

**Eötvös Loránd Tudományegyetem**  
**Természettudományi Kar**  
Környezettudományi Centrum



**A közlekedési eredetű légszennyezés hatása a városi  
kerékpározásra**

**DIPLOMAMUNKA**

Készítette:

**CSAPÓ PÉTER**

KÖRNYEZETTUDOMÁNY MESTERSZAKOS HALLGATÓ

Témavezető:

**Dr. Mészáros Róbert**

egyetemi docens

**Budapest**

**2016.**

## Tartalomjegyzék

1. Bevezetés .....	3
2. A légkör összetétele, légszennyezés .....	4
2.1. A légszennyező források típusai .....	4
2.2. A légszennyezés folyamata.....	5
2.3. Budapest légszennyezettségének mérése .....	6
3. A légszennyezettséget befolyásoló tényezők .....	8
3.1. Budapest földrajzi és éghajlati viszonyai.....	8
3.2. A zöldterületek hatása a levegőminőségre.....	12
3.3. A közlekedés hatása a levegőminőségre.....	14
4. A kerékpárosok expozíciójának korábbi mérések eredményei .....	17
5. A városi kerékpározás egészségre gyakorolt hatásai .....	22
5.1. A városi kerékpározás egészségre gyakorolt negatív hatásai .....	23
5.1.1. Az ózon negatív hatásai.....	23
5.1.2. A nitrogén-dioxid negatív hatásai .....	24
5.1.3. A szén-monoxid negatív hatásai.....	25
5.1.4. A szállópor negatív hatásai.....	25
5.1.4. A VOC-ok egészségre gyakorolt hatásai .....	28
5.2. A kerékpározás egészségre gyakorolt pozitív hatásai.....	29
5.3. Az eltérő közlekedési módok expozíciójának összehasonlítása .....	30
6. A kerékpáros forgalom elemzése Budapesten .....	34
7. Önálló mérés .....	38
7.1. A mérés célja .....	38
7.2. A mérőműszer bemutatása.....	38
7.3. A mérőműszer tesztelése .....	39
7.4. Mérés I. ....	41
7.4.1 Az adatok feldolgozása.....	42
7.4.2 Mérési eredmények .....	43
7.5. Mérés II.....	46
7.5.1. Az adatok feldolgozása.....	47
7.5.2. A mérés eredményei .....	47
8. Megbeszélés .....	49
9. Összefoglalás .....	50
Köszönetnyilvánítás .....	53
Irodalomjegyzék.....	54

## **1. Bevezetés**

A globalizálódó világban az elmúlt évtizedekben ugrásszerűen megnőtt a közlekedés szerepe mindennapjainkban. A rugalmasság és a kényelem iránti igény ma már megköveteli, hogy majdnem minden háztartásban legyen legalább egy, vagy akár több személygépkocsi. A szállítmányozás volumenének növekedése szintén jelentős hatással van a mindennapi forgalomra. A számtalan előny ellenére a fokozódó gépjármű-használatnak azonban vannak árnyoldalai is, ezeknek egyik legfontosabb eleme a környezetre gyakorolt hatás. Leggyakrabban a levegő-, illetve a zajszennyezést említik példaként.

Az új évezredben egyre nagyobb teret hódít egy másik városi közlekedési forma, a kerékpározás. Számos európai nagyváros után Budapesten is bevezették a közösségi kerékpáros hálózatot, illetve jelentős infrastruktúra fejlesztés tapasztalható a fővárosban. A kerékpárosok egyik legfőbb problémája azonban továbbra is a szennyezett levegőnek való kitettség. A kiépített kerékpárutak sokszor forgalmas útvonalak mentén haladnak, így a testmozgás hatására kialakuló megnövekedő légzésszám következtében a belélegzett szennyező anyag mennyisége jelentősen meghaladhatja a más közlekedési formát választók által elszenvedett dózis mértékét. A megnövekedő dózis komoly hatást gyakorol a szív- és érrendszerre, számos betegség előidézője lehet, ezért a javuló infrastruktúra mellett komoly figyelmet kell fordítani erre a kérdéskörre is a várostervezési folyamatok során.

A szennyezettségnek való kitettség csökkentése akár komolyabb költség nélkül elérhető, köszönhetően Budapest kedvező meteorológiai és földrajzi viszonyainak.

Dolgozatom első részében bemutatom a közlekedés levegőminőségre gyakorolt hatását, illetve azokat a természeti tényezőket, amelyek segítik a főváros levegőjének természetes megtisztulását. Ezt követően bemutatom a nemzetközi szakirodalomban fellelhető, kerékpáros kitettséget vizsgáló kutatások eredményeit, a városi kerékpározás egészségre gyakorolt pozitív és negatív hatásait, valamint az egyes közlekedési módok kitettsége közötti eltéréseket.

A második részben arra keresem a választ, hogy meghatározott útvonalakon kerékpárral haladva mekkora eltérések tapasztalhatók a terheltség között, melyek azok az útvonalak, amelyeken érdemes kerékpárral közlekedni, illetve melyek azok, amelyeket javasolt elkerülni. Dolgozatom fő célkitűzése, hogy a jövőben építendő/kijelölendő kerékpárutak helyének meghatározásakor a tervezési folyamatok

során figyelembe vegyék a légszennyezettségnek való kitettség minimálisra történő redukálását.

## **2. A légkör összetétele, légszennyezés**

Földünk légkörének fő alkotóelemei emberi léptékkal mérve állandónak tekinthetők: 78%-ban nitrogén, 21%-ban oxigén, 0,9%-ban pedig argon alkotja a légkört. Ezen gázok koncentrációja nagyjából 80 km-es magasságig változatlan, ezért ezeket állandó gázoknak nevezzük. Az összes többi, légkörben jelen lévő gáz koncentrációja térben és/vagy időben változik, ezeket nevezzük változó gázoknak. A változó gázok tartózkodási ideje éves nagyságrendű: ide tartozik a szén-dioxid, a metán, a hidrogén, illetve az ózon is. A még rövidebb tartózkodási idővel rendelkező gázokat erősen változó gázoknak nevezzük. Ezek koncentrációja csak tág határok között adható meg, épp a rövid tartózkodási idő miatt. Az erősen változó gázok közé tartozik a vízgőz, az ammónia, a kén-dioxid, a szén-monoxid, a kén-hidrogén, illetve a nitrogén-dioxid is [BARTHOLY et al.,2010]. Utóbbiak levegőben lévő koncentrációjáért nagymértékben felelős az antropogén kibocsátás, emberi egészségre gyakorolt káros hatásai pedig többnyire bizonyítottak.

Az egészséges emberi lét egyik nélkülözhetetlen alapeleme a tiszta levegő. A szennyező anyagok légkörbe kerülése bizonyos esetekben betegséget, rosszabb esetben akár halált is okozhat. Az evolúció során néhány szennyezőhöz sikerült alkalmazkodni, számos esetben azonban —főképp a mesterségesen kibocsátott szennyező anyagok esetén— a természetes ellenállás nem alakult ki.

Légszennyező anyagnak tekintünk minden olyan anyagot, vagy energiát, amely olyan mennyiségben kerül a légkörbe, hogy az embert és a környezetét károsítja, illetve anyagi kárt okoz, valamint emellett korlátozza a környezet által nyújtott kikapcsolódási lehetőségek kihasználását [SIMON, 2004]. Elsődleges légszennyezőnek nevezzük azokat az anyagokat, amelyek közvetlenül a forrásból kerülnek a levegőbe, míg másodlagosnak azokat, amelyek az elsődleges szennyezőkből képződnek különböző kémiai reakciók során [GYÖNGYÖS, 2011].

### **2.1. A légszennyező források típusai**

A légszennyező anyagok lehetnek természetes, vagy mesterséges eredetűek. A természetes szennyezőanyag-kibocsátás az antropogén emisszió sokszorosát teszi ki, ugyanakkor a földi szférák között kialakult egyensúlyi helyzet következtében ez nem

feltétlen okoz károsodást [PONGRÁCZ, 2012]. Természetes szennyezők lehetnek vulkánok (SO<sub>2</sub>, por), erdőtüzek (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, por), szélviharok, az élő, és pusztuló növények (CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S), a talaj (vírusok, por) és a tenger is [GYÖNGYÖS, 2011]. Ezzel szemben az emberi kibocsátás ezt a rendszert megbolygatja, és területileg koncentráltan juttat a légterbe szennyező anyagokat, ami ezáltal sokkal nagyobb veszélyeket hordoz magában a társadalomra nézve. Antropogén kibocsátás esetén a három fő szennyező szektor a szállítás (közlekedés), az energiatermelés illetve az ipar. A legnagyobb mennyiségű szennyező anyag antropogén úton a fosszilis tüzelőanyagok égetése során kerül a levegőbe [GYÖNGYÖS, 2011].

A légszennyező anyagok kibocsátása különböző forrástípusokból történhet. Egyik típusa a pontforrás (pl. kürtőszáj, kémény). Ekkor a szennyező anyag körülhatárolható, a terjedés jellemző geometriai méretéhez képest kis hosszdimenziókkal megadható felületen keresztül kerül a légterbe. Mozgó forrás esetén a pontszerű kibocsátó nem egy helyben tartózkodik. Ide tartozik az összes olyan jármű, amelynek működése szennyező anyag kibocsátással jár. A másik fő forrástípus a diffúz (vagy felületi) forrás. Ez esetben a környezetbe kerülő anyagok mennyiségét mérésekkel, számításokkal állapítják meg. Ennek a típusnak az egyik alcsoportja a vonalforrás. A légszennyező anyagok kibocsátását ez esetben a járművek jellemzői, azok sebessége és mennyisége határozzák meg [GYÖNGYÖS, 2011, PONGRÁCZ, 2012].

## **2.2. A légszennyezés folyamata**

A légszennyezés alapvetően három folyamatból áll, ezek az

- emisszió, a
- transzmisszió és az
- immisszió.

Emissziónak a légszennyező-anyag kibocsátást nevezzük. Ekkor kerülnek a forrásokból a levegőbe a szennyezők. Vizsgálatok érdekes időbeli, térbeli és kibocsátó-forrás szerinti méréseket végezni. Az emittált anyagok leggyakoribb csoportosítása szerint megkülönböztetjük a mérgező, a savasodást okozó és az üvegházhatást növelő légszennyező anyagokat. Az emisszió mértékegysége tömeg/idő, például kg/óra [GYÖNGYÖS, 2011].

Ezt követi a transzmisszió, amely a légszennyező anyagok levegőben való terjedését jelenti. A transzmisszió öt fő folyamata a következők:

- keveredés/hígulás,

- elszállítódás,
- szóródás,
- ülepedés,
- kémiai átalakulás.

A transzmissziót jelentősen befolyásolja a meteorológiai helyzet (szél iránya és sebessége, a keveredési réteg vastagsága, a stabilitási viszonyok abban a légrétegben, ahol a szóródás jelentős része végbemegy, a levegő relatív nedvessége, a napsugárzás erőssége, a léghőmérséklet, a csapadék intenzitása és a csapadékos időszak tartama), illetve a földrajzi és felszíni viszonyok [PONGRÁCZ, 2012].

Az immisszió alatt a légszennyező anyagok terjedése és kémiai átalakulása révén adott terület légterében vizsgált légszennyező anyagnak egy meghatározott időtartamra jellemző koncentrációját értjük [PONGRÁCZ, 2012].

### **2.3. Budapest légszennyezettségének mérése**

A levegő minőségének értékelése mérések alapján történik [met.hu]. 2001 óta Magyarországon a települések levegőterheltségi szintjét és a légszennyezettségi határértékek betartását az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) vizsgálja [306/2010 (XII.23.) Korm. rendelet]. Az OLM egy manuális és egy automatikus mérőhálózatból áll, amelynek mérőállomásait a szennyezettségi zónák, valamint az agglomeráció figyelembevételével jelölte ki a környezetvédelmi hatóság. Az automatikus mérőhálózat országosan 53 fix, valamint 11 mobil mérőállomásból áll. A mérőállomásokon a kiemelt jelentőségű légszennyező anyagok légköri mennyiségét mérik. Kiemelt jelentőségű légszennyező anyagok a kén-dioxid, a nitrogén-oxidok, a szén-monoxid, az ózon, a BTEX-vegyületek (benzolok és alkilbenzolok), az illékony szerves vegyületek (VOC), a  $PM_{10}$  valamint a  $PM_{2,5}$  [www.met.hu]. A légszennyezettség határértékeit a 14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet 1. sz. melléklete tartalmazza, ezt az *1. táblázat* foglalja össze:

[ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]		Egészségügyi határérték	Tájékoztatási küszöbérték	Riasztási küszöbérték	Az eü. határérték túllépésének évenként tűrhető esetszáma	Éves átlag határértéke
Nitrogén-dioxid (órás átlag)	NO <sub>2</sub>	100	350	400	18	40
Kén-dioxid (órás átlag)	SO <sub>2</sub>	250	400	500	24	50
Ózon (órás átlag)	O <sub>3</sub>	—	180	240	—	—
Ózon (8 órás mozgóátlagok napi maximuma)	O <sub>3</sub>	120	—	—	80*	—
Kisméretű részecske szennyezés (napi átlag)	PM <sub>10</sub>	50	75**	100***	35	40

1. táblázat: a légszennyezettség határértékei a főbb légszennyező-anyagokra ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (www.met.hu)

\* az utolsó három év átlagában

\*\* két egymást követő napon

\*\*\* két egymást követő napon és az OMSZ szerint a következő napon javulás nem várható

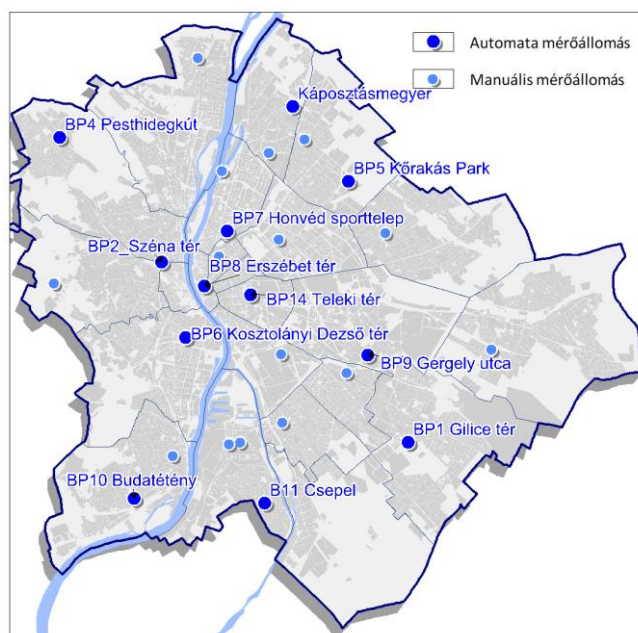
A táblázatban szereplő határ- és küszöbértékek pontos definícióját a rendelet 2. §-a tartalmazza:

egészségügyi határérték: a légszennyezettségnek a tudomány mindenkori szintje alapján megállapított azon mértéke, amely tartós egészségkárosodást nem okoz, és amelyet az emberi egészség védelme érdekében e jogszabályban meghatározott módon és időn belül be kell tartani,

tájékoztatási küszöbérték: a légszennyezettségnek egyes légszennyező anyagok tekintetében a lakosság egyes érzékeny (gyermek, időskorú, beteg) csoportjaira megállapított szintje, amelynek túllépése esetén a lakosságot tájékoztatni kell,

riasztási küszöbérték: a légszennyezettség azon szintje, amelynek rövid idejű túllépése is veszélyeztetheti az emberi egészséget, és amelynél azonnali beavatkozást kell tenni.

Budapesten 12 automata mérőállomás működik (1. ábra), ezt egészítik ki manuális mérőállomások a város különböző pontjain. Az automata mérőállomásokon a gáz és szilárd halmazállapotú szennyezőket, illetve az értékeléshez szükséges meteorológiai állapotváltozókat mérik.



1. ábra: Az automata és manuális mérőállomások hálózata Budapesten (forrás: BKÁ, 2013)

Fontos azonban figyelembe venni, hogy ezek a mérőállomások csak szűk környezetükben határozzák meg a levegő minőségét, így bizonyos esetekben az eredmények nem mérvadóak. Ilyen eset többek között a városi kerékpározás is. Budapesten az utóbbi években nagy hangsúlyt fektetnek a kerékpáros közlekedés fejlesztésére, számos kerékpárút épült a városban, illetve bevezették a közösségi kerékpáros közlekedés rendszerét is. Ezen intézkedések fő célja, hogy csökkentsék a közlekedésből eredő szennyező anyag kibocsátást, illetve, hogy ösztönözzék az embereket az egészséges életmódra. A kérdés már csak az, hogy valóban egészséges-e a városi kerékpározás. Sok helyen a bicikliutak közvetlen az araszoló autósorok mellett haladnak el, máshol az autóbuszok kipufogófüstjében kell tekerni. Dolgozatom további részében azt vizsgálom meg, hogy melyek a fő, légszennyezettséget befolyásoló tényezők, illetve közlekedésből eredő szennyező anyagok, ezek milyen hatást gyakorolnak egy intenzív testmozgást végző szervezetre, illetve milyen lehetőségek állnak rendelkezésre a kitétség csökkentésére.

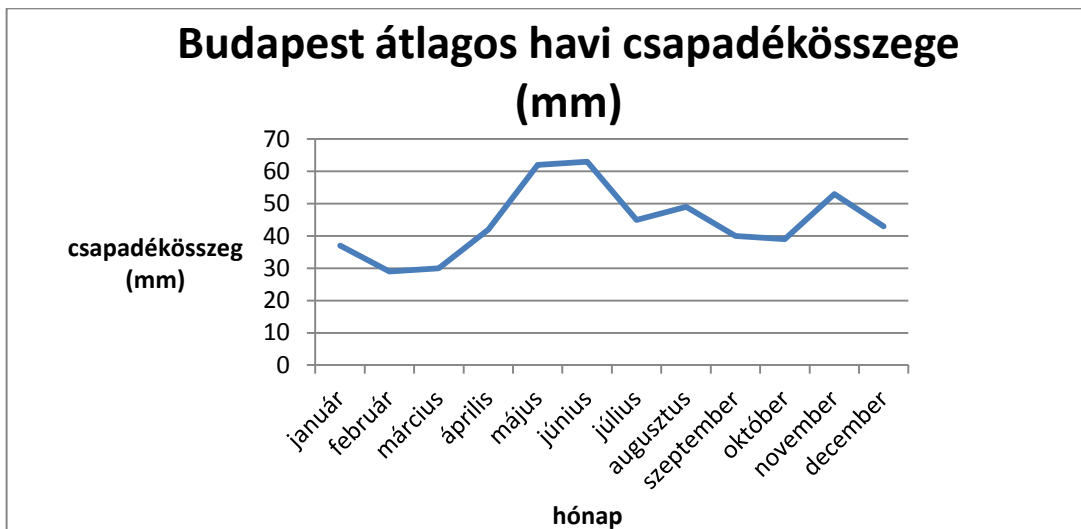
### **3. A légszennyezettséget befolyásoló tényezők**

#### **3.1. Budapest földrajzi és éghajlati viszonyai**

Egy város egészének levegőminőségét nagymértékben befolyásolja a város geográfiai elhelyezkedése, illetve mikrometeorológiai, klimatológiai viszonyai [SALMA,2010]. A meteorológiai viszonyok közül kiemelkedően fontos a napsütés, a

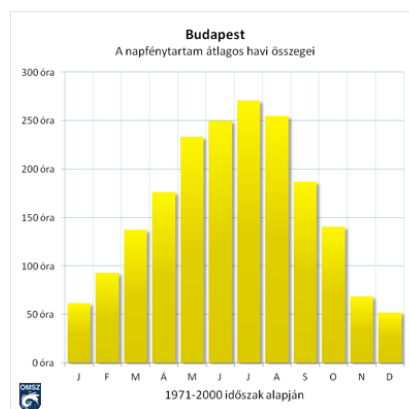


csapadék mennyisége és eloszlása, valamint a széljárás [TURI, 2013]. Hazánk földrajzi adottságaiból adódóan mentes az extrém éghajlati szélsőségektől. Budapest átlagos éves csapadékösszege 533 mm (1970–2000). Az átlagos csapadékmennyiségben két csúcspériódus figyelhető meg: nyár elején, illetve ősz végén hullik a legtöbb csapadék, míg a legkevesbé esős időszak a tél közepe-kora tavasz, és a kora ősz. (2. ábra)



2.ábra: Budapest átlagos havi csapadékösszege 1970-2000 között a [www.met.hu](http://www.met.hu) adatai alapján

A légköri folyamatokat alapvetően meghatározzák a sugárzási viszonyok. A légszennyezettséget a napsütéses órák száma, és a napsütés intenzitása is befolyásolja. A talajközeli ózon például egy másodlagos szennyező, amely primer szennyezők fotokémiai reakciója során keletkezik. A reakcióhoz szükséges energiát a napsugárzás szolgáltatja, így egyértelmű, hogy koncentrációja a melegebb évszakokban a legnagyobb, illetve napszakot tekintve a déli órákban. Budapesten a napsütéses órák száma évente 1900 körül mozog, és egy jellegzetes menetet leírva a téli minimumtól indulva nyáron éri el maximumát (3. ábra) [met.hu].

