napjára vonatkozóan (5.5.3. ábra). Jól láthatóan tavasszal nagyobb, 750 W/m² a középső nap maximális globálsugárzásának mértéke, míg ősszel csak 500 W/m² körül alakul. Ezenkívül összevetve az évszakos globálsugárzást leíró görbéket megfigyelhető, hogy a tavaszi a nyárirra, míg az őszi inkább a télire emlékeztet, az ózon napi menetéhez hasonlóan.



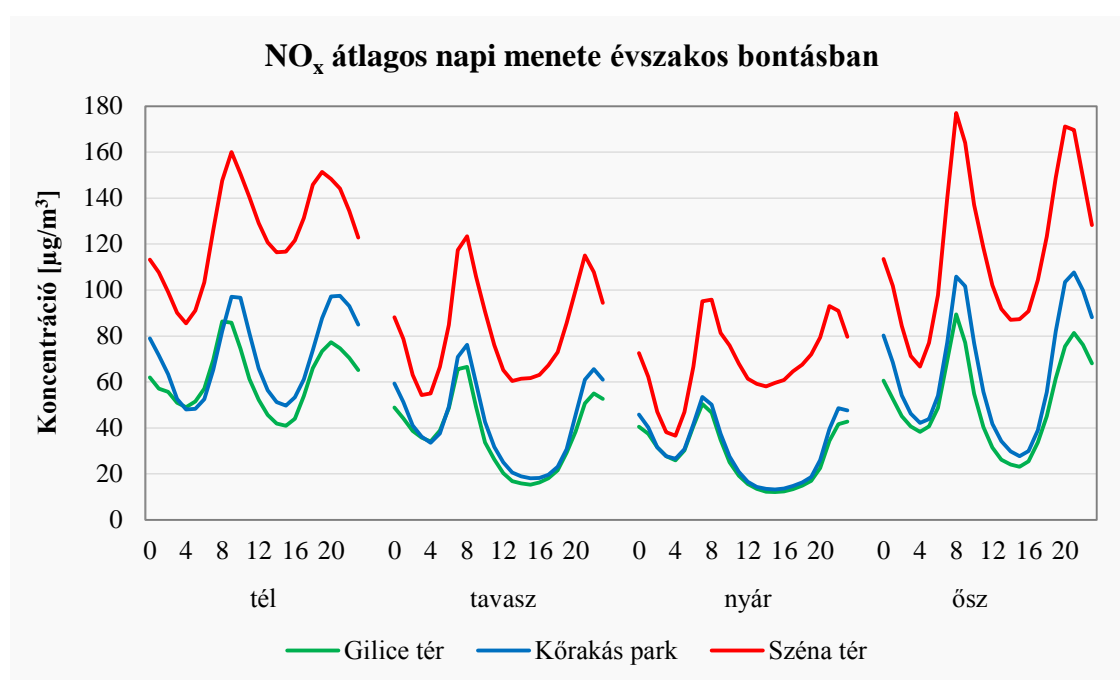
5.5.2. ábra: A O₃ évszakos bontású átlagos napi menete a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan (a vízszintes tengelyeken a budapesti zónaidő szerepel)



5.5.3. ábra: Évszakok középső napjait jellemző csillagászatilag lehetséges globálsugárzás (a vízszintes tengelyen a téli budapesti zónaidő szerepel)

A nitrogén-oxidok napi menete (5.5.4. ábra) jól tükrözi az ózonnal való kapcsolatukat és kibocsátási folyamatokat. Hajnalban a közlekedésből eredő kibocsátás, valamint a napsugárzás hiányának következtében elkezd felhalmozódni, majd napfelkelte után a fotokémiai reakciók hatására csökken a koncentrációja, miközben ózon keletkezik. A délutáni maximum a forgalom újbóli megerősödésével magyarázható. A két maximum időbeli távolsága nyáron két-három órával hosszabb a télihez képest, ami a beérkező

napsugárzás időtartamával, illetve a planetáris határréteg magasságának időbeli alakulásával magyarázható. A nitrogén-oxidok döntően közlekedési eredetét jól mutatja a forgalom alakulására visszavezethető napi menet mellett az is, hogy a belvárosi, Széna téri állomáson a szennyezettség mértéke és napi változékonysága is lényegesen meghaladta a többi állomását. Az ózon és a nitrogén-oxidok közötti kémiai összefüggések jól tükröződnek az ózon maximumainak időbeli eltolódásában a NO_x csúcsaihoz képest, valamint a Széna téri állomás kiugróan magas NO_x, ugyanakkor alacsony ózon szennyezettségében (5.5.2 – 5.5.4 ábra).

