

kovats_164_23

MTA Doktori Értekezés

Légekőri szálló por környezeti kockázatának jellemzése

Kovács Nóra

Veszprém

2025

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke	4
Preambulum	5
Célkitűzések	7
Irodalmi áttekintés	10
Levegőszennyezés.....	10
Egészségügyi hatások	12
Ökológiai hatások	13
Ökotoxikológiai vizsgálatok	14
Kísérletek	30
A Flash tesztprotokoll továbbfejlesztése PM minták ökotoxikus hatásának becslésére.....	30
A direkt kontakt teszt összevetése	37
Városi aeroszol.....	38
Különböző extrakciók vs. Flash teszt	40
Ökotoxicitás vizsgálata városi környezetben.....	43
Városi aeroszol évszakos mintázatának elemzése	44
Városi aeroszol napszakos mintázatának elemzése	45
A levegő optikai tulajdonságain alapuló mérőműszer kalibrálása.....	52
Városi PM morfológiai, kémiai és ökotoxikológiai jellemzése.....	52
Téli minták napszakos mintázatának elemzése.....	57
PM _{2,5} toxicitásának vizsgálata ipari területen	58
Közlekedésből származó aeroszol/biodízel	60
Dízel üzemű személygépjárművek kibocsátásának elemzése	62
Dízel üzemű autóbuszok kibocsátásának elemzése	64
Biodízel	67
Nem gépjármű emisszióhoz köthető közlekedési terhelés.....	69
Hulladékégetés.....	74
Beltéri levegőminőség jellemzése.....	90
Fűtés.....	91
Főzés	101
HULIS	105
Összegzés.....	108

kovats_164_23

Köszönetnyilvánítás.....	116
Irodalomjegyzék	117

Rövidítések jegyzéke

AAE: Absorption Angström Exponent

CPM: carbonaceous particulate matter

BC: black carbon

DCM: diklór-metán

DMSO: dimetil-szulfoxid

DTT: dithiothreitol

EC: Effective Concentration

EEA: European Environmental Agency

HULIS: Humic Like Substances

IARC: International Agency for Research on Cancer

NOEC: No Observable Effect Concentration

OC: organic carbon

PAH: Polycyclic aromatic hydrocarbon

PM: particulate matter

TC: total carbon

TU: Toxic Unit

UFP: ultrafine particles

Preambulum

Az Európai Parlament 2013. november 20-án határozatot bocsátott ki a „Jólét bolygónk felélése nélkül” című, a 2020-ig tartó időszakra szóló általános uniós környezetvédelmi cselekvési programról. Ennek 15. cikkelye a következőképpen fogalmaz: 'Az Unió vállalta, hogy olyan szintű levegőminőséget ér el, amely az emberi egészségre és a környezetre nézve nem jelent számottevő ártalmat és kockázatot'.

Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (EEA) 2023-ban kibocsátott jelentése azt tartalmazza, hogy a légszennyezés továbbra is a legjelentősebb környezeti eredetű egészségügyi kockázat Európában. Tény és való ugyanakkor, hogy Európa levegőminősége folyamatosan javul, és csökken a légszennyezés miatt korai halálosetek száma.

A levegőminőség, levegőszennyezés természetesen jelentős területi egyenlőtlenségeket mutat. A kelet-közép európai országok fővárosai pl. szerepelnek a világ legszennyezettebb levegőjű fővárosainak listáján (Budapest a 37. helyen követi Prágát (35. hely) és Pozsonyt (36. hely) (Rodríguez-Urrego és Rodríguez-Urrego 2020).

A 10 mikrométernél, illetve a 2,5 mikrométernél kisebb méretű szálló por (PM_{10} illetve $PM_{2,5}$) az Európai Unió 2008/50/CE sz. levegőminőségre vonatkozó irányelvei szerint az emberi egészségre leginkább káros légszennyező anyag. Emberi egészségre gyakorolt hatása rendkívül széles körben kutatott (Casseo et al. 2013).

Becslések szerint az európai lakosság kb. 90% ki van téve a biztonságosnak tekintetnél magasabb szintű levegőszennyezésnek, meghaladva az EU-ban megcélzott küszöbértékeket is (EEA, 2020). Egy 2013-as jelentés szerint a levegőszennyezés egészséggel összefüggő összes külső költségének becsült értéke évi 330 és 940 milliárd euró között mozgott (Európai Bizottság 2013).

Az Európai Unió Környezetvédelmi Ügynöksége (European Environmental Agency, EEA) 2017-ben kibocsátott jelentése szerint 2014-ben a krónikus $PM_{2,5}$ expozíció kb. 428 000 levegőszennyezéshez köthető 'idő előtti' halálosetért felelős (EEA 2017). Ez a szám Magyarországon 2016-os adatok szerint kb. 8000-re tehető.

A szennyezett levegő természetéből adódóan jobban károsítja a városi lakosság életminőségét. Az EEA jelentése szerint 2015-ben a városi területeken élő európaiak mintegy 25%-a volt kitéve olyan légszennyezőanyag-szintnek, amely meghaladta az Unióban megengedett

mértéket. Ez az arány két tényező miatt lehet ilyen magas: a városokban értelemszerűen nagyobb a népsűrűség, ugyanakkor magasabb a károsanyag-kibocsátás is.

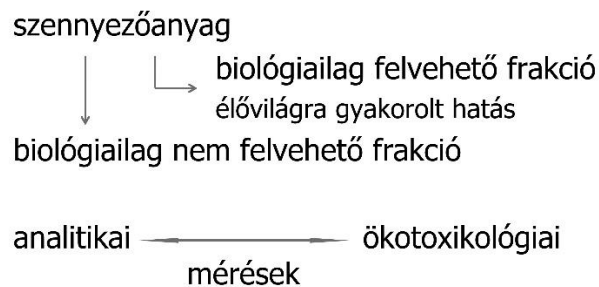
A dunai makrorégió tekinthető Európa egyik 'forró pontjának' (Perrone et al. 2018).

Célkitűzések

Alves et al. (2021) szerint számos olyan tanulmány született, amely városi vagy egyéb területek szálló por (Particulate Matter: PM) eloszlását, mintázatát vizsgálja, viszont kevés az olyan jellegű munka, amely a PM jellemzését valóban több oldalról (mennyiségi, morfológiai, kémiai és főként toxikológiai szempontok szerint) diszkutálná.

A kémiai és ökotoxikológiai vizsgálatok egymást kiegészítik, az ökotoxikológiai tesztek analitikai mérések nélkül önmagukban nem állják meg a helyüket. Ezek a tesztek általában az adott környezeti minta összesített mérgezőképességét indikálják, a toxikus hatás mechanizmusának feltárásához szükséges a mérgező hatásért felelős komponensek minőségi és mennyiségi meghatározása.

A kétféle mérés párhuzamos alkalmazását az is indokolja, hogy kémiai analízissel a mintában megtalálható (tehát jelen esetben a PM szemcséken megkötött) összes szennyező komponens mutatható ki, azaz a biológiailag felvehető és nem felvehető frakció együttesen. Ezzel szemben az ökotoxikológiai vizsgálatokkal a biológiailag felvehető szennyező anyag frakció hatását vizsgáljuk.



Ideális esetben az analitikai mérések és az ökotoxikológiai tesztek eredményei egymással korrelációt mutatnak. Bár – mint fentebb elhangzott – az ökotoxicitás vizsgálatok általában az adott környezeti minta összesített mérgezőképességére adnak konkrét, számszerű értéket, adott esetben azt is meg tudjuk mondani, melyek azok a komponensek, amelyek a mérgező hatást kiváltják.

A levegőszennyező komponensek mintavétele, a minta előkészítése ökotoxikológiai vizsgálatokra valójában meglehetősen nehézkes. A mintavételre használt filtereken általában kis

menyiségű minta gyűlik össze, amely behatárolja az adott mintán alkalmazható vizsgálatok körét és lehetőségeit.

Laboratóriumunkban olyan teszteljárást dolgoztam ki, amely lehetővé teszi a légköri szennyezők közül a szálló por elemzését, figyelembe véve az említett mintaelőkészítési nehézségeket. A kidolgozott teszteljárás a *Vibrio fischeri* biolumineszcens baktérium alkalmazására alapuló kinetikus teszt (Flash teszt) speciálisan adaptált változata. A laboratóriumunkban alkalmazott mérési protokoll szerint a baktériumok a vizsgált PM mintával, magukkal a szemcsékkel, ill. a rajtuk levő potenciálisan toxikus szennyezőkkel direkt kontaktusba kerülnek, anélkül, hogy a mintát előzetesen extrahálni kellene. Az eljárást 'whole aerosol' tesztnek neveztem el, a szakirodalomban elterjedten alkalmazott 'whole sediment' (azaz üledéket direkt kontakt módon vizsgáló teszt) mintájára.

A bemutatott munka egyik alapvető célkitűzése magának a teszteljárásnak a validálása. Ennek érdekében be kívántam mutatni, hogy a direkt kontakt teszt érzékenysége megfelel azon tesztek érzékenységének, amelyek az irodalomban elterjedten alkalmazott módon a PM-et tartalmazó mintából szerves oldószerek alkalmazásával állítanak elő extraktumot és a továbbiakban ezt vetik alá ökotoxikológiai vizsgálatoknak.

Figyelembe véve a levegőszennyezés globális jellegét, további célom olyan alkalmazási területeknek az ismertetése és diszkutálása, amelyek esetében a teszteljárás valóban új lehetőséget biztosított az adott területen jelentkező problémák feltárására és elemzésére. Ezért a dolgozatban az alábbi területek kapnak kiemelt szerepet:

- Városi (települési) levegő minősítése.
- Közlekedési eredetű levegőszennyezés vizsgálata. E területen belül a régebb óta ismert és kutatott, gépjármű emisszióból származó terhelés mellett kiemelt a nem emisszió jellegű terhelés vizsgálata.
- Illegális hulladék égetéséből származó emisszió ökotoxikológiai jellemzése.
- Beltéri, különböző emberi tevékenységből (fűtés, főzés) származó emisszió jellemzése.
- Légköri humusz-szerű anyagok (HULIS: Humic Like Substances) vizsgálata.

Az értekezés ennek megfelelően a fentebb megfogalmazott témakörökhöz kapcsolódó, 22 db referált nemzetközi publikáció eredményein alapul. A kutatások, tanulmányok abból a szempontból közösek, hogy valamennyi a kidolgozott teszteljárást alkalmazza, ugyanakkor a mintavétel körülményei esetenként eltértek. A mintavétel körülményeit, helyszíneit, módszereket

és az alkalmazott eszközöket az adott téma bemutatásánál specifikálom. Ezért a megszokott egységes 'Anyag és módszer' fejezet helyett a módszerek bemutatása némiképp rendhagyó.

Az ökotoxikológia egyik fundamentuma az 'egy teszt nem teszt' alapelv érvényesítése. A fentebb említett területeken szisztematikusan elvégzett vizsgálatokat úgy terveztük meg, hogy valóban a különböző emissziókból származó PM terhelés átfogó jellemzését tudjuk megadni. Ennek tükrében a munka célja, hogy a kidolgozott tesztprotokoll használhatóságát annak tükrében is értékelje, hogy azt mennyire támasztják alá egyéb (analitikai, esetenként egyéb toxikológiai) vizsgálatok eredményei.

Irodalmi áttekintés

Levegőszennyezés

Légköri aeroszolnak nevezzük definíció szerint a levegőben, mint gáznemű közegben finoman eloszott szilárd vagy folyadék részecskék együttes rendszerét (Mészáros, 2011). Az aeroszol valójában olyan heterogén anyag, mely különböző eredetű, méretű, illetve kémiai összetételű elemeket tartalmaz. Dolgozatomban légköri szilárd részecskék (Particulate Matter: PM) ökotoxikus hatásával foglalkozom.

Keletkezésük szerint beszélünk elsődleges vagy másodlagos részecskékről. Az előbbieket közvetlenül kerülnek a levegőbe, míg a másodlagos részecskék a már a légkörbe került anyagok kémiai reakciói útján keletkeznek. Az elsődleges és másodlagos részecskék egyaránt származhatnak természetes vagy antropogén forrásokból.

Természetes forrásoknak tekintjük szárazföldi környezetben a talajerózió, a felszíni kőzetek mállása, a szél munkája ill. vulkáni hamuképzés során keletkező részecslálek. Ugyancsak természetes forrásból származnak az ún. biológiai aeroszol részecskék (pollenek, spórák, gombák, vírusok, baktériumok, pollenképződés, növények mechanikai kopása, stb.).

A legjelentősebb antropogén kibocsátók az ipar (cementipar, fémkohászat, hőerőművek), mezőgazdaság (földmunkák végzése), közlekedés (gépjárművek emissziója, fékbetétek, a gumiabroncs futófelületének továbbá magának az útfelületnek a kopása, a forgalom által felvert por) ill. általában a biomassza és a fosszilis tüzelőanyagok égetése, amely a lakossági fűtéshez köthető.

A tökéletlen égési folyamatok során jelentős mennyiségű koromrészecske is keletkezik (TC: total carbon), amelynek forrása fosszilis tüzelőanyagok égetése ill. biomassza égetése. A TC-n belül két összetevőt különböztetünk meg, ezek a szerves szén (OC) és grafit jellegű szén. Amennyiben a grafit jellegű szén meghatározása termikus úton történik, az elemi szén (EC) kifejezést használjuk. Fekete szénről beszélünk (BC- black carbon), ha a meghatározást optikai úton végezzük (Gelencsér 2004).

Az aeroszol egyik legfontosabb tulajdonsága a részecskék mérete, leggyakoribb osztályozásuk is ez alapján történik. A szilárd részecskék formája szabálytalan is lehet, ezért a könnyebb kezelhetőségük végett bevezettek egy idealizált méretet, ezt nevezzük ekvivalens

aerodinamikai átmérőnek (EAD). Az EAD egy olyan egységnyi - a vízzel azonos sűrűségű - gömb alakú részecske átmérője, amelynek az aerodinamikai viselkedése a levegőben megegyezik a kérdéses részecske viselkedésével. A részecskék átmérőjén tehát ezt az átmérőt értjük.

Méret alapján négy tartományt különböztetünk meg, ezek: nukleációs módus ($<0,01\text{ }\mu\text{m}$), Aitken módus ($0,01\text{--}0,1\text{ }\mu\text{m}$), akkumulációs módus ($0,1\text{--}1\text{ }\mu\text{m}$), durva módus ($>1\text{ }\mu\text{m}$) (Mészáros 1997). A nukleációs, Aitken és az akkumulációs módusban lévő részecskék alkotják a finom aeroszol részecskéket, ezen belül a nukleációs és Aitken módusban lévő részecskéket nevezzük ultrafinom részecskéknak.

A méret befolyásolja a részecske viselkedését, ezen belül a környezetre várhatóan gyakorolt hatás jellegét és mértékét. A légkörben méretfüggő a részecskék nagyság szerinti eloszlása és tartózkodási ideje. Ezt két alapvető dinamikai hatás, a koaguláció, illetve a gravitáció miatti ülepedés módosítja. A gravitációs ülepedés az $1\text{ }\mu\text{m}$ -nél nagyobb részecskék koncentrációját csökkenti jelentős mértékben, ezek a légkörből száraz kiülepedés útján távozhatnak. A koaguláció a $0,1\text{ }\mu\text{m}$ -nél kisebb részecskékre jellemző, ezek jellemzően nedves ülepedéssel (csapadékkal) hagyják el a légkört (Mészáros, 2001).

A $0,1\text{--}1\text{ }\mu\text{m}$ nagyságú részecskék tartózkodási ideje a leghosszabb (8–10 nap).

A gyakorlatban elterjedten (akár jogszabályi szinten) alkalmazott csoportosítás szerint: PM_{10} alkotja a durva frakciót, ezek $10\text{ }\mu\text{m}$ átmérőjű vagy annál kisebb részecskék. A $\text{PM}_{2,5}$ vagy finom részecskék átmérője $2,5\text{ }\mu\text{m}$ vagy annál kisebb. Megkülönböztetjük az ultrafinom frakciót (ultrafine particles/UFP), ezen részecskék átmérője $0,1\text{ }\mu\text{m}$ ill. ez alatti.

A részecske mérete közvetlenül befolyásolja a kiváltott toxikus hatást. Humán hatásviselők esetében a PM_{10} részecskék már a felső légutakban lerakódnak, a légutak természetes védekező működése (csillószerűs hámja) ezeket kiszűri, míg az ennél kisebb mérettartomány az alsóbb légutakat (is) veszélyezteti, eljutva az alveolusokig.

Toxikus hatást valójában a részecskéken megkötött potenciális toxikus komponensek okozhatnak, melyek közül az irodalom kiemelten foglalkozik a policiklikus aromás szénhidrogénekkal (polycyclic aromatic hydrocarbons: PAH) valamint nehézfémekkel.

A PAHok összekapcsolódó aromás gyűrűkből felépülő vegyületek. Jellemzően szerves anyagok, pl. fosszilis tüzelőanyagok tökéletlen égése során keletkeznek, fő kibocsátási forrásuk a közlekedés és a lakossági fűtés.

A PAH vegyületek egy része toxicitásán kívül bizonyított karcinogén, mutagén és teratogén hatással is rendelkezik. Az International Agency for Research on Cancer (IARC) e hatások vizsgálatához a következő kategóriákat állította fel: 1. emberekre karcinogén; 2A: emberekre valószínűsíthetően karcinogén és 2B: emberekre feltehetően karcinogén (IARC 2010). Az Amerikai Egyesült Államok hivatala 16 különösen veszélyes PAHot (ún. 'priority' PAH) vett fel a listájára.

A kutatások újabban az ultrafinom részecskékre (ultrafine particles, UFP) koncentrálnak (PM_{0.1} frakció). Általánosságban elmondható, hogy minél kisebb a részecske, annál nagyobb a fajlagos felülete és fajlagosan több toxikus anyagot képes megkötni. Landkocz et al. (2017) kimutatta, hogy az UFP frakció nagyobb citotoxikus és genotoxikus potenciállal rendelkezik, mint a durvább frakciók. Egészségügyi kockázatukat tovább növeli, hogy könnyebben áthatolhatnak a sejt, ill. sejtalkotók membránjain (Chen et al. 2016). Mennyiségi arányuk, előfordulásuk is jelentős: Borsós et al. (2012) pl. kimutatta, hogy az UFP frakció részaránya három közép-európai fővárosban (Budapest, Prága és Bécs) 80%, 84% ill. 74%.

Egészségügyi hatások

A WHO szerint a légszennyezés miatti korai elhalálozások 80%-a szívbetegségek és agyvérzés következménye, ezt követik a légúti rendszer megbetegedései, beleértve a tüdőrákot is (EEA 2013). A gyakori és gyakran tárgyalt egészségügyi problémák mellett a krónikus expozícióhoz olyan egészségügyi problémák is társulhatnak, amelyek felismerése viszonylag új keletű. Thompson et al. (2023) például review jellegű cikkében több olyan tanulmányt is áttekint, amely a PM_{2.5} szennyezésnek való krónikus kitettség hatásának tulajdonítja (elsősorban idősebb, 45+ lakosság körében) a kognitív zavarok megjelenését. A tanulmány ugyanakkor azt is leszögezni, hogy nincsenek pontos ismereteink egyelőre arról, a tartós levegőszennyezés hogyan hat az agyműködésre.

Castagna et al. (2022) review munkája a krónikus levegőszennyezés gyermekkorban fellépő káros hatásaival foglalkozik. A szerzők szerint egyértelmű a kapcsolat a korai fejlődési szakaszban (prenatális/posztnatális) elszenvedett expozíció és az idegrendszeri fejlődésre gyakorolt negatív hatás között. Ezen hatások között szerepelnek pl. a memória, tanulási, verbális

funkciók sérülése, amelyek esetében a káros hatások elsősorban iskolás korban jelentkezhetnek. A kiváltó okok között a szerzők kiemelik a $PM_{2,5}$, illetve PAHok által gyakorolt expozíciót.

A kutatások alátámasztják, hogy még a határérték alatti szennyezés is okozhat egészségügyi problémákat (Makar et al. 2017).

A szálló poron megkötött, elsősorban a tökéletlen égésből származó vegyi koponensek gyulladást, valamint oxidatív stresszt kiváltó hatása magyarázhatja a fellépő egészségkárosító hatásokat (Hu et al. 2021).

A szennyezett levegő kiváltotta káros hatásokra egyes csoportok érzékenyebbek. Ezek a gyerekek, idősek, az eleve légúti problémákkal (jellemzően asztma) küzdők, valamint általánosságban az alacsonyabb jövedelműek.

Ökológiai hatások

A nem-humán biótát illetően legtöbb adatunk növényeket ért káros hatással kapcsolatban származik. A növények lévén szesszilis organizmusok, értelemszerűen folyamatosan ki vannak téve a levegőszennyezés káros hatásainak. A legtöbb rendelkezésre álló tanulmány elsősorban mezőgazdasági haszonnövényekkel vagy városi zöldfelülettel foglalkozik (pl. Mina et al. 2018).

A légköri PM fizikai károsodást is okozhat, pl. a sztómák eltömődésével értelemszerűen a növény élettani folyamatait károsíthatja (Anake et al. 2022). A szemcsék a növény föld feletti részein ülepedhetnek ki, de be is juthatnak a sztómákon keresztül (Zalud et al. 2012). A PM fitotoxikus hatását a rajta adszorbeálódott kémiai szennyezőkön keresztül fejt ki (Grantz et al. 2003). Az expozíció száraz vagy nedves kiülepedésen keresztül valósul meg (Smith és Jones 2000).

Bioindikációs vizsgálatok során számos olyan szimptómát vizsgáltak, amelyek egyrészt jelzik a növények károsodását, másrészt akár az élőhely minőségére is lehet általuk következtetni. Már az 1940/50-es években jelentek meg olyan tudományos közlemények, amelyek vizuálisan is értékelhető károsodások (klorotikus ill. nekrotikus foltok) előfordulásával foglalkoztak (Roth és Swenson 1947, Middleton et al. 1950). Az új technikák lehetővé tették, hogy a vizuális értékelés mellett a levelek megváltozott fényvisszaverő képessége alapján minősítsék a károsodást (Khavaninzadeh et al. 2014).

Levelek esetében további morfológiai elváltozás lehet a specifikus levélterület csökkenése (Tiwari et al. 2006) vagy a sztómák méretének/darabszámának változása: a stressz alatt álló növényeknél a sztómák mérete csökken, míg sűrűsége változik egységnyi levélfelületre viszonyítva (e.g. Balasooriya et al. 2009, Kardel et al. 2010). Gratani et al. (2000) a szennyezésnek kitett levelek gyorsabb öregedését figyelte meg.

A fotoszintetikus pigmentek mennyisége ill. a fotoszintetikus ráta szintén gyakran alkalmazott végpont (Kováts et al. 2021a), természetesen nem csak levegőszennyező komponensekre, hanem általában a környezeti stresszre adott válasz becslésére. Szennyezett levegőjű élőhelyekről már Rabe és Kreeb (1979) beszámolt a klorofill a és b koncentrációjának csökkenéséről. Viszonylag új technika a klorofill fluoreszcencia mérése (Guidi és Calatayud 2014). A klorofill a és b arányából is lehet következtetni az elszenvedett toxikus hatásra: magasabb klorofill a/b arány azt jelzi, hogy a növény ellenállóbb a levegőszennyezéssel szemben (Kondo et al. 1980).

A fotoszintetikus pigmentekhez hasonlóan, a levél fehérjetartalmának csökkenése is szennyezett élőhelyet jelez (Verma és Singh 2006), ugyanis a levegőszennyező komponensek, pl. kipufogógázok a fehérjeszintézist gátolhatják (Kumar és Dubey 1998).

A levegőszennyező komponensek által kiváltott oxidatív stressz leküzdésére a növényekben megnövekszik a különböző nem-enzimjellegű metabolitok (pl. aszkorbinsav, fenolok, flavonoidok, stb.) ill. stresszenzimek (szuperoxid-dizmutáz, kataláz, ill különböző peroxidázok) szintje (Oksanen és Kontunen-Soppela 2021).