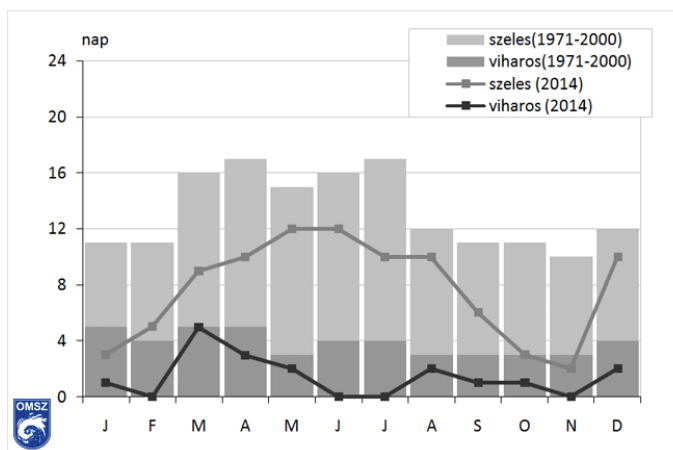


3.ábra: A napfénytartam átlagos havi összegei Budapesten (1971–2000)

(forrás: [www.met.hu](http://www.met.hu))

A városok klímája jelentősen eltér a környező természetes területek klimatikus viszonyaitól, melynek számos oka van: a beépítettség, a megváltozott lefolyásviszonyok, az alacsony növényborítottság, a megnövekedett emberi tevékenység mind-mind közrejátszanak egy város klímájának módosulásában [www.terport.hu]. A beépítettség nagy aránya miatt a városok hőkapacitása nagyobb, mint a vidéki területeké. A mesterséges felszínek a magasabb fajhőjük miatt gyorsabban felmelegsznek, és lassabban hűlnek le, mint a természetes felszínek, ezáltal hősziget-hatást idéznek elő. Hősziget intenzitásnak nevezzük a városkörnyéki területek, és a városközpontok közötti maximális eltérést °C-ban kifejezve. A hősziget intenzitás a felszínborítottság mellett szoros kapcsolatban áll a városok lakosságával is, megapoliszok esetén akár a 12 °C-ot is elérheti [SZILASSI, 2013]. Budapesten a 2001–2010-es periódusra vonatkozó nappali intenzitás értékek igen alacsonyak, 0 és 2 °C között mozogtak, az átlag érték csupán 0,6 °C volt állomási mérések alapján. A műholdas mérések a vizsgált periódusra vonatkozóan valamivel magasabb értékeket mutattak (3–4 °C), a 10 évre vonatkozó intenzitás-átlag 1,6 °C volt. Az éjszakai intenzitás értékek sokkal kisebb eltérést mutatnak a 2 módszer esetén, műholdas mérések alapján 3,2 °C, míg állomási mérések alapján 3,4 °C a vizsgált periódusban az átlagos hősziget intenzitás [LELOVICS et al., 2012].

Budapest légáramlási viszonyai kedvezőnek tekinthetők légszennyezettség szempontjából. Átlagosan minden második nap jelentkezik olyan irányú szél, amely elősegíti a szennyezett levegő városból történő eltávolítását [TURI, 2013]. 2014-ben a szeles (napi maximális szélökés  $f(x) \geq 10$  m/s) és viharos (napi maximális szélökés  $f(x) \geq 15$  m/s) napok alakulását, valamint az 1971–2000 tartó időszak átlagával való összehasonlítását a 4. ábra mutatja.



4. ábra: A szeles és a viharos napok számának átlagos évi menete 1971–2000 között, valamint 2014-ben Budapest-Pestszentlőrincen (www.met.hu)

A legtöbb szeles napot májusban és júniusban mérték a pestszentlőrinci mérőállomáson, míg a legkevésbé szeles időszak ősz vége volt [www.met.hu]. A légszennyezettség növekedésének kedvező, gyenge légáramlás évente átlagosan 16 nap jelentkezik [TURI, 2013].

A főváros és környezetének levegőminőségét a kibocsátásokon és az időjáráson túl a földrajzi fekvés is jelentősen meghatározza. Budapesten az Atlanti-óceán, és a Földközi-tenger felől érkező ciklonok hatására az uralkodó szélirány É-ÉNy-i [www.met.hu]. A friss légtömegek leggyakrabban északnyugati irányból, a Budai-hegységen keresztül érik el a város belsejét, majd a Duna fölötti légtérben felhígítják a városi, szennyezett levegőt, amit délkeleti irányban szállítanak tovább [SALMA, OCSKAY, 2006]. Ez a ventilációs csatorna az oka annak, hogy Budapest legszelebb területe a Duna-part, és annak környezete. Budapesten három fő átszellőzési csatorna van, amelyen keresztül a szennyezett levegőt a légmozgások kisöpörhetik a légtérből. A dunai légcatornán kívül a Hűvösvölgy térsége, valamint a budaörsi légcatorna biztosítja a főváros légcseréjét [2005. évi LXIV. törvénymódosítás tervezete]. Fővárosunk szélviszonyait tekintve az év 46%-ában tapasztalható olyan irányú szél, ami a város átszellőzését biztosítja, ez nagyjából kétnaponkénti levegő kicserélődést jelent. Egyéb szélirány, illetve szélcsend esetén az átszellőzés nem, vagy csak jóval kisebb mértékben valósul meg. A városi hősziget jelensége, valamint a Duna és a Pesti-síkság közötti helyi légkörzés egymást erősítő hatása nyomán a K-i szélirány is igen gyakori fővárosunkban [www.met.hu], de ez esetben a belvárosi önálló légcirkuláció meggátolja a város magterületeinek átszellőzését. A viszonylag kis relatív gyakoriságú D-i szél esetén a szennyezett levegő a Budai-hegység lábánál feltorlódik, így ekkor sem valósulhat meg levegőminőség-javulás [KDKTVF, 2008].

A városi hősziget kialakulása következtében kialakul egy speciális légáramlási rendszer is, amelyet városi szélnek neveztek el. A folyamat során a felmelegedő városközpontban a meleg, szennyezettebb levegő feláramlik, aminek hatására alacsony nyomás alakul ki a területen. Az alacsony légnyomás következtében a városok peremterülete felől hűvös, tiszta levegő áramlik be, míg a felemelkedett meleg légtömegek a peremterületek felé áramlanak. Ez a folyamat a napnyugtát követő órákban a legintenzívebb [SZILASSI, 2013]. Ez a cirkulációs rendszer szintén segíti a város levegőjének tisztulását [VUKOVICH, 1971], ezért várostervezés során komoly hangsúlyt kell fektetni ezen áramlási rendszerek kialakítására, szükséges úgynevezett „ventilációs csatornákat” létrehozni, amelyek biztosítják, hogy beáramló levegő elérje a

magterületeket. Túlzott beépítettség esetén a szél a sok akadály hatására turbulenssé válik, veszít erejéből, így nem képes kifejteni hatását. Ez a folyamat a városok természetes ventilátorának is tekinthető, jóllehet, a hatását csökkenti, hogy csupán tetőszinten történik a tisztább levegő beáramlása [BOTTYÁN, 2009].

### **3.2. A zöldterületek hatása a levegőminőségre**

Számos vizsgálat bebizonyította már a növényzet levegőminőségre gyakorolt pozitív hatását. A szennyezettség csökkentése mellett a városi zöldterületek pozitívan hatnak a lakosság komfortérzetére, valamint a hőmérséklet csökkentésével a városi hősziget-intenzitást is mérséklék. Mindezek által a városi aktív szabadidős tevékenységek szorosan összefüggésbe hozhatók az ehhez megfelelő körülményeket teremtő parkokkal, ligetekkel. Fontosnak érzem, hogy dolgozatomban szót ejtsek ezen területek fontosságáról, illetve a későbbiekben méréseim során is megvizsgáljam, mekkora eltérés tapasztalható a belváros, illetve egy zöldterület levegőminősége között.

A légszennyezettség növények általi csökkentése történhet közvetlen és közvetett módon. A növények felületükön képesek közvetlenül megkötni a légszennyező anyagokat: az így felhalmozódó részecskék vagy visszakerülnek a légtérbe (azaz reszuszpenzálódnak), vagy csapadék hatására lemosódnak, illetve a lehulló ágakkal, levelekkel a talajba kerülnek. Amerikai vizsgálatok alapján az USA-ban a városi fák évente átlagosan 711.000 tonna légszennyező anyagot kötnek meg [NOWAK, 2006]. A szennyező gázokat a növények elsősorban a sztómaikon, azaz a gázcsere-nyílásokon keresztül képesek felvenni, majd az intercelluláris térben ezek vízzel reagálva savat, és egyéb vegyületeket képeznek [BALDOCCHI et al., 1987]. Ezekből egyértelműen következik, hogy minél nagyobb egy zöldterület kiterjedése, annál nagyobb mértékben javítja a levegő minőségét. Ennek oka, hogy a létrejövő turbulencia révén az áramló levegő veszít energiájából, és sokkal több részecske hullik ki, tapad meg az akadályt jelentő növényzeten [JÁMBORNÉ, 1988].

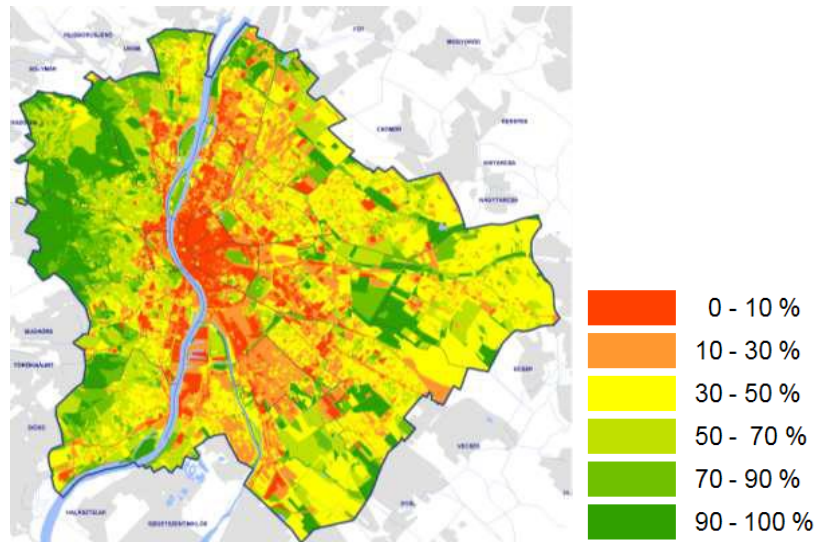
Az indirekt hatás a légszennyező anyagok kibocsátásának csökkentését jelenti. Már korábban említettem, hogy a növényzet hatással van a mikroklimára. A fák a leveleiken keresztül történő párologtatással, valamint az árnyékolással csökkentik a hőmérsékletet. Ezek hatására csökken a lakossági energiafelhasználás, amely a szennyezőanyag kibocsátásának csökkenéséhez vezet, másrésről pedig lelassul azon kémiai reakciók sebessége, amelyek a másodlagos légszennyező anyagok kialakulását okozzák. Mindemellett a növényzet emissziós forrás is egyben. Bizonyos növényfajok olyan biogén illékony szerves vegyületeket juttatnak a levegőbe, amelyek a légköri

nitrogén-oxidokkal ózont, illetve aeroszol részecskéket formálnak [YANG et al., 2005]. A megkötés hatásfoka azonban meghaladja a kibocsátását, ezáltal a növények összességében kedvező hatást fejtenek ki a légszennyezettség alakításában [SZABÓ, 2015].

A fent említettek tudatában fontos megvizsgálni Budapest zöldterületi adottságait, illetve utánajárni, melyek azok a területek, ahol a zöldfelületek hiánya miatt a kínálkozó lehetőségek ellenére is kockázatot jelent egészségünkre az aktív kikapcsolódás.

Budapest területének 47%-át növényzet borítja, azaz zöldfelületnek tekinthető. A zöldfelület a települések növényfelületének összességét jelenti. Ennél szűkebb meghatározás a zöldterület, amelyek olyan zöldfelületek, melyek közterületen találhatóak [253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet]. A zöldfelületeken belül kiemelt jelentőségűek a közcélú zöldfelületek: az erdők, a közparkok, közkertek. Fővárosunkban az egy főre jutó erdő nagysága  $25 \text{ m}^2$ , míg az egy lakosra jutó közpark, közkert mérete a WHO lakosonkénti  $9 \text{ m}^2$ -es ajánlásával szemben csupán  $5 \text{ m}^2/\text{fő}$ . A mennyiség mellett azonban fontos a térbeli eloszlás is, amely tovább rontja az összképet. A belvárosi területeken ez az arány csupán  $1\text{--}4 \text{ m}^2/\text{fő}$ , illetve a zöldterületek minősége sem megfelelő [BKÁ, 2014].

A zöldfelületek eloszlását az ún. zöldfelület-intenzitással (ZFI) határozzák meg. A módszer lényege, hogy műholdfelvételeket vizsgálva az egyes rácsnégyzetekben lévő zöldfelületi arányt adjuk meg %-ban kifejezve. A Budapestre vonatkozó vizsgálat során  $25 \times 25$ -ös rácsnégyzeten elemezték a zöldfelületek nagyságát [BKÁ, 2014]. A módszer hibája, hogy műholdfelvételek alapján nem lehet meghatározni a lombkorona alatt lévő felszínt, így azt akár mesterséges burkolat is boríthatja, torzítva így a ZFI-értéket. A ZFI értékek bizonytalansága ezáltal 3,1%-ra tehető. További hibát eredményezhetnek a szélsőségesen száraz vagy nedves területek, amelyek ZFI-értéke tág határok között változik. Ezek jellemzésére egy általános értéket használtak a mérések során. A zöldfelület intenzitási adatokból egyértelműen kirajzolódnak a zöldfelület-hiányos, illetve magas biológiai aktivitású területek: a Budai-hegyvidék vonulatának erdői, a belváros és az átmeneti zóna alacsony zöldfelületű térségei, a közepes intenzitással rendelkező elővárosi zóna kertvárosi és mezőgazdasági területei (5. ábra) [BKÁ, 2013].



5.ábra: Budapest zöldfelületi intenzitása, 2010 (forrás: Budapest környezeti állapotértékelése, 2013)

Az 5. ábrán jól látható, hogy a legkisebb zöldfelületi arány a belvárosban észlelhető, az V., VI. és VII. kerületben a legalacsonyabb a ZFI-érték, de a VIII., IX. és XXII. kerületben is 25% alatti. Pozitív változás ugyanakkor, hogy az 1990–2005 között tapasztalható intenzitás csökkenés a 2005 és 2010 közötti időszakban már nem jelentkezett [BKÁ, 2013].

### **3.3. A közlekedés hatása a levegőminőségre**

Az 1960-as évekig a városi légszennyezés legjelentősebb forrása az ipar volt, azonban az egyre korszerűbb technológiák és a külterületekre való kitelepülések hatására szerepe egyre csökkent, és a folyamatosan növekvő közlekedés vette át a vezető szerepet. Európa városaiban az antropogén eredetű  $\text{NO}_x$  és szénhidrogén közel 50, míg a CO 65–80%-át a gépjárművek bocsátják ki [SIMON, 2004]. Hazánkban a közlekedési alágazatok közül a közúti közlekedés okozza – komponenestől függően – a kibocsátás 85–99 %-át [MÉSZÁROSNÉ KIS, LUKÁCS, 1999].

A járműállomány növekedésével, az intenzív gépkocsi használattal egy időben számos új környezeti probléma jelentkezett. A legfőbb káros hatások közé tartozik a zajterhelés, a forgalmi dugók gyakoriságának növekedése, amely gyakran stresszhelyzetet idéz elő, illetve a levegőminőség romlása. Az 1990-es évek végén végzett számítások szerint minden liter elégetett üzemanyag ~100g CO-t, 20g VOC-ot, 30g  $\text{NO}_x$ -et, 2,5g  $\text{SO}_2$ -t és más, különféle káros anyagot (pl. ólom) juttat a légkörbe [KEK, 2003], de ezt számos tényező, például az üzemanyag típusa is befolyásolja.

A közúti gépjárművek szennyezőanyag-kibocsátását az 1990-es évektől kezdődően az EURO normák szabályozzák. Összesen 6 normát vezettek be az elmúlt 23

évben, amely egyre szigorodó kibocsátási határt ír elő az újonnan forgalomba állított autókra vonatkozóan. A legnagyobb csökkentést az NO<sub>x</sub>, és a PM<sub>10</sub> emisszióknál követelik meg, míg a CO és a szerves vegyületek esetén valamivel enyhébb a szigorítás [KMB, 2013].

Az egyes normák határértékeit az alábbi táblázatok (2.,3. táblázat) mutatják be:

Norma	Bevezetve	Személygépkocsik emissziós határértékeinek alakulása [mg/km]						
		NO <sub>x</sub>		PM <sub>10</sub>	CH		CO	
		benzin	dízel	dízel	benzin	dízel	benzin	dízel
EURO 1	1993. okt.	400	650	140	570	400	2720	2720
EURO 2	1997. jan.	250	600	80	300	400	2200	1000
EURO 3	2001. jan.	160	500	50	200	350	2300	640
EURO 4	2006. jan.	80	250	25	100	300	1000	500
EURO 5	2011. jan.	60	180	5	68	50	1000	500
EURO 6	2015. jan.	60	80	5	68	50	1000	500

2.táblázat: A személygépkocsik szennyezőanyag kibocsátására vonatkozó EURO-szabványok (KMB, 2013)

Norma	Bevezetve	Nehéz dízelmotorok kibocsátási határértékeinek alakulása [mg/kWh]			
		NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	CH	CO
EURO I	1991	8000	360	1100	4500
EURO II	1996	7000	150	100	4000
EURO III	2001	5000	100	650	2100
EURO IV	2005	3500	20	460	1500
EURO V	2008	2000	20	460	1500
EURO VI	2012	400	10	130	1500

3.táblázat: A nehéz dízelmotorok szennyezőanyag kibocsátására vonatkozó EURO-szabványok (KMB, 2013)

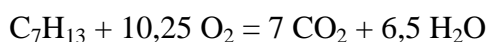
Hazánkban a CO és CH emisszió az 1990–2010 közötti időszakban az európai átlaghoz (75–80%) képest valamelyest kisebb csökkenést mutat, az NO<sub>x</sub> viszont az

1990-es évekhez képest a 2000-es évek közepéig nőtt, és csak a 2000-es évek végi válság hatására kezdett csökkenni, de 2010-ben így is csupán a referencia évvel azonos szinten volt [KMB, 2013]. 2014-ben hazánkban a személygépkocsik átlagos életkora 13 év felett volt [www.ksh.hu], így az EURO 4 norma szerint készített motorok még nem terjedtek el, ez okozza csökkenés lassú mértékét.

A szigorítások látszólagos javulást eredményeztek a növekvő járműállomány és járműhasználat ellenére, ugyanakkor árnyalja a képet, hogy a vizsgálatok, és a valós közlekedési viszonyok között jelentős eltérés tapasztalható, és a valós kibocsátás sokszor nem felel meg az előírásoknak [KMB, 2013].

Az emittált szennyezőanyag összetételét, mennyiségét befolyásolja az üzemanyag típusa, pontos összetétele, az égés feltételei, valamint a kipufogógáz utókezelése is. Üzemanyag szempontjából a 2 fő típus a benzin és a gázolaj.

A benzin tökéletes égése során szén-dioxid és víz keletkezik, ami az alábbi egyenlettel írható le:



A tökéletes égéshez szükséges levegő-üzemanyag tömegarány 14,5. Ha ez nem valósul meg, az égés nem tökéletesen történik meg, és légszennyező anyagok keletkeznek [SIMON, 2004].

Míg a benzinüzemű járművekből főleg gáz halmazállapotú szennyezők kerülnek a levegőbe, addig a dízelmotorok esetében a fő szennyezők az aeroszolok, és a nitrogén-oxidok. Utóbbiak a fő kibocsátói a főként koromból álló, egészségre legártalmasabb ultrafinom részecskéknek (UFP) is [ZICHLER et al., 2007].

A nitrogén-oxidok jelentős része belső égésű motorok működése során keletkezik. A benzin égése során keletkező  $\text{NO}_x$  ~90%-a  $\text{NO}$ , és csupán 5–10%-ban keletkezik  $\text{NO}_2$ . Dízelüzemű motorok esetén azonban ez az arány megfordul, és az emittált  $\text{NO}_x$  70%-ban  $\text{NO}_2$ -ből áll. A dízelmeghajtású motorok előretörésével az  $\text{NO}_2$ -szennyezés is emelkedett, a nagy forgalmú utakon, csomópontokban pedig gyakran mérni határérték feletti koncentrációt [KMB,2013].