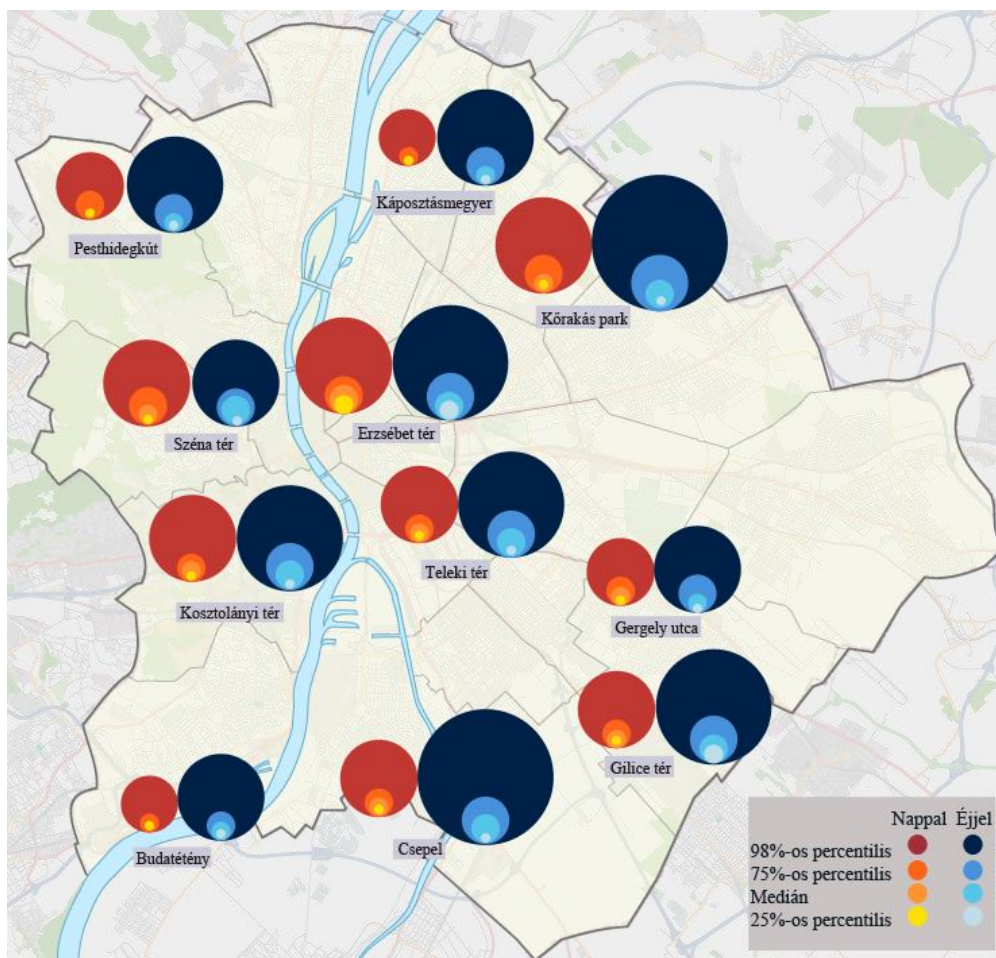


5.5.4. ábra: A NO_x évszakos bontású átlagos napi menete a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan (a vízszintes tengelyeken a budapesti zónaidő szerepel)