Ökotoxikológiai vizsgálatok

A szálló porhoz köthető toxikus szennyezés hatása az emberi egészségre széles körben kutatott, sőt mára már azzal is tisztában vagyunk, milyen komoly gazdasági károkat okoz. Elsősorban bioindikációs vizsgálatok alapján a növénytársulásokra gyakorolt hatása is meglehetősen jól tisztázott. Az ökotoxikológiai tesztek során ugyanazokat a végpontokat lehet alkalmazni, mint a bioindikációs vizsgálatokban, viszont maga a tesztelés ellenőrzött körülmények között, minőségbiztosítható módon történik. A minőségbiztosíthatóságnak egyik fontos komponense a teszt reprodukálhatósága.

A szabványos tesztek alapját képező tesztleírás (protokoll) tartalmazza a teszt elvégzésének lépésről lépésre történő folyamatát, a teszt körülményeit (pl. megvilágítás, hőmérséklet stb.), az expozíció időtartamát, a minta előkészítésének pontos leírását, továbbá az alkalmazható tesztszervezetek lehetséges forrását, ill. körét. A szabvány protokoll alkalmazása teszi lehetővé a teszt reprodukálhatóságát, amely egy laboratóriumon belül akkor lehet fontos, ha ugyanazt a mérést meg kell ismételni, összehasonlító vizsgálatokat szeretnénk végezni (pl. többféle minta fitotoxicitását értékeljük), de laboratóriumközi vizsgálatok során is fontos minőségbiztosítási komponens.

A bioindikációs vizsgálatok során az indikátor szervezeten mutatkozó hatást tudjuk megfigyelni és rögzíteni. Nem ismert ugyanakkor az expozíció időtartama, a szennyezés időbeli mintázata (azaz a levegőszennyező komponensek minőségének és mennyiségének a feltételezett expozíciós idő alatti változása). A megfigyelt tünetek nagy valószínűséggel szinergista hatások eredőjeként lépnek fel (Falla et al. 2000).

A legtöbb esetben a tüneteket sikerül rögzíteni, de nem lehetséges egyértelmű dózis-koncentráció összefüggések megalapozása. A legtöbb (terepi) bioindikációs vizsgálatban az ok-okozati összefüggés leginkább a stresszor és a kiváltott tünet térbeli mintázatának összevetésével alapozható meg.

Az ökotoxikológiai vizsgálatok ezzel ellentétben arra törekszenek, hogy egyértelmű ok-okozati összefüggést állapítsanak meg az adott stresszor és a kiváltott ökotoxikus hatás(ok), végpont(ok) között (kauzalitás elve).

Az ökotoxikológiai tesztek számszerű eredménnyel jellemzik a környezeti minták aktuális toxicitását. Egy ilyen minta (a környezet bármely kompartmentjéből származhat: üledék, talaj, víz, levegő stb.) általában többféle szennyező komponenst tartalmaz, amelyek pontos elemzése értelemszerűen analitikai vizsgálatokat igényel. Az ökotoxicitás teszt a mintában található komponensek 'összesített' toxicitását mutatja meg. Az egyes szennyezők ugyanis egymás hatását is befolyásolhatják: a hatások lehetnek additív, antagonista vagy szinergista jellegűek. A gyakorlatban az is előfordulhat, hogy nincs lehetőség analitikai vizsgálatokra, ilyenkor az ökotoxicitás teszt eredményét kell használni a minta kockázatának jellemzésére.

A mintában található egyes szennyezők biológiailag nem felvehető módon lesznek jelen. Az ökotoxikológiai eredmény ideális esetben az ökoszisztémára ténylegesen kockázatot jelentő, azaz felvehető komponenseket veszi figyelembe.

Az ökotoxikológia paradigmája az 'egy teszt nem teszt'. Mivel itt a lehetséges hatásviselő maga az ökoszisztéma (Moriarty 1983), ideális esetben egy megfelelően összeállított teszt sorozattal az ökoszisztéma különböző taxonjait, trofikus szintjeit és/vagy különböző funkcionális elemeit reprezentáljuk (Piva et al. 2011). A végpontok abban is különbözhetnek, hogy mortalitást vagy egy szubletális hatást vizsgálunk (Palma et al. 2018). A teszt sorozat összeállítására azért is szükség van, mivel nincs olyan 'ideális' tesztszervezet, amely minden esetben a legérzékenyebbnek mutatkozna (Wang et al. 2009).

Wang et al. 1998-as munkájában Hong Kongból és Londonból származó városi porminták vizes extraktumának ökotoxicitását minősítette a következő teszt fajok alkalmazásával: *Photobacterium phosphoreum* (baktérium), *Dunaliella tertiolecta* (alga), *Brassica chinensis* (káposztaféle), és *Lolium perenne* (angol perje). Az egyes tesztek egymással nem, csak adott szennyező komponensekkel mutattak korrelációt: a lumineszcens baktérium teszt az Pb és Zn tartalommal, valamint a *D. tertiolecta* teszt a Pb koncentrációval. Barbosa et al. (2013) biomassa égetésből származó méretfrakcionált hamuminták potenciális kockázatát vizsgálta. Az alkalmazott teszt fajok között szerepeltek tengeri baktérium (*Vibrio fischeri*), *Artemia franciscana* kiskrák, valamint *Phaeodactylum tricornutum* (alga) és édesvízi kiskrák (*Daphnia magna*) és alga (*Selenastrum capricornutum*) tesztszervezetek. Ebben az esetben a *V. fischeri* bizonyult a legérzékenyebb tesztszervezetnek.

A *V. fischeri* teszt mellett több esetben végeztek magasabbrendű növényi tesztek (pl. Baran és Tarnawski 2013). Mindkét hatásviselő esetében az oxidatív stressz kialakulása volt felelős a toxikus hatásokért (El-Alawi et al. 2002, Pašková et al 2006).

A légköri szálló por esetében ugyanakkor komoly limitáló tényező a mintavételhez alkalmazott üvegszálas vagy teflon filteren összegyűjtött minta mennyisége (DeVizcaya-Ruiz et al. 2006). Emiatt viszonylag ritkán van lehetőség ugyanabból a mintából több teszt elvégzésére, ráadásul érthető okok miatt magának a tesztszervezetnek a mérete is limitált kell, hogy legyen.

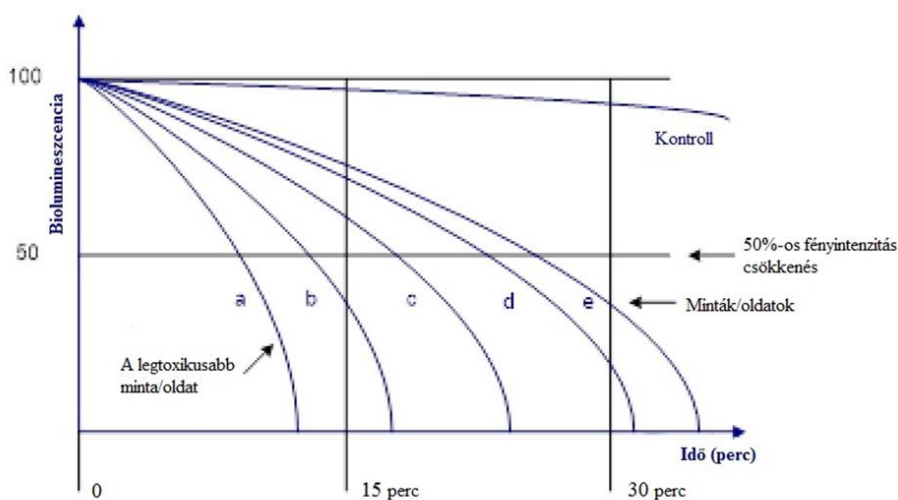
Feltehetőleg ez a metodikai korlát elsődleges szerepet játszott abban, hogy a *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlásán alapuló vizsgálat a PM ökotoxicitásának minősítésére a legelterjedtebben alkalmazott teszt (Kováts és Horváth 2016).

***Vibrio fischeri* biolumineszcencia gátláson alapuló teszt alkalmazása**

A *V. fischeri* biolumineszcens, Gram negatív baktérium. A biolumineszcencia indukciójában és szabályozásában speciális enzimfehérjék játszanak szerepet: a luciferin oxigén jelenlétében luciferáz hatására oxiluciferinné oxidálódik, amely folyamat fénykibocsátással jár.

Miyashiro és Ruby (2012) után a rendszert LuxR–LuxI kvórum szenzor rendszernek nevezzük. A kvórum szenzing (Quorum sensing: QS) általánosságban a baktériumok azon képességét jelenti, hogy környezetükben a sejtsűrűséget érzékeljék és ennek függvényében bizonyos gének expresszióját kollektíven aktiválják (Anetzberger et al. 2009).

A szervezetet ért toxikus hatás a fénykibocsátás csökkenését eredményezi. A gátlás mértéke arányos a toxikus hatás erősségével, és jól számszerűsíthető végpont, mivel a fénykibocsátás egy megfelelően kialakított luminométerrel mérhető (1. ábra).



1. ábra. A biolumineszcencia csökkenése a toxikus anyag különböző koncentrációinak függvényében (forrás: Merck Co., 2000)

Régebbi szabványok, ill. publikációk a *Photobacterium fischeri* szinonímát alkalmazzák (pl. Serat et al. 1965, 1967). A fajt 2007-ben átsorolták az *Aliivibrio* nemzetségbe (Urbanczyk et al. 2007), viszont mivel a jelenleg is hatályban lévő szabványok, továbbá a recens szakirodalmak jelentős része is a *Vibrio* elnevezést alkalmazza, jelen dolgozatban is ezen a néven hivatkozom a tesztszervezetre.

Bár kisebb gyakorisággal, egyéb biolumineszcens baktériumokat is alkalmaznak, pl. a *Vibrio harveyi* -t (pld. Thomulka és Lange 1995, Lange és Thomulka 1997), a Földközi-tengerből izolált *V. logei*-t (Girotti et al. 2002) vagy az édesvízi *Photorhabdus luminescens*-t (Masner et al. 2017). Ulitzur et al. (2002) a Vörös-tengerből izolált *Photobacterium leiognathi*-t alkalmazva dolgozott ki egy teszteljárást, amelyet a Check-Light Ltd. (<http://www.checklight.biz/>; Israel) ToxScreen toxicitás teszt néven forgalmaz. Újabb baktériumok kipróbálására részben azért volt szükség, hogy a konvencionálisan alkalmazott *V. fischeri*-hez képest tágabb tűrőképességű fajokat találjanak; Ma et al. (1999) pl. egy édesvízi hal, a *Cymnocyprus przewalskii* testfelületéről izolálta a *Vibrio qinhaiensis* sp.-Q67 törzset, amelynek tágabb a pH tűrése.

Az 1940-es évektől kezdve már jelentek meg olyan publikációk, amelyek összefüggésbe hozták a biolumineszcencia csökkenését/gátlását valamilyen környezeti stresszel (Johnson et al. 1939, 1959, Johnson és Eyring 1948). Levegőminőség minősítésére első alkalommal Serat és munkatársai alkalmazták (Serat et al. 1965, 1967). Munkáikban egy speciálisan kialakított kamra segítségével a gázfázist vizsgálták.

A tesztet 1981-ben kezdte el forgalmazni a Beckman Instruments, ennek továbbfejlesztett és standardizált változatát jelenleg Microtox néven forgalmazzák (Microbics Corporation, Carlsbad, CA ill. újabban Azur Environmental) (Bulich és Isenberg 1981). Kereskedelmi forgalomban több mérőműszer is létezik: a német ToxAlert100 készüléke (bár a cég már nem forgalmazza), továbbá a német LumisTox és a finn BioToxTM rendszerek. Terepi rendszereket is forgalmaznak, pl. a CheckLite ToxScreen-3 rendszere. Léteznek továbbá 'egyedi tervezésű' mérőműszerek (pl. Masner et al. 2017), amelyek viszont értelemszerűen nem kerülnek sorozatgyártásra.

A tesztről számos review jellegű, összefoglaló mű született. Girotti et al. (2008) és Abbas et al. (2018) munkája áttekinti a teszt alapelvét, működését, és kihangsúlyozza a különböző környezeti alkalmazásokat. Ma et al. (2014) az újabb módosításokra, fejlesztésekre koncentrál, Kováts és Horváth (2016) kifejezetten a levegőszennyezés minősítésével foglalkozik. Kokkali és van Delft (2014) a kereskedelmi forgalomban levő tesztrendszereket ismerteti.

Mivel a tesztorganizmus tengeri baktérium, a teszt alapváltozata vizes fázissal dolgozik. Erre számos nemzeti ill. nemzetközi szabvány áll rendelkezésre, hazánkban a releváns szabványok: MSZ EN ISO 11348-1:2000: Vízminőség. Vízminőség gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcensbaktérium-teszt). 1. rész: Vizsgálat frissen előkészített

baktériumokkal; MSZ EN ISO 11348-2:2000: Vízminőség. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcensbaktérium-teszt). 2. rész: Vizsgálat folyadékból szárított baktériumokkal és az MSZ EN ISO 11348-3:2000: Vízminőség. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcensbaktérium-teszt). 3. rész: Vizsgálat fagyasztva szárított baktériumokkal szabványok alapján).

Brouwer et al. (1990) és Tung et al. (1990) egymástól függetlenül dolgoztak ki olyan tesztprotokollt, amely a tesztbaktériumok és a szilárd minta (üledék ill. talaj) közötti kontaktuson alapul. Az Azur Environmental által levédett és forgalmazott Microtox® Solid Phase Basic Test úgy működik, hogy a tesztorganizmusok (szuszpenzió formájában) először a megadott expozíciós ideig kontaktusban vannak a szennyezett talaj/üledékrészecskékkal, az expozíciót követően a szilárd frakciót szűréssel eltávolítják és tulajdonképpen a fennmaradó vizes fázissal dolgozik a rendszer. Komoly hátránya ennek a protokollnak, hogy a szűrés során a szilárd részecskéken megtapadt baktériumok is eltávozhatnak, a visszamaradó szuszpenzió baktériumsűrűsége és ezzel a fénykibocsátás mértéke csökken. Éppen ezért a teszt jellegéből származó hibák kompenzálására több próbálkozás született, Burga Pérez et al. (2012) pl. az MLPA (Microtox leachate phase assay) változatot javasolta. Itt a veszteséggé váló kiszűrt baktériumok számát flow citometriás módszerrel meghatározzák, ezzel korrigálják az ökotoxicitás értékét.

A mintában levő lebegőanyag mellett a minta színes volta is befolyásolhatja a ténylegesen mért lumineszcencia értéket. Pivato és Gaspari (2006) ezért például a színes minták ökotoxicitását úgy számította, hogy a mért lumineszcencia értéket előzetesen spektrofotométerrel mért abszorbancia faktorral korrigálta.

Triolo et al. (2008) a Microtox® rendszert alkalmazta ipari emisszió mezőgazdaságra gyakorolt hatásának vizsgálatában, a mérések Milazzo környékén (Olaszország) történtek. A mintavételhez féligáteresztő membránokat (SPMDs) használtak, amelyekről a szennyezőket acetone és dimetil-szulfoxid (DMSO) keverékével oldották le. Párhuzamosan mérték a levegőben a kén-dioxid és ózon koncentrációt, ill. a talajban nehézfémek koncentrációit. Vizsgálták a talajlakó mikrobiális közösség metabolikus aktivitását. Míg a toxicitás és szennyezők előfordulása között nem volt szignifikáns összefüggés, a bakteriális anyagcsere megbízható indikátornak mutatkozott. Isidori et al. (2003) szintén SPMD mintavételt alkalmazott Caserta (Olaszország) környezetének levegőminőség vizsgálata során. A mintaelőkészítéshez szerves oldószert,

ciklohexánt használtak. Párhuzamosan genotoxicitás vizsgálatokat is végeztek, *Tradescantia* mikronukleusz ill. Mutatox tesztek alkalmazásával. Érdekessége a munkának, hogy mind a toxicitás, mind a genotoxicitás vizsgálatok a kémiai analízis során kapott eredményekhez képest magasabb kockázatra utaltak.

Roig et al. (2013) Katalónia (Spanyolország) különböző területeiről származó minták ökototoxicitását vizsgálta, szintén a Microtox rendszer alkalmazásával. A mintaelőkészítés során először enyhe savas feltárást végeztek, magát a tesztelést vizes extraktumon hajtották végre. A toxicitás értékek több szennyező komponenssel is jó korrelációt mutattak, ezek voltak pl a fémek és poliklórozott dibenzo-p-dioxinok valamint dibenzo-furánok. A teszt ezen felül alkalmas volt a téli/nyári ill. városi/vidéki minták közötti differenciálásra.

Aammi et al. (2017) Isztambul (Törökország) különböző pontjain vett PM_{2,5-10} mintákat, 1 hónapos gyakorisággal egy éven keresztül. A mintaelőkészítéshez dimetil-szulfoxiddal (DMSO) ill. ultratiszta vízzel végzett extrakciót használt. A Microtox toxicitás eredmények alkalmasak voltak a szennyezés területi ill. évszakos felbontására. Romano et al. (2020) szintén ultratiszta vízzel végzett extrakciót, a Microtox rendszerrel külvárosi minták (Salento, Olaszország) jellemzésére. A mintákon párhuzamosan az SOS Chromotesttel genotoxicitást is vizsgáltak. Az SOS teszt érzékenyen reagált a mintákban található nehézfémekre, a toxicitás ilyen jellegű specifikitást nem mutatott.

Trajkovska et al. (2009) n-hexándietil-éter alkalmazásával nyertek kivonatot filterre gyűjtött légköri mintákból. A vizsgálat célja a levegőben kis mennyiségben jelen levő növényvédőszer analitikai és toxikológiai vizsgálata volt, ez utóbbi a Microtox rendszer alkalmazásával. Bár a légköri minták toxikusnak mutatkoztak, nem sikerült közvetlen összefüggést kimutatni a toxicitás és a vizsgált szennyezők jelenléte között.

Diklór-metánnal (DCM) történő extrahálást alkalmazott Wallraff et al. (2022) városi PM_{2,5} minták vizsgálatakor. A mintákat 6 órás felbontásban olyan területről vették (a frankfurti nemzetközi repülőtér ill. városközpont), amelyet több szennyezőforrás is ért. A Microtox teszten kívül acetilkolinészteráz gátlást is mértek. Mindkét teszt jó egyezést mutatott a szerves szennyezők jelenlétével.

Jing et al. (2019) szerves oldószereket (n-hexán, DCM, metanol) alkalmazott városi (Sanghai, Kína) PM_{2,5} minták vizsgálatára. A *Vibrio* teszt alkalmas volt a minták differenciálására, ugyanakkor nem sikerült kimutatni specifikitást az egyes szennyezőkre. Lionetto et al. (2019) a PM

frakció vízzeloldható tartalmának toxicitását vizsgálta Microtox és a humán A549 sejtvonalon végzett in vitro MTT teszt alkalmazásával Olaszországból (Lecce) vett mintákon. A Microtox eredmények nem, viszont az MTT teszt eredmények jó korrelációt mutattak a minták oxidatív potenciáljával.

Vouitsis et al. (2009) DCM-es extrakciót végzett személygépkocsik által kibocsátott PM vizsgálata során. A munka célja különböző (benzin ill. dízel üzemű) járművek kibocsátásának összehasonlítása volt. A dízel üzemű jármű esetében külön vizsgálták a szilícium-karbamid katalizált dízel részecskeszűrővel ellátott autó emisszióját. Legmagasabb ökototoxicitása a dízel üzemű járműveknek volt. Lin és Chao (2002) szintén DCM extrakciót alkalmazott. A kísérlet célja az volt, hogy meghatározzák különböző koncentrációban adagolt metanol tartalmú adalékanyagok és dízel emisszió együttes kibocsátásának akut toxicitását. A Microtox rendszeren végzett tesztek mellett genotoxicitást is becsültek, Mutatox rendszerrel. Míg a genotoxicitás értékek részleges korrelációt mutattak a PM-hez kötött PAHok koncentrációjával, ilyen egyezést nem állt fenn a szerves szennyezők és a Microtox eredmények között.

Correa et al. (2018) dízelüzemű nehézgépjárművek által kibocsátott PM ökototoxicitását vizsgálta különböző kivonási körülmények (pH 2,00 ill. 5,00) ill. különböző kivonószerek alkalmazásával (víz, valamint diklór-metán, n-hexán, valamint acetón). Alacsony pH ill. szerves extrahálás magasabb toxicitást eredményezett. Cui et al. (2022) szintén diklórmétános extrakciót alkalmazott különböző gépjárművek (dízel ill. hibrid terepjáró, továbbá benzimű üzemű szedán) működése során keletkezett PM kibocsátás ökototoxicitásának meghatározására. A számított PNEC értékek között ugyanakkor szignifikáns különbség nem mutatkozott.

Ikeda et al. (2009) beltéri és kültéri aeroszol minták (Kanagawa, Japán) vízzeloldható frakciójának elemzéséhez vizes extraktumot készített. A beltéri minták toxicitása magasabbnak bizonyult. Korreláció mutatkozott a fénykibocsátás csökkenése és a kivonatok nitrát valamint szulfát koncentrációja között. Wang et al. (2016) szintén vizes extraktumot alkalmazott Nanjing (Kína) területéről származó PM_{2,5} minták ökototoxicitásának meghatározásához. Az eredmények elemzése során a kutatók azt a következtetést vonták le, hogy az ökototoxicitás elsősorban a szerves szennyezők következménye volt, a mintákban kimutatott nehézfémek ehhez kisebb mértékben járultak hozzá.

Wang et al. (1998) a Microtox® Solid Phase Basic Test-et alkalmazta Londonból és Hong Kongból származó városi minták összehasonlítására. Goix et al. (2014) szintén ezt a tesztet használta antropogén eredetű finom és ultrafinom részecskék ökototoxicitásának jellemzésére,

Ledda et al. (2013) pedig ezzel a teszttel jellemezte a bazaltpornak kitett munkások számára fellépő kockázatot az Etna környékén.

A gyakorlatban aeroszol minták ökototoxicitásának meghatározásához a Microtox rendszert alkalmazzák, a minta előkészítéséhez értelemszerűen valamilyen kivonószert alkalmaznak használnak. Az 1. táblázat tartalmazza ezeknek az alkalmazásoknak a rövid összefoglalását.

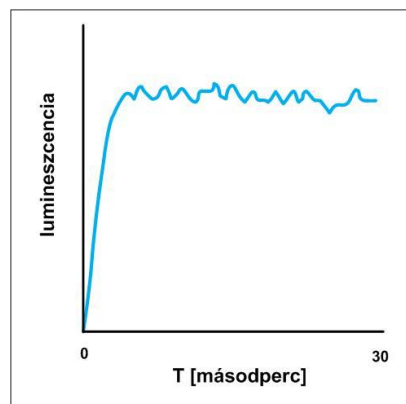
1. táblázat. Biolumineszcens baktériumot használó PM vizsgálatok

Hivatkozás	Alkalmazott rendszer	Mintaelőkészítés	A tanulmány jellege
Lionetto et al. (2019)	Microtox	vizes kivonat	PM frakció vízdoldható tartalmának toxicitása
Wallraff et al. (2022)	Microtox	DCM	Szerves szennyezők kimutatása légköri PM _{2,5} mintából
Trajkovska et al. (2009)	Microtox	<i>n</i> -hexándietil-éter	Gyomirtószer kimutatása légköri PM mintából
Ikeda et al. 2009	nem ismert	vizes kivonat	Beltéri/kültéri minták összevetése (Kanagawa, Japán)
Lionetto et al. 2019	Microtox	vizes kivonat	PM frakció vízdoldható tartalmának vizsgálata (Lecce, Olaszország)
Lin és Chao 2002	Microtox	Soxhlet extrahálás diklórmétánnal	Metanol tartalmú adalékanyag vizsgálata dízel emisszióban
Isidori et al. 2003	Microtox	extrahálás ciklohexánban	városi PM (Caserta, Olaszország)
Triolo et al. 2008	Microtox	extrahálás aceton- DMSO keverékben	városi/vidéki PM vizsgálata (Milazzo, Olaszország)
Vouitsis et al. 2009	Microtox	Soxhlet extrahálás diklórmétánnal	személygépjárművek PM kibocsátásának vizsgálata
Roig et al. 2013	Microtox	vizes/savas kivonatok	iparvidék (Catalonia, Spanyolország), évszakos mintázat
Wang et al. 2016	Microtox	ioncserélt vízzel készült kivonat	városi (Peking, Kína) PM _{2,5} , évszakos mintázat
Corrêa et al. 2017	Lumistox	Soxhlet extrahálás diklórmétánnal, hexánnal, acetonnal, ill. vizes kivonat	dízelüzemű tehergépjárművek PM kibocsátása; pH hatása az extrakció során
Aammi et al. 2017	Microtox	extrahálás DMSO-ban és ultratiszta vízben	városi (Isztambul, Törökország) PM _{2,5-10} , évszakos mintázat
Jing et al. 2019	nem ismert	extrahálás N-hexán/DCM (v: v=1: 1) keverékben, metanolban és ultratiszta vízben	városi (Sanghai, Kína) PM _{2,5}
Romano et al. 2020	Microtox	vizes extraktum	Mediterrán partvidék, PM ₁₀ minták
Cui et al. 2022	nem ismert	DCM	különböző üzemű gépjárművek működése során keletkezett PM kibocsátás

A teljesség kedvéért végül meg kell említeni Tositti et al. (2018) egyedi rendszerét. A módszer lényege, hogy a mikroplate minden egyes küvettájába a filterből kivágott kört helyeznek, majd ezzel kerül kontaktusba a tenyészetből származó *Vibrio* állomány. A fénykibocsátás csökkenését luminométerrel mérik, a teszt a kinetikus szabványt követi. A vizsgálattal olasz területen vett, különböző háttérű (természetes ill. mesterséges szennyezőforrások) minták elemzését végezték. A módszer kellően érzékenynek mutatkozott a minták rangsorolására toxicitásuk szerint, ugyanakkor nem tudták az egyes szennyezők (elsősorban nehézfémek) okozta specifikus toxikus hatást megkülönböztetni.