A gépjárművek környezetkímélőbbé tételének egyik legfontosabb kulcsa a katalizátor, amelynek feladata a kipufogógáz utólagos átalakítása. A legtöbb mai gépkocsiban található ún. szelektív katalizátor, amely a szén-monoxid, az el nem égetett szénhidrogének és a nitrogén-oxidok átalakításáért felelős. A katalizátor, amelynek fő alkotói a platina és a palládium [HÖRÖMPÖLY, 1983], két tömbből áll, amelyekből a motorhoz közelebbin oxidációs, a távolabbin redukciós folyamatok játszódnak le. A



redukciós tömbön az  $\text{NO}_x$  molekuláról O atomok hasadnak le, amelyek  $\text{O}_2$  molekulaként jutnak át az oxidációs tömbbe. Itt a CO és a CH gázok ennek segítségével oxidálódnak, és víz, valamint  $\text{CO}_2$  keletkezik. Maga a katalizátor a folyamatban nem vesz részt, csupán elősegíti ezen folyamatok létrejöttét [BERNDT et al., 2013]. Fontos megjegyezni, hogy a katalizátor hatásfoka akár a 80–90%-ot is elérheti, azonban az indítást követő első néhány km-en szinte hatástalan. Ez azt jelenti, hogy rövid távú utazásra nem szabadna gépkocsit használni, mert majdnem az összes keletkező szennyező a légtérbe kerül [SIMON, 2004].

Az ólommentes benzin fontos kritériuma a katalizátor működésének [HÖRÖMPÖLY, 1983]. Az ólmot oktánszámnövelő hatása miatt káros hatásainak felismeréséig használták, majd az 1980-as évektől kezdve fokozatosan tiltották be, Magyarországon 1999-ban szüntették meg az ólmozott üzemanyag használatát.

A katalizátorok elterjedésével együtt megjelent a platinaszennyezés. A platinafémek a katalizátorokból kémiai deaktiválódás, mechanikus hatások, és kopás következtében emittálódnak aeroszolk formájában. Mivel ezek környezetünkben csak nyomnyi mennyiségben vannak jelen, így a gépjárművek okozta kibocsátás nagy koncentrációnövekedést eredményezhet [ZICHLER et al., 2007].

#### **4. A kerékpárosok expozíciójának korábbi mérések eredményei**

A kerékpárosok szennyezőanyagoknak való kitettségét hordozható légszennyezettség-mérő műszerekkel vizsgálják. Ezen műszerek használata egyre népszerűbb, ugyanis segítségükkel a személyes kitettséget közvetlenül lehet vizsgálni. A műszerekkel mozgás során detektálható a levegőterheltségi szint, ezáltal a hagyományos, helyhez kötött mérőállomásokkal szemben egy sokkal jobb felbontású képet kaphatunk a szennyezettség állapotáról. A mérőműszerek a szennyezettség mellett a GPS-koordinátákat is rögzítik, így később térképen is nyomon követhető a koncentrációk térbeli változása [PETERS et al., 2014]. Az ilyen jellegű expozíciós vizsgálatokat számos tényező befolyásolja: a fizikai környezet, a forrástól való távolság, a közlekedés módja, a tevékenységek sokfélesége, a forgalmi viszonyok, a járműösszetétel vagy éppen az eltérő meteorológiai viszonyok következtében hatalmas adatbázisra van szükség ahhoz, hogy reális eredményeket kapjunk a lokális viszonyokról, és hiteles szennyezettségi térképet tudjunk készíteni [PATTINSON, 2009, FARRELL et al., 2015]. Mindezek következtében a méréseket eltérő napszakokban, különböző napokon (hétköznap-hétféje) és különböző évszakokban, folyamatosan kell

végezni [PADRÓ-MARTINEZ et al., 2012]. Ugyanakkor ezek a műszerek alkalmasak a városi kerékpárosok közlekedés okozta kitettségének meghatározására. Ezáltal lehetőség nyílik arra, hogy megvizsgáljuk, melyek azok az útvonalak, amelyek nem alkalmasak a kétkerekű közlekedésre, vagy éppen hol érdemes új kerékpárutakat kialakítani, hogy minimalizáljuk a kerékpárosok kitettségét. Az ilyen jellegű mérések során csupán térbeli mintázatok, időbeli trendek rajzolódnak ki, amelyekkel a valós viszonyokat megközelítőleg tudjuk becsülni. A következőkben a kerékpáros expozícióra vonatkozó korábbi mérések eredményeit mutatom be.

A közlekedés okozta szennyezettség térbeli mintázatát kerékpáros mérések során számos nagyvárosban vizsgálták. E mérések során szinte kivétel nélkül azt tapasztalták, hogy a légszennyezés városokban jelentkező térbeli mintázatát alapvetően három tényező befolyásolja: a forgalom sűrűsége, az utak topológiája (pl. kanyonok) és a kibocsátó forrásoktól való távolság [VAN DEN BOSSCHE et al., 2015].

Antwerpeni vizsgálatok során a kerékpárosok ultrafinom-részecske (UFP), és korom expozícióját mérték [PETERS et al., 2014]. A mérési eredmények alapján a vizsgált szakaszokon az átlagos UFP-koncentráció 20.000–46.000 részecske/cm<sup>3</sup>, míg a korom koncentrációja 3,2–9,7 µg/m<sup>3</sup> között változott. A várakozásoknak megfelelően a legmagasabb szennyezettséget a nagy forgalmú utakon mérték, csúcsidőben. A mérések során világossá vált, mekkora szerepe az emissziós forrástól való távolságnak. UFP esetén azért is fontos a forrástól való távolság, mert ezek az apró részecskék igen rövid életűek (néhány perc, óra nagyságrendű), folyamatosan nagyobb szemcsékké egyesülnek. A legnagyobb koncentráció a forgalmas utak mentén mérhető, csúcsidőben, ahol akár a 10<sup>4</sup>–10<sup>6</sup> részecske/cm<sup>3</sup>-t is elérheti a levegőterheltség az egyéb befolyásoló tényezőktől függően [PETERS et al., 2013]. A gépjármű-forgalomtól 2 m-re az UFP-koncentráció 50.000–80.000 részecske/cm<sup>3</sup>, míg 5 méteres távolságban a hígulás, keveredés hatására már csupán 30.000–50.000 részecske/cm<sup>3</sup> volt. Korábbi vizsgálatok során is egyértelműen kimutatható volt a közlekedés, mint szennyezőforrás és az UFP-koncentráció közötti összefüggés, de ilyen mértékű csökkenést nem mérték. HAGLER et al. (2009) hat vizsgálat eredményeit összegezve is csupán 8,5%-os átlagos csökkenést említ 10 méterenként. A legtöbb szennyező koncentrációja a forgalmas autóutaktól számított néhány 100 m-en belül csökken a háttérszennyezettség szintjére [KARNER et al., 2010]. FARRELL et al. (2015) eredményei ennek részben az ellenkezőjét mutatják: míg a korom koncentráció esetén csökkenés mérhető az autóút és az elkülönített kerékpárút között, addig az UFP-koncentráció nem változott jelentősen. Ezzel szemben

a főutaktól nagyobb távolságban kialakított kerékpárutakon jelentősen alacsonyabb koncentrációt mértek mind a korom, mind pedig az UFP esetén. THAI et al. (2008) vizsgálata szintén azt bizonyította, hogy az UFP koncentrációja a nagy forgalmú utak mentén tetőzik. Az UFP koncentrációja a főúttól való távolság növekedésével jelentősen csökken. A forgalmi sávtól 7 m-es távolságra, a járdán az UFP koncentráció 30%-kal volt alacsonyabb, míg 19 m-re 42%-os csökkenést mértek Christchurch-i (Új-Zéland) vizsgálatok során [PATTINSON, 2009].

Ugyanezen mérés alkalmával vizsgálták a CO koncentrációjának térbeli mintázatát is. A főúttól 7 m-re 22%-os, 19 m-re pedig 54%-os koncentrációcsökkenést határoztak meg. A vizsgálat során a legmagasabb koncentráció 25,9 ppm volt, amely részben a városi kanyon-hatásnak tulajdonítható: a kanyon-szerű utcákban kigyózó kocsisor mentén haladva, a reggeli csúcsforgalomban mértek ilyen magas értéket. A legalacsonyabb értékeket a városi park területén mérték, illetve sikerült negatív korrelációt kimutatni a szélesebséggel: azokon a napokon, amikor az átlagos szélesebség 4,16 m/s-nál magasabb volt, az átlagos CO koncentráció nem haladta meg az 1 ppm-et [PATTINSON, 2009].

Számos esetben a kerékpárutak az úttest és a parkoló autók között húzódnak. Az úttesttől való távolság pozitív hatásai már bizonyítottak, ugyanakkor kérdéses, hogy mekkora az a távolság, ahol érdemes végigvezetni az elkülönített bicikliutat. Akár már 2–3 m távolság is csökkenti a kitettséget McNABOLA et al. (2008) szerint, és az úttest, valamint a kerékpárút között parkoló autók egyfajta védőfalat is alkothatnak. O'DONOGHUE et al. (2007) VOC expozíciós vizsgálatai során arra jutott, hogy az úttesttől 5–7 méterre migrációs akadály nélkül is jelentős kitettség-csökkenés tapasztalható. Az, hogy milyen mértékben csökken a szennyezőanyag koncentrációja a forrástól való távolság hatására, nagymértékben függ a helyi szélviszonyoktól, ezért minden mérési eredményt csak a befolyásoló tényezők figyelembe vételével szabad értelmezni [PATTINSON, 2009].

A kerékpárút közúttól való távolságára, és a kettő közé elhelyezett növényzet fontosságára hívta fel a figyelmet MACNAUGHTON et al. (2014). A Bostonban elvégzett kutatás során három kerékpárút-típust hasonlítottak össze: a közúttól elkülönített kerékpárutakat, a forgalmi sávval egybekötött kerékpárutakat és azokat, amelyeket a biciklisek és a buszok közösen használhatnak. A forgalmi sávval egybekötött kerékpárutakon ~ 1/3-ával magasabb koncentrációban volt jelen a NO<sub>2</sub> és a korom, mint az elkülönített kerékpárutakon. Az elkülönített kerékpárút további előnye, hogy elkerüli

a hot-spot területeknek tekinthető forgalmas kereszteződéseket, ahol általában a legmagasabb a szennyezettség.

HERTEL et al. (2008) kerékpáros kitétségi vizsgálatai során arra kereste a választ, hogy mekkora eltérés tapasztalható a kitétségekben akkor, ha nem a legrövidebb (de forgalmas) utat választjuk, hanem alacsony forgalmú utakon jutunk el egyik pontból a másikba. Eredményei alapján az elsődleges szennyezők (NO<sub>x</sub>, CO) 10–30%-kal kisebb koncentrációban voltak jelen utóbbi esetén. Hasonló eredményt kapott DONS et al. (2012) a korom vizsgálatakor: abban az esetben, ha a kerékpárosok a legrövidebb, és sokszor legszennyezettebb útvonal helyett kisebb forgalmú kerülőutat választottak, az átlagos kitétségi 62%-kal volt alacsonyabb. HERTEL et al. (2008) PM<sub>10</sub> és NO<sub>2</sub> esetén nem tapasztalt szignifikáns csökkenést a két útszakasz esetén.

PATTINSON (2009) szintén összehasonlította egy forgalmas, valamint egy kisebb forgalmú, zöldterületen keresztül haladó útvonal expozíciós értékeit. Mérései során a CO, a PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1,0</sub>, illetve az UFP koncentráció közötti különbségeket figyelte. A kerülő úton mért átlagos CO expozíció 42%-kal volt alacsonyabb. Ugyanez az érték a PM<sub>1,0</sub>-nál 31%, míg az UFP-nél 53% volt. Érdekesség a PM<sub>10</sub> és a PM<sub>2,5</sub> 6%-os növekedése, amely vélhetően a közelben lévő kisebb ipari létesítményeknek, és a lakossági fűtésnek volt köszönhető.

Vizsgálati eredmények ismeretében kijelenthető, hogy kerékpárutat alagúton keresztül vezetni fokozottan veszélyes, ugyanis ott a keveredés hiányában a légszennyező anyagok koncentrációi megsokszorozódnak. Egy nagy forgalmú úton az UFP-koncentráció 50.000 részecske/cm<sup>3</sup>-ről 80.000 részecske/cm<sup>3</sup>-re ugrott fel egy rövid alagút hatására, a korom koncentrációja pedig 3 µg/m<sup>3</sup>-ről 17 µg/m<sup>3</sup>-re emelkedett az említett szakaszon [PETERS et al., 2014].

A szennyezettségre nagy hatással van a városok beépítettsége is. Azokon a területeken, ahol a forgalmas utakat magas épületek veszik körül (kanyon-hatás), a légáramlás megszűnik, így sokkal magasabb koncentrációban vannak jelen az egyes légszennyezők. BERGHMANS et al. (2009) mérései során az ilyen területeken mérte az egyik legmagasabb UFP és PM<sub>10</sub> koncentrációt.

A zöldterület pozitív hatásait szintén sikerült kimutatni PETERS et al., (2014) vizsgálatai során. A legalacsonyabb UFP és korom koncentrációt a városi parkban mérték, köszönhetően részben a források hiányának. A park központi, autómentes területén a szennyező koncentráció időben sem változott, egyfajta városi háttérkoncentrációnak tekinthető. A park külső területein már nagyobb koncentrációt

mérték mindkét szennyező esetében, míg a csúcserőterek az alagútban és a nagy forgalmú keresztezésekben jelentkeztek.

A cikk megállapítja, hogy míg a naponkénti változékonyság fő okozói az eltérő meteorológiai viszonyok, addig a napon belüli változékonyságért a közlekedés dinamikája, sűrűsége a felelős, ezt a csúcsforgalomban mért értékek tükrözik. A kerékpárosok kitettségét csökkenteni szükséges, melynek egyik módja az elkülönített kerékpárutak kialakítása, a másik pedig a hot-spot területek elkerülése.

Az UFP koncentráció nemcsak térben, de időben is nagy változékonyságot mutat, akár óránként is teljesen eltérő eredményt mérhetünk. Ezzel szemben a PM<sub>10</sub> koncentráció teljesen más mintázatot ad. Ezen szennyező esetében az időbeli változékonyság főleg a különböző napokon mérhető, órás eltérések nem jellemzőek. A térbeli változékonyság sem szignifikáns a PM<sub>10</sub> koncentráció esetén, olyannyira nem, hogy a mobil és a helyhez kötött mérőeszközök eredményei sokszor hasonló értéket mutatnak [PETERS et al., 2013].

A legnagyobb koncentrációk értelem szerint csúcsidejében mérhetők, míg a legkisebbek hétvégén, illetve az alacsony forgalmú órákban, például kora este. Amennyiben kerékpárral elkerüljük a csúcsforgalmat, úgy az elsődleges szennyező expozíciót 10–30, míg a másodlagos szennyezőnek való kitettséget 5–20%-kal csökkenthetjük [HERTEL et al., 2008]. Londoni vizsgálatok ezt megerősítik: az UFP koncentráció ~27%-kal csökkent a reggeli csúcsidejéhez képest a déli- kora délutáni órákra, illetve CO esetén még ennél is nagyobb különbséget állapítottak meg: reggeli csúcshoz képest felére esett a koncentráció [KAUR et al., 2005].

*Az eredmények alapján megállapítható, hogy a kerékpárutak tervezése során kiemelt hangsúlyt kell fektetni a szennyezőanyagoknak való kitettség minimalisra történő redukálására. A nagy forgalmú utakkal szemben előnyben kell részesíteni a kisebb forgalmú utakat, még annak ellenére is, hogy ez esetleg kisebb kerülőkkel jár, így növeli a menetidőt. Törekedni kell a forgalmas, valamint a lámpás keresztezések elkerülésére: a gépkocsik ekkor a fékezések és újbóli gázadások során fokozottan bocsátanak ki szennyező anyagokat, így ezeket a területeket hot-spot területként kell kezelni. Szükséges megvizsgálni, mekkora az adott útszakaszon a forgalmi sávától való optimális távolság, és a körülményekhez mérten a legtávolabb kell kialakítani a kerékpárutakat.*

## **5. A városi kerékpározás egészségre gyakorolt hatásai**

A rendszeres testmozgás kedvező hatással van az egészségre, csökkenti többek közt a szív-és érrendszeri megbetegedések, a rák, vagy éppen a cukorbetegség kialakulásának kockázatát. Korunkban a napi szintű testmozgás egyre ritkább, ezért számos kezdeményezést, programot valósítottak meg ezen folyamat visszafordítására. Ezek egyike a városi közlekedés megreformálása, a kerékpározás népszerűsítése, a közösségi kerékpáros hálózat kialakítása volt.

Ugyanakkor a légszennyező anyagoknak való fokozott kitettség ennek pont az ellenkezőjét idézi elő: növeli a légzőszervi, szív- és érrendszeri megbetegedések, a rák egyes fajtáinak, és a cukorbetegség kialakulásának esélyét, illetve korai elhalálozáshoz vezethet.

Az egészségre gyakorolt hatás nagyon eltérő lehet: a légszennyező anyagok eltérő összetétele, dózisa, a kitettség hossza, a légszennyező anyagok keverékének összetett hatása mind-mind más reakciókat válthat ki az emberi szervezetben. Mindemellett az egyes szervezetek is eltérően reagálnak azonos behatás esetén. Epidemológiai és állatkísérletek alapján a legnagyobb hatást a szív-és érrendszerre, valamint a légutakra gyakorolja a fokozódó kitettség, de más egyéb szervek működésére is negatív hatással lehet [KAMPA, CASTANAS, 2008].

A fokozott fizikai aktivitás hatására, a növekvő légzésszám következtében megnő a légutakon keresztül a tüdőbe áramló, és ott lerakódó légszennyező anyagok mennyisége, amelyek miatt a légszennyező anyagok káros hatásai megnövekedhetnek. Fokozott fizikai igénybevétel esetén VAN WIJNEN et al. (1995) szerint 2,3-szor, míg ZUURBIER et al. (2009) szerint 2,1-szer nagyobb a percventilláció (a belélegzett levegő térfogata 1 perc alatt). INT PANIS et al. (2010) ezt az értéket az autóban utazók, illetve a kerékpárosok között 4,3-ra teszi (a férfiaknál 4,5, a nőknél 4,1) (4. táblázat). Természetesen ez függ az egyének nemétől, korától, fizikai adottságaitól, egészségi állapotától illetve az erő kifejtés mértékétől is [COLE, 2014]. Az eredményekből látszik, hogy minél gyorsabban halad egy kerékpáros, annál nagyobb erő kifejtés szükséges, így értelemszerűen annál nagyobb a percventilláció. A belélegzett levegő mennyiségének növekedésével arányosan megnő a belélegzett szennyezők mennyisége is. Ezáltal felvetődik a kérdés, hogy milyen hatással van egészségünkre a városi környezetben való testmozgás?

Szerző (év)	Vizsgált személyek száma	Összehasonlított közlekedési mód	Sebesség	Kerékpár/ más közlekedési mód
Van Wijnen et al. (1995)	n=8	autó	12–15 km/h	2,3
O'Donoghue et al. (2007)	n=2	busz	16 km/h	2,6
Zuurbier et al. (2009)	n = 34; 24 férfi 10 nő	férfi- autó férfi- busz nő- autó nő- busz	12 km/h	1,9 1,8 2,6 2,6
Int Panis et al. (2010)	n = 55 38 férfi 17 nő	autó	16–22 km/h	férfi: 4,5 nő: 4,1

4. táblázat: A kerékpárosok által belelegzett levegő mennyisége más közlekedési módokkal összehasonlítva (COLE, 2014 alapján)

## **5.1. A városi kerékpározás egészségre gyakorolt negatív hatásai**

A vizsgálatok eredményei az mutatták, hogy a fokozott légszennyezettség mellett végzett testmozgás hatására csökkent a teljesítmény, emellett artériás merevséget, illetve az immunrendszer működésének megváltozását tapasztalták. Ezek a jelenségek már rövidtávú kitettségénél is tetten érhetők, viszont fiatal, egészséges szervezet esetén a folyamatok reverzibilisek, azaz helyreállnak a fizikai aktivitás megszűnése után [ANDERSEN et al. 2015]. A következőkben az egyes légszennyező anyagok egészségkárosító hatásait mutatom be, kihegyezve a kerékpárosokon elvégzett kutatási eredményekre.

### **5.1.1. Az ózon negatív hatásai**

A felszínközeli ózon a VOC, az NO<sub>x</sub> és a CO közreműködésével, fotokémiai reakció során keletkezik napfény hatására. Háttérkoncentrációja 0,02 – 0,035 ppm között változik, de nagyvárosokban elérheti a 0,18 ppm-et is (180 ppb) [PONGRÁCZ, 2012]. Az ózonkoncentráció csúcsát a délutáni órákban éri el, forró nyári napokon. Jelenleg az egy órás átlagos kitettség 45 ppb, amely még nem jár egészségügyi kockázatokkal [NSW HEALTH, 2014]. Ezzel szemben egy amerikai felmérés szerint az ózonszint 20 ppb fölé történő emelkedése 3 órás kitettség esetén a szívmegeállás

kockázatát 3–4-szeresére emeli [www.orientpress.hu]. A rövidtávú expozíció csökkenő légzésfunkciókhoz vezet, emellett elősegíti az asztma és krónikus légzőszervi megbetegedések kialakulását, irritálja a szemet, orrot, torkot, valamint az alsó légutakat. A hosszú távú kitettség növeli a szív- és érrendszeri, valamint a légzőszervi megbetegedés okozta elhalálozás kockázatát [NSW HEALTH, 2014]. Amatőr kerékpárosokon végzett vizsgálat alapján fokozott fizikai igénybevétel során a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t (kb. 60 ppb) meg nem haladó koncentráció is légszomjat, mellkasi szorítást, illetve zihálást okoz [BRUNEKREEF et al., 1994]. A megnövekedett ózon koncentráció negatív hatására hívja fel a figyelmet MCCONELL et al. (2002) is. Californiai vizsgálatok során kimutatták, hogy azoknál a gyermekeknél, akik magas ózon koncentráció mellett sportoltak, nagyobb eséllyel alakult ki asztma, mint azoknál, akik alacsony ózonkoncentráció mellett tették ezt. Hasonlóra figyelmeztet GEHRING et al.(2010): azon gyerekek esetén, akik rendszeresen jelentős közlekedési eredetű légszennyezőknek ( $\text{PM}_{2.5}$ , korom,  $\text{NO}_x$ ) vannak kitéve, gyakrabban alakul ki asztmás megbetegedés, vagy mutatnak asztmás tüneteket. Az ózon koncentráció minden 24 ppb-s növekedése 2,49%-os növekedést jelentett a szisztolés vérnyomásban és 3,26%-os növekedést a diasztolés vérnyomásban 3 órával a kitettséget követően, kerékpározó nőknél végzett vizsgálat során [WEICHTAL et al., 2014]. Emellett a megnövekedett ózonkoncentráció elősegíti a tüdőgyulladás kialakulását, valamint légúti hiperreakciót okozhat [UYSAL et al., 2003].