5.6. Nappalok és éjszakák koncentrációjának összehasonlítása

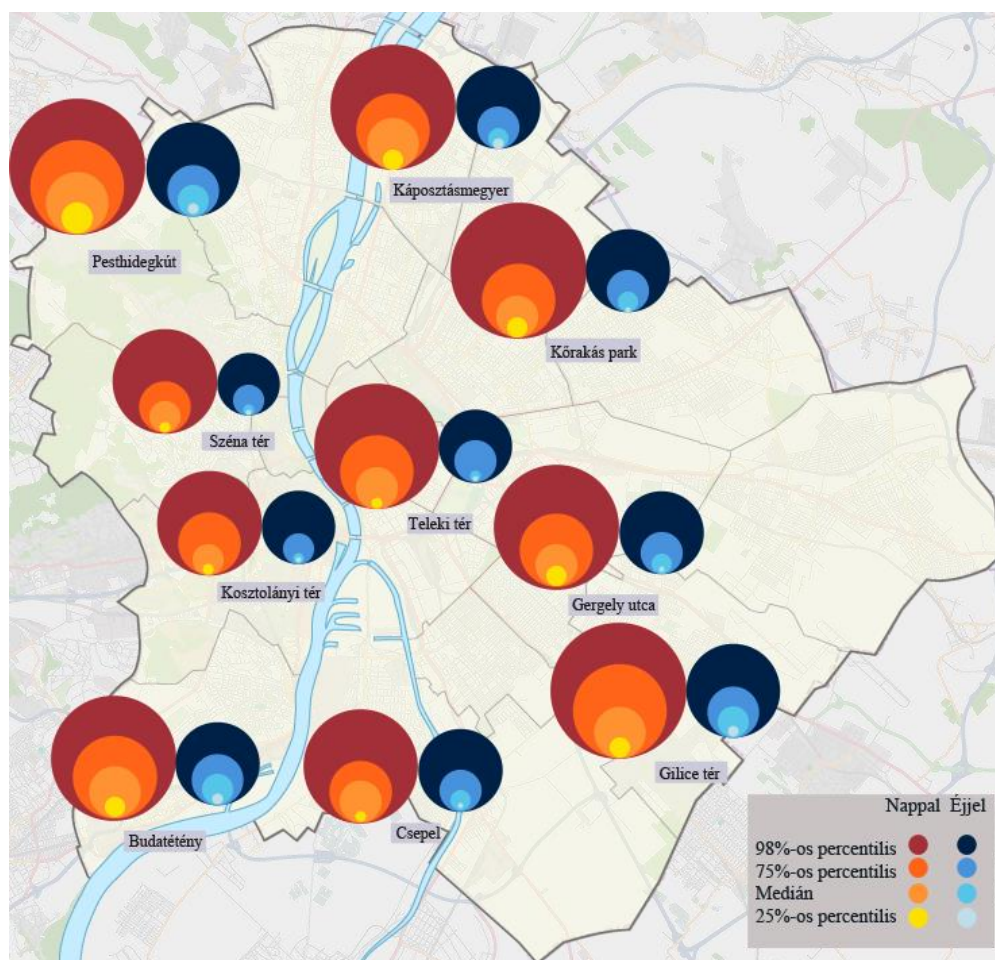
Az előzőekben bemutatott szennyező anyagok napi menetén túl érdemes tanulmányozni a nappalok és éjszakák között fellépő koncentráció különbséget a napkelte és napnyugta változó időpontjának figyelembevételével. Ennek megvizsgálásához Budapestre vonatkozóan kiszámítottam a napmagasságot, majd a további számítások az így kapott adatokból készültek el a vizsgált időszakra vonatkozóan. Az ábrákon szerepelnek a 98%-os, 75%-os, 25%-os percentilisek, továbbá a medián. Azért a 98%-os percentilist szokás alkalmazni a maximum érték helyett, mert ezzel kizárhatók az esetleges mérési hibából származó extrém értékek [6 - levegominoseg.hu - értékelések].