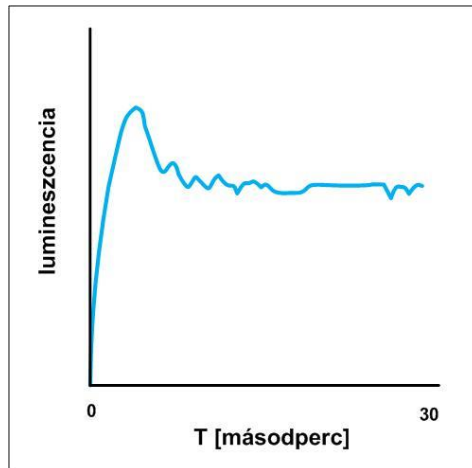
Lappalainen et al. (1999, 2001) egy alapvetően más protokollt javasolt szilárd és/vagy színes minták elemzésére. A protokollra épülő szabványt (ISO 21338:2010: Water quality - Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of *Vibrio fischeri* /kinetic luminescent bacteria test/) 2010-ben fogadták el. Erre a protokollra épült a laboratóriumunkban is alkalmazott Thermo Scientific által forgalmazott Luminoskan Microplate Luminometer.

A rendszer novum jellege elsősorban a kinetikus toxicitás-mérés (Lappalainen et al. 1999). A baktérium-szuszpenzióhoz hozzáadja a mintát, majd az ezt követő 30 másodperces időszakban folyamatosan rögzíti a fénykibocsátás jellegét és lefutását. A kontrollban a baktériumok felvillannak (a rendszer rövid neve éppen ezért Flash System), a fénykibocsátás pedig közel állandó szinten marad (2. ábra). Toxikus közegben a baktériumok felvillannak, majd a minta gátló hatására gyakorlatilag azonnal (még a 30 mp-es intervallumon belül) fénykibocsátás-gátlás következik be (3. ábra).



2. ábra

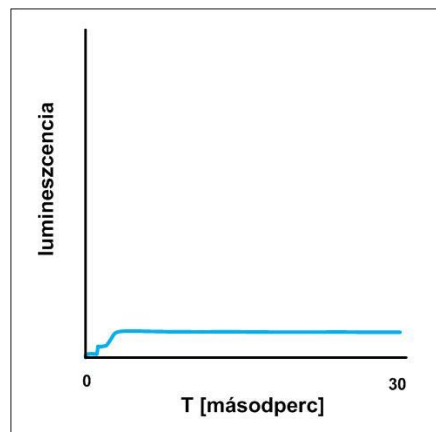
Fénykibocsátás lefutása a kontrollban (30 sec)



3. ábra

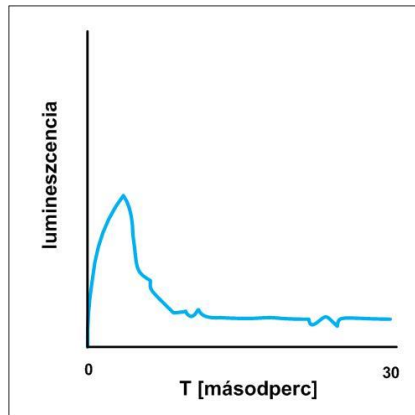
Fénykibocsátás lefutása toxikus mintában (30 sec)

További fejlesztés a minta zavarosságának, színének figyelembevétele (Lappalainen et al. 2001). A mintában jelen lévő valamilyen szín, vagy feloldatlan szemcsék Tyndall szórása gyengíti a baktériumok által kibocsátott lumineszcens fényt, amely nem toxikus minta esetében virtuális toxicitást eredményezne. Kinetikus mérés során a kapott jel alapján a zavarosság okozta fénykibocsátás gátlás világosan elkülöníthető a toxikus hatástól, itt ugyanis az első 30 mp-es jel során a kontrollhoz képest eleve alacsonyabb a kezdeti fénykibocsátás, azonban ez utána közel állandó marad (4. ábra). Végül a zavaros (sötét), de toxikus minta által az első 30 mp-ben generált jel szintén jellegzetes: a kontrollhoz képest eleve alacsonyabb a fénykibocsátás, ami a kezdeti felvillanást követően a toxikus hatásra lecsökken, tapasztalható tehát a toxikus mintákra általánosan jellemző csúcs (5. ábra).



4. ábra

Fénykibocsátás lefutása nem toxikus, zavaros/sötét mintában (30 sec)



5. ábra

Fénykibocsátás lefutása toxikus, zavaros/sötét mintában (30 sec)

A toxicitás számszerű értékelése a beállított (max. 30 perces) expozíció után számított gátlás alapján történik, szintén az Aboatox Co.-tól beszerzett Ascent szoftver segítségével, az alábbi képlet alapján:

$$KF = IC_{30}/IC_0$$

$$INH\% = 100 - 100 \times (IT_{30} / KF \times IT_0)$$

Ahol:

KF = korrekciós faktor

IC₃₀ = a kontrollban mért lumineszcencia-intenzitás 30 perc expozíció után, RLU-ban kifejezve

IC₀ = a kontrollban mért kezdeti lumineszcencia-intenzitás, RLU-ban kifejezve

IT₃₀ = a mintában mért lumineszcencia-intenzitás 30 perc expozíció után, RLU-ban kifejezve

IT₀ = a mintában mért kezdeti lumineszcencia-intenzitás, RLU-ban kifejezve.

A gátlás kiszámítására szolgáló képletből is látható, hogy a kontrollban mért fénykibocsátás értékét csak a korrekciós faktor kiszámításánál kell használni, a tényleges gátlás mértékét a (feltételezhetően) toxikus mintában mért expozíció előtti és utáni fénykibocsátás alapján határozzuk meg. Ez a fajta számítási mód is lehetőséget ad a „színkorrekcióra”, azaz annak a

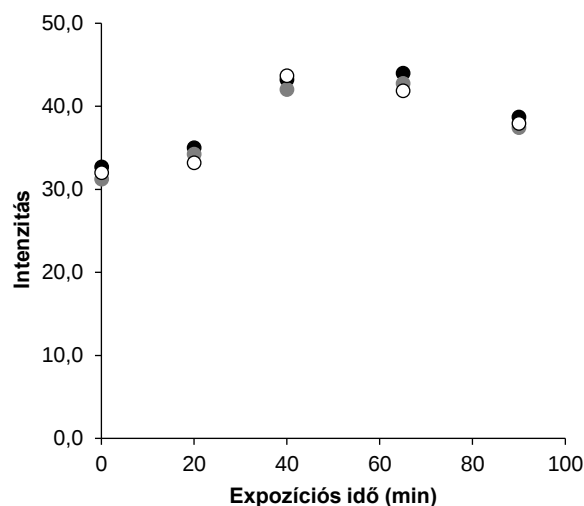
figyelembevételére, hogy zavaros, sötét mintákban eleve kisebb a leolvasható lumineszcencia-érték.

A szoftver ezenfelül kiszámítja az EC_{50} és EC_{20} értékeket (azaz azt a koncentrációt, amelyben a vizsgált minta 50, ill. 20%-os gátlást okoz).

A toxicitás értékelése történhet az első 30 másodpercben rögzített kinetikus jel alapján is (Mortimer et al. 2008, Jarque et al. 2016). Ezek a kinetikus diagramok természetesen nem adnak számszerű értéket, a toxicitás előzetes becslésére alkalmazhatók (gyakorlatilag valósidejű információt adnak, azaz a minta elemzése során azonnal láthatjuk, körülbelül mennyire toxikus a minta).

Bár maga a szabvány új, a Flash rendszert sikeresen alkalmazták szennyezett talajok és üledékek által jelentett ökológiai kockázat értékelésére (Pollumaa et al. 2000, 2004, Heinlaan et al. 2007).

A mérések elvégzéséhez fagyaszttva szárított baktériumot alkalmazunk (Hach Lange), bár az irodalomban arra is találunk példákat, hogy folyamatosan fenntartott élő tenyésztetl dolgoznak (Ge et al. 2014). A gyártó által garantált élettartam 4 óra. Ez alatt az időtartam alatt a baktériumok fénykibocsátása nem egyenletes, a kezdeti felfutó szakasz után egy platót ér el, majd csökkenést mutat (6. ábra) (Szabó-Bárdos et al. 2020).



6. ábra

100 perc expozíciós idő alatt megfigyelhető fényintenzitás-változás

Gáz fázis

Komori et al. (2009) olyan, gyors reagálású rendszert fejlesztett ki gáz fázis vizsgálatára, amelyben a *V. fischeri* tesztorganizmusok egy membránban helyezkednek el, ilyen módon lehetővé válik a közvetlen kontaktus a tesztbaktériumok és a toxikus gáz között. A modell gázok EC₅₀ értékét ppm koncentrációban adja meg a rendszer.

A rendszer érzékenységét ismert összetételű gázokon (benzén, triklóretilén, aceton, NO₂, SO₂ és CO), ill. emissziókon (dízel/benzinüzemű gépjárművek emissziója, cigarettafüst, stb.) vizsgálták. A szerzők összevetették a rendszer által kapott eredményeket emlősökön végzett tesztek eredményeivel, ezekben az esetekben a *V. fischeri* rendszer akár 3 nagyságrenddel érzékenyebbnek mutatkozott.

A vizsgált gázok közül, az illékony szerves vegyületek feltehetően a foszfolipid membrán károsításával csökkentik a tesztbaktériumok életfunkcióit (Schultz et al. 2003). Az NO₂ és SO₂ a vizes közegben oldódnak, salétrom/salétromos- és kénsavakká, ezzel csökkentve a membránok pH értékét ami ugyancsak gátló hatással van a baktériumok enzimatis aktivitására. A rendszer fő előnye, érzékenységén felül, rövid expozíciós ideje (15 perc). Az elven hordozható készülék is alapul.

Génmódosított tesztorganizmusok

A *Vibrio fischeri* tengeri baktérium, amelynek ökológiai relevanciáját több szakember, elsősorban ökológus is megkérdőjelezte. Részben ez adta az indítást olyan bioszenzorok kifejlesztéséhez, amelyekben megtalálható a luxCDABE rendszer, viszont az 'alapanyag', azaz a recipiens szervezet egy szárazföldi viszonyok között is relevánsnak tekinthető szervezet. (A bioszenzor definíció szerint olyan analitikai eszköz, amely ötvözi a biológiai rendszerek és kémiai érzékelők jellemzőit, ezért képes a vizsgált vegyi komponens koncentrációjával arányos jelet szolgáltatni).

Elsőként Gil et al. (2000, 2002) publikáltak le egy ilyen teljes-sejt bioszenzort, amelyet kifejezetten gázok ökotoxicitásának kimutatására fejlesztettek ki. A rendszer egy rekombináns *Escherichia coli* törzset tartalmaz, amelyet a lac: luxCDABE fúzióval hoztak létre. Hasonlóképpen a fent ismertett Komori-féle érzékelővel, a baktériumok agar gélben helyezkednek el immobilizált

formában, így közvetlen kontaktusban vannak az átáramló gázokkal. A toxicitás a biolumineszcencia csökkenésében nyilvánul meg. A rendszert kalibrálták, érzékenységét először benzolon (Gil et al. 2000), ill. egyéb BTEX gázokon (például toluol, etil-benzol, xilol) (Gil et al. 2002) vizsgálták. Érzékenysége megfelelőnek bizonyult, a toxicitás egyértelmű dózis-válasz összefüggést mutatott.

A bioszenzorok specifikus érzékenységét vizsgálta Lee et al. (2003). Egy lac:lucCDABE fúzióval előállított plazmidot tartalmazó *Escherichia coli* törzs érzékenységét elemezték PAHok által kiváltott sejt toxicitás vizsgálatára, az eredmények igazolták a vizsgált komponensek sejtekre gyakorolt toxikus hatását.

Azokat a bioszenzorokat, amelyek esetében a toxicitás a fénykibocsátás csökkenését okozza, „light off” rendszereknek nevezzük. Ugyanakkor léteznek ún. „light on” rendszerek (Kim et al. 2003): ezekben a luxCDABE operon rendszer mellett specifikus promóterek is találhatóak, amelyek adott vegyi komponensekre reagálnak. Specifikus szenzor pl. a Valdman et al. (2004) által naftalin detektálására kifejlesztett rendszer, amely *Pseudomonas fluorescens* HK44 törzset használ. Choi et al. (2002) rekombináns *Escherichia coli* törzseket használt 'light on' rendszerű, hordozható bioszenzorok előállítására.

Ivask et al. (2009) különböző rekombináns törzsek (a Gram-pozitív *Staphylococcus aureus* és *Bacillus subtilis* ill a Gram-negatív *Escherichia coli*, *Pseudomonas fluorescens*) érzékenységét vizsgálta különböző nehézfémekre. A rekombináns bioszenzorok között szerepeltek 'light on' és 'light off' rendszerek egyaránt. Több nehézfémre (Cd^{2+} , Hg^{2+} , Zn^{2+} valamint Pb^{2+}) jó és specifikus érzékenységet mutattak ki. Elcin et al. (2021) levegőben levő formaldehid detektálására fejlesztett ki bioszenzort.

Kurvet et al. (2011) rekombináns *Escherichia coli* törzsek érzékenységét vetette össze *Vibrio fischeri* érzékenységgel, méghozzá a kinetikus Flash teszt alkalmazásával. Az összevetést 4 nehézfém (Zn, Cd, Hg, Cu) ill. szerves vegyületeken (anilin, 3,5-dikloroanilin és 3,5-diklorofenol) végezték. A tesztstruktúrák által jelzett ökotoxikus hatás szignifikáns korrelációt mutatott.

Szintén rekombináns baktériumokon alapuló fejlesztés a VITOTOX rendszer, amely egy direkt kontakt mutagenitás teszt (Van der Lelie et al. 1997, Verschaeve et al. 1999). A rekombináns *Salmonella typhimurium* baktériumokban a *Vibrio fischeri*-ből származó lux operon rendszert a recN gén szabályozza, amely része a baktériu természetes SOS javító

mechanizmusának. Genotoxikus anyagok ezt a recN promótert indukálják, tehát a lux gének expressziója következik be. Mindennek eredményeképpen a baktérium fényt bocsát ki, amely gyakorlatilag azokkal a luminométerekkel mérhető, amelyek alapesetben a standard *Vibrio* teszt elvégzésekor használatosak.

A rendszert, feltehetően magas beszerzési ára miatt, viszonylag szűk körben alkalmazzák. Levegőszennyezettség mérésére Du Four et al. (2004) a VITOTOX rendszert alkalmazta egy Flandriában (Belgium) végzett felmérés során. A tanulmányban három terület (városi, ipari, vidéki) levegőminőségét vetették össze, szezonális felbontásban (téli vs. nyári mintavétel). A mintavételhez két különböző eszközt alkalmaztak: a PM₁₀ mintákat egyrészt nagy térfogatáramú mintavevővel kvarc filterre gyűjtötték, másrészt poliuretán passzív mintavevőt használtak. A nagy térfogatáramú mintavevővel gyűjtött minták megfelelőbbnek bizonyultak, ezek esetében direkt és indirekt mutagén hatást is tapasztaltak. Az indirekt mutagén hatást S9 metabolikus aktiválás után lehet mérni, ez gyakorlatilag azt szimulálja, amikor a máj metabolikus tevékenysége az eredeti anyagot átalakítja. Indirekt mutagén hatás pl. kifejezetten jellemző a PAHokra. Ennek megfelelően, a téli minták indirekt mutagén hatása lényegesen nagyobb volt a nyári mintákénál, a téli időszakra jellemző megemelkedett PAH kibocsátást tükrözve.

Egy hasonló tanulmányban Du Four et al. (2005) arról számol be, hogy különböző jellegű (ipari vs. vidéki) levegőminőségét összevetve, a vidéki minták esetében is jelentős genotoxikus terhelés volt tapasztalható. Ezt a szerzők annak tulajdonítják, hogy Belgiumban jelentős mértékű lehet a háttérszennyezettség, egyben felhívják a figyelmet a levegőszennyezés generális problémájára.

Kísérletek

A Flash tesztprotokoll továbbfejlesztése PM minták ökotoxikus hatásának becslésére

A *Vibrio* teszt létjogosultságát az is alátámasztja, hogy bizonyítottan érzékeny számos szennyező komponensre, amelyek a légkörben szálló poron megkötődhetnek. A *V. fischeri* érzékenységét PAH-okra több tanulmány is dokumentálta (El-Alawi et al. 2002; Hirman et al. 2007). Ugyanakkor olyan tanulmányok esetében, amelyek kivonattal dolgoznak (pl. talaj vagy üledékkivonatokkal), a szerzők leírták, hogy csak a vízben jobban oldódó, kis molekulatömegű PAHok váltottak ki fénykibocsátás-csökkenést (pl. Hirman et al. 2007).

Fémek esetében az irodalomban leközölt adatok már nem ennyire egyértelmű képet mutatnak. A szerzők jelentős része egyetért abban, hogy fémekre a *Vibrio* 'reakcióideje' lassú, azaz az általában alkalmazott 30 perces expozíciós idő alatt is változik a mutatott toxicitás (Romano et al. 2020). Ilyen jellegű időfüggést saját vizsgálatainkban is tapasztaltunk (Kováts et al. 2005). A munka apropóját a 2000-ben bekövetkezett tiszai cianidszennyezés adta, amely esetben a cianid mellett nehézfémek is jelentős mennyiségben előfordultak. A vizsgált fémekre (Cu, Pb, Zn) a tesztbaktérium megfelelően érzékenynek bizonyult.

A ténylegesen mért ökototoxicitás értékelésekor nehézséget jelent azon minták vizsgálata, amelyek komplex, több szennyezőt esetleg ismeretlen koncentrációban tartalmazó elsősorban környezeti minták. Beyer et al. (2016) szerint toxicitás még akkor is felléphet, ha az egyedi összetevők koncentrációja a NOEC (No Observable Effect Concentration) szintje alatt marad.

Komplex minták esetében az egyedi összetevők lehetnek additív, antagonista, ill. szinergista hatással. Mowat és Bundy (2002) szisztematikusan vizsgálta nehézfémek (Pb, As, Cd, Cu, Hg, Zn, Cr) hatását. Adataik szerint antagonizmus, szinergizmus vagy addíció nemcsak magának az adott fémnek a jellegétől függött, hanem az alkalmazott arányoktól is. Így például a Pb/Cd együttes alkalmazásánál antagonizmus lépett fel amikor a Pb 75%-os arányban volt jelen, ha viszont a két vizsgált fém egyenlő koncentrációban szerepelt, additív hatást figyeltek meg. A Hg/As keverék esetében az 50-50%-os arány antagonizmust eredményezett, magasabb vagy alacsonyabb Hg koncentrációnál viszont additív hatást figyeltek meg. Az As/Cd keverék ugyanakkor valamennyi esetben jelentős szinergizmust mutatott.

Fémek toxicitása esetében figyelembe kell venni, hogy ezek hatása a *Vibrio fischeri* baktériumra függhet a baktérium védekező mechanizmusaitól. Több szerző Microtox rendszeren végzett mérései szerint a kadmium ökototoxicitása alacsonyabb, mint más tesztorganizmusok, akár más baktériumok esetében. Mowat és Bundy (2002) szisztematikus, több fémre felölelő vizsgálatában az EC50 érték Cd(II): 59,3-6,92 mg/l volt, a tanulmányban összefoglalt, irodalomban szereplő értékek tág skálán mozogtak, 17mg/l értéktől 195,6 mg/l értékig.

A várhatónál alacsonyabb ökototoxicitás magyarázata részben abban rejthet, hogy a Gram-negatív baktérium sejtfalának külső rétegén olyan exopoliszacharidok vannak, amelyekről kimutatták, hogy megkötik a kadmiumot, ezáltal megvédik magát a sejtet a hatásoktól (Bauda és Block, 1990). Ugyanakkor a kadmiumot megkötő helyek előbb-utóbb telítetté válnak, a további adszorpciót megakadályozva (Morozzi et al. 1986).

Az As és Cd szinergista hatása a következőképpen magyarázható: az arzén a baktérium membránján megtalálható ioncsatornákat és koenzim rendszereket roncsolja. Ezenkívül a Gram-negatív baktériumokban közvetlenül befolyásolja az oxidatív foszforiláció folyamatát, a membrán potenciált ill. a membrán elektrokémiai grádiensét (Gottschalk, 1986). Ez megváltoztatja a sejtfal permeabilitását, így lehetővé téve a kadmium bejutását. Ilyen módon az arzén egyszerre közvetlen toxikus hatást gyakorol, másrészt közvetve lehetővé teszi, hogy a kadmium is toxikus hatást fejtsen ki bekerülve a baktériumsejtbe. A kadmium toxikus hatása az enzimek roncsolásában nyilvánul meg (Bauda és Block 1990). Mindez a fénykibocsátást szabályozó rendszer működésére lesz negatív hatással.

Ezzel szemben Mowat és Bundy (2002) a Hg és As, ill. Hg és Pb antagonista hatását figyelte meg azoknál a méréseknél, amikor a vizsgált fémek egyenlő koncentrációban fordultak elő. Ezt azzal magyarázták, hogy ezek a fémek a baktérium membránján levő ligandcsoportokért versengenek, ezzel csökkentve egymás toxikus hatását.

Hasonlóan szisztematikus elemzést végzett Fulladosa et al. (2005b) Co, Cd, Cu, Zn és Pb *Vibrio fischeri*-re gyakorolt együttes toxicitására. Antagonista hatást figyeltek meg a Co–Cd, Cd–Zn, Cd–Pb és Cu–Pb között, szinergista hatást a Co–Cu és Zn–Pb között. Valamennyi egyéb kombinációban a hatás additívnek mutatkozott. Utgikar et al. (2004) Zn és Cu együttes hatását vizsgálta Microtox rendszer alkalmazásával. Szinergista hatást tapasztaltak.

Több szerző is jó korrelációt mutatott ki a teszt és in vivo tesztek között. Fort (1992) pl. szerves szennyezők esetében dokumentált korrelációt Microtox eredmények és egér mortalitás tesztek között, míg Lebsack et al. (1981) Microtox és haltesztek között.

Összehasonlítva a fellelhető munkákat, a biolumineszcencia-gátláson alapuló tesztet lényegesen gyakrabban alkalmazták víz, szennyvíz, üledék vagy talaj toxicitásának jellemzésére, mint levegőminősítésre. Az irodalomban található hivatkozások meghatározó aránya a Microtox rendszert, ezen belül is a folyadékfázist alkalmazó tesztet alkalmazta (ld. 1. táblázat). Ennél lényegesen kisebb arányban találhatók a Microtox Solid Phase tesztet alkalmazó munkák.