### **5.1.2. A nitrogén-dioxid negatív hatásai**

A közlekedési eredetű légszennyezőknek való rövid távú kitettség összefüggésbe hozható a krónikus obstruktív tüdőbetegség (COPD) kialakulásával, súlyosbodásával. A COPD a tüdőnek egy gyulladással járó megbetegedése, amely elsősorban a dohányzók esetén jelentkezik. A COPD alsó légúti szűkületet képez, azaz elsősorban a kilégzést nehezíti. Ennek következtében a levegő a tüdőben reked, így tüdőtágulást hoz létre. Hosszú távú expozíció esetén szintén összefüggés mutatkozott a közúti légszennyezők, valamint a betegség megjelenése között – a legnagyobb kockázat az asztmás és/vagy cukorbeteg személyek esetén állt fenn. A vizsgálat során azt találták, hogy kialakulásában a légszennyezők közül a nitrogén-oxidok, legfőbbképp az  $\text{NO}_2$  játszik szerepet. Ugyanakkor azt nem lehet tudni, hogy közvetlenül játszik-e szerepet a betegség kialakulásában, vagy indikátorként van-e jelen. A nitrogén-dioxid és a többi légszennyező (szálló por és ózon) közötti összefüggés összetett, emiatt nagyon nehéz értékelni az  $\text{NO}_2$  elkülönített hatását az epidemiológiai vizsgálatokban. Emiatt az  $\text{NO}_2$



egészségügyi hatásait elsősorban állatkísérletek eredményei alapján határozzák meg. Ahogy a gázok keverednek a városi levegővel, belélegezve képesek egymás káros hatásait erősíteni. [ANDERSEN et al. 2011]. Emellett a nedves szövetekben adszorbeálódva az NO<sub>x</sub> salétromos- és salétromsavvá alakul, így helyileg irritálja a szöveteket, fokozza a nyálkatermelést, akut gyulladást, ödémát okozhat. A véráramba jutva oxidálja a hemoglobinban lévő vasat, és az így képződő methemoglobin nem képes O<sub>2</sub> molekula megkötésére. Hosszabb kitettség esetén tünetei már 40–100 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub> koncentráció felett jelentkeznek, tüdővizenyő és tüdőgyulladás is kialakulhat, csökkenhet a tüdő ellenálló képessége, amely növeli a légúti megbetegedések kockázatát [ZICHLER et al., 2007].

### **5.1.3. A szén-monoxid negatív hatásai**

Szintén kiemelt közlekedési eredetű szennyező a szén-monoxid. A legnagyobb mértékű antropogén kibocsátás a fosszilis tüzelőanyagok tökéletlen égéséhez köthető, hazánkban a kibocsátás 70%-áért a közlekedés a felelős [PONGRÁCZ, 2012]. A CO a hemoglobinhoz kötődve módosítja annak felépítését, és csökkenti oxigénfelvevő kapacitását. A csökkenő oxigénmennyiség hatással lehet különböző szervek működésére (különösen a nagy oxigénigénnyel bíró szív és agy), ami a koncentráció csökkenéséhez, zavartsághoz, illetve a reflexek lassulásához vezethet [KAMPA, CASTANAS, 2008], ezáltal megnő az ütközéses balesetek rizikója is.

### **5.1.4. A szállópor negatív hatásai**

Városi környezetben egészségügyi szempontból talán a legfontosabb légszennyező anyag az aeroszol. A szálló por a levegőben lévő, meghatározott részecske átmérőjű szilárd és folyékony szemcsék halmaza. Általánosan szálló pornak nevezik a 10 µm alatti aeroszol szemcséket (PM<sub>10</sub>), de ezt tovább bontják durva és finom frakcióra, melynek határa a 2,5 µm. Újabban a figyelem középpontjába került az ultrafinom-tartomány, amely a 0,1 µm-es átmérőnél kisebb szemcséket foglalja magába. Egyesek szerint ez jelenti a legnagyobb egészségügyi kockázatot, mivel ez a hörgőcskéig képes lehatolni [JUHÁSZNÉ et al., 2011]. A különböző méretfrakciók eredete, szerkezete és képződési mechanizmusa is különböző. A durva részecskék általában közvetlenül kerülnek a levegőbe, elsősorban mechanikai folyamatok során, mint például a felszín aprózódása. Kisebb források lehetnek többek között erdőtüzek,

vulkáni tevékenység, illetve különböző biológiai folyamatok. Antropogén eredetű durva részecskék keletkezhetnek ipari-, építési folyamatok során, fosszilis tüzelőanyag égetésekor, vagy közlekedés során a különböző járműalkatrészek kopása során (pl. gumi, fékbetét). Mindezekből látszik, hogy a sok eltérő keletkezési folyamat hatására a mérettartományon belül rendkívül sokféle anyag előfordulhat, amely befolyásolja az emberre gyakorolt hatást is. A finom részecskék döntően kondenzációval keletkeznek, különböző kémiai folyamatok során kerülnek a légkörbe. Leggyakrabban ammónium-szulfát, ammónium-nitrát, szerves vegyületek és korom alkotja ezt a mérettartományt [ZICHLER et al., 2007, [www.antsz.hu](http://www.antsz.hu)].

A méret szerinti felosztás az egészségügyi hatásokat tekintve is igen lényeges, két szempontból is: egyrészt a levegőben való tartózkodási idő a szemcseméret függvénye. Minél nagyobb egy részecske, annál gyorsabb a gravitációs ülepedése, viszont minél kisebb, annál gyorsabb a szemcsék egyesülése, koagulációja, illetve a turbulens diffúzió okozta száraz ülepedés hatására szintén hamar csökken a légköri koncentrációjuk [ZICHLER et al., 2007]. Másrészt az aeroszokok légutakban történő depozíciója is a részecskék méretétől függ. A 2,5 µm-nél nagyobb és a 0,5 µm-nél kisebb átmérőjű részecskék kevésbé veszélyesek, ugyanis előbbiek megakadnak a felsőbb légutakban és a csillós hám segítségével a garat felé eltávolításra kerülnek, utóbbiak pedig a be- és kilélegzett levegővel viszonylag szabadon közlekednek. A 0,5 és 2,5 µm közötti részecskék azonban lejutnak a kislégutak területére, ahol lerakódnak és gyulladásos folyamatokat indíthatnak be [KELLNER, 2013]. Ez az állítás megcáfolja JUHÁSZNÉ et al., (2011) fent említett állítását, mely szerint az ultrafinom-tartomány a legveszélyesebb, ami mutatja, hogy nem alakult még ki konszenzus a kérdésben.

Ezek a részecskék elég kicsik ahhoz, hogy a légutakon keresztül lejussanak a tüdőbe, ezáltal előidézői lehetnek:

- légúti megbetegedéseknek, pl. az asztma fokozódása, illetve szív-és érrendszeri megbetegedéseknek,
- kardiovaszkuláris, és légzőszervi megbetegedések, valamint tüdőrák következtében történő elhalálozásnak [WHO, 2013].

A szemcseméret fontosságát mutatja az is, hogy míg a PM<sub>10</sub> koncentráció 10 µg/m<sup>3</sup>-es emelkedése 0,2–0,6%-kal növeli a napi halálozások relatív kockázatát [WHO, 2013], addig PM<sub>2,5</sub>-nél ez az érték 4% [POPE et al., 2002]. Mindemellett becslések szerint világszerte körülbelül 3%-a a szív-és érrendszerrel kapcsolatos és 5%-a a tüdőrákos halálesetnek a PM-nek tulajdonítható. Fontos hangsúlyozni, hogy PM esetén nincsen

olyan koncentráció határ, amely alatt a kitettség ne lenne hatással egészségünkre [WHO, 2013].

A kerékpárosokra a fent említett megállapítások fokozottan igazak, ugyanis a fokozott percventilláció következtében a belélegzett részecskék mennyisége is magasabb, a mélyebb és gyakoribb légzés miatt akár többszázszorosa is lehet a normálisnak.

Számos vizsgálat történt már arra vonatkozóan, hogy specifikusan a kerékpárosokra hogyan hat a megnövekedett PM expozíció. WEICHTAL et al. (2011) pozitív kapcsolatot talált a szívfrekvencia-variabilitás (HRV) és a légszennyezettség között. A HRV a szív működés azon jellemzője, amely azt mutatja meg, hogy hogyan képes egy egyén szíve és keringése alkalmazkodni az aktuális követelményekhez. A HRV csökkenése a szív alkalmazkodóképességének csökkenését jelenti. A HRV frekvenciaspektrumában döntően három komponens található. Ezek a nagyfrekvenciás (HF) 0,2–0,4 Hz, az alacsony frekvenciás (LF) 50–150 mHz és a nagyon alacsony frekvenciás 3–50 mHz tartományok. A vizsgálat során kimutatható volt, hogy az UFP-koncentráció növekedés hatására a kerékpározás megkezdését követően 4 órával jelentősen csökkent a nagyfrekvenciás teljesítmény. Ez azért fontos, mert korábbi tanulmányok során szoros összefüggést állapítottak meg a HRV csökkenése, és a szív- és érrendszeri megbetegedések, valamint az ebből következő elhalálozás között.

A megnövekedett korom- és részecskeszám koncentráció (PNC) a légzésre is negatív hatással van: STRAK et al. (2010) a légzésfunkciók negatív változását figyelte meg 6 órával a kerékpározást követően, ugyanakkor a változás nem volt szignifikáns. Érdekes, hogy közvetlenül a kitettség után pozitív változás volt tapasztalható. 6 óra elteltével mind a FEV<sub>1</sub> (az első másodperc alatt kilélegzett levegő mennyisége), mind az FVC (forszírozott vitálkapacitás) csökkent. A fokozott kitettség okozta légúti gyulladással kapcsolatos válaszreakciókat a kilélegzett nitrogén-monoxid (FE<sub>NO</sub>) méréssel határozták meg. A FE<sub>NO</sub> egy gyulladással kapcsolatos biomarker, amely a gyulladás jellegét, intenzitását jelzi. Azt tapasztalták, hogy az átlagos 40.000 részecske/cm<sup>3</sup>-es kitettség hatására 6 órával az expozíció után a FE<sub>NO</sub> 15%-kal megnőtt. A vizsgálat kritikája, hogy a kerékpárosok sebessége csupán 8 km/h volt, amely messze eltér az átlagos városi sebességtől.

JARJOUR et al. (2013) szintén nem észlelt szignifikáns változásokat a tüdőműködésben. A két eltérő – egy nagy, és egy kis forgalmú – útvonalon a

tüdőfunkciók nem változtak szignifikánsan 4 órával a kitettséget követően egyik útvonalon sem.

További problémát jelent, hogy a szálló porok felületéhez toxikus szennyezőanyagok kötődhetnek. Felületükön különböző szerves vegyületek kötődhetnek meg, amelyek közül a legfontosabbak a szerves anyagok tökéletlen égésekor képződő policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) [SÁRVÁRY, 2011]. A PAH-vegyületek több mint 100 vegyületet tartalmaznak [NSW HEALTH, 2014], ebből a kipufogó gázokban mintegy 30-at mutattak ki, amelyből 10 bizonyítottan rákkeltő [www.kockazatos.hu]. A PAH-ok 95 százaléka a finomszemcsés anyagokhoz (PM<sub>2.5</sub>) kötődik. Egyes PAH-ok nem csak toxikusak, hanem karcinogének is és becslések szerint a tüdőrák kockázatát ~8-szorosára növelik [www.antsz.hu].

#### **5.1.4. A VOC-ok egészségre gyakorolt hatásai hatásai**

Napjainkban egyre komolyabb veszélyt jelentenek az illékony szerves vegyületek által okozott szennyezések. Az illékony szerves vegyületek (VOC) a 4/2011. (I. 14.) VM rendelet alapján a metántól eltérő, antropogén vagy biogén forrásból származó szerves vegyületek, amelyek napfény jelenlétében a nitrogén-oxidokkal történő reakciók során fotokémiai oxidálószerkelet létrehozására képesek. Az illékony szerves vegyületek (VOC) közé sokféle szerves vegyület tartozik, emiatt az egészségre gyakorolt hatásokat nehéz pontosan megadni. Számos vegyület káros hatással van a légzőszervekre, nyálkahártya irritációt okoz, más vegyületek fejfájást, émelygést, vagy akár máj- és vesekárosodást is okozhatnak [PONGRÁCZ, 2012]. A kipufogógázból származó két fő illékony szerves vegyület a benzol és a formaldehid, amelyek már igen alacsony koncentráció esetén is toxikus hatással bírnak [NSW HEALTH, 2014]. A közlekedésből származó VOC hozzájárulhat a légzésben és a szívfrekvencia-variabilitásban bekövetkező akut változásokhoz, ugyanakkor csak néhány vegyület esetén sikerült kimutatni gyenge összefüggést a tüdőműködés és a koncentrációnövekedés között. Kerékpárosokon végzett vizsgálatok során a benzol koncentráció növekedése következtében a tüdőből kiáramló nitrogén-monoxid (FE<sub>NO</sub>) enyhe növekedést mutatott. A propán-bután esetén akut változásokat figyeltek meg a szívfrekvencia-variabilitásban [WEICHTAL et al., 2012].

Az eredményekből látható, hogy *nem feltétlen lehet általános összefüggéseket megállapítani a kerékpárosok kitettsége és az akut egészségügyi változások között. A kerékpáros társadalom java, főleg azok, akik közlekedési eszközként használják a*

*biciklit, rendszeresen ki vannak téve a szennyezettségnek, ami hosszú távon károsodáshoz vezethet. A vizsgálatok eddig nem terjedtek ki a hosszútávú következményekre, ami talán hasznosabb, és pontosabb eredményekkel szolgálhat. A kis- és nagy forgalmú utak között mért kitettség-eltérések alapján azonban kiemelik, hogy a helyesen megválasztott útvonal jelentősen csökkenti a betegségek kialakulásának kockázatát.*

## **5.2. A kerékpározás egészségre gyakorolt pozitív hatásai**

A korábban említett aggodalmak ellenére a legtöbb szerző szerint a negatív, káros hatásokkal szemben lényegesen nagyobb a városi kerékpározás pozitív hatása az emberi egészségre. Az aktív közlekedés a rendszeres testmozgás egyik fő tényezője lehet, ugyanis míg a közlekedés hozzátartozik a napi rutinhoz, addig a szabadidő során sem jut mindig idő a testmozgásra. Mindezek által eme közlekedési mód választása hozzájárulhat egy egészségesebb életmód kialakításához [SAUNDERS et al., 2012]. A biciklizés egészségügyi haszna DE HARTOG et al. (2010) szerint kilencszer nagyobb, mint annak ártalmai. Hollandiai vizsgálata alapján azt találta, hogy amennyiben az emberek az autózásról áttérnek a biciklizésre, a megnövekedett fizikai aktivitásnak köszönhetően 3–14 hónappal tovább élhetnek. A kockázat mértéke jóval kisebb: a légszennyezés miatt 0,8–40 nap, a halálos közlekedési balesetek kockázata miatt pedig 5–9 nap lenne a várható élettartam veszteség. A nagyobb számú kerékpáros mindazonáltal a balesetek számának csökkenéséhez is vezetne a körültekintőbb közlekedés következtében („safety in numbers” effect), így ennek kockázata még ennél is alacsonyabb lehetne [JARJOUR et al., 2013]. Ezzel ellentétben INT PANIS, (2011) véleménye: szerinte a baleseti kockázat ennél sokkal nagyobb lehet, és talán ki is egyenlíti a kerékpározás várható élettartamra gyakorolt előnyét a komolyabb balesetek miatt. A várható élettartam becslés hátránya, hogy konstans kitettséget feltételez hosszú éveken keresztül, ami igen valószínűtlen, mindemellett a kerékpárosok igyekeznek alacsony forgalmú utakon haladni, amikor lehetőségük van rá.

Az elhízás és a fizikai inaktivitás szorosan összefügg. Vizsgálatok bizonyították, hogy a kerékpározás növeli a fizikai állóképességet, és csökkenti az elhízás veszélyét. Szív- és érrendszeri vizsgálatok során sokkal jobb eredményeket produkáltak azok, akik gyalog vagy kerékpárral közlekedtek a járművel utazókkal szemben. A gyermekeknél és serdülőknél pozitív összefüggés áll fenn a kardiorespiratórikus fittség, a csontok egészsége, a megfelelő testalkat és a kerékpározás között. A kardiovaszkuláris fittség a 9 éves, kerékpárral iskolába járó lányok esetén 9, a fiúknál 7%-kal volt jobb, míg a 15

éveseknél 11 és 7% ez a javulás. Egy másik kutatás alapján a serdülőkorúak izomzata számottevően jobb állapotban volt azoknál, akik kerékpárral jártak iskolába. A felnőtteknél csökkenti a korai elhalálozás, a szívbetegség, a stroke, a magas vérnyomás kialakulásának kockázatát, az idősebb generációnál jobb kognitív funkciókat eredményez, illetve csökkenti a depresszióra való hajlamot [OJA et al., 2011]. Azoknál a férfiaknál, akik hetente legalább 25 km-t tekernek, 50%-kal csökkent szívkoszorúér megbetegedés esélye, azokkal szemben, akik autóval utaznak [TESCHKE et al., 2012], de más kutatási eredmények ezt nem erősítik meg [TANASESCU et al., 2002]. Azok, akik naponta legalább 30 percet kerékpároznak, 35%-kal csökkent a 2-es típusú cukorbetegség kialakulásának esélye. Egy másik kutatás azt állapította meg, hogy a munkába gyalog, vagy kerékpárral járók esetén 11%-kal csökkent a szív- és érrendszeri megbetegedés kialakulásának kockázata. Mindemellett a megfelelő mentális állapot kialakításában is szerepe van a rendszeres testmozgásnak, illetve az alvászavar megszüntetésére is megoldást nyújthat [TESCHKE et al., 2012].

Tehát, miközben el kell ismerni, hogy a kerékpározás egy egészséges tevékenység még fokozott kitettség esetén is, nem szabad megelegedve hátradőlni, hanem a fennálló kockázatokat tovább kell csökkenteni, és elősegíteni egy mind a társadalom, mind a környezet számára előnyös közlekedési forma térhódítását.

### **5.3. Az eltérő közlekedési módok expozíciójának összehasonlítása**

Komoly szakirodalma van annak a témakörnek, amely a kerékpár és az egyéb közlekedési módok kitettsége közötti különbséget vizsgálja, ugyanakkor az eredmények sokszor igen ellentmondásosak. Komoly gondot jelent, hogy az eredmények kiértékelésekor sokszor nem veszik figyelembe a kerékpárosok megnövekvő percventillációját, így a kapott értékek nem tükrözik a valóságot. Emellett az egyes mintavételi módok is eltérőek, ami szintén megnehezíti az eredmények összehasonlítását, értelmezését.

Az egyéni expozíciós vizsgálatok vegyes eredményt mutatnak: a kerékpárosok PM, UFP, VOC és CO kitettsége alacsonyabb, mint a járművekben utazóké, ugyanakkor a hosszabb menetidő, és a növekvő légzésszám ezt nagyjából kiegyenlíti [TESCHKE et al., 2012].

VAN WIJNEN et al. (1995) amszterdami vizsgálata során a kerékpárosok és az autóval közlekedők ugyanazon útvonalon haladtak, de a kerékpárosok átlagos CO kitettsége alacsonyabbnak bizonyult. Ezzel szemben KAUR et al. (2005) nem talált lényeges eltérést (kerékpárosok: 1,1 ppm, autósok: 1,3 ppm). KINGHAM (2011) 60%-kal

nagyobb CO expozíciót állapított meg az autósoknál a kerékpárosok ellenében. KINGHAM et al. (2013) hasonló értékeket mért, és vizsgálatában figyelembe vette a már korábban taglalt távolság-expozíció összefüggést is. Az egyik kerékpáros azon az úton haladt, amin a gépjárművek (on-road), míg a másik távolabb, a kijelölt kerékpárúton (off-road). Az eredményekből ismételtén látszik a megfelelő helyen kialakított kerékpárút fontossága (5. táblázat).