A szálló por esetében (5.6.1. ábra) éjszaka magasabb koncentrációk mutatkoznak, mint nappal. Ennek oka, hogy napfelkelte után a besugárzás hatására egyre nagyobb kiterjedésű lesz a keveredési réteg, így nappal felhígulnak a koncentrációk. Ezzel szemben naplemente után pont fordított a helyzet, melynek következtében a PM₁₀ nagyobb mennyiségben lesz jelen a légkörben. Jól látható továbbá, hogy a város centrumában a nappali és éjszakai értékek között nincs akkora eltérés, sőt ezeken az állomásokon általában nappal magasabb a koncentráció, mint a külsőbb területeken, ami leginkább a járművek által kibocsátott szálló pornak köszönhető. A legmagasabb koncentrációk éjszaka, Csepelen (külvárosi ipar) és a Kőrakás parknál (városi háttér) fordulnak elő, mely a közelben elhelyezkedő hulladékégetőkből, erőművekből és egyéb ipari forrásokból adódhatnak. Továbbá észrevehető, hogy a 98%-os percentilis mennyire eltér a többi értéktől. A 75%-os percentilistől 50–65 µg/m³-el, míg a mediántól 65–85 µg/m³-el mutat magasabb koncentrációt.



5.6.1. ábra: A PM₁₀ nappali és éjszakai koncentrációk statisztikai értékei a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan (100%-os kör = 140 µg/m³-nél nagyobb koncentráció)

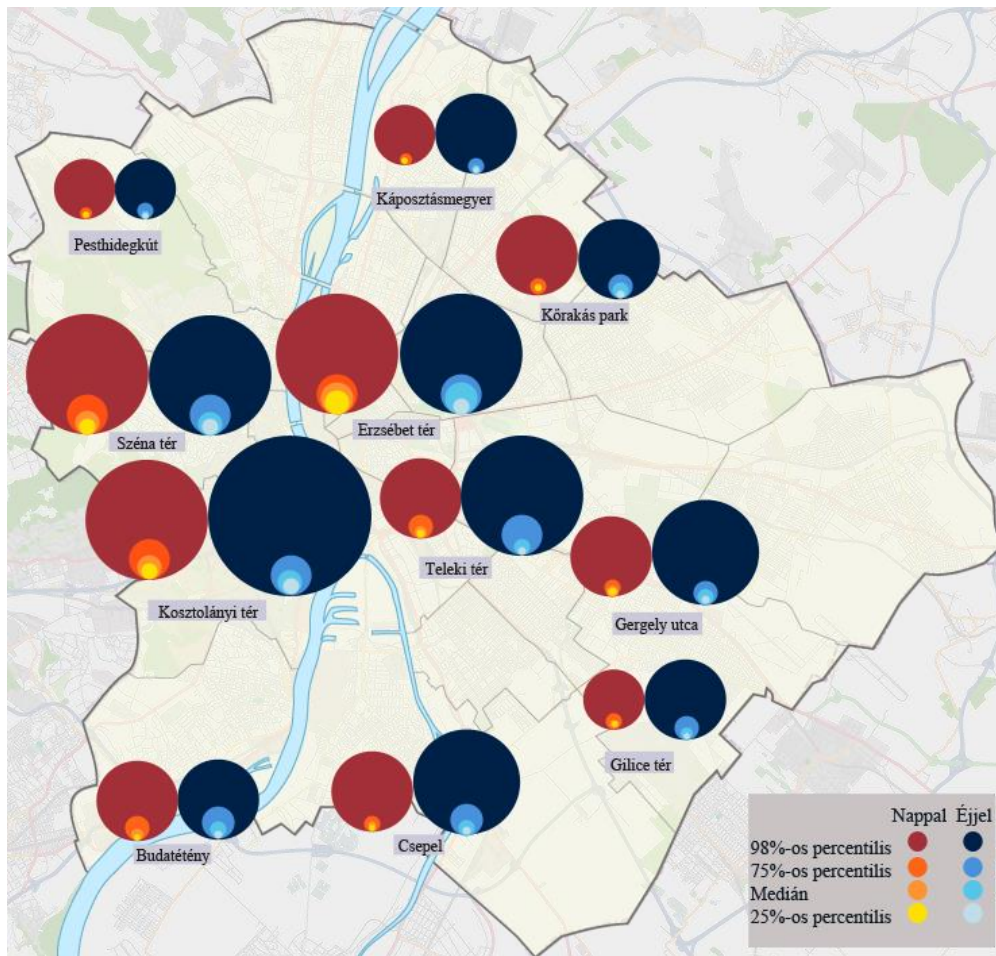
Az ózonnál (5.6.2. ábra) minden esetben nappal figyelhető meg magasabb koncentráció, mely a beérkező napsugárzásnak köszönhető. A budapesti állomásoknál láthatóan inkább a külsőbb területeken, háttérállomásokon figyelhetők meg nagyobb értékek. A nappali és éjszakai mediánok közötti különbség átlagosan $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A szálló portól, illetve nitrogén-oxidoktól eltérően, a 98%-os percentilis nem tér el annyira a többi számított értéktől, azaz nem mozognak olyan nagy intervallumon a koncentrációk.