A táblázatban ugyanakkor szerepelnek a mintaelőkészítési eljárások is. Ezeknek különbözősége felveti azt a kérdést, hogy az egyes munkák, eredmények egymással mennyire összevethetők. Pl. Triolo et al. (2008) aceton:dimetilszulfoxid kivonószerek alkalmazásával készített extraktumot Milazzo (Olaszország) területéről, ill. környékéről származó PM minták vizsgálatára, míg pl. Aammi et al. (2017) PM_{2,5-10} minták vizes, ill. DMSO-val készült kivonatát alkalmazta isztambuli minták szezonális jellemzésére, ill. a szennyezés térbeli eloszlásának vizsgálatára. Nagy biztonsággal ezért tehát csak az adott tanulmányon belül szereplő adatok vethetők egymással össze (tehát pl. Isztambul levegőszennyezettségének térbeli elemzése), de pl. Isztambul és Milazzo levegőminősége már nem.

További problémát jelent véleményem szerint olyan szerves oldószerek alkalmazása, mint pl. a diklór-metán. Cui et al. (2022) diklór-metános kivonást alkalmazott PM mintákon, hogy a közlekedésből származó emisszió toxicitását vízi ökoszisztémákra meghatározza. Nos, a való világban sem vízi, sem szárazföldi szervezetek nem kerülnek expozícióba a PM-en megkötött olyan komponensekkel, amelyek extrahálásához ilyen jellegű szerves oldószerek szükségesek. Másfelől megközelítve, szerves oldószerek alkalmazásával olyan komponensek is az extraktumba kerülnek, amelyek egyébként nem lehetnének biológiailag felvehetők. Összefoglalva: ezek az extraktumok nem részei annak az expozíciós útnak, amelyen keresztül a természetben található, tényleges hatásviselő ökoszisztémák vagy ezek egyes komponensei ki vannak téve a légköri PM potenciálisan káros hatásának.

Mindezek figyelembevételével a *V. fischeri* teszt kinetikus változatára alapozva saját protokollt dolgoztam ki PM ökotoxicitásának becslésére. Mivel a *Vibrio* teszt kinetikus változata esetében a mintát lehetséges olyan szuszpenzió formájában vizsgálni, amely tartalmazza a minta szilárd szemcséit, ezekkel direkt kontaktusba kerülhet a baktérium, valós expozíciós utat utánozva.

A direkt kontakt tesztet:

1. Összevettem ugyanazon mintákon a kivonatot alkalmazó teszttel, a rendelkezésre álló két szabványt (ISO 21338:2010: Water quality - Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of *Vibrio fischeri* /kinetic luminescent bacteria test/ és a MSZ EN ISO 11348-1:2000: Vízminőség. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcensbaktérium-teszt).
2. Szisztematikusan összevettem ugyanazon mintából különböző oldószerekkel (szerves oldószerek ill, víz) készült extraktumok és a direkt kontakt teszttel vizsgált minta toxicitását.
3. A direkt kontakt tesztek ezek után számos környezetben alkalmaztuk.

Jelen munka ennek a folyamatnak a taglalására terjed ki. A 2. táblázat tartalmazza a direkt kontakt teszt leközölt alkalmazásait. Az értekezésben a különböző környezetben végzett munkáinkat csoportosítva taglalom.

2. táblázat. A direkt kontakt teszt eddigi alkalmazásai

33

Caumo, S., Yera, A. B., Alves, C., Rienda, I. C., Kováts, N., Hubai, K., & de Castro Vasconcellos, P. (2023). Assessing the chemical composition, potential toxicity and cancer risk of airborne fine particulate matter (PM _{2.5}) near a petrochemical industrial area. <i>Environmental Toxicology and Pharmacology</i> , 104170.	Sao Paulo (Brazília) területén petrokémiai feldolgozó üzem környezetében vett PM _{2,5} minták kockázatának elemzése
Cipoli, Y.A., Alves, C., Rapuano, M., Evtyugina, M., Rienda, I.C., Kováts, N., Vicente, A., Giardi, F., Furst, L., Nunes, T. and Feliciano, M., 2023. Nighttime–daytime PM ₁₀ source apportionment and toxicity in a remoteness inland city of the Iberian Peninsula. <i>Atmospheric Environment</i> , p.119771.	Városi PM ₁₀ toxicitásának napszakos elemzése
Kováts, N., Hubai, K., Sainnokhoi, T.A., Eck-Varanka, B., Hoffer, A., Tóth, Á. and Teke, G., 2023. Ecotoxicity of PM ₁₀ emissions generated during controlled burning of waste PET. <i>Environmental Toxicology and Pharmacology</i> , p.104118.	Hulladék PET palack kísérleti égetése során keletkezett PM ₁₀ emisszió vizsgálata
Rienda, I.C., Alves, C.A., Nunes, T., Soares, M., Amato, F., Sánchez de la Campa, A., Kováts, N., Hubai, K. and Teke, G., 2023. PM ₁₀ Resuspension of Road Dust in Different Types of Parking Lots: Emissions, Chemical Characterisation and Ecotoxicity. <i>Atmosphere</i> , 14(2), 305.	Parkolóházakban gyűjtött PM ₁₀ jellemzése
Alves, C.A., Evtyugina, M., Vicente, E., Vicente, A., Gonçalves, C., Neto, A.I., Nunes, T. and Kováts, N., 2022. Outdoor charcoal grilling: Particulate and gas-phase emissions, organic speciation and ecotoxicological assessment. <i>Atmospheric Environment</i> , 285, 119240.	Különböző alapanyagok (húsok) grillezése során keletkezett PM jellemzése
Kováts, N., Hubai, K., Sainnokhoi, T.A., Eck-Varanka, B., Hoffer, A., Tóth, Á., Kakasi, B. and Teke, G., 2022. Ecotoxic emissions generated by illegal burning of household waste. <i>Chemosphere</i> , 298,134263.	Hulladéktípusok kísérleti égetése során keletkezett PM ₁₀ emisszió vizsgálata

Mentes, D., Kováts, N., Muránszky, G., Hornyák-Mester, E. and Póliska, C., 2022. Evaluation of flue gas emission factor and toxicity of the PM-bounded PAH from lab-scale waste combustion. <i>Journal of Environmental Management</i> , 324, p.116371.	Vegyes hulladékminták kísérleti égetése során keletkezett PM ₁₀ és PAH emisszió vizsgálata
Sainnokhoi, T.A., Kováts, N., Gelencsér, A., Hubai, K., Teke, G., Pelden, B., Tserenchimed, T., Erdenechimeg, Z. and Galsuren, J., 2022. Characteristics of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor PM _{2,5} of households in the Southwest part of Ulaanbaatar capital, Mongolia. <i>Environmental Monitoring and Assessment</i> , 194(9), p.665.	Ulánbátori (Mongólia) beltéri PM _{2,5} minták vizsgálata
Vicente, E.D., Figueiredo, D., Gonçalves, C., Lopes, I., Oliveira, H., Kováts, N., Pinheiro, T. and Alves, C.A., 2022. In vitro toxicity of particulate matter emissions from residential pellet combustion. <i>Journal of Environmental Sciences</i> , 115, pp.215-226.	Különböző összetételű pelletek égetése során keletkezett PM ₁₀ vizsgálata
Alves, C., Rienda, I.C., Vicente, A., Vicente, E., Gonçalves, C., Candeias, C., Rocha, F., Lucarelli, F., Pazzi, G., Kováts, N. and Hubai, K., 2021. Morphological properties, chemical composition, cancer risks and toxicological potential of airborne particles from traffic and urban background sites. <i>Atmospheric Research</i> , 264, p.105837.	Coimbra (Portugália) területén gyűjtött szezonális PM ₁₀ minták elemzése
Alves, C.A., Vicente, E.D., Evtyugina, M., Vicente, A.M., Sainnokhoi, T.A. and Kováts, N., 2021. Cooking activities in a domestic kitchen: Chemical and toxicological profiling of emissions. <i>Science of the Total Environment</i> , 772, p.145412.	Különböző húsételek elkészítése során keletkezett (PM ₁₀ , PM _{2,5} és PM ₁) kibocsátás elemzése
Kiss, G., Gango, M., Horváth, E., Eck-Varanka, B., Labancz, K. and Kováts, N., 2021. Assessment of ecotoxicity of atmospheric humic-like substances using the <i>Vibrio fischeri</i> bioluminescence inhibition bioassay. <i>Atmospheric Environment</i> , 261, p.118561.	Téli aeroszol mintából izolált HULIS frakció vizsgálata

Kováts, N., Hubai, K., Sainnokhoi, T.A., Hoffer, A. and Teke, G., 2021. Ecotoxicity testing of airborne particulate matter—comparison of sample preparation techniques for the <i>Vibrio fischeri</i> assay. <i>Environmental Geochemistry and Health</i> , 43, pp.4367-4378.	A direkt kontakt teszt és különböző oldószerekkel készült extraktumok összevetése
Vicente, E.D., Figueiredo, D., Gonçalves, C., Lopes, I., Oliveira, H., Kováts, N., Pinheiro, T. and Alves, C.A., 2021. In vitro toxicity of indoor and outdoor PM ₁₀ from residential wood combustion. <i>Science of The Total Environment</i> , 782, p.146820.	Beltéri fűtéshez alkalmazott kályhatípusokból származó PM ₁₀ elemzése
Kováts, N., Fábíán, V.A., Hubai, K., Diósi, D., Sainnokhoi, T.A., Békéssy, Z. and Teke, G., 2020. Seasonal differences in rural particulate matter ecotoxicity. <i>Aerosol Science and Engineering</i> , 4, pp.169-177.	Szezonális vidéki PM ₁₀ minták elemzése
Pintér, M., Utry, N., Ajtai, T., Kiss-Albert, G., Jancsek-Turóczi, B., Imre, K., Palágyi, A., Manczinger, L., Vágvolgyi, C., Horváth, E. and Kováts, N., 2017. Optical properties, chemical composition and the toxicological potential of urban particulate matter. <i>Aerosol and Air Quality Research</i> , 17(6), pp.1515-1526.	Városi 6 órás felbontással vett PM ₁₀ minták vizsgálata;
Ács, A., Ferincz, Á., Kovács, A., Jancsek-Turóczi, B., Gelencsér, A., Kiss, G. and Kováts, N., 2013. Ecotoxicological characterisation of exhaust particulates from diesel-powered light-duty vehicles. <i>Central European Journal of Chemistry</i> , 11, pp.1954-1958.	Dízel üzemű személygépjárművek emissziójának elemzése
Kováts, N., Ács, A., Ferincz, Á., Kovács, A., Horváth, E., Kakasi, B., Jancsek-Turóczi, B. and Gelencsér, A., 2013. Ecotoxicity and genotoxicity assessment of exhaust particulates from diesel-powered buses. <i>Environmental monitoring and assessment</i> , 185, pp.8707-8713.	Kölönböző környezetvédelmi osztályba tartozó autóbuszok emissziójának elemzése

Turóczy, B., Hoffer, A., Tóth, Á., Kováts, N., Ács, A., Ferincz, Á., Kovács, A. and Gelencsér, A., 2012. Comparative assessment of ecotoxicity of urban aerosol. <i>Atmospheric Chemistry and Physics</i> , 12(16), pp.7365-7370.	Városi (budapesti) PM ₁₀ elemzése
Kováts, N., Ács, A., Kovács, A., Ferincz, Á., Turóczy, B. and Gelencsér, A., 2012. Direct contact test for estimating the ecotoxicity of aerosol samples. <i>Environmental toxicology and pharmacology</i> , 33(2), pp.284-287.	A direkt kontakt tesztet alkalmazó Flash és a kivonatot alkalmazó ToxAlert rendszerek összevetése városi/vidéki szezonális mintákon
Gelencsér, A., Kováts, N., Turóczy, B., Rostási, Á., Hoffer, A., Imre, K., Nyirő-Kósa, I., Csákberényi-Malasics, D., Tóth, A., Czitrovsky, A. and Nagy, A., 2011. The red mud accident in Ajka (Hungary): characterization and potential health effects of fugitive dust. <i>Environmental science & technology</i> , 45(4), pp.1608-1615.	Vörösiszap kiporzásából származó minták elemzése

A direkt kontakt teszt összevetése

Összevetettük a két különböző szabványt, ill. mintaelőkészítési protokollt alkalmazó tesztrendszert, azaz a direkt kontakt mérést lehetővé tevő, az ISO 21338:2010: Water quality - Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of *Vibrio fischeri* /kinetic luminescent bacteria test/) c. szabványra épülő Flash rendszert, és a kivonatot alkalmazó, az MSZ EN ISO 11348-1:2000: Víztisztaság. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcensbaktérium-teszt) c. szabványt alkalmazó ToxAlert 100 rendszert (ez utóbbit a Merck forgalmazta, gyártását azóta beszüntették).

Az összevetést első alkalommal a devecseri vörösiszapömlésből származó por ökotoxicitásának becslése során végeztük el. A mintavétel 2010. okt 6.-11 között történt, Kolontár

ill. Devecser területén. A mintavételhez alkalmazott eszköz egy PARTISOL-FRM 2000 116 mintavevő volt (áramlási sebesség 16,7 l/min).

A két rendszer között drasztikus különbség mutatkozott. A pormintából készült kivonatot ToxAlert-tel elemezve több esetben rendkívül magas toxicitást figyeltünk meg.

Feltehetőleg ezeket az értékeket a minta erőteljes színe okozta (virtuális toxicitás). A Flash rendszerrel ugyanakkor ezek a minták – a színcorrekciót figyelembe véve – nem mutatkoztak toxikusnak (Gelencsér et al. 2011). Hasonlóan negatív eredményről számol be Brunori et al (2005) és Dauvin (2010); mindkét tanulmány esetében a Microtox rendszert alkalmazták bauxitmeddő, ill. vörösiszap ökotoxicitásának vizsgálatára.

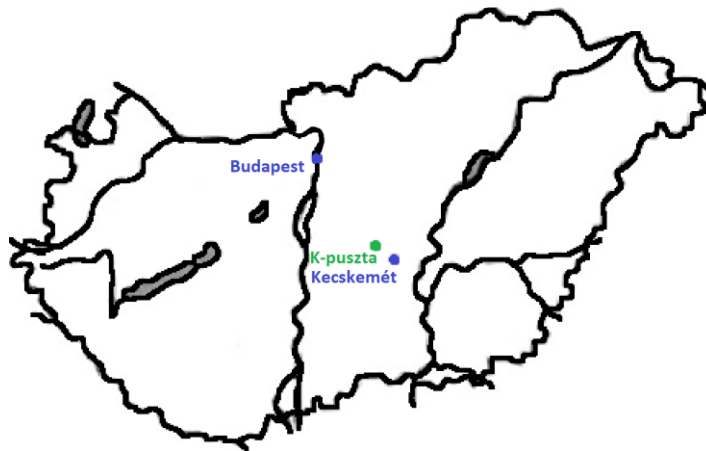
Az analitikai módszerekkel mért fémek (Cd, Co, Cu, Ni) koncentrációja a kimutathatósági határ (10 ppb) alatt volt. A minták röntgendiffrakciós elemzése kimutatta, hogy a fő ásványi alkotók hematit, kankrinit, kalcit és hidrogarnet voltak.

Városi aeroszol

Az általam kidolgozott direkt kontakt teszt megbízhatóságának ellenőrzésére szisztematikus összevetést végeztünk, a Flash és ToxAlert rendszerek alkalmazásával elemeztük városi (Budapest) és K-pusztáról származó téli ill. nyári aeroszol minták ökotoxikusságát (Kováts et al. 2012). A ToxAlert100 a Merck által forgalmazott rendszer volt, az MSZ EN ISO 11348-1:2000 szabvány szerinti működéssel.

K-pusztán található az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) megfigyelőállomása (Magyarország, 46°58' N, 19°33' E, 7. ábra), szuburbán területen. A mérőállomás elsősorban a háttérszennyezés monitorozását végzi, adatot szolgáltat a WMO (World Meteorological Organization), az EUSAAR (European Super-sites for Atmospheric Aerosol Research), az EMEP (European Monitoring és Evaluation Programme), és a GAW (Global Atmospheric Watch) szervezetek részére (Maenhaut et al. 2017). A mintavétel DIGITEL DH-80 mintavevővel történt, áramlási sebesség 30 m³/h.

A mintavétel időtartama minden esetben 24 óra volt.



7. ábra

K-pusztá mérőállomás földrajzi elhelyezkedése

A ToxAlert rendszer esetében a Vouitsis (2009) által közölt mintaelőkészítési eljárást alkalmaztuk: Soxhlet extrahálás diklórmetánban, a mintát bepároltuk majd dimetilszulfidban vettük fel.

A téli minták esetében nem mutatkozott jelentős eltérés, a kapott toxicitás értékek nemcsak egy nagyságrendben mozogtak, hanem egymáshoz nagyon hasonlóak voltak. A nyári minták ugyanakkor a ToxAlert rendszer esetében mérhető toxicitást mutattak, míg a Flash esetében nem bizonyultak toxikusnak (3. táblázat).

A különbség egyik valószínűsíthető oka a minták zavarossága. Ugyanakkor a mintaelőkészítés is okozhatott magasabb toxicitást: mivel szerves kivonószerezrel történt az extrahálás, feltehetőleg olyan toxikus komponensek is oldatba kerültek, melyek biológiailag nem felvehetőek, azaz a direkt kontakt teszt során nem okoztak hatást.

3. táblázat. ToxAlert és Flash rendszerrel végzett mérések eredményeinek összevetése. Az EC₅₀ értékeket a ToxAlert®100 esetében a kivonat, a Flash rendszer esetében a szuszpenzió %-os koncentrációjában adja meg a táblázat.

Minta	ToxAlert EC ₅₀ %	Flash EC ₅₀ %
2008 július 16-17, K-pusztá	83,26	132,24
2008 július 20-21, K-pusztá	94,28	1537,70
2008 augusztus 03-04, K-pusztá	98,19	280,89
2008 december 09-10, K-pusztá	14,77	19,88
2008 december 10-11, K-pusztá	27,34	23,97
2008 december 11-12, K-pusztá	28,14	25,45
2009 július 29, Budapest	66,21	312,96
2009 július 30, Budapest	94,97	10305,95
2009 július 31, Budapest	93,53	158,90
2010 január 20, Budapest	17,81	20,59
2010 január 24, Budapest	11,57	6,44
2010 január 28, Budapest	16,21	8,10

Különböző extrakciók vs. Flash teszt

Az irodalomban található mintaelőkészítési eljárásokat összevetettük a laboratóriumunk által alkalmazott direkt kontakt teszttel. Az összevetés célja kettős volt: egyrészt a már lepublikált adatsorok közötti 'átjárhatóságot' kívántuk megbecsülni, másrészt a direkt kontakt tesztet akartuk 'összemérni' a kivonatot és különböző kivonószereket alkalmazó munkákkal (Kováts et al. 2021).

Mintaként egy dízel meghajtású Mitsubishi terepjáró (alapadatok: Euro4-es besorolás, a mintavétel időpontjában 13 éves életkor és 256 887 km futásteljesítmény) kipufogógázából vett PM₁₀ minta szolgált. A mintavétel során a terepjáró 10 percig alaphíraton üzemelt, a kiáramlási sebesség 32 m³/h volt. A mintavételt KS-303 Kálmán készülékkel végeztük, kvarc filtert használtunk.

A filtert 6 egyenlő részre daraboltuk, a mintaelőkészítést irodalomban lepublikált munkák alapján végeztük:

1. extraháló szer metanol (Verma et al. 2012)
2. extraháló szer diklórmétán (DCM) (Vouitsis et al. 2009)
3. extraháló szer dimetil-szulfoxid (DMSO) (Aammi et al. 2017)
4. extraháló szer hexán (Chang et al. 2013)
5. extraháló szer víz (Wang et al. 1998)
6. direkt kontakt teszt (Kováts et al. 2012).

A leközült mintaelőkészítési eljárásokat lépésről-lépésre reprodukáltuk. Egyetlen számottevő különbség az alkalmazott készülék volt: valamennyi mérést a Luminoskan luminométerrel végeztük.

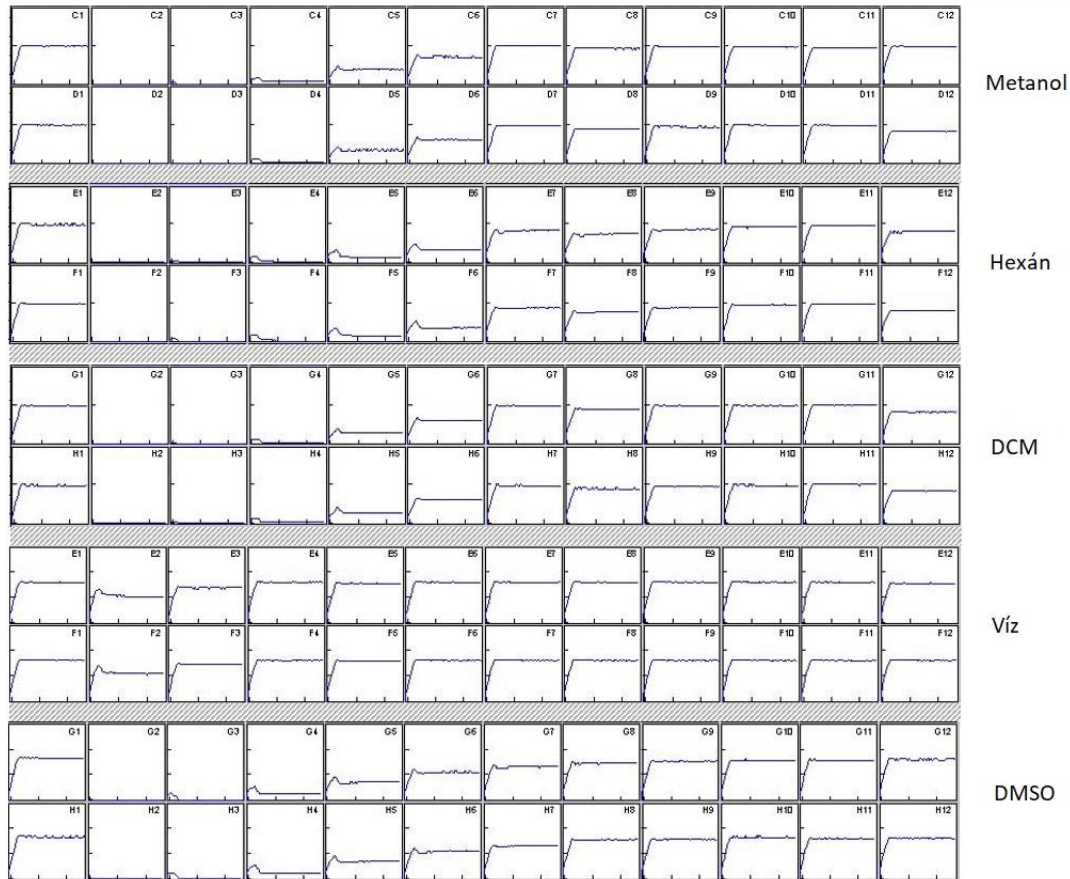
A 4. táblázatban találhatók az egyes minták ökototoxicitás értékei EC₅₀-ben megadva, valamint a mintákban mért jellemző PAH értékek.

4. táblázat. Az egyes kivonatokban mért EC₅₀ értékek ill. össz PAH koncentrációk, továbbá a direkt kontakt teszttel mért EC₅₀ érték

	Metanol	Hexán	DCM	DMSO	Direkt kontakt	Víz
EC ₅₀	12,53	6,79	6,39	9,92	11,97	78,31
Össz naftalinok	5,635	5,192	5,941	7,935		7,620
Össz PAH, naftalinok nélkül	0,568	1,219	1,372	2,151		0,174
Össz PAH	6,203	6,411	7,313	10,086		7,794

A hexánnal és DCM-el készült kivonatok bizonyultak a legtoxikusabbnak, nagyon hasonló EC₅₀ értékeket mutatva (6,79 ill. 6,39%). A direkt kontakt teszt EC₅₀ értéke a metanollal készült kivonat ökototoxicitását közelítette (11,97 ill. 12,53%). A vizes kivonat lényegesen alacsonyabb ökototoxicitást mutatott, EC₅₀ értéke 78,31% volt.