Szennyező	Összehasonlított közlekedési módok	Az expozíció arányának mediánja
Szén-monoxid (CO)	autó – on-road biciklis	1,5
	autó – off-road biciklis	2,5
	busz – on-road biciklis	1,1
	busz – off-road biciklis	1,4
	on-road – off-road biciklis	1,6

5. táblázat: az egyes közlekedési módok szén-monoxid (CO) expozíciójának összehasonlítása (KINGHAM et al., 2013)

Az NO<sub>2</sub>-expozíció a CO-hoz hasonlóan alakult az amszterdami vizsgálat során (VAN WIJNEN et al., 1995), és ezt CHERTOK et al. (2004) eredményei is megerősítik. Sidney-i összehasonlító elemzése során 5 közlekedési mód BTEX és NO<sub>2</sub> kitettségét hasonlította össze, melynek eredményét az alábbi táblázat foglalja össze (6. táblázat).

Közlekedési mód	Benzol (ppb)	Toluol (ppb)	Etilbenzol (ppb)	Xilol (ppb)	NO <sub>2</sub> (ppb)
Autó	<b>12,29</b>	<b>28,76</b>	<b>4,38</b>	<b>19,91</b>	29,70
Busz	9,94	22,47	4,00	15,18	<b>44,30</b>
Bicikli	6,17	24,56	2,72	12,16	24,58
Vonat	3,77	12,44	1,73	7,26	14,85
Séta	5,70	19,71	2,96	13,11	26,08

6. táblázat: az 5 fő közlekedési mód BTEX és NO<sub>2</sub> kitettségének összehasonlítása (CHERTOK et al. 2004)

Az 5 közlekedési mód közül az autókban mérték a legmagasabb BTEX, míg buszokon a legmagasabb NO<sub>2</sub> koncentrációt. A benzol koncentráció közel a duplája volt autóban, mint a bicikliseknél. A toluol ~17%-kal volt nagyobb, az etilbenzol és a xilol több mint 60%-kal, a NO<sub>2</sub> pedig 20%-kal. A legmagasabb BTEX kitettséget az autókban mérték, de nem volt olyan nagy a koncentráció, amely egészségügyi hatást gyakorolhatna rövidtávon. Ugyanakkor a hosszú távú hatások aggodalomra adhatnak okot a karcinogén hatás miatt. Az autókban mérhető magas expozíció egyesek szerint annak tudható be, hogy a levegőztető rendszer nagyjából egy szinten van a kipufogócső szintjével, így a beáramló levegő nagy mennyiségű szennyezőt tartalmaz, és az

utastérben való keveredésre sincs lehetőség. Mások szerint közvetlenül a motortérből kerül be a szennyező az utastérbe. Az autók kora szintén nagy szerepet játszhat a magas szennyezettségben: idős autókban az alkatrészek, tömítések kopása miatt nagyobb lehet a motortérből beszivárgó szennyezőanyag [JIAO, FREY, 2014].

VAN WIJNEN szerint az autósok kitétsége BTEX esetén elérheti a kerékpárosok expozíciójának 3-4-szeresét, amivel megegyezik RANK et al. (2001) eredménye. A reggeli csúcsforgalomban 2 kerékpáros, és két eltérő autóban utazó személy kitétségét mérték 4 órán keresztül. A BTEX koncentrációja az autók kabinjában 2–4-szer akkora volt, mint a kerékpárosok légzési magasságában. (7. táblázat)

Vegyület	Autó/kerékpár koncentráció arány
Benzol	2,8
Toluol	3,4
Etilbenzol és xilol	3,7

7. táblázat: az egyes BTEX vegyületek koncentrációjának aránya az autóban utazók és a kerékpárosok között (RANK et al., 2001)

Ezáltal, ha figyelembe vesszük a kerékpárosok megnövekedett légzésszámát, még akkor is nagyobb lehet az autóval utazók károsanyag-kitétsége. O'DONOGHUE et al. (2007) a kerékpárosok és a buszutasok inhalációját vetette össze. Bár a buszon utazók expozíciója magasabbnak bizonyult, a forgalomban eltöltött idővel, és a légzésszámmal korrigálva már valamivel magasabb volt a kerékpárosok által belélegzett szennyező.

Az utóbbi időben a figyelem a levegőben lebegő részecskékre összpontosult, számos kutatás során hasonlították össze a PM és UFP, és PNC expozíciót. Miután a PNC (particle number concentration) az utak mentén több mint 90%-ban az ultrafinom részecskéket tartalmaz, ezért a két fogalmat azonosként szokás értelmezni [QUIROS, et al., 2013]

A nagyobb méretű PM<sub>10</sub>-et kisebb egészségügyi kockázata miatt kevésbé vizsgálták. ZUURBIER et al. (2010) kutatásakor a PM<sub>10</sub> expozíció 60%-kal nagyobb volt buszon és 20%-kal autóban, mint a kerékpárosoknál. A PM<sub>10</sub> mérésekor érdekes módon a főúttól nagyobb távolságra kerékpározó személy kitétsége meghaladta az autóval utazó kitétségét KINGHAM et al. (2013) kutatása során. Ezt az eredményt vélhetően az egyéb forrásokból származó részecskék nagy mennyiségének tudhatjuk be.



BOOGARD et al. (2009) 11 holland városban elvégzett tanulmánya során azt találta, hogy az autóban utazók átlagosan 5%-kal több PNC-nek vannak kitéve, mint a kerékpárosok, míg a PM<sub>2,5</sub> koncentráció 11%-kal volt magasabb (átlag: 49,4 µg/m<sup>3</sup> és 44,5 µg/m<sup>3</sup>). A PNC 1,05-ös aránya megegyezik a KAUR et al. (2005) által közzétett eredményekkel. Érdekes, hogy az arány megegyezik, de az útvonal forgalma következtében az itteni koncentráció 25 ezer részecske/m<sup>3</sup> körül volt, míg KAUR et al. (2005) forgalmas úton mérve 90 és 100 ezer részecske/m<sup>3</sup> között mérte ezt.

ZUURBIER et al. (2010) nagyjából azonos PM<sub>2,5</sub> koncentrációt mért az egyes közlekedési módok esetén, de PNC tekintetében a kerékpárosok helyzete valamivel rosszabbnak bizonyult, mint a dízellel vagy benzinnel hajtott autókban utazóké. Az átlagos PM<sub>2,5</sub> expozíció KAUR et al. (2005) londoni vizsgálata során is hasonlóan mutatkozott az egyes közlekedési módok esetén: míg a kerékpárosok átlagos kitétsége 33,5 µg/m<sup>3</sup> volt, addig a buszon utazóké 34,5 µg/m<sup>3</sup>, az autóval közlekedőké pedig 38,0 µg/m<sup>3</sup>.

Már a KINGHAM et al. (2013) által közzétett CO eredmények is bizonyították, mennyire fontos a megfelelő helyen kialakított kerékpárút, de ezt az UFP expozíció értékei is megerősítik: mind az autósok, mind pedig a főúton kerékpározók több mint 2-szer akkora kitétséget szenvednek el, mint a kijelölt kerékpárúton (off-road) haladó kerékpárosok. Az autóval közlekedők kitétsége valamivel magasabb volt, mint a főúton biciklizőké (8. táblázat). KNIBBS et al. (2011) szimultán mérése során az UFP expozíció 1,3-szor akkora autóban utazva, mint kerékpárral haladva, míg RAGETTLI et al. (2013) nagyjából azonos kitétséget határozott meg.

Ultrafinom részecske (UFP) expozíció	Összehasonlított közlekedési módok	Az expozíciók arányának mediánja
		autó/busz
	autó/ on-road kerékpáros	1,1
	autó/ off-road kerékpáros	2,1
	busz/ on-road kerékpáros	1,3
	on-road/ off-road kerékpáros	2,2

8. táblázat: Az ultrafinom részecske (UFP) expozíciójának összehasonlítása eltérő közlekedési módok esetén (KINGHAM et al., 2013)

*Összegezve az egyes járművekben elszenvedett kitétség-értékeket, megállapíthatjuk, hogy autóval, vagy busszal utazva nagyobb szennyezettségnek*

vagyunk kitéve, mint kétkeréken. Az expozíció aránya minden szennyező esetén más, BTEX esetén akár 3–4-szeres is lehet, míg más szennyezőknél általában kisebb, mint kétszeres. Ezek az értékek a tendenciákat jól szemléltetik, *ugyanakkor számos olyan tényező van, amely befolyásolja kitétséget: egyrészt az autó tulajdonságai (kora, üzemanyag típusa, kipufogógáz-kezelő technológiák, az utastér szellőztetése, légszűrő), másrészt a külső körülmények (meteorológia, forgalmi paraméterek, útvonaltípus, forgalomsűrűség). Ezen kívül a kerékpárosok fizikai aktivitása az, ami végső soron meghatározó. A kerékpárosok perccventilációja az egyes mérések alapján 2–4,5-szöröse az autóban vagy buszon utazókének. Ez az érték nagyban függ a fizikai erőlkifejtés mértékétől, ami nagyjából arányos a sebességgel. Ennél fogva hiába a kisebb expozíció, a megnövekedett légzés hatására a belélegzett szennyezőanyag mennyisége meghaladja az egyéb módon közlekedők által belélegzett mennyiséget. A szimultán végzett vizsgálatokból látszik, mekkora szerepet tölt be a választott útvonal. Amennyiben a kerékpárosok nagy forgalmú úton közlekednek, bizonyosan nagyobb dózist lélegeznek be, mint az autóban utazók [TESCHKE et al, 2012], így akár egészségkárosító hatású is lehet az egészségesnek vélt tevékenység.*

## **6. A kerékpáros forgalom elemzése Budapesten**

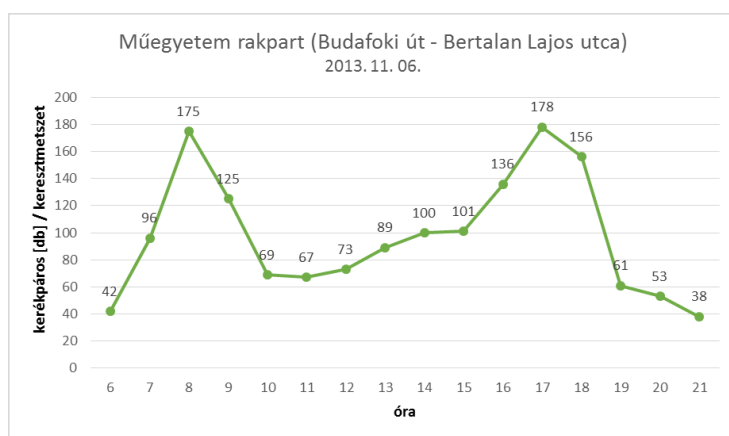
Budapest kerékpáros szokásairól 2014-ben készült egy átfogó tanulmány a Budapesti Közlekedési Központ (BKK) megbízásából, amelynek eredményei rendkívül sok hasznos információval szolgálnak az általam végzett mérés szempontjából is. Az eredményekből választ kapunk többek közt arra, hogy melyik évszakban, melyik napszakban a legnagyobb a kerékpáros forgalom, melyek a legforgalmasabb útvonalak, vagy éppen mennyit teker átlagosan egyhuzamban egy fővárosi bringás. A következőkben a vizsgálatok a dolgozatom szempontjából fontos eredményeit mutatom be.

A méréseket összesen 31 helyszínen végezték a vizsgálat során, ahol 46 keresztmetszetben és 3 csomópontban történtek a biciklis forgalomfelvételek. A vizsgálati pontok közül 10-et elsőrendű helyszíneként jelöltek meg, ahol kerékpáros kikérdezés is történt. A mérésekre március 25-én, 26-án, április 2-án, augusztus 13-án és 14-én, valamint szeptember 10-én és 16-án került sor.

A vizsgálat eredményei alapján az évszakai forgalom egy tavasztól őszi tartó növekedési trendet mutat. A hideg telet követően tavasszal még viszonylag alacsony az aktivitás, míg nyáron az iskolai szünet és a szabadságok miatt mérhető kisebb forgalom.

Ezzel szemben kora ősszel már megkezdődik az iskolai szezon, vége a szabadságolási hullámnak, ellenben az időjárás még kedvező, vélhetően ez áll az eredmények hátterében.

A napi aktivitásban a 16 órás (06–21-óraig) mérések információi alapján két csúcs rajzolható ki: reggel 7 és 9, valamint délután 16 és 18 óra között mérték a legnagyobb kerékpáros forgalmat (6. ábra). Számunkra ez két szempontból fontos: egyrészt a levegő szennyezettségének mérésére külön hangsúlyt érdemes fektetni a csúcsidepszakokban, amikor *a legtöbb kerékpáros járja a várost, másrészt a két csúcsidepszak egybeesik a gépjármű-forgalmi csúcsidepszakkal, így a legtöbb biciklis a legnagyobb terheltség idején található az utakon.*



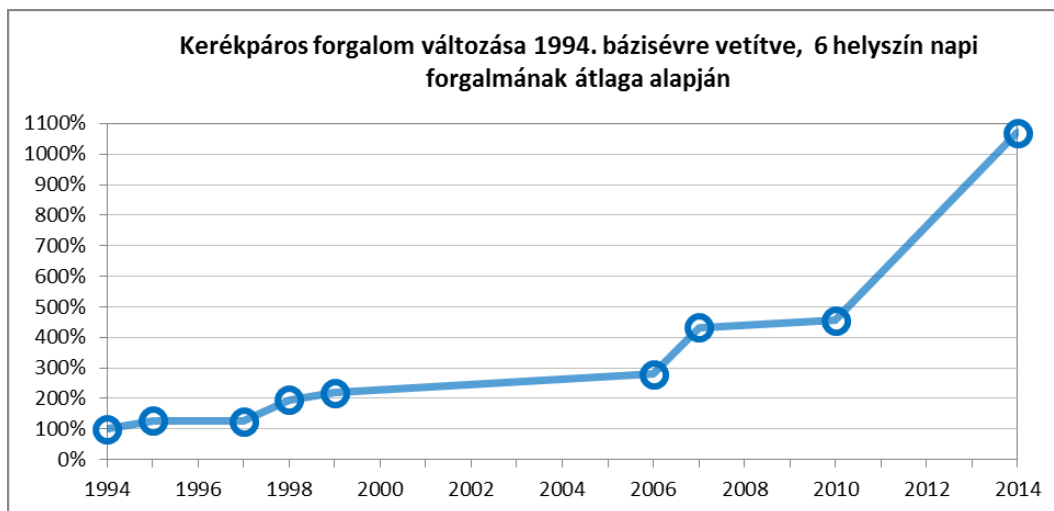
6. ábra: a kerékpáros forgalom alakulása a Müegyetem rakparton 16 órás mérés alapján  
(Kerékpáros forgalom elemzése Budapesten a 2014. évben)

Budapesten két helyen mérik a kerékpáros forgalmat a nap 24 órájában: a Múzeum-körúton, valamint az Andrassy úton. A két mérőpont segítségével értékelhető a forgalom napi és heti lefutása, a forgalom éves ingadozása, valamint a kerékpáros forgalom időjárástól való függése is. Érdekes eltérés mutatkozott ugyanakkor az egy időben, az automata által mért forgalom, és a közelben lévő időszakos forgalomszámlálás eredménye között. Ennek oka, hogy az állandó mérések során a detektor az útnak csupán az egy méteres kerékpáros sávját vizsgálja, míg az időszakos forgalomszámlálás során a forgalmi sávok teljes keresztmetszetét figyelték, így nagyobb értéket kaptak.

A 90-es évek közepétől végéig a kerékpáros forgalom heti csúcsa a hétfvégéken volt mérhető, ami arra enged következtetni, hogy szabadidős tevékenységként funkcionált a biciklizés. A 2000-es évektől kezdve ez a trend megfordult, azóta a hétköznapok dominálnak, a bicikli, mint közlekedési eszköz funkcionál. Ezt

ugyanakkor a kerékpáros kikérdezés nem támasztja alá, a válaszadók legnagyobb része sportolásra, hobbiból használja a kerékpárt.

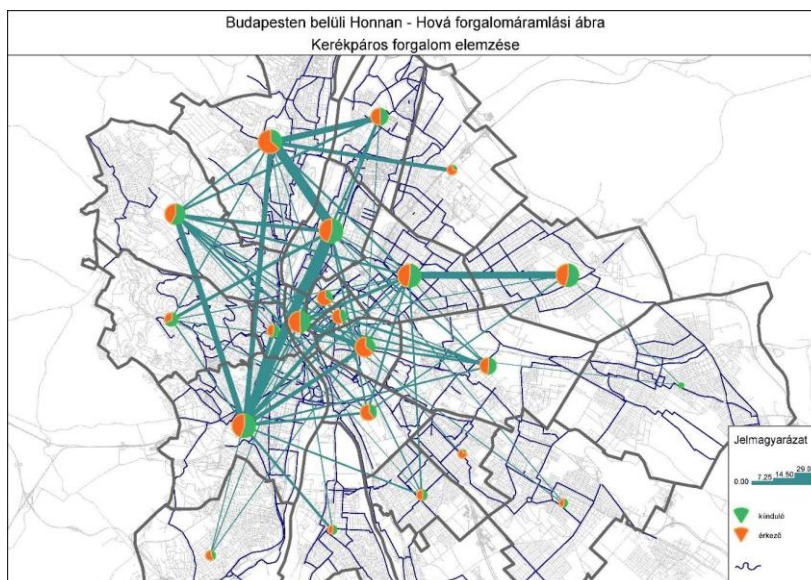
A 6 órás forgalomszámlálási eredményekből szépen kirajzolódik a kerékpározás volumenének növekedése. Az egyes mérőpontokon 2014-ben a 10 évvel azelőttihez képest 4–5-szörös forgalommnövekedést regisztráltak (7. ábra), ezzel pedig Budapest Európa egyik kerékpáros fővárosává nőtte ki magát.



7. ábra: A kerékpáros forgalom alakulása a 90-es évek közepétől  
(Kerékpáros forgalom elemzése Budapesten a 2014. évben)

Az elemzés – a dolgozat szempontjából - egyik legfontosabb része a Budapestre vonatkozó forgalomáramlási ábra, amelyet egy 5.000 fő által kitöltött kérdőív válaszai alapján rajzoltak meg. A kérdőív alapján a budapesti kerékpározás centruma a XI. kerület, és két fő tengely emelkedik ki, a XIII. és XI., valamint a XI. és IX. kerületek között. A 10 elsőrendű mérési helyszínen végzett kerékpáros kikérdezés válaszai alapján a XI. kerület ismételten központi szerepet tölt be, ugyanakkor a két fő tengely a XI. és XIII., valamint a XIII. és III. kerület között található (8. ábra). A forgalomszámlálás eredménye alapján a legforgalmasabb csomópont a Szent Gellért-tér, ahol irányonként naponta több mint 3.000 kerékpáros halad keresztül.

*Az ábrák alapján megállapítható, hogy a kerékpáros forgalom a főváros belső kerületeire koncentrálódik, pont oda, ahol a legnagyobb a légszennyezettség mértéke, és legkevésbé érvényesülnek a levegő kitisztulását segítő természetes hatások.*



8. ábra: forgalomáramlási ábra a 2014-es tavaszi kikérdezés forgalomfelvétel alapján  
(Kerékpáros forgalom elemzése Budapesten a 2014. évben)

A kikérdezések alapján a legtöbben 5–6 km-t tekernek egyhuzamban, de a kerékpáros utazások ~90%-a nem haladja meg a 10 km-t. Ebből kiolvasható, hogy 20 km/h-s átlagsebességet feltételezve a kitétség időbelisége az esetek 90%-ában nem haladja meg a fél órát. A kikérdezés során a legtöbben azt választották, hogy napi szinten használják a kerékpárt közlekedésre. Ez azt jelenti, hogy minden nap kiteszik magukat a közlekedés okozta szennyező anyagok egészségkárosító hatásainak. Miután a kitétség a legtöbb esetben nem éri el az 1 órát, így a légszennyezettségi határértékekkel való összevetés nem szerencsés, ugyanis azok órás, vagy ennél hosszabb átlagra vonatkoznak. Ugyanakkor méréseinkkel tájékoztatást adhatunk, illetve felhívhatjuk a figyelmet egy kissé elhanyagolt problémára, és utat mutathatunk a jövőbeli várostervezési intézkedések irányát illetően. Ez azért is fontos, mert a megkérdezettek a kevés kerékpárút és a veszélyes közlekedés mellett a szennyezett levegőt említették, mint az egyik fő változtatásra szoruló tényező.

Mindezt összegezve azt mondhatjuk, hogy a megkezdett infrastrukturális fejlesztések, a közbringa rendszer (BUBI) éreztetik hatásukat a kerékpáros forgalom növekedésével, ugyanakkor további fejlesztések szükségesek, amellyel további rétegeket lehet átszoktatni a négykerékről kétkerékre, ezáltal csökkentve az emisszió mértékét is.