5.6.2. ábra: A O_3 nappali és éjszakai koncentrációk statisztikai értékei a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan
(100%-os kör = $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nél nagyobb koncentráció)

A nitrogén-oxidok (5.6.3. ábra) esetében éjszaka figyelhető meg magasabb koncentráció, azonban a városi közlekedési állomásoknál (kivéve Teleki tér) szinte nincs különbség, sőt az Erzsébet téren egy árnyalattal magasabbak is a nappali értékek a nagyobb forgalomnak köszönhetően. Jól látható, hogy a belvárosban nagyobb arányban fordulnak elő magasabb értékek, mint a külvárosban, kivéve a Csepelen és a Gergely utcában lévő állomást, ahol az ipari tevékenységeknek köszönhetően éjjel és nappal is a magasabb

koncentráció észlelhető háttérállomásokhoz képest. Arányaiban a 98%-os percentilis kimagaslik a többi ábrázolt értékhez képest (a 75%-os percentilistől való eltérése 170–195 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), tehát jelentős ingadozás figyelhető meg.



5.6.2. ábra: A NO_x nappali és éjszakai koncentrációk statisztikai értékei a teljes vizsgált időszakra vonatkozóan
(100%-os kör = $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nél nagyobb koncentráció)

6. Összefoglalás

Magyarország városai közül leginkább Budapesten érzékelhető a városi levegőszennyezés és annak hatásai. Bár a főváros lakossága nem mutat növekedést (1,7 millió fő), azonban a körülötte elhelyezkedő agglomerációs területeken jelentős népességnövekedés figyelhető meg, aminek egyik következménye a városi levegőminőség romlása a nagyobb gépjárműforgalom következtében.

Dolgozatomban Budapest tizenkét mérőállomásán és K-pusztán mért legfontosabb légszennyező anyagok (PM_{10} , O_3 , NO_x) koncentrációját vizsgáltam a 2004–2013 közötti időszakra vonatkozóan. Elemeztem a téli és nyári koncentrációk alakulását hisztogram, illetve egyéb statisztikai módszerek segítségével, megvizsgáltam a 24 órás egészségügyi határértékek túllépésének gyakoriságát. Tanulmányoztam az átlagos éves és évszakos napi meneteket, valamint összehasonlítottam a nappalok és éjszakák között fellépő koncentrációbeli különbségeket.

A budapesti szálló por vizsgálata során azt kaptuk eredményül, hogy télen, továbbá az éjszakai órákban jelenik meg nagyobb koncentrációban. A városon belüli eloszlása nem mutat egységes képet. A határérték túllépések éves gyakorisága a 12 állomásból 8 helyen meghaladja a 10%-ot, az Erzsébet téren a 25%-ot.

Az ózon és nitrogén-oxidok között fennálló kémiai kapcsolatot az összes vizsgálat során sikerült alátámasztani. Az ózon nyáron, illetve a nappali órákban fordul elő magasabb koncentrációban. A város központjától, tehát a prekursorok forrásától távolabb alakul ki, és ott okoz regionális problémát. Ezzel szemben a nitrogén-oxidok télen, valamint éjszaka jelennek meg magasabb koncentrációban. A legjelentősebb szennyeződések a belvárosban fordulnak elő a forgalomnak köszönhetően. Ez alól kivételt képez a Teleki téri mérőállomás, mely bár városi közlekedési típusú, mégis a nitrogén-oxidok és ózon alakulását tekintve inkább háttérállomásként viselkedik.