Az egyes minták ökototoxicitását az első 30 mp-ben rögzített kinetikus diagram alapján is összevetettük (8. ábra). A diagramok lefutása hasonló ökototoxicitást mutat, mint a számított EC₅₀ értékek, a vizes kivonat lényegesen kisebb ökototoxicitással rendelkezik.



8. ábra

Az alkalmazott kivonatok ökototoxicitását jellemző kinetikus diagramok

A naftalinok nélkül mért PAH értékek jó egyezést mutatnak az ökototoxicitás mért értékeivel. A vizes extraktumban nemcsak az ökototoxicitás értéke, hanem az analitikailag kimutatott PAHok koncentrációja is a legalacsonyabb volt.

A víz mint kivonószer kismértékű 'hatékonysága' más szerzők munkáiban is kimutatott tény. Verma et al. (2012) PM minták ROS-generáló potenciálját vizsgálta a dithiothreitol (DTT) teszt segítségével. A metanolos kivonatban lényegesen magasabb hatást sikerült kimutatniuk. Általánosan elfogadott tény, miszerint a vizes extraktumok alábecslik a biológiailag hozzáférhető szennyezők mennyiségét és várható hatását (Selivanovskaya et al. 2010).

Véleményem szerint a direkt kontakt teszt relevancia szempontjából lényegesen korrektebb, hiszen a természetben a hatásviselő szervezetek nem metanolos vagy diklórmétanos extraktum formájában találkoznak a szálló por jellegű szennyezéssel.

Ugyanakkor figyelembe kell azt is venni, hogy az (amerikai) Microtox rendszer és az általa követett ISO 11348 szabvány lényegesen elterjedtebb a nemzetközi gyakorlatban. Az elvégzett összevetés alapján a direkt kontakt teszt által kapott értékek leginkább a metanollal nyert extraktumban mért ökototoxicitással vethető össze.

Ökotoxicitás vizsgálata városi környezetben

A dunai makrorégióban végzett felmérések szerint városi környezetben a PM kibocsátás elsődleges forrása a biomassza égetés (fűtés), amelyet a talajból történő reszuszpenzió és végül a közlekedés követ (Perrone et al. 2018). Dolgozatomban ezek közül azokat tárgyalom, amelyek vizsgálatával behatóan foglalkoztunk.

Az európai nagyvárosokra jellemző a lakosság folyamatos növekedése, ezzel párhuzamosan pedig a levegőszennyezést okozó tevékenységek növekedése. A légszennyezés ráadásul nemcsak a városokban, hanem ezek környezetében is megfigyelhető, akár nagyobb régiókat érintve.

A városok légszennyezettségére jellemző az évszakos, ill. elsősorban városi környezetben a napszakos mintázat. Értelemszerűen a téli terhelés lényegesen magasabb, elsősorban a fűtés következtében. Egy Debrecenben 2011-2014 között lefolytatott vizsgálatsorozat keretében kimutatták, hogy a fűtési időszakban a PM_{2,5} kibocsátás átlagosan 2-3 szorosa volt a fűtési időszakon kívül mért értékeknek, amely terhelés elsősorban fatüzelésből származott (Major et al. 2021).

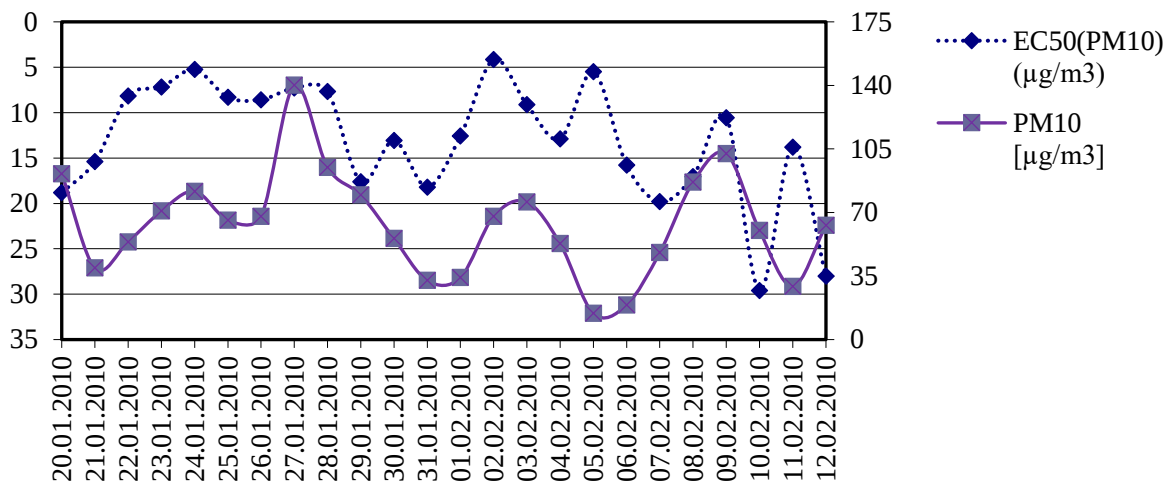
Az évszaktól függően változhat a terhelés mértéke és jellege. Ezt leegyszerűsítve külső és belső tényezők befolyásolják. A külső tényezők közül meghatározóak a meteorológiai körülmények.

A PM szennyezés heti/napszakos mintázata is nyomon követhető. Makra et al. (2010) két város, Freiburg és Szeged összehasonlítását végezte el. Mindkét esetben magasabb hétköznapi kibocsátást mutattak ki, ugyanakkor a napszakos mintázat alakulása eltérő volt. Szeged esetében a PM₁₀ maximuma két csúcsot mutatott, a forgalom függvényében, míg Freiburg esetében csak napi egy csúcsot figyeltek meg. A szerzők ezt azzal magyarázták, hogy Freiburg esetében nem (csak) a gépjárműforgalom határozta meg a PM₁₀ kibocsátást.

Városi aeroszol évszakos mintázatának elemzése

Budapesti minták esetében végeztük el a nyári és téli minták összevetését (Turóczi et al. 2012). A PM₁₀ mintákat 24 órás gyakorisággal vettük a Meteorológiai Szolgálat központi megfigyelőállomásánál. A mintavételre MSP személyi PM₁₀ mintavevőt használtunk (áramlási sebesség 10 l/min), a mintákat kvarcszálal filterre gyűjtöttük. A mintavétel időszaka 2009 július 29 - augusztus 14 ill. 2010 január 20 - február 12 volt. A nyári mintavételi időszakból 18, míg a téliből 24 PM₁₀ mintát dolgoztunk fel.

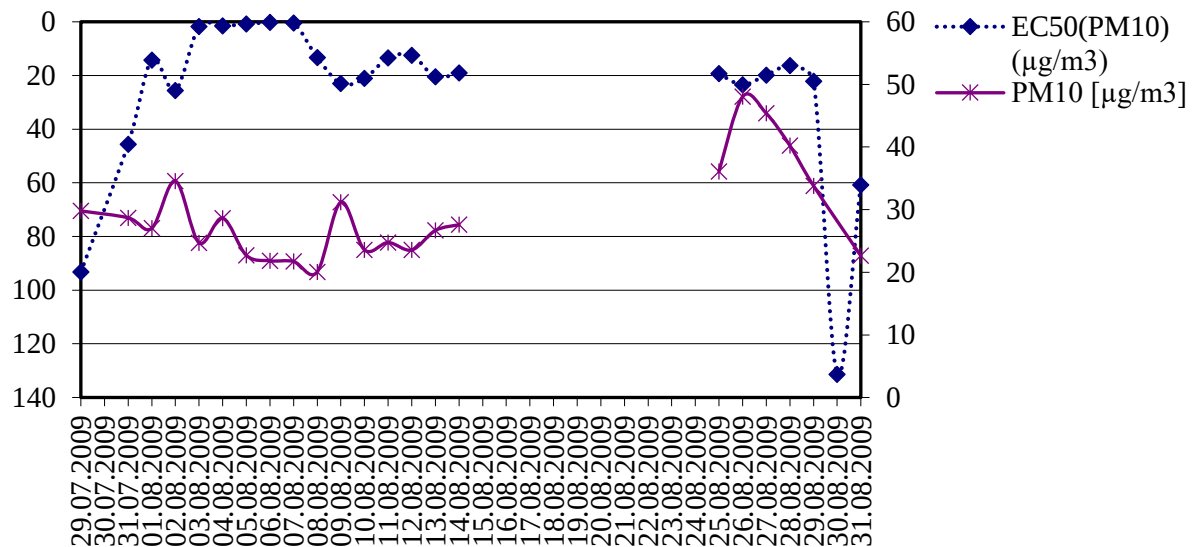
Az eredmények a téli minták lényegesen magasabb ökototoxicitását mutatják (9. és 10. ábra). Ennek oka nemcsak a téli időszakban jellemző lakossági fűtés, hanem az is hozzájárulhat, hogy télen lényegesen kisebb a fotooxidáció mértéke. Ezenfelül további ok lehet, hogy a téli alacsonyabb hőmérséklet kedvez a szemi-illékony komponensek kondenzációjának.



9. ábra

Téli budapesti minták EC₅₀ és PM₁₀ értékei

kovats_164_23



10. ábra

Nyári budapesti minták EC₅₀ és PM₁₀ értékei

Városi aeroszol napszakos mintázatának elemzése

A kidolgozott direkt kontakt tesztet alkalmaztuk egy hosszabb, városi mintavételi kampány során. Az egyik mintavételi hely Szegeden került kijelölésre, a külvárosban (46,284118°N, 20,170071°E). Itt a mintavétel 2015.01.07–2015.01.30. között történt. A másik mintavételi hely Budapesten, az Országos Meteorológiai Szolgálat obszervatóriumában volt (47,430009°N, 19,181225°E). A mintavétel 2015.02.09-2015.02.28. között folyt. A szegedi mintavételi ponton a jellemző szennyező források téli időszakban a közlekedés és a lakossági tüzelés (Ajtai et al. 2015) voltak. Ezzel ellentétben, a budapesti mintavételi helyen ipari szennyezőforrásokból származó emissziót is figyelembe kellett venni.

Mindkét mintavételi ponton, a mintavétel 6 órás felbontással történt. A szegedi minták esetében az 1. sorszám 23.00-5.00 óra közötti mintavételt jelent. A budapesti minták esetében a mintavétel kezdete, ill. első periódusa 2015.02.10 11.00 - 17.00. A 11. ábra a szegedi mintavételi kampány során gyűjtött minták EC₅₀, a 12. ábra a minták PM_{2,5} és PM₁₀ koncentrációit mutatja.

Az 5. táblázatban láthatók a sorszámoknak megfelelő mintavételi időszakok a szegedi minták esetében, ill. a mért EC₅₀, PM₁₀ és PM_{2,5} értékek.

kovats_164_23

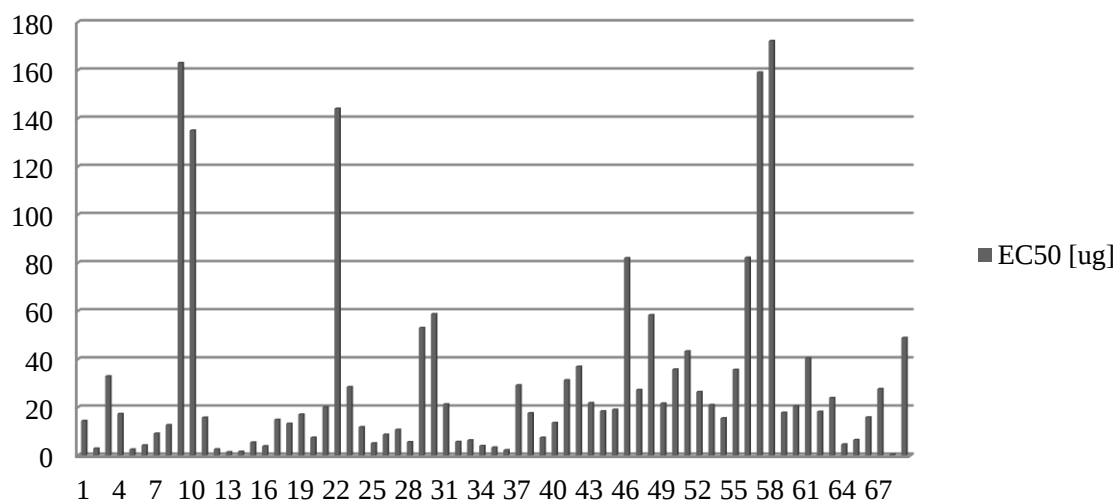
5. táblázat

Szegedi minták esetében alkalmazott mintavételi időszakok valamint a mért EC₅₀, PM₁₀ és PM_{2,5} értékek.

Minta sorszám	Mintavétel kezdet	Mintavétel vége	EC ₅₀ [ug]	PM ₁₀ [ug/m ³]	PM _{2,5} [ug/m ³]
1	23:00:00	5:00:00	14,51	41,4	18,8
2	5:00:00	11:00:00	2,99	57	33,1
3	11:00:00	17:00:00	33,04	68,9	46,4
4	17:00:00	23:00:00	17,36	58,7	31,2
5	23:00:00	5:00:00	2,62	26,5	18,7
6	5:00:00	11:00:00	4,34	21,7	19,4
7	11:00:00	17:00:00	9,19	29,6	21,3
8	17:00:00	23:00:00	12,75	31,8	14,7
9	23:00:00	5:00:00	163,15	35,2	17,4
10	5:00:00	11:00:00	135,08	20,9	15,3
11	11:00:00	17:00:00	15,84	14,5	14,4
12	17:00:00	23:00:00	2,68	9,3	11,3
13	23:00:00	5:00:00	1,49	8,6	8,1
14	5:00:00	11:00:00	1,69	24,1	13,6
15	11:00:00	17:00:00	5,51	26	13,7
16	17:00:00	23:00:00	3,96	33,5	24,8
17	23:00:00	5:00:00	14,96	34,6	23,2
18	5:00:00	11:00:00	13,32	34,1	19
19	11:00:00	17:00:00	17,13	38,6	23,9
20	17:00:00	23:00:00	7,51	40,5	29,2
21	23:00:00	5:00:00	20,19	52,1	36,5
22	5:00:00	11:00:00	144,19	69,7	40,5
23	11:00:00	17:00:00	28,53	61	33,6
24	17:00:00	23:00:00	11,89	35,4	23,9
25	23:00:00	5:00:00	5,18	13,5	10,4
26	5:00:00	11:00:00	8,76	25,3	14,2
27	11:00:00	17:00:00	10,81	14,7	7,6
28	17:00:00	23:00:00	5,7	24,3	13,8
29	23:00:00	5:00:00	53,1	29,3	21
30	5:00:00	11:00:00	58,85	26,5	16,1
31	11:00:00	17:00:00	21,37	23,4	12,4
32	17:00:00	23:00:00	5,8	19,9	17,7
33	23:00:00	5:00:00	6,4	34	23,1
34	5:00:00	11:00:00	4,08	38,9	24,5
35	11:00:00	17:00:00	3,44	35,6	22,5
36	17:00:00	23:00:00	2,33	35,6	23,7
37	23:00:00	5:00:00	29,29	34,6	21,8
38	5:00:00	17:00:00	17,66	31	17,6
39	17:00:00	23:00:00	7,5	22,4	10,5
40	23:00:00	5:00:00	13,66	21,1	7,6
41	5:00:00	11:00:00	31,37	21,8	8
42	11:00:00	17:00:00	37,02	33,4	8,7
43	17:00:00	23:00:00	21,91	28,1	39,9
44	23:00:00	5:00:00	18,49	24,1	14
45	5:00:00	11:00:00	19,11	21	13,8
46	11:00:00	17:00:00	82,1	30,7	20,5

kovats_164_23

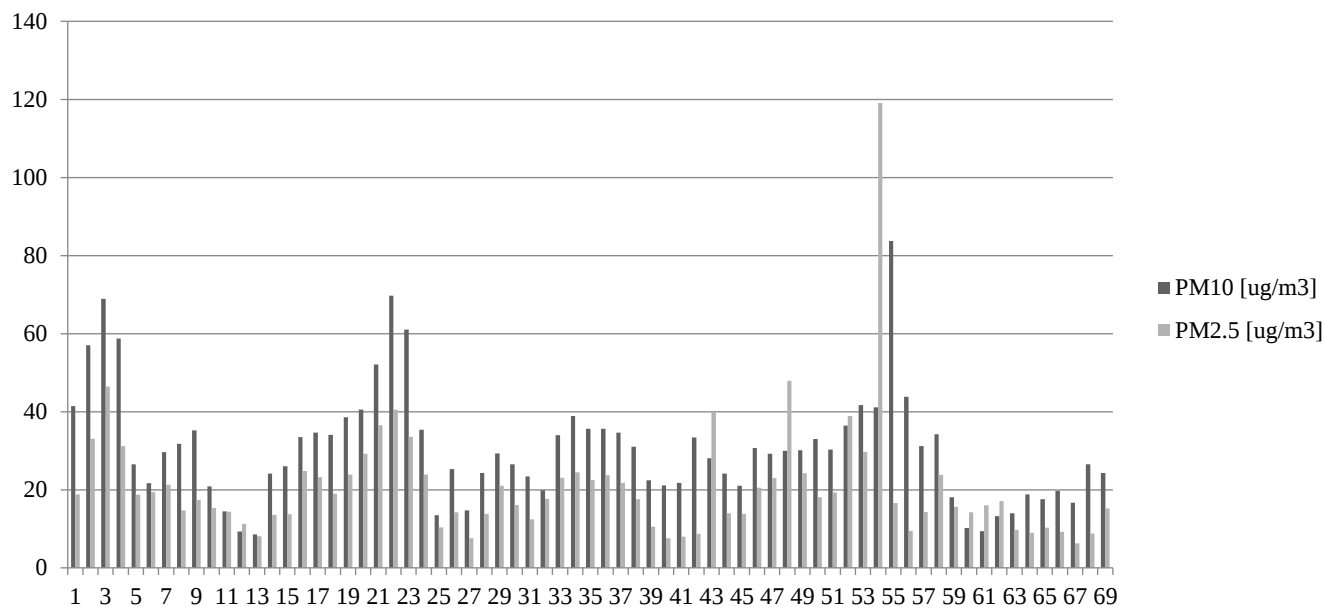
47	17:00:00	23:00:00	27,36	29,2	23
48	23:00:00	5:00:00	58,41	30	47,9
49	5:00:00	11:00:00	21,71	30,1	24,2
50	11:00:00	17:00:00	35,88	33	18,1
51	17:00:00	23:00:00	43,39	30,3	19,3
52	23:00:00	5:00:00	26,52	36,4	38,9
53	5:00:00	11:00:00	21,12	41,7	29,7
54	11:00:00	17:00:00	15,61	41,1	119,1
55	17:00:00	23:00:00	35,71	83,7	16,6
56	23:00:00	5:00:00	82,27	43,8	9,5
57	5:00:00	11:00:00	159,22	31,2	14,3
58	11:00:00	17:00:00	172,29	34,2	23,8
59	17:00:00	23:00:00	17,87	18,1	15,6
60	23:00:00	5:00:00	20,55	10,2	14,2
61	5:00:00	11:00:00	40,56	9,4	16
62	11:00:00	17:00:00	18,28	13,2	17,1
63	17:00:00	23:00:00	24,03	14	9,7
64	17:10:00	23:10:00	4,72	18,8	9
65	23:10:00	5:10:00	6,57	17,6	10,3
66	5:10:00	11:10:00	15,96	19,7	9,2
67	11:10:00	17:10:00	27,74	16,7	6,3
68	17:10:00	23:10:00	0,54	26,5	8,8
69	23:10:00	5:10:00	48,99	24,3	15,2



11. ábra.

EC₅₀ értékek a szegedi minták esetében

kovats_164_23



12. ábra

PM₁₀ és PM_{2,5} értékek a szegedi minták esetében

A 6. táblázatban láthatók a sorszámoknak megfeleltethető mintavételi időszakok a budapesti minták esetében, ill. a mért EC₅₀, PM₁₀ és PM_{2,5} értékek.

6. táblázat

Budapesti minták esetében alkalmazott mintavételi időszakok valamint a mért EC₅₀, PM₁₀ és PM_{2,5} értékek.

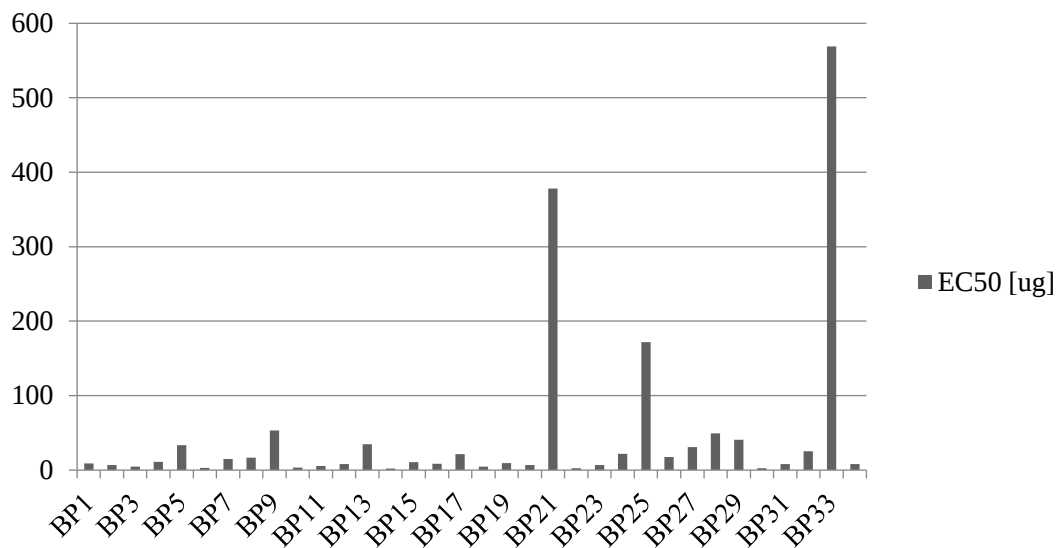
Minta sorszám	Mintavétel kezdete	Mintavétel vége	EC ₅₀ [ug]	PM ₁₀ [ug/m ³]	PM _{2,5} [ug/m ³]
BP1	2015.02.10 11:00	2015.02.10 17:00	9,1	16,4	8,2
BP2	2015.02.10 17:00	2015.02.10 23:00	6,6	24	14,1
BP3	2015.02.10 23:00	2015.02.11 5:00	4,6	22,2	9,9
BP4	2015.02.11 5:00	2015.02.11 11:00	11	36,5	20,4
BP5	2015.02.11 11:00	2015.02.11 17:00	33,3	42,7	26,8
BP6	2015.02.11 17:00	2015.02.11 23:00	3	41	31
BP7	2015.02.11 23:00	2015.02.12 5:00	15,1	66,5	37,8
BP8	2015.02.12 5:00	2015.02.12 11:00	16,7	35,3	15,3
BP9	2015.02.12 11:00	2015.02.12 17:00	53,4	34,8	23,1

kovats_164_23

BP10	2015.02.12 17:00	2015.02.12 23:00	3,2	34,7	27,9
BP11	2015.02.12 23:00	2015.02.13 5:00	5,7	62,2	36,7
BP12	2015.02.13 5:00	2015.02.13 11:00	8,1	68,2	44,3
BP13	2015.02.13 11:00	2015.02.13 17:00	34,7	55,2	24
BP14	2015.02.13 17:00	2015.02.13 23:00	1,9	40,2	27,2
BP15	2015.02.13 23:00	2015.02.14 5:00	10,6	71,7	40,6
BP16	2015.02.14 5:00	2015.02.14 11:00	8,5	55,3	37
BP17	2015.02.14 11:00	2015.02.14 17:00	21,3	57	38
BP18	2015.02.14 17:00	2015.02.14 23:00	4,5	56,7	38,6
BP19	2015.02.14 23:00	2015.02.15 5:00	9,5	62,3	38,7
BP20	2015.02.15 5:00	2015.02.15 11:00	6,8	61	40,7
BP21	2015.02.15 11:00	2015.02.15 17:00	378,3	47,8	30,3
BP22	2015.02.15 17:00	2015.02.15 23:00	2,6	36,8	21,9
BP23	2015.02.15 23:00	2015.02.16 5:00	6,8	64,2	39,7
BP24	2015.02.16 5:00	2015.02.16 11:00	22	60,2	40
BP25	2015.02.16 11:00	2015.02.16 17:00	171,7	38	25,9
BP26	2015.02.16 17:00	2015.02.16 23:00	17,5	38,2	25,8
BP27	2015.02.16 23:00	2015.02.17 5:00	31	33,2	19,2
BP28	2015.02.17 5:00	2015.02.17 11:00	49,2	17,8	9,3
BP29	2015.02.17 11:00	2015.02.17 17:00	40,7	23,8	14,1
BP30	2015.02.17 17:00	2015.02.17 23:00	2,7	36,7	27,7
BP31	2015.02.17 23:00	2015.02.18 5:00	8,2	60,7	37,5
BP32	2015.02.18 5:00	2015.02.18 11:00	25,1	48,8	37,8
BP33	2015.02.18 11:00	2015.02.18 17:00	568,8	42,2	23,6
BP34	2015.02.18 17:00	2015.02.18 23:00	8,2	32	20,8