## **7. Önálló mérés**

### **7.1. A mérés célja**

Méréseink során azt vizsgáltuk meg, hogy mekkora eltérések tapasztalhatók a levegő szennyezettségében a város egyes pontjain, milyen hatást gyakorol a zöldterület a légszennyezettségre, illetve két, azonos időszakban, de eltérő útvonalon végzett mérések szennyezőanyag-koncentráció különbségeit vetettünk össze. A mérésünk célja, hogy olyan javaslatokat tegyünk, amelyekkel a kerékpárral közlekedők szennyezőanyag expozícióját csökkenteni tudjuk, ezáltal a betegségek kialakulásának kockázatát is redukáljuk. A helyesen megválasztott útvonal egyik feltétele, hogy a kerékpárutak is az arra alkalmas helyeken fussanak végig, mind forgalom, mind pedig légszennyezettség szempontjából. A jövőben megvalósuló ilyen jellegű infrastrukturális fejlesztések során kiemelt figyelmet kell fordítani erre a problémakörre, ehhez kívánunk kiindulási alapot nyújtani.

### **7.2. A mérőműszer bemutatása**

Méréseinket két Boreas BGS-06-os komplex gáz- és környezetvédelmi szenzorral ([www.boreas.hu](http://www.boreas.hu)) végeztük. A mérőrendszer, méreténél fogva alkalmas a mobil, kerékpáros mérésekre is. Méréseink során a kerékpárok kormányára erősítettük az eszközt. A szenzorral az alábbi mennyiségek határozhatók meg:

Meteorológiai elemek:

- Léghőmérséklet (Boreas Pt100-as hőmérő),
- Relatív nedvesség (Boreas kapacitív nedvességmérő szenzor);

Légköri nyomgáz koncentrációk:

- Szén-monoxid (Membrapor CO/MF200 érzékelő),
- Nitrogén-dioxid (Membrapor NO2/M-20 érzékelő),
- Ózon (Membrapor O3/M-5 érzékelő),
- VOC (illékony szerves vegyületek) (Figaro TGS2602 érzékelő);

GPS koordináták (L80-M39 Qectel GPS modul).

A gáz koncentrációk mérésére használt elektrokémiai érzékelők speciális mérési elrendezésben és adatfeldolgozással (Boreas System 6 rendszerű gázérezékelő elektronika) képesek ppb tartományban mérni. A mérések során kényszerített áramlást

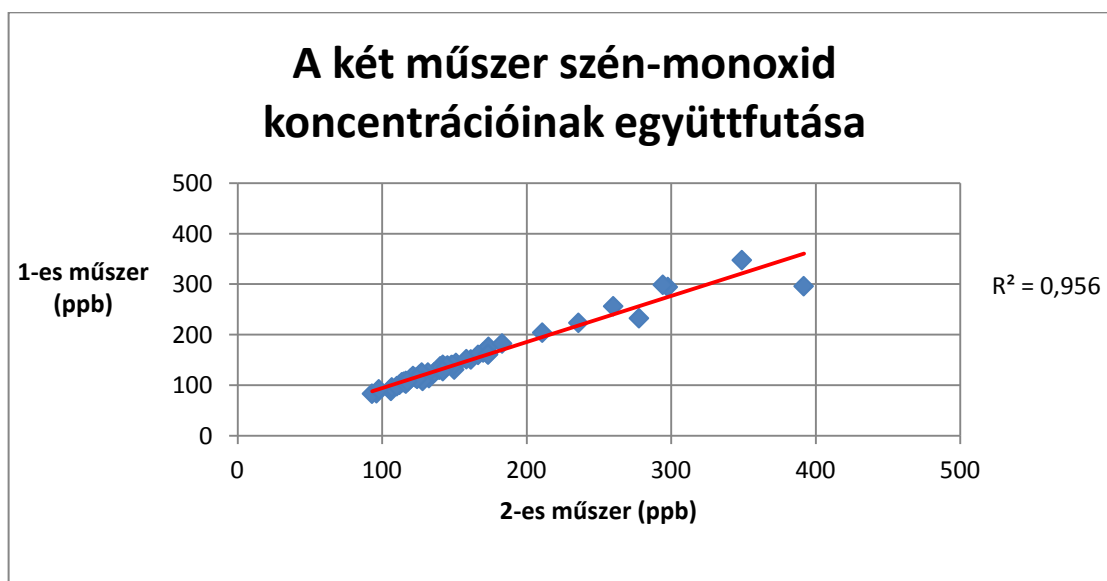
(légbeszívást) nem alkalmaztunk. A levegő áramlását a szenzorokig a kerékpár kvázi folyamatos és kvázi egyenletes sebességű mozgása biztosította.

Az adatgyűjtés 30 másodperces csúszóátlagolással történt. A belső adatmemóriából USB csatlakozással olvastuk ki az adatokat számítógépre. Diplomamunkámban a szén-monoxid, a nitrogén-dioxid és az ózon adatsorait dolgoztam fel. Az NO<sub>2</sub> és a CO egészségkárosító tulajdonságaik mellett a közlekedési eredetű légszennyezés indikátor paraméterei, míg a troposzférikus ózon a fokozott fizikai kitettség esetén jelentkező negatív hatásai miatt érdemel kitüntetett figyelmet.

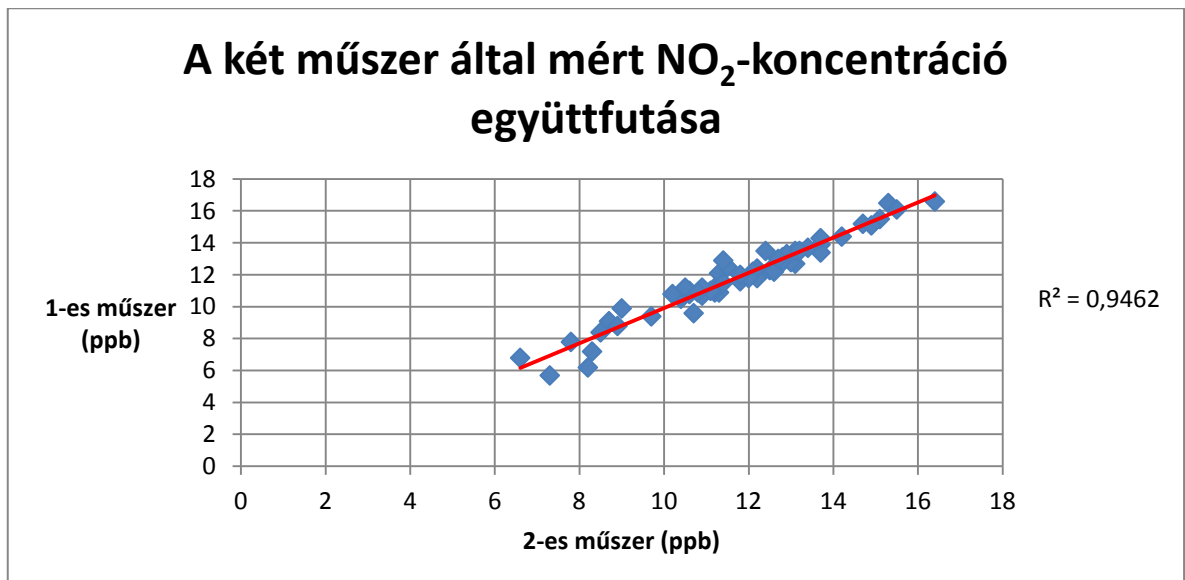
A mérőeszközökkel közel 6 hónapon keresztül végeztünk méréseket különböző útvonalakon, különböző napszakokban, eltérő időjárási helyzetekben. A mérések során szerzett tapasztalatok alapján diplomamunkámban két mérési expedíció eredményeit mutatom be.

### **7.3. A mérőműszer tesztelése**

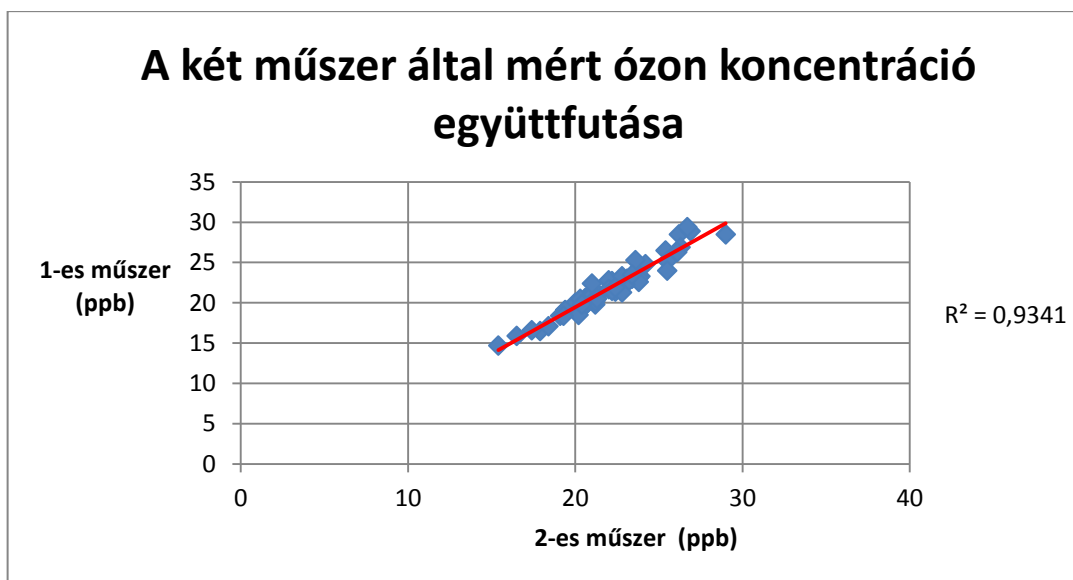
A gázérezkelők pontossága a gyári kalibráció alapján 5%-on belül volt. Méréseink előtt mi is teszteltük, hogy a két műszer által mért adatokban mekkora eltérés tapasztalható. Ekkor mindkét eszközt egy kerékpárra szerelve végeztük a méréseket egy adott útvonalon kb. 45 percig (az összehasonlítás időpontja: 2016. március 23.). Az egyik műszert a kormányra, a másikat a csomagtartóra erősítettük. A párhuzamos mérés során kapott eredményeket a 9., 10. és 11. ábrák mutatják, rendre a szén-monoxid, a nitrogén-dioxid és az ózon esetén.



9. ábra: A két mérőműszer által mért CO-koncentráció összehasonlítása



10. ábra: A két mérőműszer által mért NO<sub>2</sub>-koncentráció összehasonlítása



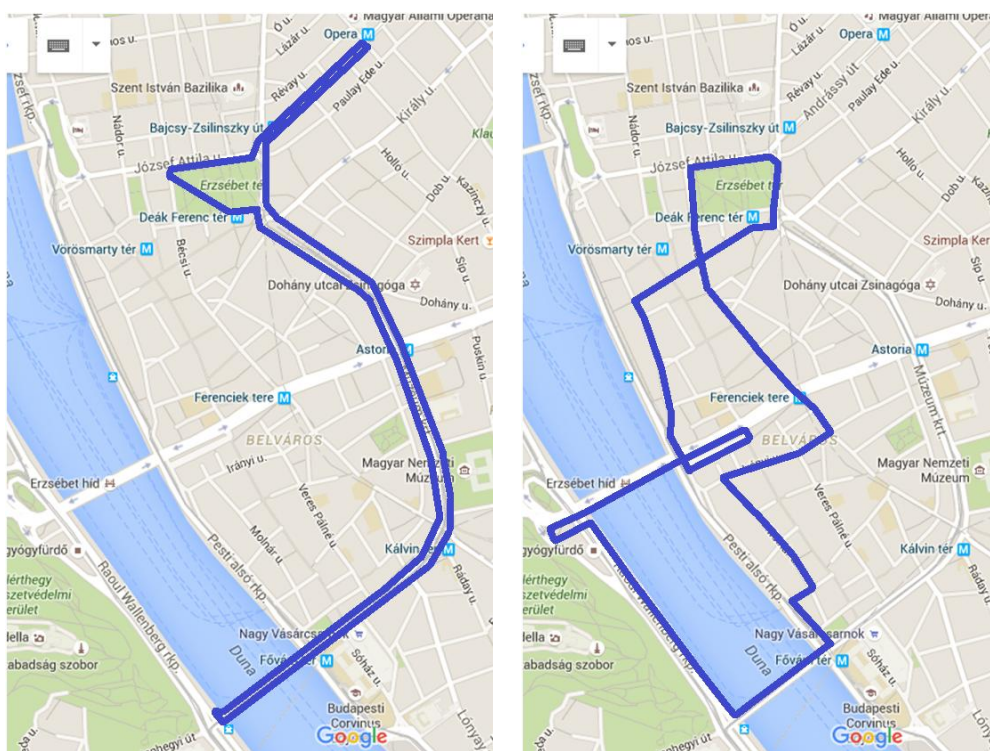
11. ábra: A két mérőműszer által mért O<sub>3</sub>- koncentráció összehasonlítása

A két szenzor által mért adatok viszonylag jó egyezést mutatnak. Az átlagos eltérés CO, NO<sub>2</sub> és O<sub>3</sub> esetén rendre 6,9, 3,2 és 3,9%-nak adódott. Az eltérések részben a műszerek kismértékű pontatlanságának, részben annak tudhatók be, hogy a két eszközt különböző pontokon helyeztük el a kerékpáron és a felszínközeli turbulens áramlás miatt az érzékelőkre eltérő mennyiségű szennyezőanyag jutott.



## 7.4. Mérés I.

Egy mérési expedíció során két, előre meghatározott útvonalat jártunk körbe. Az útvonalak kiindulási pontja a Szent Gellért tér volt (12–13. ábra). A kiindulási pont meghatározásakor figyelembe vettük azt a már korábban említett tényt, amely szerint ez a legforgalmasabb kerékpáros csomópont Budapesten. A mérést 2016.03.23-án 07:00 és 16:00 között végeztük. Az egyes útvonalakat nagyjából fél óra alatt tettük meg, a Szent Gellért térről minden óra 00 és 30 perckor indultunk, így összesen 18–18 mérést végeztünk a két útvonalon. Az adott napon borult volt az ég, Budapesten a napi középhőmérséklet 6,1 °C, a minimum hőmérséklet 2 °C, a maximum hőmérséklet 10 °C volt. Csapadék a mérés során nem fordult elő. A légmozgás gyenge volt. A tengerszintre átszámított légnyomás 12 UTC-kor 1005 hPa volt [[www.met.hu](http://www.met.hu)].



12.,13. ábra: A 2016.03.23-án végzett kerékpáros mérések útvonalai

A mérés során a Múzeum-körúton haladva figyeltük az automata kerékpáros forgalomszámláló alakulását is: az eredmények megegyeznek a korábbiakkal, reggel, csúcsidőben a kerékpárosoknál is csúcsforgalom volt mérhető, amelyet a nap későbbi szakaszában egy kisebb mértékű, nagyjából konstans forgalom követett (14. ábra). A vártnál valamivel kisebb volt a napi kerékpáros forgalom, ami egyrészt a kedvezőtlen szeles időjárási viszonyoknak, másrészt a tanítási szünetnek volt köszönhető.



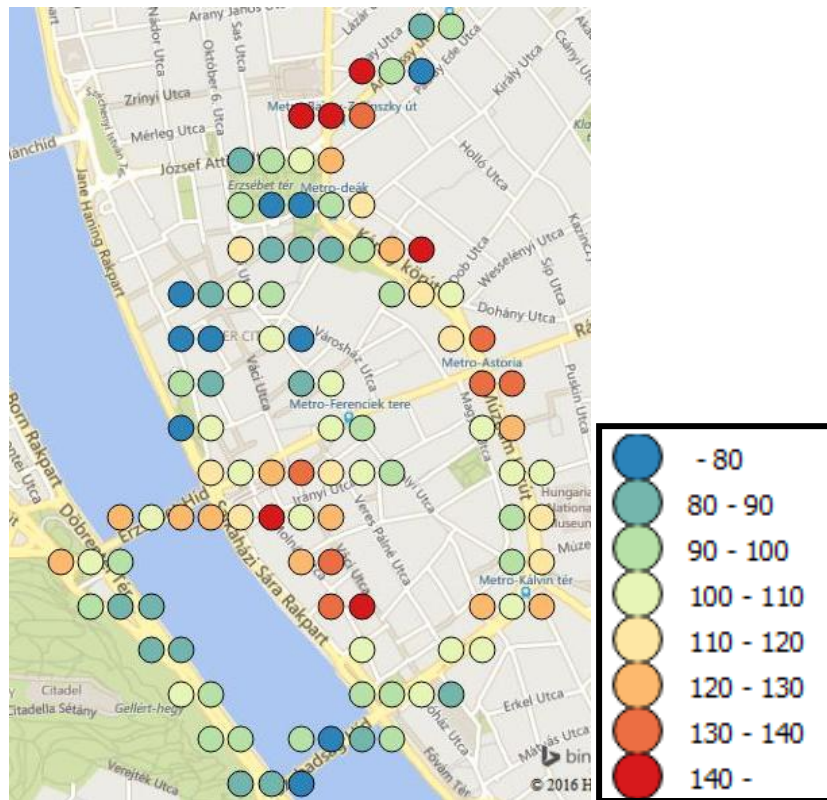
14. ábra: A kerékpáros forgalom alakulása 03.23-án 06:50 és 15:35 között a Múzeum körúti automata forgalomszámláló adatai alapján

#### **7.4.1 Az adatok feldolgozása**

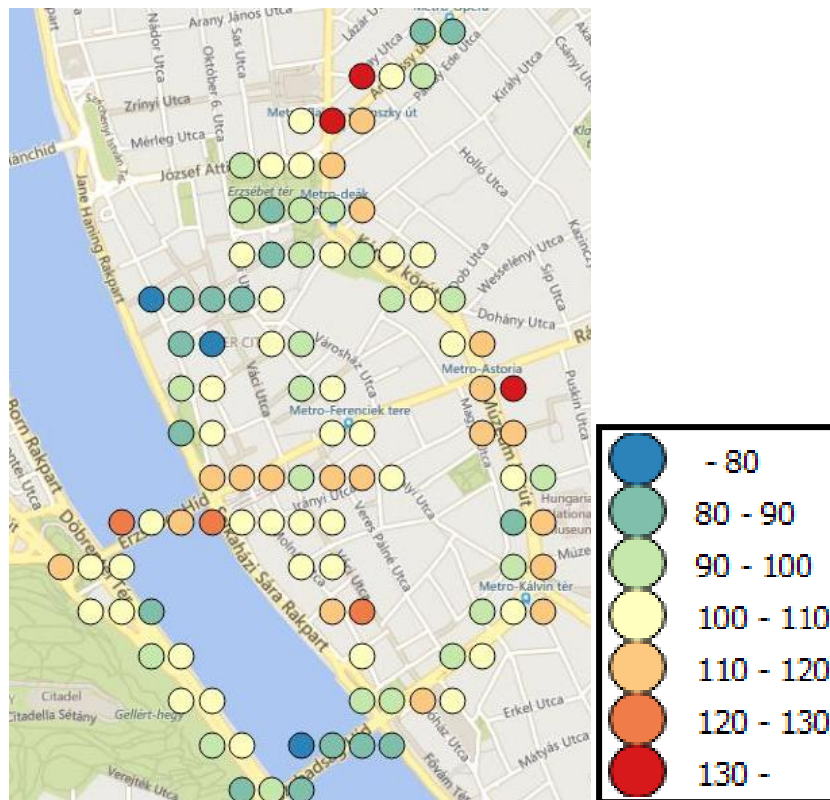
Korábban már szó esett róla, hogy ilyen jellegű méréseknél főleg idő- és térbeli mintázatok figyelhetők meg. Mérésünk során a bejárt útvonalakat  $0,001^\circ \times 0,001^\circ$  fokos (~100×100 m-es) rácsnégyzetekre osztottuk, majd a műszerek által mért értékeket ezen rácsnégyzetekre vonatkoztattuk. A rácsnégyzeteket a GPS koordináták ezred fokokra történő kerekítésével hoztuk létre. Annak érdekében, hogy a szennyezőanyagok jellemző térbeli eloszlását vizsgálhassuk és a napi menetekből adó változásokat kiszűrjük, a mért értékekből minden félórás adatsornál kiszámoltuk a szennyező anyagok koncentrációjának átlagát, majd minden egyes pontban meghatároztuk az adott félórás mérés átlagához viszonyított százalékos eltérést. Ezt követően az egyes rácsnégyzetekbe eső mért értékek átlagától való százalékos eltéréseit átlagoltuk. A módszer segítségével lehetővé vált annak meghatározása, hogy melyek azok a területek, amelyek jobban és melyek, amelyek kevésbé szennyezettek. A térbeli eloszlás vizsgálata mellett egyes kiválasztott pontokban az időbeli meneteket is vizsgáltuk.

## 7.4.2 Mérési eredmények

A mérés eredményei egyértelműen kirajzolják, hogy melyek azok a szakaszok, területek, ahol az átlagosnál magasabb koncentrációk tapasztalhatók. Mivel a nap folyamán borult volt az idő, jelentős ózon koncentrációkat nem mértünk, ezért csak a szén-monoxid, és a nitrogén-dioxid tér- és időbeli eloszlásait mutatjuk be. A 15. és a 16. ábra a CO és az NO<sub>2</sub> koncentráció átlagtól való eltéréseit mutatja a vizsgált időszak során. A zöld és kék színek az adott területre és időszakra vonatkozó átlagértéknél alacsonyabb, míg a sárga és a piros színek az annál magasabb értékeket mutatják.