Összességében elmondható, hogy a budapesti levegő minősége jelentős egészségügyi és környezeti veszélyeket jelent. A belvárosban a legnagyobb problémát a PM_{10} okozza, az agglomerációban pedig az ózon hatása jelentős. A levegőminőség javítása érdekében határozott intézkedésekre és azokat megalapozó további kutatásokra van szükség.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani két témavezetőmnek, dr. habil. Mészáros Róbertnek és Leelőssy Ádámnak, amiért hasznos tanácsaikkal, támogatásukkal, adatfeldolgozásban nyújtott segítségükkel és a téma iránti lelkesedésükkel segítették szakdolgozatom megírását.

7. Irodalomjegyzék

Balázs R., 2011: Történeti ózon adatsorok összehasonlító vizsgálata. Diplomamunka, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 51 p.

Baranka Gy., 2000: A troposzférikus ózon (fotokémiai ózoncsóva) előrejelzése városi környezetben, alkalmazási tapasztalatok Budapesten. In: A levegő környezet monitoringja, állapotának értékelése és szabályozása. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest. 147–156.

Bartholy J., Dezső Zs., Gelybó Gy., Kern A., Pongrácz R., Radics K., 2013: Levegőkörnyezet, városi szmog. In: Alkalmazott és városklimatológia. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 1–10.

Bokwa A., 2010: Effects of air pollution on precipitation in Kraków (Cracow), Poland in the years 1971–2005. *Theoretical and Applied Climatology*, 101, 3–4, 289–302.

Cheng S., Lam K., 1998: An analysis of winds affecting air pollution concentrations in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 32, 14–15, 2559–2567.

Davis D., Bell M., Fletcher T., 2002: A Look Back at the London Smog of 1952 and the Half Century Since. *Environmental Health Perspectives*, 110, 12, 734–735.

Debreczeni V., 2006: A felszínközeli ózon háttér-koncentrációjának trendje Magyarországon. Diplomamunka, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 66 p.

Edokpolo B., Qiming J., Des C., 2014: Health Risk Assessment of Ambient Air Concentrations of Benzene, Toluene and Xylene (BTX) in Service Station Environments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, 6354–6374.

Evangelia S., Chit-Ming W., Wei H., Zongshuang W., Bingheng C., Haidong K., 2012: Associations between short-term exposure to nitrogen dioxide and mortality in 17 Chinese cities: The China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES). *Environment International*, 45, 32–38.

Hunt A., Abraham J., Judson B., Berry C., 2003: Toxicologic and Epidemiologic Clues from the Characterization of the 1952 London Smog Fine Particulate Matter in Archival Autopsy Lung Tissues. *Environmental Health Perspectives*, 111, 9, 1209–1214.

Im U., Incecik S., Guler M., Tek A., Topcu S., Unal Y., Yenigun O., Kindap T., Odman T., Tayanc M., 2013: Analysis of surface ozone and nitrogen oxides at urban, semi-rural and rural sites in Istanbul, Turkey. *Science of the Total Environment*, 443, 920–931.

Jacobson M. Z., 2002: Atmospheric pollution history, science, and regulation. The Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge. 401 p.

Jókainé Szatura Zs., 2007: A higanyspeciáció lehetőségei. Doktori értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Budapest. 145 p.

Lagzi I., Mészáros R., Gelybó Gy., Leelőssy Á., 2013: Atmospheric chemistry. Eötvös Loránd University, Budapest. 201 p.

Leeuw F., Zantvoort E., 1997: Mapping of exceedances of ozone critical levels for crops and forest trees in The Netherlands: Preliminary results. Environmental Pollution, 96, 1, 89–98.

Lei L., Hong L., Xinmin Z., Li W., Linghong X., Xouezhong W., Yanting Y., Yujie Z., Guan C., 2014: Pollution characteristics and health risk assessment of benzene homologues in ambient air in the northeastern urban area of Beijing, China. Journal of Environmental Sciences, 26, 214–223.