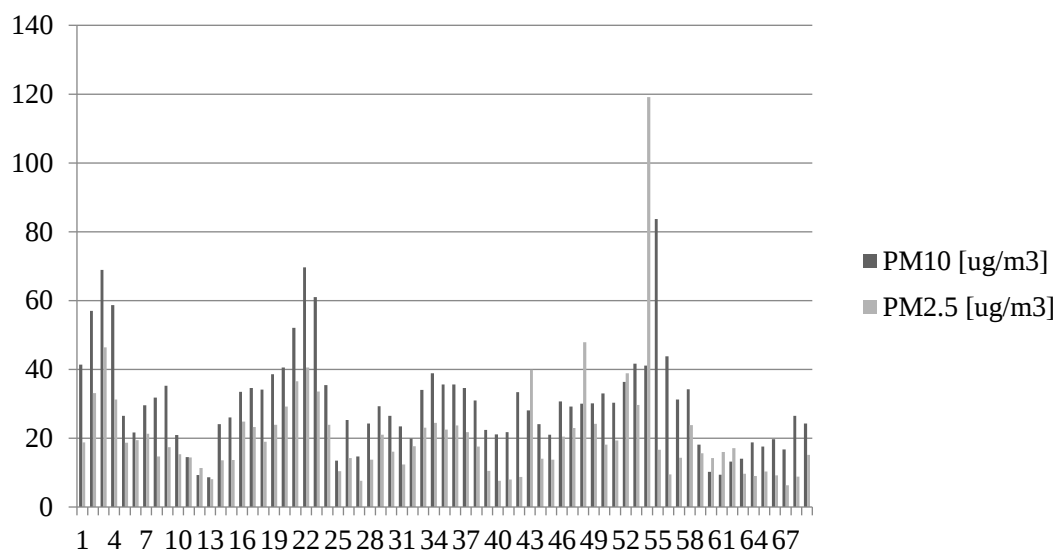
A 13. ábra a budapesti minták EC₅₀, a 14. ábra a minták PM_{2,5} és PM₁₀ koncentrációit mutatja.

kovats_164_23



13. ábra

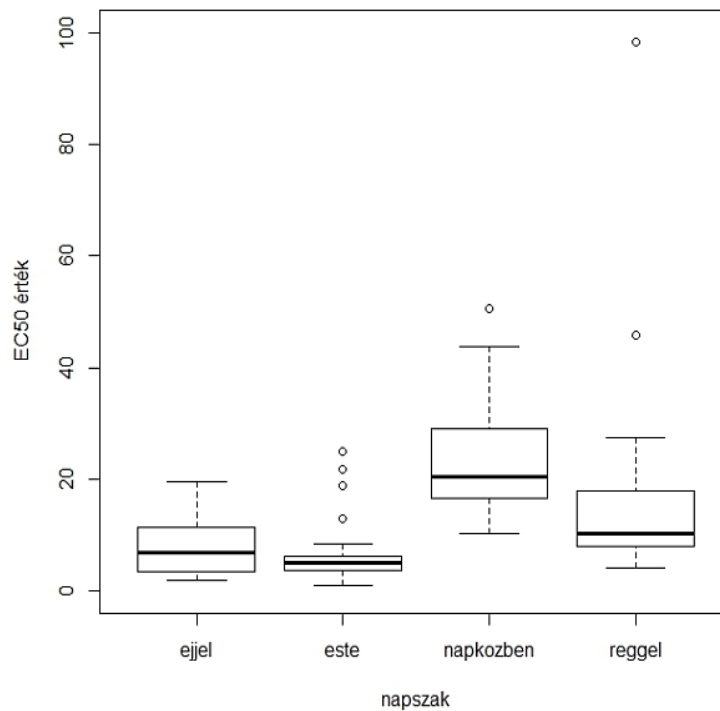
EC₅₀ értékek a budapesti minták esetében



14. ábra

PM₁₀ és PM_{2,5} értékek a budapesti minták esetében

Az adatsor mintavételi időszakonként (mintánként) végzett elemzése gyakorlatilag lehetetlen, nem mutat értelmezhető összefüggést. Ha viszont az adott mintavételi időszakokat csoportosítva mutatjuk be (15. ábra), a mintázat értelmezhetővé válik.



15. ábra

A toxicitás napszakos eloszlása Budapesten. Éjjel: 23.00-5.00; este: 17.00-23.00; napközben: 11.00-17.00; reggel: 5.00-11.00 között történt a mintavétel.

A mért ökototoxicitás egyértelműen a nappali időszakban, azaz 11.00 és 17.00 között a legalacsonyabb, nincs ugyanakkor számottevő különbség a reggel (5.00-11.00 között), este (17.00-23.00 között) és éjszaka (23.00-5.00 között) vett minták ökototoxicitása között.

Ez a mintázat csak részben vethető össze más szerzők tanulmányaival. Morville et al. (2011) strasbourgi minták esetében alkalmazott ilyen jellegű felbontást, 4 órás időtartammal vettek mintákat 06.00-10.00 h között, 11.30-15.30 között, valamint 17.00-21.00 között. A reggeli és esti időszakban volt a legmagasabb a gázfázisban ill. a PM frakcióhoz kötött PAHok koncentrációja, amely egybeesett a forgalomszámlálási adatokkal. Li et al. (2001) órás gyakorisággal vett mintákból elemezték a $PM_{2,5-10}$ kibocsátást El Paso- Juarez (Texas, USA) térségében. Szintén reggeli és esti csúcsot tapasztaltak, a reggeli magasabb PM kibocsátást a járműforgalommal, míg az estit a biomassa égetéssel (konyhai sütés, főzés) magyarázták.

A levegő optikai tulajdonságain alapuló mérőműszer kalibrálása

Az általam kifejlesztett direkt kontakt teszt szolgáltatja az alapot egy új, a levegő optikai tulajdonságain alapuló mérőműszer kalibrálásához. A kalibrációs adatokhoz 2 hónapos folyamatos mintavétel történt, 2 helyszínen (Budapest és Szeged), 6 órás felbontásban.

Gyenge ($r = 0,09$) ill. mérsékelt ($r = 0,448$) korreláció mutatkozott a légköri széntartalmú szálló por (carbonaceous particulate matter, CPM) EC_{50} értékei és az AAE (Absorption Angström Exponent) értékek között. Ennek alapján a fotoakusztikus mérésekkel meghatározott AAE értékek first screening jelleggel indikálhatják a levegő ökotoxicitását (Pintér et al. 2017).

Városi PM morfológiai, kémiai és ökotoxikológiai jellemzése

Városi PM morfológiai, kémiai és ökotoxikológiai jellemzésére szezonális mintákat dolgoztunk fel, a mintavétel Coimbra (Portugália) területén történt (Alves et al. 2021). Coimbra kb. 140 000 lakosú város, gazdaságát jellemzően az egyetemi hallgatóság határozza meg (kb. 35,000 egyetemi hallgatóról van szó). A várostól északi irányban egy cementgyár található, más ipari tevékenység nincs. A mintavételhez két helyszínt jelöltünk ki, egy jellemzően nagyforgalmú, a másik jellemzően háttérterület volt. A mintavétel 2018 december és 2019 június között történt, 24 órás felbontással. Minden egyes hónapból két filtert választottunk ki kémiai, morfológiai és toxikológiai elemzésre.

Maga a mintavétel két mintavevő eszköz párhuzamos alkalmazásával történt: nagytérfogató mintavevő (MCV CAV-A/mb, áramlási sebesség $30 \text{ m}^3/\text{h}$), alkalmazott filter: 15 cm átmérőjű kvarcszálalás filter (Pall Corporation) és kistérfogató mintavevő (Echo PM Tecora, áramlási sebesség $2.3 \text{ m}^3/\text{h}$), alkalmazott filter 47 mm átmérőjű Teflon filter (Pall Corporation).

A PM_{10} emissziót elemezve megállapítható volt, hogy a PM_{10} koncentrációja a téli időszakban megközelítőleg kétszerese volt a tavaszi időszakban mért értékeknek. Mindkét mintavételi pont esetében a téli emisszió domináns forrása a biomassza égetés volt, ugyanakkor a közlekedésből származó emisszió szignifikáns különbséget mutatott a két mintavételi pont esetében: az útmenti ponton ez kb. 7-szerese volt a háttér mintavételi ponton kimutatott kibocsátásnak.

A minták kémiai elemzése is jelentős eltérést mutatott ki: az útmenti mintavételi ponton jelentős volt a nehézfémek (Fe, Ti, Ba, Cr, Co, Cu, Zr, Mn) aránya. A PAHok elemzése ugyanakkor azt mutatta ki, hogy gyakorlatilag az egész város PAH terhelése hasonló.

A *Vibrio* kinetikus teszttel mért toxicitás értékeit TU egységben fejeztük ki, amelynek számítási módja a következő: $TU = [1/EC_{50}] / 100$. Chang et al. (2013) alapján a következő kategóriák állapíthatók meg: nem toxikus (<1), toxikus (1-10), nagyon toxikus (10-100), ill. rendkívül toxikus (>100).

Ezek alapján a forgalmas út melletti mintavételi pontról gyűjtött minták 64% -a volt toxikus, 14% pedig nagyon toxikus, ugyanakkor a háttér mintavételi pontról vett minták jelentős része is mutatott toxicitást, 50% toxikus, 7% pedig nagyon toxikus volt (16. ábra).

A PM_{10} részecskéken megkötött komponensek elemzése azt mutatta, hogy számos vegyület, többek között a biomaszra égetésre jellemző anhidrocukrok, valamint a közlekedésre jellemző emisszóban megtalálható fémek (pl. Fe, Cu, Zn) szignifikáns korrelációt mutattak a mért ökototoxicitás értékekkel (7. táblázat). A szénjellegű alkotóelemek és az anhidrocukrok koncentrációja fordított arányt mutatott az EC_{50} értékekkel, ezúton is jelezve a biomaszra égetésből származó emisszió kockázatát.

Erős korreláció mutatkozott a xilitollal. Ez a komponens a levoglukozán koncentrációval korrelált, alátámasztva, hogy mindkét vegyület a lakossági tüzelés során keletkezik.

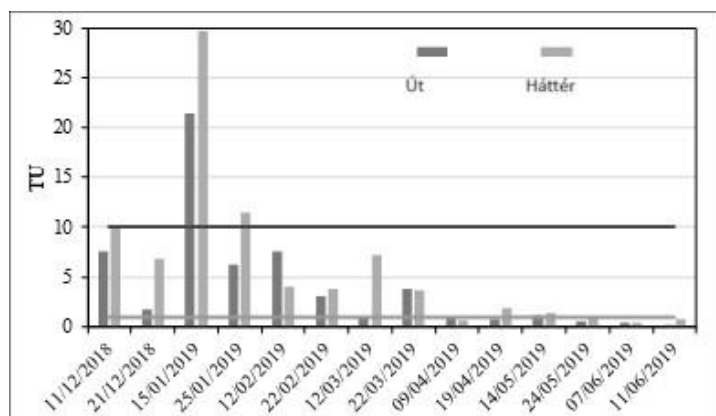
Két műanyaglágyító, a bis(2-etilhexil) adipát (DEHA) és a bis(2-etilhexil) ftalát (DEHP), szintén kiválthatott toxikus hatást. Az International Agency for Research on Cancer (IARC) szerint a DEHA emberekre nem mutat karcinogén hatást, míg a DEHP a 2B csoportba tartozik (emberekre lehetséges karcinogén hatás). A karcinogenitáson kívül, számos tanulmány alátámasztotta ezen vegyületek oxidatív stresszt okozó hatását. Kimutatható a máj, továbbá a központi idegrendszer, a légzőrendszer, valamint az immunrendszer károsodása (Kovacic 2010).

A PAH és alkilált PAH vegyületek jelentős toxicitását szintén szignifikáns korreláció támasztja alá. A benzotiazol kifejezetten csak a nagyforgalmú mintavételi pont esetében mutatott szignifikáns korrelációt az EC_{50} értékekkel. Ez a szerves heterociklikus vegyület az autógumik fontos alkotóeleme, egyes szerzők szerint a gumik kopásának nyomjelzője lehet (Asheima et al. 2019).

Szintén erős korreláció mutatkozott egyes fémek, nevezetesen K, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Pb és Sr között. Ezek forrása lehet gépjármű emisszió, ill. nem emisszióból származó, közlekedés

jellegű. Mindkét mintavételi pont esetében elmondható, hogy egyes ionok és az EC₅₀ értékek között korreláció mutatkozott, ám negatív értelemben: a növekvő koncentráció csökkenő toxicitást eredményezett. Több munka is leközölte, hogy az ártalmatlan vízdékony ionok nem indukáltak ökotoxikus hatást (pl. Kasurinen et al. 2017, Totlandsdal et al. 2014).

Legmagasabb ökototoxicitást a téli minták mutattak (16. ábra), feltehetőleg a lakossági fűtés/biomassza égetés következtében. Január 15-e volt pl. a tél leghidegebb napja, ekkor a széntartalmú anyagok mennyiségének jelentős növekedése is megfigyelhető volt, feltehetőleg a lakossági fatüzelés következtében. Ezen a napon a PM₁₀ tömegének kb. 70% származott biomassza égetésből. Január folyamán mindkét mintavételi ponton hamu is megfigyelhető volt a filteren, amely jelezte a biomassza égetést.



16. ábra

Coimbra területén vett szezonális minták ökototoxicitása

7. táblázat. Spearman korrelációs koefficiens a PM₁₀-en megkötött komponensek és a *V. fischeri* EC₅₀ értékek között.

	Út (N=14)	Háttér (N=14)
PM₁₀ (µg/m³)	-0,745**	-0.525
Széntartalmú alkotók (µg/m³)		
OC	-0,798**	-0.776**
EC	-0,877**	-0.846**
TC	-0,846**	-0.829**
Vízdoldható ionok (µg/m³)		

kovats_164_23

Klorid	0,692**	0.503
Nitrát	-0,209	-0.376
Szulfát	0,099	0.125
Fluorid	-0,667**	-0.304
Nitrit	0,136	0.304
Bromid	0,667**	0.304
Foszfát	0,667**	0.304
Lítium	0,667**	-0.033
Nátrium	0,393	0.613*
Ammónium	-0,339	-0.503
Kálium	-0,640*	-0.358
Magnézium	0,209	0.705**
Kalcium	-0,358	-0.477
Fémek (µg/m³)		
Na	0,771**	0.714**
Mg	0,604*	0.837**
Al	-0,108	-0.218
Si	-0,165	-0.222
P	-0,305	-0.305
S	0,095	0.143
Cl	0,662**	0.411
K	-0,793**	-0.604*
Ca	-0,270	-0.266
Ti	-0,248	-0.235
V	-0,389	0.095
Cr	-0,530	-0.490
Mn	-0,727**	-0.516
Fe	-0,657*	-0.560*
Ni	-0,275	-0.174
Cu	-0,767**	-0.811**
Zn	-0,640*	-0.710**
As	-,881**	-0.688**
Se	-0,407	-0.240
Br	-0,257	0.288
Rb	-0,464	-0.116
Sr	-0,613*	-0.187
Y	-0,393	-0.235
Zr	-0,363	0.174
Mo	-0,226	0.317
Ba	-0,301	-0.002
Pb	-0,758**	-0.578*
Szacharidok (µg/m³)		
Xylitol	-0,650*	-0.630*

kovats_164_23

Arabitól	-0,363	-0.064
Levoglucozán	-0,729**	-0.656*
Mannitol	-0,402	-0.288
Mannozán	-0,740**	-0.682**
Galaktozán	-0,689**	-0.681**
PAHok és alkil-PAHok (ng/m³)		
Benzotiazol	-0,868**	-0.107
Karbazol	-0,810**	-0.655*
p-Terfenil	-0,930**	-0.650*
Retén	-0,868**	-0.816**
Naftalin	-0,604*	-0.798**
C1-naftalinok	-0,662**	-0.631*
C2-naftalinok	-0,793**	-0.727**
C3-naftalinok	-0,842**	-0.590*
C4-naftalinok	-0,769**	-0.829**
Acenaftilén	-0,692**	-0.490
Acenaftén	-0,349	-0.556*
Fluorén	-0,310	-0.348
C1-fluorénok	-0,823**	-0.846**
C2-fluorénok	-0,895**	-0.837**
Fenantrén	-0,842**	-0.512
C1-fenantrénok	-0,846**	-0.829**
Antracén	-0,833**	-0.651*
Fluorantén	-0,824**	-0.842**
C1-fluorantének/pirének	-0,873**	-0.701**
C2- fluorantének/pirének	-0,853**	-0.897**
Pirén	-0,780**	-0.820**
Krizén	-0,820**	-0.903**
C1-krizének	-0,815**	-0.862**
C2-krizének	-0,902**	-0.725**
C3-dibenzotiofének	-0,859**	-0.824**
C4- dibenzotiofének	-0,916**	-0.758**
Benzo(a)antracén	-0,820**	-0.820**
7,12-Dimetilbenzo(a)antracén	-0,884**	-0.853**
Benzo(b)fluorantén	-0,829**	-0.873**
Benzo(k)fluorantén	-0,820**	-0.873**
Benzo(e)pirén	-0,815**	-0.921**
Benzo(a)pirén	-0,829**	-0.908**
Perilén	-0,855**	-0.638*
Indeno(1,2,3-cd)pirén	-0,837**	-0.925**
Dibenzo(a,h)antracén	-0,877**	-0.801**
Benzo(g,h,i)perilén	-0,851**	-0.930**

Műanyaglágyítók (ng/m³)

Dimetil-ftalát	-0,202	0.453
Dietil-ftalát	0,068	-0.013
Diisobutil-ftalát	0,582*	0.333
Di-n-butyl ftalát	-0,438	0.153
Benzil butyl ftalát	0,157	0.564*
Bis(2-etilhexil) adipát	-0,829**	-0.657*
Bis(2-etilhexil) ftalát	-0,851**	-0.705**

*. Szignifikáns korreláció 0,05 szinten

**. Szignifikáns korreláció 0,01 szinten

Téli minták napszakos mintázatának elemzése

Kifejezetten téli minták napszakos mintázatával foglalkoztunk egy Bragança (Portugália) területén folytatott mintavételi kampány keretében (Cipoli et al. 2023). Bragança viszonylag kis város, mintegy 35 000 lakosa van. Portugália északi részén található, hegyes területen, 700 m tengerszint feletti magasságban. A város viszonylag kevés iparral rendelkezik, levegőminőségét a közlekedésből és lakossági fűtésből eredő terhelés határozza meg (Cipoli et al., 2022).

A mintavétel 2021 január 14 és március 17 között zajlott. Minden nap két mintavétel történt, a következő felbontásban: nappal (08.00 – 18.00) és éjszaka (18.30 – 7.30). A mintavételhez párhuzamosan két kis térfogatú mintavevő eszközt használtunk: Echo PM TECORA, Olaszország, áramlási sebesség 2,3 m³/h, alkalmazott filter: kvarcszálalás filter (2,0 µm pórusméret, Pallflex®), ill. ugyanezen típus Teflon membrán filterrel felszerelve (Pall Corporation).

Két időszak (január 14 – 21 ill. február 25 - március 05) alapján elmondható, hogy a minták 76%-a mutatott ökotoxikus hatást, 50% feletti fénykibocsátás-gátlást produkálva. A TU₅₀ értékek 0,3 és 27,5 között mozogtak. Összesítve az adatokat, a minták 18% -a bizonyult 'nagyon toxikusnak', 53%-a toxikusnak és végül 29% esett a 'nem toxikus' kategóriába.

Szignifikáns korreláció volt megfigyelhető a toxicitás és specifikus PM₁₀-hez kötött komponensek között: OC ($r^2 = 0,65$), EC ($r^2 = 0,64$), Zn ($r^2 = 0,68$), K ($r^2 = 0,54$), levoglukozán ($r^2 = 0,86$), mannozán ($r^2 = 0,81$), galaktozán (0,84), NO₃⁻ ($r^2 = 0,45$) és NH₄⁺ ($r^2 = 0,48$). A biomassa égetésből származó komponensek és toxicitás közötti összefüggés tovább erősíti azt a feltevést, hogy a biomassa égetésből származó komponensek közvetlen toxikus hatást fejtenek

ki. Romano et al. (2020) szintén pozitív korrelációt mutatott ki a *Vibrio* ökotoxicitás és az égésből származó összetevők (OC, EC, K) között.

Az első mintavételi időszak (január 14 – 21) esetében magasabb ökotoxicitást mutattak az eredmények, mint a második mintavételi időszak (február 25 - március 05) esetében. Feltehetőleg nagyobb mértékű lakossági fűtés, azaz biomassza égetés állhatott ennek a háttérében. Erre az időszakra jellemző volt, hogy az éjszakai mintavételi periódusokban a toxicitás 38% -kal magasabb volt, mint a nappali időszakokban. Ezt alátámasztják Aammi et al. (2017) megfigyelései, amely szerint hideg időszakban a toxicitás magasabb, elsősorban a megnövekedett fűtés (biomassza égetés), ill. évszakos hatások (inverziós rétegek) következtében.

Toxicitást nem mutató minták főleg a második periódus (február 25 - március 05) esetében voltak megfigyelhetők. Ebben az időszakban kisebb mértékű biomassza égetés volt jellemző. Ezalatt az időszak alatt szaharai por betörése is megfigyelhető volt, a porban található, földkéregből származó alkotók ugyanakkor nincsenek toxikus hatással.

PM_{2,5} toxicitásának vizsgálata ipari területen

PM_{2,5} toxicitását elemeztük São Paulo (Brazília) petrokémiai ipari területének hatását vizsgálva. A petrokémiai ipari tevékenység jelentős kibocsátást jelent. A PM_{2,5}-höz alapvetően PAHok kötődnek, beleértve az ismert humán karcinogén hatással rendelkező benzapirént. Szintén jellemző a hopánok jelenléte, amelyek általában a nyersolajfeldolgozás nyomjelzői. Szisztémás sejtes gyulladás kiváltói lehetnek (Alves et al. 2017). Vízoldható szervetlen ionok (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , NO_3^- , és SO_4^{2-}) a PM_{2,5} tömegének több mint 60%-át is kitehetik (Han et al. 2015).

A mintavételi pont 700 m-re helyezkedett el az iparterülettől. A mintavételhez használt eszköz nagy térfogatáramú mintavevő volt (MFC-PM_{2,5}, Thermo Fisher Scientific®), áramlási sebesség 1,13 m³/min. A mintákat kvarc membrán filterre (Millipore®) gyűjtötték. A mintavétel időszaka a téli periódusra esett, 2021. július. 10 és augusztus 8 között. Minden nap 24 óra hosszat tartott a mintavétel.

A számított TU értékek alapján a minták 64%-a mutatkozott toxikusnak. Figyelembe véve, hogy a mérések 1 hónapos mintavételi időszakot öleltek fel, az ipari terület környezetében élő

lakosság gyakorlatilag krónikus expozíciónak van kitéve, az eredmények jelentős toxikus expozíciót sugallnak.