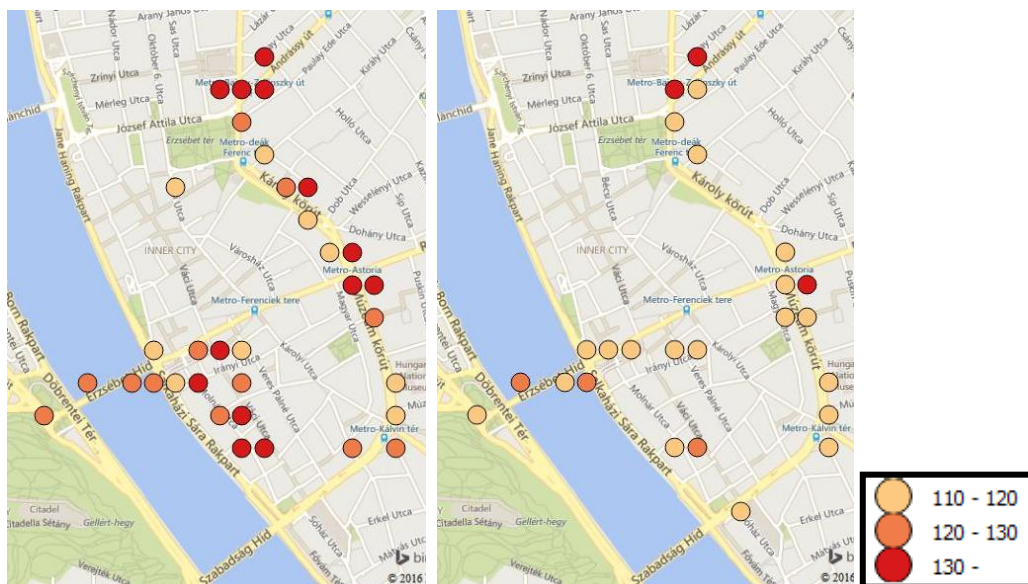


15. ábra: A CO-koncentráció átlaghoz viszonyított értéke %-ban kifejezve



16. ábra: Az NO<sub>2</sub>-koncentráció átlaghoz viszonyított értéke %-ban kifejezve

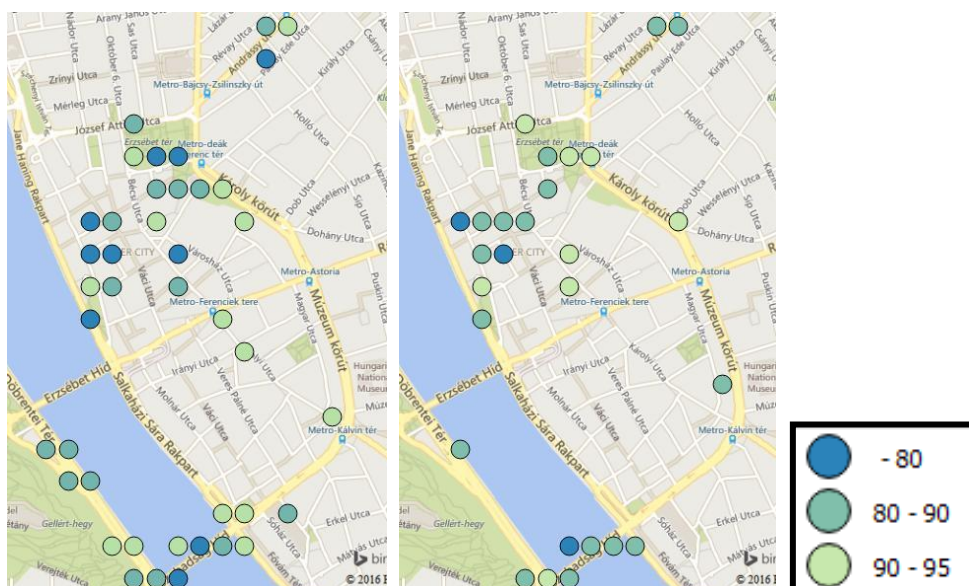
A hot-spot területeknek tekinthető részeken, mint az Astoria, illetve az Andrásy út- Bajcsy-Zsilinszky út kereszteződése, jelentősen magasabb koncentrációt tapasztaltunk, mint a vizsgált útvonalak többi részén. CO esetén kivételt jelent ez alól a Duna pesti oldalán a Molnár utca és az Irányi utca térsége, ennek oka vélhetően a leparkoló autók okozta torlódás, amely rendszeresen megnehezítette a folyamatos haladást. Érdekes eltérés tapasztalható az Erzsébet híd, valamint a Szabadság híd vonatkozásában. Korábban említettem, hogy a Duna mentén húzódik Budapest legnagyobb ventilációs csatornája, ami alapján azt vártuk, hogy itt az átlagnál alacsonyabb koncentrációkat mérünk. Ez a várakozásunk beigazolódott, ugyanakkor az Erzsébet hídon még ez sem volt képes ellensúlyozni a fokozott gépjármű-forgalmat (17., 18. ábra). Bár szélméréseket nem végeztünk, de ezt feltételezhetően az is erősítette, hogy a méréseket az Erzsébet híd déli oldalán végeztük, ahová a hídon közlekedő gépjárművek által kibocsátott szennyezőanyagokat a jellemző északias szél szállítja.



17, 18. ábra: Az átlagnál legalább 10%-kal nagyobb CO, és NO<sub>2</sub> koncentrációjú területek

További vizsgálati lehetőségnek tartom a híd két oldalán jelentkező koncentrációkülönbség vizsgálatát, ez ugyanis jelentősen csökkentheti a területen jelentkező expozíciót.

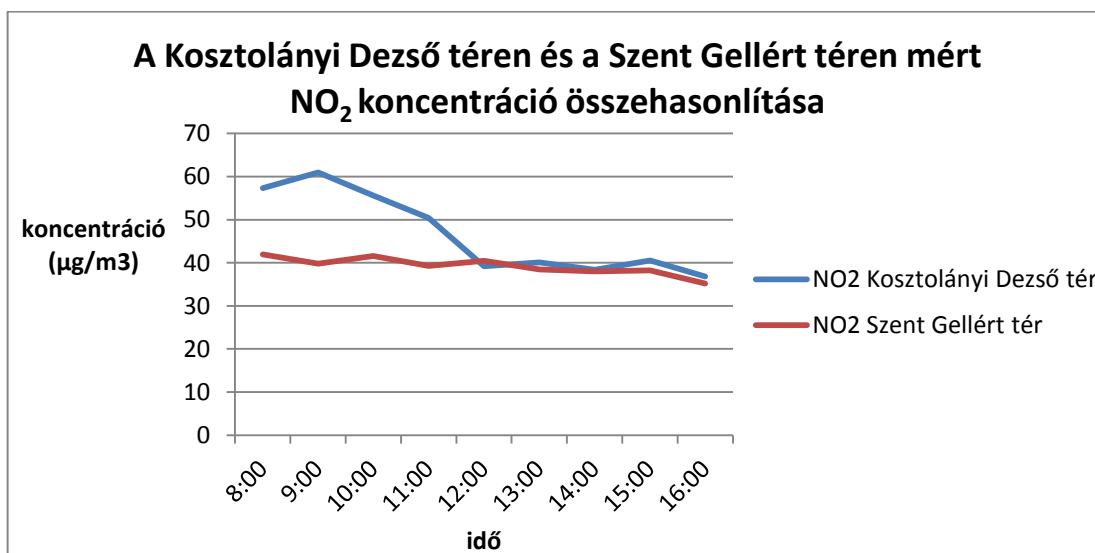
A zöldterület pozitív hatásait az Erzsébet téren mérhető alacsony koncentráció kitűnően szemlélteti (19., 20. ábra). Az ábrákon látszik a dunai szélesatorna pozitív hatása is, amelynek eredményeként az átlagos szennyezettségnél alacsonyabb koncentrációkat mérünk a folyó közvetlen környezetének nagy részén.



19., 20. ábra: Az átlagosnál legalább 5%-kal kisebb CO és NO<sub>2</sub> szennyezettségű területek

A mérési időszakban az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat [[www.levegominoseg.hu](http://www.levegominoseg.hu)] Erzsébet téri mérőállomása mellett többször is elhaladtunk,

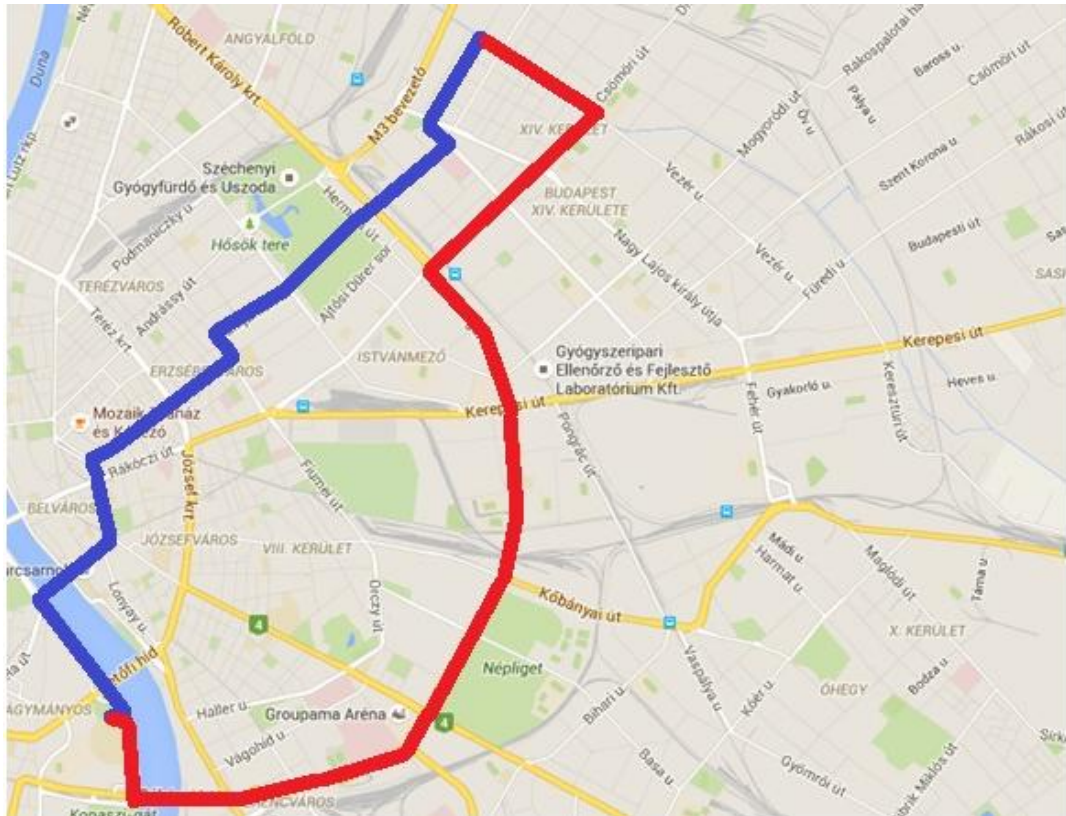
de sajnos az aznapi mérés az állomáson nem állt rendelkezésre. Ezért a mérési útvonalakhoz legközelebb eső, Kosztolányi Dezső téri mérőállomás órás adatait hasonlítottuk a saját mérésekhez (21. ábra). A reggeli, délelőtti órákban a Kosztolányi téren jól látszik az erősebb forgalom hatása. A Duna partján is valamivel magasabbak az értékek délelőtt, mint délután, de az erősebb átszellőzésnek köszönhetően itt kisebb értékeket kaptunk.



21. ábra: Az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat Kosztolányi Dezső téren végzett NO<sub>2</sub> mérései, valamint az általunk a Gellért téren végzett NO<sub>2</sub> mérések órás átlagainak összehasonlítása

## **7.5. Mérés II.**

Második mérésünk során két olyan különböző útvonal légszennyezettségi viszonyai közötti eltéréseket vizsgáltuk meg, ahol az útvonalak kiindulási és végpontja megegyezett. Kiindulópontként az ELTE TTK északi épületét határoztuk meg (Pázmány Péter sétány 1/A), míg végpontként a XIV. kerületben található Rákospatak utca- Dorozsmai utcai kereszteződést. Az „A” útvonal a belvárosban, majd a Városligeten keresztül haladt végig a kertvárosi övezetig (kék: Műegyetem rkp. – Szabadság híd – Vámház krt. – Múzeum krt. – Wesselényi u. – Damjanich u. – Városliget – Dorozsmai utca), míg a „B” útvonal Budapest legforgalmasabb körútján keresztül érte el a végpontot (piros: Pázmány Péter sétány – Rákóczi híd – Könyves Kálmán krt. – Hungária krt. – Thököly út – Rákospatak utca) (22. ábra).



22. ábra: A két vizsgált útvonal

### **7.5.1. Az adatok feldolgozása**

A két útvonalon mérhető ózon, szén-monoxid és nitrogén-dioxid koncentrációkat 5 alkalommal mértük, majd minden mérést átlagoltunk. Ezt követően az egyes útvonalakon mért átlagkoncentrációk átlagát számoltuk ki, ez alapján hasonlítottuk össze a két útvonal közötti kitettségek különbségét. Emellett a 2016.03.09-én végzett mérés adatainál megnéztük, hogy az egyes pontok értékei hogy viszonyulnak az adott útvonal átlagához, így meg tudtuk vizsgálni, hogy milyen hatása van a Városligetnek, valamint a Népligetnek az útvonal átlagkoncentrációjára.

### **7.5.2. A mérés eredményei**

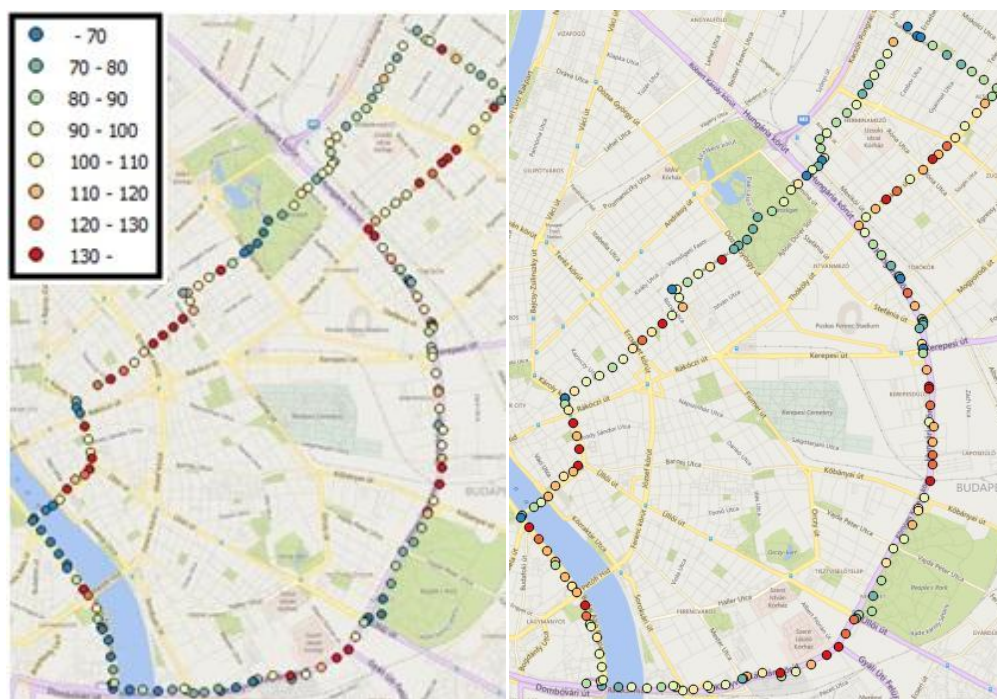
A mérések során az ózon és a nitrogén-dioxid koncentrációk között nem mutatkozott szignifikáns eltérés, ezzel ellentétben a szén-monoxid koncentráció ~27%-kal volt magasabb az „A” útvonalon (9. táblázat). Ennek a nagy különbségnek az oka az lehet, hogy míg a „B” útvonalon a kerékpárút a gépjármű-forgalomtól több méterre található, addig a belvárosban sokszor egy méternél is kisebb, így nincs lehetőség a CO hígulására. [KINGHAM, 2013]

dátum	„A” útvonal			„B” útvonal		
	CO (ppb)	O <sub>3</sub> (ppb)	NO <sub>2</sub> (ppb)	CO (ppb)	O <sub>3</sub> (ppb)	NO <sub>2</sub> (ppb)
2016.03.02.	150,361	16,703	16,551	97,001	21,16	13,424
2016.03.09.	247,018	22,293	11,672	258,486	22,722	12,575
2016.04.01.	150,271	22,484	12,698	140,228	18,384	15,676
2016.04.06.	226,858	19,579	15,271	103,098	18,007	16,985
2016.04.29.	122,225	15,948	17,294	104,412	18,603	15,984
<b>átlag:</b>	<b>179,347</b>	<b>19,401</b>	<b>14,697</b>	<b>140,645</b>	<b>19,775</b>	<b>14,929</b>

9. táblázat: Az „A” és „B” útvonalon mért koncentrációk, és átlagértékük

A vizsgálat kritikája, hogy csupán 5 mintavételt végeztünk.

A 2016.03.09-én mért adatok átlagtól való %-os eltérését mutatja be a 23. és 24. ábra. A két ábrán látszik, milyen hatást gyakorol a növényzet a városi levegőre: mind a Népliget, mind pedig a Városliget a környezetéhez képest jelentősen alacsonyabb szennyezettséget mutatott, ami rávilágít a városi növényzet rendkívül fontos szerepére. Ugyanakkor az is látszik, hogy a növényzetnek csak lokális hatása van, a közvetlen környezetben, nagy forgalmú utakon már nem érezteti a hatását.



23.,24. ábra: A két útvonal pontjainak az egyes útvonalak átlagától való %-os eltérése CO és NO<sub>2</sub> esetén



## **8. Megbeszélés**

Az első mérés során kimutatható volt a szennyezettség szempontjából hot spot területként definiálható forgalmas kereszteződések jelenléte a budapesti kerékpárutakon. Az eredmények ismeretében azt javasoljuk a döntéshozóknak, hogy ilyen területeken támogassanak olyan vizsgálatokat, melyek elemzik a környező utcákban mérhető kitétséget, és a forgalmi szempontokat is figyelembe véve párhuzamos, akár kissé hosszabb, de tisztább útvonalon futó, folyamatos, megszakítás nélküli kerékpárutakat alakítsanak ki. Vizsgálataink során az is bebizonyosodott, hogy a Múzeum körúton történő kerékpározás szintén fokozott kitétséggel jár. Másik fontos megállapításunk a zöldterületek pozitív hatása a levegőminőségre. Ahol arra lehetőség van, szükséges a kerékpárutakat a forgalomtól minél távolabb kijelölni, lehetőleg zöld területek mellett. További vizsgálatok tárgyát képezheti az autóutak és kerékpárutak közé elhelyezett növények, mint migrációs gátak jelenléte, amelyekkel a kerékpárosok kitétsége tovább csökkenthető.

Terveink között szerepelt eredményeink az Erzsébet téri automata mérőállomás eredményeivel való összevetése. Méréseink alapján felvetődik a kérdés, hogy megfelelő helyen van-e a mérőállomás? Eredményeink azt mutatják, hogy néhány 10 méteren belül is rendkívül sokat változik a szennyező anyagok koncentrációja, a mérőállomás pedig a fő szennyező forrástól távolabb, a fák között helyezkedik el.

A második mérés során nem sikerült kimutatni jelentős különbséget a két vizsgált útvonal szennyezettsége között nitrogén-dioxid és ózon tekintetében, ezzel szemben a belvárosban ~27%-kal magasabb szén-monoxid koncentrációt állapítottunk meg. Az azonos útvonalon mért átlagok közötti jelentős eltérés igazolja azt a már korábban említett megállapítást, hogy az ilyen vizsgálatok során nagyon nagy mennyiségű adathalmazra van szükség ahhoz, hogy általánosan érvényes következtetéseket tudjunk levonni. Ez a mérésorozat számos további vizsgálati lehetőségre mutat rá. Az egyik legfontosabb a Népliget és a Városliget hatása, amellyel a későbbiekben meg lehet vizsgálni a növényzet –mint természetes védőfal – szerepét a kerékpárosok kitétségének csökkentésében.

Vizsgálataink során műszer hiányában nem volt lehetőség a szakirodalomban leggyakrabban mért szállópor frakciók mérésére, így ennek a szennyezőnek a mérése szintén kiindulási pont lehet az ilyen jellegű későbbi vizsgálatok folyamán.

## **9. Összefoglalás**

A városi légszennyezés legfőbb forrása az elmúlt évtizedekben már nem az ipar, hanem a közlekedés volt, bizonyos szennyezők esetén az antropogén kibocsátás akár 80%-áért is a növekvő gépjármű-forgalom a felelős. Mindemellett egyre nagyobb teret hódít egy másik városi közlekedési forma, a kerékpározás. A kerékpározás egészségre gyakorolt pozitív hatásai bizonyítottak, de városi környezetben gyakran pont az ellenkezője tapasztalható. A nem megfelelő helyen kialakított kerékpárutaknak köszönhetően a kerékpárosok sokszor rendkívül szennyezett levegőben kénytelenek tekerni. A fokozott fizikai aktivitás hatására a belélegzett levegő térfogata akár 4,5-szöröse lehet az autóval utazókéhoz képest, így a belélegzett szennyezők mennyisége is nagyobb, ami szív-és érrendszeri, valamint tüdőbetegségeket okozhat.