Leighton P., 1971: Introduction. In: Photochemistry of Air Pollution. Academic Press, New York. 1–5.

Makra L., Horváth Sz., 2001: A levegőszennyezettség becslése Szegeden. Léggör, XLVI. évfolyam, 4. szám, 14–18.

Makra L., Horváth Sz., Zempléni A., Csiszár V., Rózsa K., Motika G., 2001: Levegőminőségi trendek Magyarországon, különös tekintettel a dél-alföldi régióra. Léggör, XLVI. évfolyam, 2. szám, 12–19.

Mészáros E., 1977: A levegőkémia alapjai. Akadémia Kiadó, Budapest. 179 p.

Mészáros E., 1981: Atmospheric Chemistry Fundamental Aspects. Akadémiai Kiadó, Budapest. 201 p.

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

Muránszky G., 2011: Városi aeroszol PM₁₀ frakciójának kémiai jellemzése. Doktori Ph.D. értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 117 p.

Penney D.G., 1990: Acute carbon monoxide poisoning: animal models: A review. Toxicology, 62, 123–160.

Pöschl U., 2005: Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects. Angewandte Chemie International Edition, 44, 7520–7540.

Salma I., 2006: A budapesti városi aeroszol összetevői, eredete és környezeti hatásai. MTA doktori értekezés tézisei, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 19 p.

Sándor V., 2000: A budapesti szmog-előrejelzés gyakorlata és az előrejelzési módszer fejlesztési lehetőségei. In: A levegő környezet monitoringja, állapotának értékelése és szabályozása. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest, 135–145.

Simon G., 2004: Légszennyezés. Levegő Munkacsoport, Budapest. 30p.

Sousa S.I.V., Alvim Ferraz M.C.M., Martins F.G., 2013: Health effects of ozone focusing on childhood asthma: What is now known – a review from an epidemiological point of view. Chemosphere, 90, 7, 2051–2058.

Szuhi A., 2010: A szálló por okozta járulékos halálozás 22 hazai városban. Tájökológiai Lapok, 8 (3), 411–420.

Tong S., E. von Schirnding Y., Prapamontol T., 2000: Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. Bulletin of the World Health Organization, 78 (9), 1068–1077.

Tótván B., 2009: Az ózonkoncentráció változása Magyarországon városi környezetben. Diplomamunka, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest. 39 p.

Tótván B., 2011: Városi légszennyezés vizsgálata a Péczely-féle makroszinoptikus osztályozás segítségével. Diplomamunka, Eötvös Loránd Tudomány Egyetem, Budapest. 58p.

Wallace J., Hobbs P., 2006: Atmospheric science: an introductory survey. Academic Press, London. 488p.

Wei O., Bobo G., Guanqing C., Qing L., Sheng H., Bin L., Xingang L., 2015: The washing effect of precipitation on particulate matter and the pollution dynamics of rainwater in downtown Beijing. *Science of The Total Environment*, 505, 306–314.

WHO's Air Quality Guidelines, 2005

Yang X., Dong W., Liu F., 2011: Impact of Air Pollution on Summer Surface Winds in Xi'an. *Acta Meteorologica Sinica*, 25, 4, 527–533.

Zichler Sz., Ocsaky R., Salma I., 2007: Budapest levegőszennyezettségének története. Levegő Munkacsoport, Budapest. 103 p.

Internetes források:

[1 - oki.wesper.hu]:

http://oki.wesper.hu/files/dokumentumtar/4_2011.pdf

[2 - oki.antsz.hu]:

http://oki.antsz.hu/intezetunkrol/levegohigienes_osztaly

[3 - levegominoseg.hu]:

<http://www.levegominoseg.hu/>

[4 - met.hu]:

http://www.met.hu/levegokornyezet/varosi_legszennyezettseg/merohalozat/

[5 - levegominoseg.hu - automata]:

<http://www.levegominoseg.hu/automata>

[6 - levegominoseg.hu - értékelések]:

<http://www.levegominoseg.hu/ertekelesek>