A kémiai és ökotoxikológiai elemzések mellett sor került a PM oxidatív potenciáljának vizsgálatára is. Az emberi légzőrendszerre jellemző egy antioxidánsokban gazdag, védő funkciót ellátó réteg. Ebben a rétegben kifejezetten antioxidánsok, így például glutation (GSH) és aszkorbát (AA) találhatók, ezek szerepe elektronok szolgáltatása, amelyek az ROS által kiváltott oxidációs reakciókat vannak hivatva gátolni. A PM ROS-generáló kapacitását jellemzően az AA és GSH tesztekkel jellemzik, a PM-nek történt expozíciót követően ennek a két antioxidánsnak a koncentráció változását lehet mérni (Brown et al. 2020).

A PM ROS-generáló képességét a dithiothreitol (DTT) teszttel is mérhetjük: ebben az esetben a PM szuperoxid gyökök generáló képességét becsüljük meg. A DTT a biológiai redukáló ágenseket, mint pl. a NADH és NADPH helyettesíti a tesztben (Calas et al. 2017).

Az AA teszt legérzékenyebb az átmeneti fémek kiváltotta oxidatív stresszre (Charrier et al. 2016), kisebb mértékben egyes szerves szennyezőkre (Calas et al. 2018). Egy tanulmány szerint az AA teszt által vizsgált PM minták OP értéke 50%-kal magasabb is lehet forgalmas helyeken, mint városi háttér mintavételi pontokon (Strak et al. 2012).

A GSH teszttel kimutatott OP több tanulmány szerint jól használható a levegőszennyezés és különböző egészségügyi problémák (tüdőrák, keringési problémák) összefüggés magyarázatára (Weichenthal 2016).

A három teszt közül a DTT vizsgálatot alkalmazzák a leggyakrabban, ugyanis ez számos különböző szennyező komponensre mutatott érzékenységet: fémekre (Charrier et al. 2016), szerves szennyezőkre (Chung et al. 2007), továbbá humuszszerű vegyületekre. A DDT teszt által indikált oxidatív potenciált epidemiológiai tanulmányok alapján számos egészségügyi problémával összefüggésbe lehetett hozni, többek között asztma (Fang et al. 2016), valamint szívbetegségekkel (Bates et al. 2015).

A vizsgálat minták OP értékeit Caumo et al. (2022) egy előző tanulmányban publikálta. A PM mintákra ebben az esetben mindhárom (AA, GSH és DTT) tesztet elvégezték. Ezeket összevetve jelen munkában közölt toxicitás értékekkel megállapítható, hogy jó korreláció mutatkozott az AA teszt és a TU_{50} értékek között ($\rho = -0.81$). Ebből arra lehet következtetni, hogy az ökotoxikus hatásért ugyanazon komponensek lehetnek felelősek, amelyek az AA tesztben

mutatott hatást is okozták. Ebből közvetve arra is lehet következtetni, hogy a *Vibrio* teszt jól indikálhatja az adott ipari régió levegőjének egészségkárosító hatását is.

Közlekedésből származó aeroszol/biodízel

A közlekedési eredetű káros környezeti hatások túlnyomó része a közúti közlekedésből származik, értelemszerűen ezeknek a káros hatásoknak az elszenvedői a forgalmas környezetben élő emberek.

Európában és világszerte is tapasztalható a növekvő mértékű városiasodás, ezzel együtt ugrásszerűen megnőtt a közlekedés szerepe mindennapjainkban. Európában általános igény, hogy majdnem minden háztartásban legyen legalább egy, vagy akár több személygépkocsi. A személygépkocsik számának növekedése mellett a szállítmányozás volumene is növekszik, amely szintén jelentős hatással van a mindennapi forgalomra.

A közlekedési eredetű aeroszol részecskék fő forrásai a következők: dízel üzemű járművek kipufogógázai, a fékbetétek- és a gumiabroncsok kopása során keletkező szálló por, továbbá az úttest kopása során keletkező szálló por. Ez utóbbi kémiai összetétele általában jelentősen eltér a kipufogógázban található részecskétől, elsősorban magas nehézfém tartalma miatt, ami a kiváltott toxikológiai hatást is befolyásolja (Grigoratos és Martini 2014). Újabb kutatások bebizonyították, hogy az ilyen jellegű részecskék is jelentős egészségkárosító hatással bírhatnak (Gerlofs-Nijland et al. 2019).

A dízelüzemű gépjárművekhez köthető PM magvát általában koromszemcse képezi, ezen kötődnek meg potenciálisan toxikus komponensek. A toxikus hatások indukálása jellemzően a koromszemcsék felületéről extrahálható szerves komponensekhez köthető, maga a korom mag hatása elhanyagolható (Takano et al. 2007).

A megkötött szerves komponensek közül humán- ill. környezetegészségügyi szempontból a PAH-ok, valamint ezek kinon-, karboxil- és nitro-származékai a legfontosabbak. Számos PAH-ról kimutatták, hogy rendkívül karcinogén és mutagén, pl.az úgynevezett Car-PAHok csoportja (azaz a gépjárműemisszióhoz köthető PAH-ok): benzo(a)anthracén, krizén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, benzo(a)pirén (B(a)P), dibenzo(a,h)anthracén, indeno(1,2,3-cd)pirén és benzo(g,h,i)perilén (Srogi 2007).

A közúti gépjárművek szennyezőanyag-kibocsátását az 1990-es évektől kezdődően az EURO normák szabályozzák, ezeket Magyarország is alkalmazza. Összesen 6 normát vezettek be, amelyek a PM₁₀ kibocsátás mellett az NO_x, CH, CO kibocsátást is szabályozzák. Dízel üzemű személygépkocsik PM₁₀ emissziós határértékeinek szabályozását a 8. táblázat, míg a dízel üzemű nehézgépjárművek PM₁₀ emissziós határértékeinek szabályozását a 9. táblázat foglalja össze.

8. táblázat. Dízel üzemű személygépkocsik PM₁₀ emissziós határértékeinek alakulása (mg/km)

Norma	Bevezetve	PM ₁₀
EURO 1	1993. okt.	140
EURO 2	1997. jan.	80
EURO 3	2001. jan.	50
EURO 4	2006. jan.	25
EURO 5	2011. jan.	5
EURO 6	2015. jan.	5

9. táblázat Dízel üzemű nehézgépjárművek PM₁₀ emissziós határértékeinek alakulása (mg/kWh)

Norma	Bevezetve	PM ₁₀
EURO I	1991	360
EURO II	1996	150
EURO III	2001	100
EURO IV	2005	20
EURO V	2008	20
EURO VI	2012	10

A kibocsátott részecskék számára vonatkozó előírások betartása csak dízel részecskeszűrők alkalmazásával lehetséges. Harrison (2020) szerint az intézkedések következtében számottevő csökkenés következett be a közlekedésből származó PM emisszióban. A nem-emisszió jellegű terhelés, amely fékbetétek, gumiabroncsok, magának az úttestnek a kopásából, valamint az úttesten található reszuszpendált porból származik, a közlekedés eredetű terhelés értelemszerűen nagyobb hányadát képezi (Padoan és Amato 2018).

Dízel üzemű személygépjárművek kibocsátásának elemzése

9 eltérő típusú dízel üzemű személygépkocsi kibocsátásának ökototoxicitását elemeztük. A személyautók legfontosabb paramétereit a 10. táblázat tartalmazza. A mintákat egy zárt telephelyen 32 m³/h térfogatáramú KÁLMÁN PM_{2,5} mintavevővel vettük, a kipufogóktól körülbelül 1 méterre, 3 percig történt a mintavétel. A mintákat 150 mm átmérőjű kvarc szűrőre gyűjtöttük.

10. táblázat. Vizsgált személygépkocsik jellemző paraméterei

Típus	Futott kilométer	Kor (években)	Teljesítmény (kW)	Környezetvédelmi osztály	Motor (cm ³)
FORD FOCUS 1,8 TDDi	173 617	8	66	EURO 2	1753
BMW 320D	176 809	16	110	EURO 3	1995
OPEL OMEGA 2.5 TD	340 981	15	96	EURO 3	2497
TOYOTA HILUX 2,5TD	165 296	9	75	EURO 3	2494
RENAULT TRAFIC 1.9 Dci	140 736	7	74	EURO 3	1870
FORD MONDEO TDCi	165 861	5	85	EURO 3	1998
FORD MONDEO TDCi	106 368	6	96	EURO 3	1998
FORD S MAX TDCi	87 063	5	92	EURO 4	1753
MITSUBISHI L200 2,5 DiD	154 385	5	100	EURO 4	2477

A vizsgált minták elemzése során kapott eredmények (ökototoxicitás, PAH, TC, PM_{2,5}) a 11. táblázatban láthatók.

Az EURO 2 környezetvédelmi osztályból egy gépjárműből kaptunk mintát, ez egy Ford Focus 1,8 D autó volt. Ennek az emissziójából vett minta bizonyult a legtoxikusabbnak, kiemelkedően magas, 400-as (!) TU értékkel. Ebben az esetben volt a legmagasabb a PAH (93349 ng/m³), valamint a TC (34,9 mg/m³) kibocsátás is.

11. táblázat. A vizsgált személyautók kibocsátásainak eredményei

Típus	Környezetvédelmi osztály	TU	TC [mg/m ³]	PM _{2,5} [mg/m ³]	PAH [ng/m ³]
FORD FOCUS 1.8 TDDi	EURO 2	400,00	34,9	37,9	93349
BMW 320D	EURO 3	2,23	0,5	0,54	210
OPEL OMEGA 2.5 TD	EURO 3	1,13	7,5	8,18	3420
TOYOTA HILUX 2.5TD	EURO 3	0,22	0,3	0,33	114
RENAULT TRAFIC 1.9 Dci	EURO 3	3,06	1,55	1,68	122
FORD MONDEO TDCi	EURO 3	9,04	1,9	2,03	2280
FORD MONDEO TDCi	EURO 3	0,4	0,57	0,62	171
FORD S MAX TDCi	EURO 4	0,62	0,17	0,18	42,6
MITSUBISHI L200 2.5 DiD	EURO 4	13,04	2,9	3,15	449

Az EURO 3 emissziós szabvánnyal rendelkező gépjárművek csoportjában mind a toxicitás, mind a PAH kibocsátás széles határok között mozgott (TU: 0,4 és 9,04, PAH: 114 és 3420 ng/m³). Egyértelmű összefüggés a toxicitás értékek és a PAH kibocsátás között nem mutatkozott. Az Opel Omega 2.5 TD gépjármű esetében volt megfigyelhető a legmagasabb PAH (3420 ng/m³) és TC emisszió (mg/m³). Ugyanakkor ennél a gépjárműnél alacsony toxicitást mutattunk ki, TU értéke 1,13 volt. Valamennyi vizsgált személygépkocsi közül ez az autó rendelkezett a legmagasabb futásteljesítménnyel, a kilométeróra állása 340 981 km volt.

Az EURO 3 környezetvédelmi osztályba tartozó két FORD MONDEO TDCI gépkocsik kibocsátása nagymértékben eltért (TU: 9,4 ill. 0,4; TC: 1,9 ill. 0,57 mg/m³, PAH: 2280 ill. 171 ng/m³, EC50 % = 11,06 és 248,06). A jelentős különbséget a futásteljesítmény részben magyarázhatja: a kilométeróra állása 165 861 km ill. 106 368 km volt.

Az EURO 4 környezetvédelmi osztály sajnos alulreprezentált volt, a mintát két személygépkocsi alkotta. Ezek kibocsátása is jelentősen eltért: FORD S MAX TDCi TU: 0,62, TC: 0,17 mg/m³, PAH: 42,6 ng/m³, MITSUBISHI L200 2.5 DiD TU: 13,04; TC: 2,9 mg/m³, PAH:

449 ng/m³. Az ökototoxicitás értékei az egyes gépkocsik PAH és TC koncentrációjával szignifikáns pozitív korrelációt mutattak (Spearman rangkorreláció, $r = 0,912$; $p = 0,001$, valamint $r = 0,956$; $p < 0,001$). Figyelemre méltó a Mitsubishi viszonylag szennyező volta: annak ellenére, hogy a munka elvégzésekor a hozzáférhető legjobb besorolású környezetvédelmi osztályba tartozott, ez a jármű mutatta a mintában a második legmagasabb TU értéket.

Az adatok feldolgozása során nem találtunk összefüggést az emissziós jellemzők ill. a környezetvédelmi osztály besorolás között, bár az is elképzelhető, hogy az EURO 4 osztályba tartozó gépjárművek környezetterhelése lényegesen magasabb volt a várhatónál, ill. az egyik közülük kiugróan magas kibocsátási jellemzőkkel rendelkezett. Az alacsony mintaszám feltehetően okozott bizonyos torzító hatást, hiszen pl. Minjares et al. (2013) szerint a PM_{2,5} kibocsátás szignifikánsan csökkent a környezetvédelmi osztály függvényében.

Ugyanakkor szignifikáns korrelációt mutattunk ki a futásteljesítmény és a PAH kibocsátás között (Spearman rangkorreláció, $p = 0,031$ $r = 0,733$). Nagy általánosságban elmondható, hogy a PM kibocsátást befolyásolhatja a futásteljesítmény, valamint az adott gépjármű kora (Chiang et al. 2012). Ezen kívül figyelembe kell venni olyan egyéb paramétereket is, mint pl. a jármű műszaki állapota, a karbantartás/szervízelés mértéke, ezek viszont nehezen számszerűsíthetők.

Az ökototoxicitás jellemzése mellett a minták genotoxicitását is vizsgáltuk SOS Chromoteszt alkalmazásával. Két minta mutatott genotoxicitást: az EURO 2 környezetvédelmi osztályba tartozó Ford Focus 1,8 D ill. az EURO 3 környezetvédelmi osztályba tartozó Ford Mondeo MONDEO TDCi járművek kibocsátása. Mindkettő ugyanakkor magas ökototoxicitást is mutatott, a Ford Focus esetében tapasztaltuk a kiemelkedően magas 400-as TU értéket, a Ford Mondeo esetében ez 9,04 volt. Ugyanakkor a magas PAH kibocsátással és ökototoxicitással jellemezhető (TU: 13,04) MITSUBISHI L200 2.5 DiD nem mutatott genotoxikus hatást.

Dízel üzemű autóbuszok kibocsátásának elemzése

6, különböző típusú és környezetvédelmi osztályba tartozó dízel üzemű autóbusz kibocsátásának jellemzőit vizsgáltuk (12. táblázat). Hasonlóképpen a személygépjárművek vizsgálatához, a mintákat egy zárt telephelyen 32 m³/h térfogatáramú KÁLMÁN PM_{2,5} mintavevővel vettük, a mintavevő a kipufogóktól körülbelül 1 méterre volt elhelyezve. Kétféle üzemmód során történt a mintavétel, alapjáraton (fordulatszám 600/perc) 10 percig, gázfröccsel

(fordulatszám 1500/perc) pedig 3 percig történt a mintavétel. A mintákat kvarc szűrőre gyűjtöttük (átmérő 150 mm). A szűrők feldolgozása, mintaelőkészítés a fentebb már ismertetett módon történt.

12. táblázat A mintavételre használt autóbuszok jellemzői. A Minta oszlopban az 1. szám az alapjáraton, a 2. szám a gázfröccsel vett mintát jelzi.

Minta	Típus/Környezetv. osztály	Gyártás éve	Futásteljesítmény (Km)	Saját tömeg
EU0-IK1987-1	IKARUS 260.06 EURO 0	1987	155814	16000 kg
EU0-IK1987-2				
EU1-IK1997-1	IKARUS 415.26 EURO 1	1997	977446	10100 kg
EU1-IK1997-2				
EU2-IK2000-1	IKARUS E 95 EURO 2	2000	713832	11323 kg
EU2-IK2000-2				
EU3-VO2006-1	VOLVO ALFA B12 B Regio EURO 3	2006	264792	13200 kg
EU3-VO2006-2				
EU3-CR2006-1	CREDO EC12 EURO 3	2006	355864	8665 kg
EU3-CR2006-2				
EU4-VO2008-1	VOLVO ALFA B12 B Regio EURO 4	2008	207505	11120 kg
EU4-VO2008-2				

A személygépjárművek kibocsátásának elemzéséhez hasonlóan, itt is elvégeztük a genotoxicitás elemzését is. Az öko- és genotoxicitás eredményeket a 13. táblázat foglalja össze. A vizsgált autóbuszok környezetvédelmi osztály, ill. ezen belül az évjárat sorrendjében szerepelnek.

13. táblázat. Autóbuszok kibocsátásainak öko- és genotoxikológiai eredményei

Minta	Típus/Környezetv. osztály	Alapjárat/gázfröccs	TU	Genotoxicitás
EU0-IK1987-1	IKARUS 26006 EURO 0	alapjárat	80,6	genotoxikus
EU0-IK1987-2		gázfröccs	40,5	genotoxikus
EU1-IK1997-1	IKARUS 415.26 EURO 1	alapjárat	104,2	genotoxikus
EU1-IK1997-2		gázfröccs	43,3	genotoxikus
EU2-IK2000-1	IKARUS E 95 EURO 2	alapjárat	34,8	Non conclusive
EU2-IK2000-2		gázfröccs	45,7	nem genotoxikus
EU3-VO2006-1	VOLVO ALFA B12 B Regio EURO 3	alapjárat	10,09	nem genotoxikus
EU3-VO2006-2		gázfröccs	26,95	nem genotoxikus
EU3-CR2006-1	CREDO EC12 EURO 3	alapjárat	32,6	nem genotoxikus
EU3-CR2006-2		gázfröccs	24,3	nem genotoxikus
EU4-VO2008-1	VOLVO ALFA B12 B Regio EURO 4	alapjárat	nem toxikus	nem genotoxikus
EU4-VO2008-2		gázfröccs	nem toxikus	nem genotoxikus

Jelentős korreláció mutatkozott a környezetvédelmi osztálybesorolás és a TU értékkel jellemzett ökototoxicitás között. Az EURO 0-3 autóbuszok kibocsátása minden esetben magas, alapjáraton az EURO 0-2 buszok kibocsátása rendkívül magas TU értéket kapott. Az EURO 3 és EURO 4 osztályok között volt ugyanakkor egy minőségi ugrás: ez utóbbiak kibocsátása az általunk végzett teszt alapján már nem minősült toxikusnak. Genotoxicitás szempontjából ez a váltás már az EURO 2 osztály esetében bekövetkezett.

A tanulmány elkészítésének időpontjában a Balaton Volán flottája még 17,5%-ban EURO 0, 11,5%-ban EURO 1, 42 (!) %-ban EURO 2 és 22%-ban EURO 3, azaz a mért adatok szerint jelentős toxikus emisszióval rendelkező járművekből állt (Balaton Volán jelentése, 2011). A magyar autóbuszállomány átlagéletkora 13,7 év volt. 2019-es statisztika szerint a BKK autóbusz

flottája még 22 db EURO 0, 99 db EURO 1, 126 db EURO 2 és 349 db EURO 3 besorolású autóbusszal rendelkezett. Ez az 1432 db autóbusból álló flottának 1,5; 6,9; 8,7 és 24%-át tette ki. Az autóbuszok átlagéletkora 10,5 év volt. Nem elhanyagolható tehát egy hazai, városi autóbuszflotta környezetterhelése.

Biodízel

A biodízel megújuló energiaforrás, számos szerző a fosszilis üzemanyagok alternatívájaként kezeli (Ji 2016). A 2009/28/CE Direktíva célul tűzte ki, hogy 2020-ra az üzemanyagok 10%-át bioüzemanyag tegye ki (Escobar et al. 2014).

A biodízel környezetterhelése meglehetősen vitatott kérdés. A szakirodalom alapvetően két kérdéskör köré csoportosul: (1) a biodízelt ill. hagyományos (fosszilis) dízelt alkalmazó gépjárművek emissziójának összehasonlítása, ill. (2) magának a biodízelnak ill. a hagyományos tüzelőanyagoknak az ökototoxicitása. Az első kérdéskört tekintve a megjelent publikációk nem egységesek (számos szerző ill. kísérlet szerint a biodízel, mások szerint a fosszilis tüzelőanyagok emissziójának magasabb az ökototoxicitása).

Steiner et al. (2013) biodízel és fosszilis dízel emissziójának toxicitását emberi tüdősejteken vizsgálta: eredményeik szerint a tiszta repceolaj (metilészter) a fosszilis dízel hatásaihoz képest csökkentette az oxidatív stresszt ugyanakkor megnövelte a gyulladásos reakciók gyakoriságát, viszont a 20% repceolaj/ 80% fosszilis dízel keverék mindkét válaszreakciót csökkentette. Turrio-Baldassarri et al. (2004) vizsgálatai szerint a dízel és biodízel emissziók hasonló mutagén és genotoxikus profilt mutattak, a *Salmonella typhimurium* és emlős mikroszóma tesztek alapján. Liu et al. (2009) pedig biodízel és dízel emissziók ökototoxicitását vetette össze, különböző terhelési módoknál. Eredményei szerint a biodízel hozzáadása valamennyi esetben növelte a kibocsátás ökototoxicitását.

Azok a publikációk viszont, amelyek magával a dízellel, mint mintával foglalkoznak, egyetértenek abban, hogy bár a biodízel ökototoxicitás minden esetben alacsonyabb, mint a fosszilis dízelé, viszont nem elhanyagolható és még mindig jelentős kockázattal jár a hatásviselő elsősorban vízi ökoszisztémákra (pl. Khan et al. 2007, Nogueira et al. 2011, 2013, Rosen et al. 2014).

Vizsgálataink során első körben egy vezető hazai biodízel márka elégetés után mutatott ökototoxicitását vetettük össze hagyományos dízelével. Az alkalmazott teszt a *V. fischeri*

biolumineszcencia-gátláson alapuló teszt volt, a minták előkészítéséhez az előzőekben részletezett mintaelőkészítési technikát alkalmaztuk. A két dízel ökototoxicitása nagyon hasonló volt: EC₂₀ biodízel: 0,09%, EC₂₀ dízel: 0,11%; EC₅₀ biodízel: 1,23% végül EC₅₀ dízel: 2,53%.

Második körben a gyártó által nyújtott mintát vizsgáltuk be. Az elvégzett tesztek összefoglalása az alábbi táblázatban látható:

Szabvány/Módszer	Tesztsszervezet	Vizsgált végpont
ISO 21338:2010	<i>Vibrio fischeri</i>	biolumineszcencia gátlás
ISO 11269-1:2012	<i>Sinapis alba</i>	növekedésgátlás
OECD Guideline No. 202.	<i>Daphnia magna</i>	immobilizáció
Mikronukleusz teszt	<i>Unio pictorum</i>	mikronukleusz szám

A *V. fischeri* teszt jelentős ökototoxicitás mutatott, a minta EC₅₀ értéke 12,52% míg EC₂₀ értéke 1,90% volt. Yassine et al. (2012) 6 különböző biodízel keverékre gyakorlatilag egyforma EC₅₀ értékeket (EC₅₀ = 5%) detektált. A mérsünk során kapott alacsonyabb toxicitást okozhatta a minták különbözősége. Yassine et al. tanulmányában szója biodízelt, saját munkánk során repce biodízelt vizsgáltunk. Hollebone et al. (2008) munkájában különböző növényekből gyártott biodízelt vizsgált, és a szója biodízel mutatkozott a legtoxikusabbnak. Az eltérés másik oka a tesztprotokollokban mutatkozó különbség lehetett: Yassine et al. a Microtox rendszert, míg saját munkánkban a Flash rendszert alkalmaztuk. A biodízel minta sárgás színe már önmagában okozhatta a ténylegesnél magasabb, felülbecsült toxicitás értékeket.

A *Daphnia* teszt alapján kapott EC₅₀ érték 0,0226% volt. *Daphnia* tesztsszervezetet több szerző is alkalmazott, de az eredményeket azért nehéz egymással összevetni, mert különböző tanulmányok a biodízel más-más frakcióival dolgoztak, eltérő mintaelőkészítési módszereket, esetleg eltérő expozíciós időt alkalmaztak (Bluhm et al. 2012). Abban mindenesetre valamennyi szerző egyetért, hogy összehasonlító (tehát több tesztsszervezet érzékenységét összevető) vizsgálatok esetén a *Daphnia* bizonyult a legérzékenyebb tesztsszervezetnek. Khan et al. (2007) szerint a *D. magna* teszttel kapott EC₅₀ 4,65 ppm, míg az *Oncorhynchus mykiss* teszttel kapott EC₅₀ 455,28 ppm volt (a *D. magna* teszt során 24, az *O. mykiss* teszt során 96 órás expozíciót alkalmaztak). A kapott értékhez nagyon közel esik a Tjarinto et al. (2014) által lepublikált adat, kísérletükben az akut *Daphnia* EC₅₀ 3,157 ppm volt.