Számos korábbi tanulmány foglalkozott a kerékpárosok kitettséggel, és bizonyítást nyert többek között a megfelelő helyen kialakított kerékpárút fontossága, a forgalmas útvonalak, kereszteződések, illetve a túlzott beépítettség negatív, illetve a zöldterületek pozitív hatása.

A dolgozat keretein belül hordozható légszennyezettség-mérő műszerrel megvizsgáltuk a Budapest legforgalmasabb kerékpárútjain mérhető levegőterheltséget, a zöldterületek hatásait, illetve két, eltérő útvonalon mérhető koncentrációkülönbségeket. A mérések során a nitrogén-dioxid, az ózon, valamint a szén-monoxid koncentrációit mértük. Méréseink során sikerült kimutatni a szennyezettség térbeli változékonyságát, a forgalmas utakon mérhető magas, valamint a Duna partján, illetve a zöldterületeken mérhető alacsonyabb koncentrációkat. Sikerült továbbá kimutatni olyan hot-spot területnek tekinthető kereszteződéseket, ahol a fokozott járműforgalom hatására szennyezettségi csúcsokat mértünk. A két, azonos kiindulási és végponttal rendelkező úton végzett mérésünk során azt találtuk, hogy a belvárosban ~27%-kal nagyobb szén-monoxid koncentrációban kellett tekerni, mint a szintén forgalmas, de kevésbé beépített területen futó útvonalon. Ez az eredmény összefüggésben állhat a forgalomtól való kis távolsággal is.

Az eredményeink rendkívül sok információval bírnak arra vonatkozólag, hogy hol érdemes, és hol nem ajánlott kerékpárutat építeni a jövőben, ha szem előtt tartjuk a kerékpárosok egészségi állapotát.

A szállópor koncentrációjának vizsgálata a hazai kerékpárutakon kitűnő kiindulópontot nyújt a későbbi hasonló vizsgálatokhoz, amellyel még inkább

nyomatékosítani szeretnénk, hogy a kerékpárutak elhelyezésekor fokozott figyelmet kell fordítani a levegőtisztaság kérdésére is.

## **Abstract**

In recent decades, the main sources of urban air pollution were not originated from industry, but from transport. In some cities, even 80% of the anthropogenic emissions originate from the transport sector. In urban environment, cyclists spend a significant amount of time in high traffic that can cause heavy air pollution loads. Cycling has a lot of health benefits, but also has a lot of health risks due to the environmental pollution. The increased physical activity results in higher minute ventilation for cyclist than for car drivers. There are some different estimates, but it can be even 4,5 times higher, than for car drivers. Therefore, inhaled doses of air pollutants may be higher in cyclist, which can cause cardiovascular and lung diseases.

A lot of studies have investigated the connection between traffic related air pollution and exposure of cyclists, and there are some general results from these studies: heavy traffic, street canyons and crossroads have negative, at the same time, urban vegetation have positive effects on air pollution.

In this study, the results of mobile air pollution measurements by bicycles are analyzed. A one-day long measurement campaign has been conducted with two portable gas monitors carried on bicycles in downtown area of Budapest. During this campaign, the busiest cycling lanes of Budapest have been investigated by the measurement of the concentration of NO<sub>2</sub>, CO and O<sub>3</sub>.

Another measurement campaign has also been carried out to explore the mean exposure during two different routes with the same start and endpoint. The spatial distributions of the measured concentrations clearly show the impacts of roads, parks and the Danube River. Furthermore we have found some hot-spot areas, where we have measured peak concentrations due to the crossroads. Results show large spatial variability of concentration values, underlining the importance of car-free streets and urban vegetation.

## **Köszönetnyilvánítás**

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, dr. Mészáros Róbertnek, aki szakmai tanácsaival, iránymutatásával rendkívül sokat segített a dolgozat megírásában.

Köszönöm Boda Balázsnak és Leelőssy Ádámnak a mérések során való közreműködésüket, segítségüket.

A kutatásokat az OTKA 109109 pályázat támogatta.

## Irodalomjegyzék

- 14/2001. (v. 9.) köm-eüm-fvm együttes rendelet— a légszennyezettségi határértékekről, a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről
- 253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet az országos településrendezési és építési követelményekről, OTÉK 27.§ (1), 16/58.
- 306/2010. (XII. 23.) Korm. rendelet– A levegő védelméről
- 4/2011. (I. 14.) VM rendelet a levegőterheltségi szint határértékeiről és a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről, 2.§ (1)
- Andersen Z. J., Hvidberg M., Jensen S. S., Ketzel M., Loft S., Sørensen M., Tjønneland A., Overvad K., Raaschou-Nielsen O., 2011: Chronic obstructive pulmonary disease and long-term exposure to traffic-related air pollution: a cohort study– *American journal of respiratory and critical care medicine*, vol. 183; 455–461.
- Andersen Z. J., de Nazelle A., Mendez M. A., Garcia-Aymerich J., Hertel O., Tjønneland A., Overvad K., Raaschou-Nielsen O., Nieuwenhuisen M. J., 2015: A Study of the Combined Effects of Physical Activity and Air Pollution on Mortality in Elderly Urban Residents: The Danish Diet, Cancer, and Health Cohort– *Environmental Health Perspectives*, 123(6); 557-563.
- Baldocchi D.D., Hicks B.B., Camara P., 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces– *Atmospheric Environment* 21; 91–101.
- Bartholy J., Geresdi I., Matyasovszki I., Mészáros R., Pongrácz R., 2010: A meteorológia alapjai, 13–19.
- Berghmans P., Bleux N., Int Panis L., Mishra V. K., Torfs R., van Poppel M., 2009: Exposure assessment of a cyclist to PM10 and ultrafine particles– *Science of The Total Environment*, 407(4); 1286–1298.
- Berndt M., Bibok Zs., Kiss D., Paár I., Petrók J., 2003: Közlekedjünk környezetkímélően– Közlekedéstudományi Intézet Rt., környezetvédelmi és vízügyi minisztérium, 1–43.
- BKÁ– Budapest környezeti állapotértékelése 2013., 1–126.
- BKÁ– Budapest környezeti állapotértékelése 2014., 1–165.
- Bottyán Zs., 2009: A városi hősziget, mint a települések lokális klímájának markáns sajátossága– *Hadmérnök*, IV. évf. 2. szám
- Brunekreef B., Hoek G., Breugelmans O., Leentvaar M., 1994: Respiratory effects of low-level photochemical air pollution in amateur cyclists– *American Journal Of Respiratory and Critical Care Medicine*, 150(4); 962–966.
- Cole C., 2014: Air pollution exposure and subclinical health impacts in commuter cyclists–  
The University of British Columbia (Vancouver), 1–331.

- de Hartog J. J., Boogaard H., Nijland H., Hoek G., 2010: Do the Health Benefits of Cycling Outweigh the Risks?– *Environmental Health Perspectives*, 118(8); 1109 – 1116.
- Dons E., Int Panis L., van Poppel M., Theunis J., Wets G., 2012: Personal exposure to black carbon in transport microenvironments– *Atmospheric Environment*, 55; 392–398.
- Farrell W.J., Weichenthal S., Goldberg M., Hatzopoulou M., 2015: Evaluating air pollution exposures across cycling infrastructure types: Implications for facility design– *The Journal of Transport and Land Use*, 8(3); 1–19.
- Gehring U., Wijga A. H., Brauer M., Fischer P., de Jongste J. C., Kerkhof M., Oldenwening M., Smit H. A., Brunekreef B., 2010: Traffic-related Air Pollution and the Development of Asthma and Allergies during the First 8 Years of Life– *American Journal Of Respiratory and Critical Care Medicine*, 181; 596–603.
- Gyöngyös Zs. Radnainé (szerk.), 2011: Levegőtisztaság-védelem, Környezetmérnöki Tudástár, 11. kötet, 2. javított kiadás– Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet, 1–247.
- Hagler G. S. W., Baldauf R. W., Thoma E. D., Long T. R., Snow R. F., Kinsey J. S., Oudejans L, Gullett B. K., 2009: Ultrafine particles near a major roadway in Raleigh, North Carolina: Downwind attenuation and correlation with traffic-related pollutants– *Atmospheric Environment*, 43; 1229–1234.
- Hertel O., Hvidberg M., Ketzler M., Storm L., Stausgaard L., 2008: A proper choice of route significantly reduces air pollution exposure - A study on bicycle and bus trips in urban streets– *Science Of The Total Environment*, 389(1); 58–70.
- Hörömpöly I., 1983: Gépjárművek által okozott levegőszennyezés– *Transportation engineering*, 11(0); 309–317.
- Int Panis L., de Geus B., Vandenbulce G., Villems H., Deagraeuwe B., Bleux N., Mishra V., Thomas I., Meeusen R., 2010: Exposure to Particulate Matter in Traffic: A Comparison of Cyclists and Car Passengers– *Atmospheric Environment*, 44; 2263–2270.
- Int Panis L., 2011: Cycling: Health Benefits and Risks– *Environmental Health Perspectives*, 119(3) A114
- Jámborné B. E., 1988: Ipari területek. In: Schmidt G.: A kert élő díszei, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 161–169.
- Jarjour S., Jerrett M., Westerdahl D., de Nazelle A., Hanning C., Daly L., Lipsitt J., Balmes J., 2013: Cyclist route choice, traffic-related air pollution, and lung function: a scripted exposure study– *Environmental Health*, 12:14
- Jiao W., Frey H. C., 2014: Comparison of Fine Particulate Matter and Carbon Monoxide Exposure Concentrations for Selected 5 Transportation Modes – TRB Paper 14–0584

- Juhászné Szalai A., Dojcsákné Kiss-Tóth É., Koska P., Kiss-Tóth E., Szebeni J., Fodor B., 2011: Az ultrafinom nanoméretű anyagok egészségügyi hatása– *Egészségtudományi Közlemények*, 1(1); 49–54.
- Kampa M., Castanas E., 2008: Human health effects of air pollution– *Environmental Pollution*, 151; 362–367.
- Karner A. A., Eisinger D. S., Niemeier D. A., 2010: Near-roadway air quality: synthesizing the findings from real-world data– *Environmental Science and Technology*, 44(14); 5334–5344.
- Kaur, S, Nieuwenhuijsen M., Colville R., 2005: Personal exposure of street canyon intersection users to PM<sub>2.5</sub>, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK– *Atmospheric Environment*, 39; 3629–3641.
- KDKTVF- Közép Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, 2008: Budapest és környéke légszennyezettségi agglomeráció levegővédelmi intézkedési programja, valamint a PM<sub>10</sub> légszennyező anyag határértékeinek alkalmazására vonatkozó időszakos mentességi kérelme, 4.2.3. Topográfia hatása a levegőminőségre
- KEK- Környezet, energia és közlekedés, 2003- EU által támogatott kutatási eredmények a közlekedés területén, 1–58.
- Kellner Á., 2013: Az asthma bronchiale és légköri vonatkozásai– szakdolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem Földrajz- és Földtudományi Intézet Meteorológiai Tanszék, 1-55.
- Kerékpáros forgalom elemzése Budapesten a 2014. évben, –Módszertan, mérési eredmények feldolgozása, Főmterv Zrt., 2014, Tsz: 12.14.018
- Kingham S., Longley I., Shrestha K., Pattinson W., Salmond J., 2011: Determination of personal exposure to traffic pollution while travelling by different modes– NZ Transport Agency research report, 457; 104.
- Kingham S., Longley I., Salmond J., Pattinson W., Shrestha K., 2013: Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city– *Environmental Pollution*, 181; 211–218.
- KMB, 2013- Környezet, Mobilitás, Biztonság: A hazai közlekedési környezetvédelem és energetika értékelése az európai helyzet tükrében 2013-2020 (2050), KTI Közlekedéstudományi Intézet Nonprofit Kft, Zöld Autó Központ, 1-116.
- Knibbs L.D., Cole-Hunter T., Morawska L., 2011: A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects– *Atmospheric Environment*, 45(16); 2611–2622.
- Lelovics E., Pongrácz R., Bartholy J., Dezső Zs., 2012: Budapesti városi hősziget hatás elemzése műholdas és felszíni mérések alapján, VI. Magyar Földrajzi Konferencia, 530–537.
- MacNaughton P., Melly S., Vallarino J., Adamkiewicz G., Spengler J.D., 2014: Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution– *Science Of The Total Environment*, 490; 37–43.



- McConnell R., Berhane K., Gilliland F., London S. J., Islam T., Gauderman W.J., Avol E., Margolis H. G., Peters J. M., 2002: Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study– *The Lancet*, 359; 386–391.
- McNabola A., Broderick B. M., Gill L. W., 2008: Reduced exposure to air pollution on the boardwalk in Dublin, Ireland. Measurement and prediction– *Environment International*, 34 (1); 86–93.
- Mészárosné Kis Á., Lukács P., 1999: A közlekedési környezetvédelem helyzete és jövőbeli alakulása 1999-től 2020-ig- OMFB Technológiai Előrettekintési Program, 3–36.
- Nowak D. J., Crabe D. E., Stevens J. C., 2006: Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States– *Urban Forestry And Urban Greening*, 4; 115–123.
- NSW Health, 2014: Health Effects of Traffic-Related Air Pollution, 1–8.
- O'Donoghue R. T., Gill L.W., McKeivitt R.J., Broderick B., 2007: Exposure to hydrocarbon concentrations while commuting or exercising in Dublin– *Environment International*, 33 (1); 1–8.
- Oja P., Titze S., Bauman A., de Geus B., Krenn P., Reger-Nash B., Kohlberger T., 2011: Health benefits of cycling: a systematic review– *Scandinavian Journal Of Medicine And Science In Sports*, 21(4); 496–509.
- Padró-Martínez L.T., Patton A. P., Trull J. B., Zamore W., Brugge D., Durant J. L., 2012: Mobile monitoring of particle number concentration and other traffic-related air pollutants in a near-highway neighborhood over the course of a year– *Atmospheric Environment*, 61; 253–264.
- Pattinson W. J., 2009: Cyclist exposure to traffic pollution: microscale variance, the impact of route choice and comparisons to other modal choices in two new zealand cities– University of Cumterbury, 1–164.
- Peters, J., Theunis, J., Van Poppel, M., Berghmans, P., 2013: Monitoring PM10 and ultrafine particles in urban environments using mobile measurements– *Aerosol and Air Quality Research*, 13; 509–522.
- Peters J., van den Bossche ,J, Reggente M., van Poppel M., de Baets B., Theunis J., 2014: Cyclist exposure to UFP and BC on urban routes in Antwerp, Belgium– *Atmospheric Environment*, 92; 31–43.
- Pongrácz R., 2012 : A környezetvédelem alapjai– Környezettudományi alapok tankönyvsorozat, Levegőszennyezés és éghajlatváltozás, 154–217.
- Pope, C.A. III, Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002: Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution– *Journal of the American Medical Association*, 287(9); 1132–1141.
- Quiros D. C., Lee E. S., Wang R., Zhu Y., 2013: Ultrafine particle exposures while walking, cycling, and driving along an urban residential roadway– *Atmospheric Environment*, 73; 185–194.

- Ragettli M.S., Corradi E., Braun-Fahrländer C., Schindler C., de Nazelle A., Jerrett M., Ducret-Stich R. E., Künzli N., Phuleria H.C., 2013: Commuter exposure to ultrafine particles in different urban locations, transportation modes and routes– *Atmospheric Environment*, 77; 376–384.
- Rank, J., Folke J., Jespersen P. H., 2001: Differences in cyclists and car drivers exposure to air pollution from traffic in the city of Copenhagen– *Science of the Total Environment*, 279; 131–136.
- Salma I., Ocskay R., 2006: Budapest: valóban poros és fakó város?– *Természet Világa*, 137; 124–126.
- Salma I., 2010: Tendenciák a városi levegőminőség alakulásában– *Magyar Tudomány*, 3; 288–297.
- Sárváry A., 2011: Környezetegészségtan– Debreceni Egyetem, egyetemi jegyzet, 1–97.
- Saunders L. E., Green J. M., Petticrew M. P., Steinbach R., Roberts H., 2012: What Are the Health Benefits of Active Travel? A Systematic Review of Trials and Cohort Studies– *PLOS One*. 15; 8(8), 1–13.
- Simon G., 2004: Légszennyezés– Levegő Füzetek– Levegő Munkacsoport 3–30.
- Strak M., Boogaard H., Meliefste K., Oldenwening M., Zuurbier M., Brunekreef B., 2010. Respiratory health effects of ultrafine and fine particle exposure in cyclists– *Occupational and Environmental Medicine*, 67; 118–124.
- Szabó B., 2015: A városi zöldfelületek hatása a város klímájára– szakdolgozat, ELTE TTK Meteorológiai tanszék, 1–43.
- Szilassi P., Ronczyk L., 2013.: Városökológia, Településinformatika, 1–128.
- Tanasescu M., Leitsmann M.F., Rimm B., Willett W.C., Stampfer M.J., Hu F.B., 2002: Exercise type and intensity in relation to coronary heart disease in men– *The Journal Of The American Medical Association*, 288; 1994–2000.
- Teschke K., Reynolds C. C. O., Ries F. J., Gouge B, Winters M., 2012: Bicycling: Health Risk or Benefit?– *University Of British Columbia Medical Journal*, 3(2); 4–11.
- Thai A., McKendry I., Brauer M., 2008: Particulate matter exposure along designated bicycle routes in Vancouver, British Columbia– *Science of The Total Environment*, 405(1–3); 26–35.
- Turi K., 2013: Budapest Levegőminősége– szakdolgozat, ELTE TTK, Földrajz- és Földtudományi Intézet, Társadalom- és Gazdaságföldrajzi Tanszék, 1–100.
- Uysal N., Schapira R. M., 2003. Effects of ozone on lung function and lung diseases– *Current Opinion in Pulmonary Medicine*, 9(2);144–50.
- Van den Bossche J., Peters J., Verwaeren J., Botteldooren D., Theunisa J., De Baets B., 2015: Mobile monitoring for mapping spatial variation in urban air quality: development and validation of a methodology based on an extensive dataset– *Atmospheric Environment*, 105; 148–161.

- van Wijnen J. H., Verhoeff A.P., Jans H.W., van Bruggen M. 1995. The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants– *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 67(3); 187–193.
- Vukovich F. M., 1971: Theoretical analysis of the effect of mean wind and stability on a heat island circulation characteristic of an urban complex– *Monthly Weather Review*, 99; 919–926.
- Weichenthal S., Kulka R., B elisle P., Joseph L., Dubeau A., Martin C., Wang D., Dales R., 2012: Personal exposure to specific volatile organic compounds and acute changes in lung function and heart rate variability among urban cyclists– *Environmental Research*, 118; 118–123.
- Weichenthal S., Hatzopoulou M., Goldberg M. S., 2014: Exposure to traffic-related air pollution during physical activity and acute changes in blood pressure, autonomic and micro-vascular function in women: a cross-over study– *Particle and Fibre Toxicology*, 11:70
- WHO, 2013: Health effects of particulate matter- Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia, 1–12.
- Yang J., McBride J., Zhou J., Sun Z., 2005: The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction– *Urban Forestry and Urban Greening*, 3; 65–78.
- Zichler Sz., Ocskay R., Salma I., 2007: Budapest leveg szennyezets g nek t rt nete– *Leveg  munkacsoport* 7–37.
- Zurbier M., Hoek G., Van den Hazel P., Brunekreef B., 2009: Minute ventilation of cyclists, car and bus passengers: an experimental study– *Environmental Health*, 8:48
- Zurbier M., Hoek G., Oldenwening M., Lenters V., Meliefste K., van den Hazel P., Brunekreef B., 2010: Commuters' Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is Affected by Mode of Transport, Fuel Type, and Route– *Environmental Health Perspectives*, 118(6); 783–789.

## **Internetes forr sok**

<http://kockazatos.hu/anyag/policiklusos-arom%C3%A1s-sz%C3%A9nhidrog%C3%A9nek>

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

[http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/eghajlati\\_visszatekinto/elmult\\_evek\\_idojarasa/](http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_visszatekinto/elmult_evek_idojarasa/)

[http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag\\_eghajlata/varosok\\_jellemzoi/Budapest/](http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/varosok_jellemzoi/Budapest/)

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

[http://www.met.hu/levegokornyezet/varosi\\_legszennyezettseg/meresi\\_adatok/tajekoztato/](http://www.met.hu/levegokornyezet/varosi_legszennyezettseg/meresi_adatok/tajekoztato/)

<http://www.orientpress.hu/110236>

<http://www.terport.hu/vezercikkek/varosklima-muhely> – Városklíma kalauz– Magyar Urbanisztikai Tudásközpont Nonprofit Kft.

[http://www.terport.hu/webfm\\_send/1666](http://www.terport.hu/webfm_send/1666) -2005. évi LXIV. törvénymódosítás tervezete, 2011, 119.

[https://www.antsz.hu/felso\\_menu/temaink/levegominoseg/illegalis\\_hulladekegetes.html](https://www.antsz.hu/felso_menu/temaink/levegominoseg/illegalis_hulladekegetes.html)

[https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_ode002.html](https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_ode002.html)