Az általunk kapott érték az irodalomban hozzáférhető adatoknál lényegesen magasabb ökototoxicitást jelez.

A vízi ökoszisztémákra gyakorolt jelentős ökológiai kockázatot továbbá az általunk végzett kagyló mikronukleusz teszt is előre vetíti. A mikronukleusz képződés eukarióta szervezetekben rendellenes sejtosztódásra utal: ezek DNS-t tartalmazó kis testecskék, amik a sejtmag közelében jelennek meg, ha az osztódás során kromoszómatörés vagy osztódási orsó zavar lép fel. Ilyen folyamat ugyan természetesen is lejátszódhat, de a genotoxikus anyagok hatására a normálisnál jóval nagyobb számban jelenhetnek meg. A mikronukleusz gyakorisággal jellemezni lehet az adott egyed élete során felhalmozódott ill. az expozíció alatt bekövetkezett genetikai károsodás mértékét (Bolognesi et al. 2004). Bár nem szabványszinten definiált, de bevált, ellenőrzött tesztprotokollok léteznek kagyló mikronukleusz teszt elvégzésére. A minta genotoxicitását a mikronukleusz/sejt aránnyal jellemezhetjük.

A minta kagyló mikronukleusz tesztel kimutatott genotoxicitása is jelentős volt (Eck-Varanka et al. 2018).

Nem gépjármű emisszióhoz köthető közlekedési terhelés

Nem gépjármű emisszióhoz köthető (azaz a fékek, autógumi, úttest stb.) kopásából származó reszuszpendált por ökototoxicitását vizsgáltuk Portugáliából származó, autópályán gyűjtött minták esetében (Rienda et al. 2023a). A mintavételhez egyedi fejlesztésű terepi reszuszpendált por mintavevőt alkalmaztunk (Amato et al. 2009).

Az autóutakra jellemző reszuszpendált por nagyrészt talajból származó ásványi alkotókból áll (Gunawardana et al. 2012), amelynek jelentős részét kvarcásványok alkotják. Ugyancsak tartalmaz agyagásványokat, biogén forrásokból származó szerves komponenseket, továbbá nyilvánvalóan a közlekedésből származó komponenseket (különböző, a járművek egyes elemeinek ill. magának az útnak kopásából származó alkotóelemek).

A reszuszpendált közlekedési eredetű por vizsgálata azért is válik egyre fontosabbá, mivel ez is összefüggésbe hozható humán egészségügyi problémákkal (Rienda és Alves 2021). Mivel az egyre szigorúbb szabályozás ill. műszaki fejlesztéseknek köszönhetően csökken a gépjármű emisszióból származó terhelés, a nem emisszió eredetű PM aránya és jelentősége megnő, akár a közlekedési eredetű terhelés 90%-át is kiteve (Rexeis és Hausberger 2020).

Az ilyen jellegű reszuszpendált por sokféle szennyező komponenst tartalmazhat. Richards et al. (2016) pl. mezőgazdasági eredetű komponenseket mutatott ki, növényvédőszeret és műtrágya komponenseket. Hasonlóképpen mezőgazdasági eredetű szennyezőket mutatott ki Candeias et al. (2020).

A potenciálisan ökotoxikus elemek közül Al és Zn fordult elő magas koncentrációban (az Al előfordulási tartománya 202,450 és 222,938 µg/g között mozgott a külvárosi, 108,647 és 251,713 µg/g között a vidéki szakaszon, míg a Zn az 1,564 és 1,612 µg/g tartományban a külvárosi, 1,602 és 7,430 µg/g for között a vidéki szakaszon).

Kisebb, de nem elhanyagolható koncentrációban fordult elő a Cu és Cr (a Cu előfordulási tartománya 714 és 769 µg/g között mozgott a külvárosi, 664 és 2,573 µg/g között a vidéki szakaszon, míg a Cr az 215 és 234 µg/g tartományban a külvárosi, 175 és 763 µg/g között a vidéki szakaszon).

Érdekes módon az Al *Vibrio*-ra gyakorolt ökotoxikus hatásával rendkívül kevés tanulmány foglalkozik, pl. egy korai vizsgálat szerint ez az elem a tesztbaktériumra nagyon alacsony ökototoxicitással bír (George et al. 1995). Ezzel ellentétben, a *Vibrio* teszt kifejezetten érzékeny Zn-re (Fulladosa et al. 2005, Mohseni et al. 2018), vagy Zn-tartalmú mintákra (Kováts et al. 2022).

A minták, bár lényegesen kisebb mennyiségben, számos más nehézfémeket is tartalmaztak (14. táblázat). Ezek között szinergista hatás is felléphet: Tsiridis et al. (2006) pl. a Cu és Zn együttes vizsgálata esetén mutatott ki szinergista ökotoxikus hatást a *Vibrio* tesztbaktériumra.

A Zn és Cu jellemző komponensei nem emisszióból származó, közlekedési eredetű PM-nek (Adamiec et al. 2016, Al-Shidi et al. 2020). A Cr jellemzően auto alkatrészek kopásából származhat.

Reszuszpendált por kémiai analízisét és ökotoxikológiai vizsgálatát végeztük el Aveiro (Portugália) különböző pontjain vett mintákból (Rienda et al. 2023b). A mintavételhez az Amato et al. (2009) kifejlesztett mintavevőt használtuk. A mintavételi pontok részben az egyetem területén, részben a városban, nagyforgalmú körforgalmak mellett, valamint a kikötőben helyezkedtek el. A *Vibrio* teszttel mért ökototoxicitás alapján valamennyi mintavételi pont a toxikus ($TU > 1$) kategóriába tartozott, ugyanakkor jelentős különbség mutatkozott a mintavételi pontok között, lényegesen magasabb ökototoxicitást detektálva a kikötőben, ill. belvárosban vett minták esetében. Jellemző szennyező komponensek elsősorban a nehézfémek (Cu, Zn, As, Br, Cr, Ni és Mo) voltak (14. táblázat).

14. táblázat. Vizsgált fémoxidok tömegaránya ($\mu\text{g/g}$)

Elem	A-29 (Külvárosi)			A-29 (Vidéki)		
	Avg	Min	Max	Avg	Min	Max
Na	8,162	7,831	8,493	10,410	6,283	14,537
Mg	10,055	9,337	10,773	11,071	6,201	15,940
Al	212,694	202,450	222,938	180,180	108,647	251,713
Si	416,845	406,060	427,631	372,991	230,193	515,788
P	3,353	3,330	3,376	6,812	2,544	11,079
S	9,645	8,320	10,970	12,267	7,090	17,444
Cl	1,944	1,648	2,240	5,656	3,828	7,484
K	22,773	22,117	23,430	19,956	13,240	26,673
Ca	75,496	56,489	94,503	96,403	71,043	121,764
Ti	3,574	3,437	3,710	3,317	2,247	4,387
V	309	273	344	13,486	1,335	25,638
Cr	224	215	234	469	175	763
Mn	714	685	742	709	470	948
Fe	65,464	61,976	68,953	79,657	39,687	119,627
Ni	21	18	23	86	32	139
Cu	742	714	769	1,618	664	2,573
Zn	1,588	1,564	1,612	4,516	1,602	7,430
Se	9	8	10	41	13	69
Br	23	15	31	65	10	120
Rb	317	301	334	177	149	205
Sr	133	79	186	150	78	222
Y	58	39	77	354	33	676
Zr	266	220	312	442	205	678
Mo	138	135	141	752	134	1,370
Ba	499	331	666	897	273	1,520
Pb	162	141	183	143	102	183

Szintén nem emissziós jellegű, közlekedésből származó reszuszpendált por vizsgálatát végeztük el különböző parkolóhelyeken (Rienda et al. 2023c). Mindhárom mintavételi terület Aveiro területén helyezkedett el. Az első az Aveiro-i Egyetem kampuszán található, nyílt terület, naponta többszáz használóval. A parkolóra jellemző a régi, kopott aszfaltborítás. Mivel nyílt terület, az időjárási viszonyok, elsősorban a tenger felől fújó szelek egyértelműen befolyásolják a levegő minőségét.

A második mintavételi pont egy városközpontban található parkolóház, 289 kilakított parkolóval. A parkolóházra jellemző a rossz szellőzés; részben emiatt, a kültéri időjárási viszonyok feltehetően elhanyagolható hatással vannak a levegőminőségre. A parkolóház padlózatát havi rendszerességgel takarítják. További jellemző a szűk rámpák, ezért a járművek alacsony sebességgel, gyakori fékezéssel kénytelenek közlekedni. Itt takarítás előtt 10, utána 2 mintát vettek.

A harmadik mintavételi pont a Forum Aveiro nevű bevásárlóközpontban lett kijelölve, a teherparkoló területén. 5 minta származik innen.

A 15. táblázat tartalmazza a minták átlag TU értékeit, valamint a jellemző elemek átlagkoncentrációit.

A közlekedésből származó fémek gyakoriságának sorrendje a mintavételi pontok szempontjából a következő volt: $P2 > P3 > P1$. Ez igaz a Zn, Ba, Cu, Cr, Sn (főként P2), Zr, Sr, Pb, Rb, V, Li, Bi, Sb, Mo, Ni, As, Ce, Cs, Ga, La, és Nd esetére. A Li esetében óvatos találgatás egyelőre, hogy a parkolóházban mért magas érték ($\mu\text{g/g PM}_{10}$) visszavezethető-e az elektromos autók jelenlétére, a parkolóházban biztosított töltési lehetőségre. A potenciálisan toxikus Cu, továbbá az Fe és Sn tipikusan a fékbetétek kopásához köthető (Grigoratos et al. 2015). Malachova et al. (2016) kísérleti körülmények között vizsgálta különböző fékbetétek kopásából származó szennyezés összetételét és ökotoxicitását, ez utóbbihoz a *Vibrio fischeri* tesztet alkalmazva. Az egyik domináns összetevő a Cu volt, a vizsgált fékpadok esetében jelentős ökotoxicitást tapasztaltak.

Számos, potenciálisan toxikus nehézfém esetében a P2 mintavételi pont lényegesen magasabb koncentrációt tartalmazott, mint a másik két parkolóterület. Ez ugyanakkor nem tükröződik a TU értékeiben: ez ugyanis a P3 mintavételi pontnál volt a legmagasabb, 4,8 értékkel. Az egyedi elemalkotók és a TU értékek között nem sikerült korrelációt kimutatni.

Korreláció mutatkozott ugyanakkor az EC_{50} értékkel kifejezett ökotoxicitás és az egyedi PAH alkotók között ($r^2 = 0.76$).

kovats_164_23

15. táblázat TU értékek, valamint a jellemző elemek átlagkoncentrációi

TU	1,85	3,9	4,8
Fő alkotók (mg/g PM ₁₀)			
Si	43,6	99,4	78,6
Al	14,5	33,1	26,2
Ca	190,7	104,7	84,0
Fe	12,0	24,6	18,9
K	1,7	5,8	4,4
Mg	2,4	5,5	3,7
Mn	0,2	0,3	0,2
P	0,7	1,8	2,2
S	2,6	8,3	10,8
Ti	0,6	2,1	1,8
Egyéb alkotók (µg/g PM ₁₀)			
Li	21,0	77,8	53,5
Be	0,6	3,7	2,1
Sc	2,2	3,9	2,9
V	31,0	64,6	37,6
Cr	147,2	241,8	129,8
Co	2,4	6,1	5,6
Ni	27,7	58,6	30,6
Cu	251,5	604,1	327,3
Zn	835,3	1974,7	2232,6
Ga	3,8	9,7	7,0
Ge	0,7	1,6	1,1
As	1,3	6,7	4,6
Se	0,2	0,9	0,4
Rb	22,7	70,0	45,1
Sr	99,9	200,2	108,8
Y	5,7	6,7	7,3
Zr	63,5	112,6	46,9
Nb	1,1	4,8	3,3
Mo	8,8	24,6	7,9
Cd	0,3	0,4	0,5
Sn	33,4	102,9	12,7
Sb	5,8	22,8	13,4
Cs	1,5	5,4	3,4
Ba	733,6	1749,4	1569,8
La	6,8	12,7	9,3
Ce	11,5	25,1	17,3
Pr	1,3	2,5	1,8
Nd	5,3	10,4	8,0
Sm	1,0	1,8	1,3
Eu	0,2	0,4	0,4
Gd	1,0	1,9	1,4
Tb	0,1	0,2	0,2
Dy	0,7	1,1	0,9
Ho	0,1	0,2	0,2
Er	0,4	0,6	0,5
Össz PAH	24,28	12,45	23,2

Hulladékégetés

A levegő védelméről szóló 306/2010. (XII.23.) Korm. rendelet 4.§-a értelmében „Hulladék nyílt téri, vagy a hulladékok égetésének feltételeit rögzítő jogszabályban foglaltaknak nem megfelelő berendezésben történő égetése, a háztartásban keletkező papírhulladék és veszélyesnek nem minősülő, kezeletlen fahulladék háztartási berendezésben történő égetése kivételével tilos.” Az Országos Tűzvédelmi Szabályzatról szóló 54/2014. (XII. 5.) BM rendelet 225.§ (1) pontja értelmében: „Ha jogszabály másként nem rendelkezik, a lábon álló növényzet, tarló, növénytermesztéssel összefüggésben és a belterületi ingatlanok használata során keletkezett hulladék szabadtéri égetése tilos.”

Ennek ellenére gyakori a háztartásokban keletkezett hulladék elégetése, akár a nyílt színen, akár kályhában tüzelőanyagként. A leggyakrabban elégetett anyagok a következők:

- műanyag italcsomagolás és egyéb PVC műanyag hulladék
- használt ruha (rongy)
- bútorlapok (farostlemez, rétegelt lemez)
- gumiabroncs
- kábelek
- kerti hulladékok
- színes, fényes papír hulladékok.

Az egyedi háztartásokban történő, valójában egyszerre kis volumenű égetés környezeti problémát jelent mind az elmaradottabb (Wiedinmyer et al. 2014) mind a fejlett régiókban (Lemieux et al. 2000). Az Egyesült Államokban viszonylag korai tanulmányok is megjelentek (Lemieux 1998), itt ugyanis az ún. „barrel burning” (a hulladék hordóban történő égetése) elterjedt gyakorlat. Lemieux (1998) szerint a motiváció a költségek (a hulladék elszállításának díja), illetve egyszerű emberi lustaság. Park et al. (2013) kimutatta, hogy azokban a régiókban, ahol a háztartási hulladék elszállításának díja függ a hulladék mennyiségétől, ez a gyakorlat elterjedtebb.

Mindezek eredményeképpen megfigyelhető a városi levegőminőség általános romlása (Kanellopoulos et al. 2021), megnövekedett PM kibocsátás, toxikus komponensek emissziója (Wu et al. 2021) és ehhez köthető mortalitás (Velis és Cook 2021). A háztartási szilárd hulladék nyíltszíni égetése során jellemző a PM_{2,5} ill. ennél finomabb frakciójú szálló por kibocsátása. Krecl et al. (2021) jelentős PM_{2,5} emissziós csúcsokat detektált háztartási szilárd hulladék nyíltszíni

égetését követően. Timonen et al. (2021) kísérleti berendezésben égetett egyszerre háztartási szilárd hulladékot és tűzifát, amely a tűzifa égetéshez képest megnövekedett PM_1 és $PM_{2,5}$ részecskék emisszióját eredményezte.

Sidhu et al. (2005) pl. még az endokrin rendszert befolyásoló komponenseket is kimutatót. Wang et al. (2020) kísérleti körülmények között égetett háztartási hulladékot, eredményei szerint a $PM_{2,5}$ részecskék magas ROS képzési potenciállal rendelkeztek.

A hulladékégetés másik gyakori módja a lakossági fűtés. A jogszabályban foglaltak ellenére Magyarországon elsősorban a szegényebb lakosság körében jellemző gyakorlat, hogy háztartási hulladékkal (is) fűtenek. Elégetésre kerülhet rongy, gumi, különböző műanyag hulladék ill. különböző bútorkorhulladék (Hoffer et al. 2020). Ez a rendelkezésre álló publikációk szerint Európa több országában is előforduló, bár illegális gyakorlat (Maasikmets 2016, Timonen et al. 2021). Lengyelországban pl. a háztartások 30%-a használ tüzelésre háztartási hulladékot (Cieślik és Fabiańska 2021).

Az illegális tüzelőanyagokkal történő fűtés a beltéri levegőminőséget és természetesen a háztartásban élők életminőségét is befolyásolja. Annak elemzése, hogy a különböző társadalmi (socio-economic) csoportok mennyiben vannak kitéve az ilyen jellegű levegőszennyezésnek még egy viszonylag új terület Európában (Ferguson et al. 2020). Az 'energiaszegénység' (energy poverty) fogalmat Bouzarovski (2011) vezette be annak jellemzésére, hogy egy háztartás mennyiben képes szociálisan és anyagilag kielégíteni energiaszükségleteit. Mivel a meghatározó faktorok az alacsony jövedelem és az épületek rossz minősége, az energiaszegénység sokszor rossz beltéri levegőminőséggel társul (Kolokotsa és Santamouris 2015). Ebben Magyarországon a lakosság megközelítőleg 2–10% érintett (Hoffer et al. 2020).

A háztartási hulladék műanyag tartalma sajátos problémát jelent. Az EPA (Environmental Protection Agency, Amerikai Egyesült Államok) becslése szerint pl. a műanyag a háztartási hulladék 12,4%-át teszi ki (31 millió tonna) (Massaro et al. 2014). A műanyagok előállításáraadásul folyamatosan növekvő tendenciát mutat (Geyer et al. 2017).

Lemieux (1998) nyílt színi égetés során olyan háztartási hulladékot égetett el előre meghatározott kísérleti körülmények között, amely minták különböző arányban (7,5 és 15 % között) tartalmaztak műanyagot. A kísérlet során összehasonlították a PAH kibocsátást egy megfelelően meghatározott kommunális hulladékégető kibocsátásával. Míg a kommunális égető

kibocsátása 16,58 mg/kg volt, a nyíltszíni égetés során mértek 66 035 mg/kg értéket is (az égetett hulladékmennyiségre vetítve).

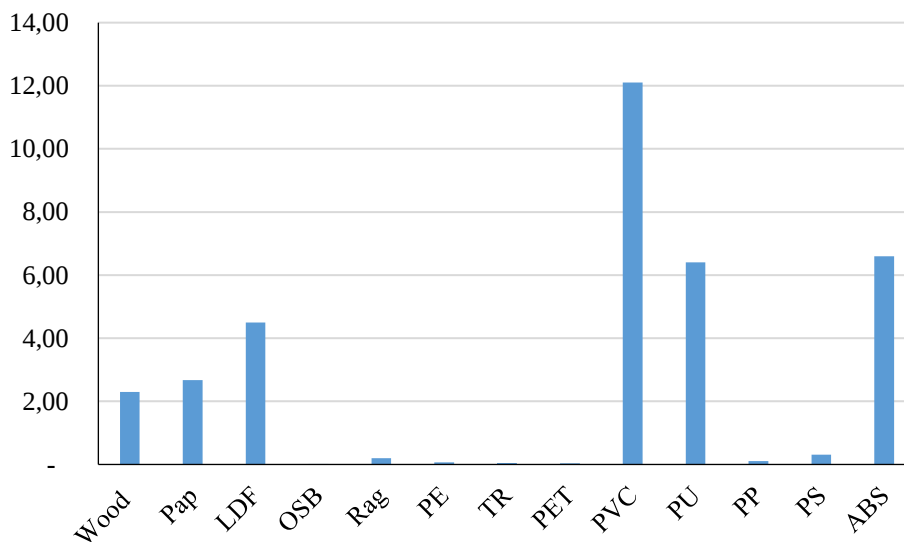
A szakirodalomban már találhatók olyan munkák, amelyek során hulladék kísérleti égetése során bekövetkező emisszió összetételét vizsgálják. Ezek viszont többnyire kevert hulladékfajtákkal dolgoznak (Peter et al. 2018, Cheng et al. 2020).

Első körben a következő hulladéktípusok ökotoxikológiai vizsgálatát végeztük el: polietilén tereftalát (PET), polisztién (PS), polipropilén (PP), polietilén (PE), poliuretán (PU), polivinil-klorid (PVC), rongy (RAG), akrilonitril butadién sztiren (ABS), autógumi (Tyre, TR), ill. bútortalapok (Oriented Strand Board, OSB és low-density fiberboard, LDF).

A hulladékfajták égetése ellenőrzött körülmények között, kereskedelmi forgalomban is kapható vaskályhában történt (Servant S114, 5 kW). Az égetés alatt a hőmérsékletet folyamatosan mértük, az értékek 298-418 °C között mozogtak. A PM₁₀ mintákat nagytérfogatúramú Kálmán mintavevőre gyűjtöttük, ehhez Advantec QR-100 Ø:150 mm kvarc filtert alkalmaztunk.

Az egyes minták ökotoxicitását TU (Toxic Unit) formában tüntettem fel (17. ábra).

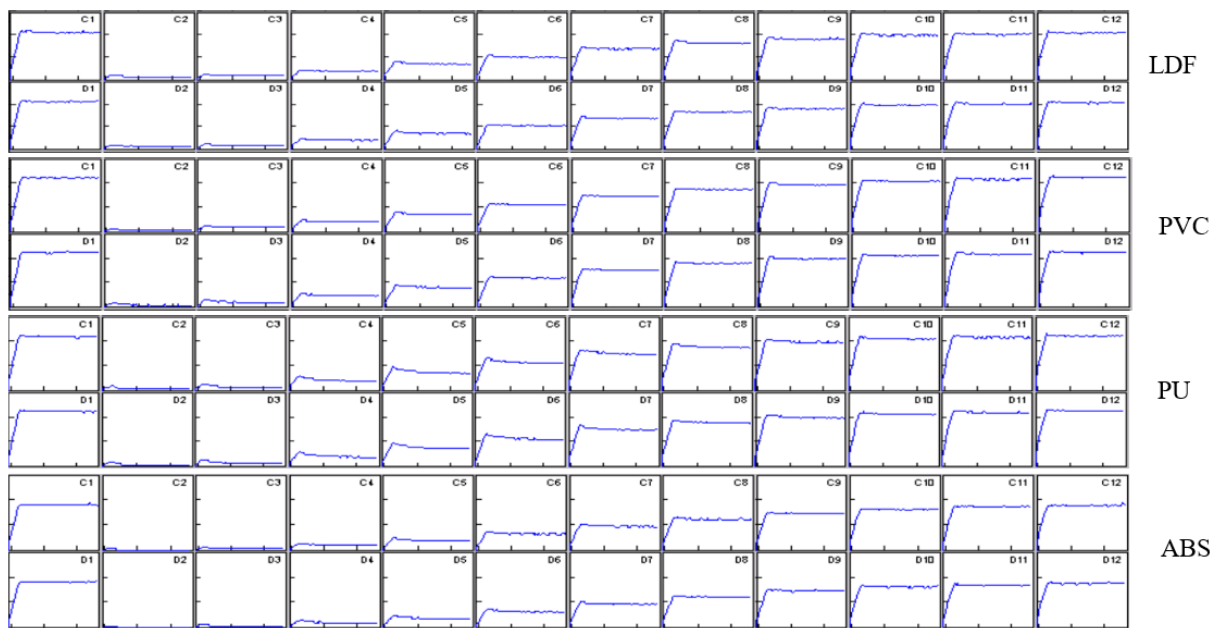
A rendkívül toxikus kategóriába a PVC minta sorolható, az ABS, PU, és LDF minták besorolása toxikus (TU ABS 6.7, PU 6.4, LDF 4.5). Az OSB, Rag, PE, TR, PET, PP és PS minták TU értéke 1 alatt volt.



17. ábra

Hulladékégetésből származó minták ökotoxicitása, TU értékkel kifejezve

Az LDF, PVC, PU és ABS minták toxicitása már a kezdeti 30 másodperces kinetikus diagram alapján is nyilvánvaló volt (18. ábra).



18. ábra

Hulladékégetésből származó minták ökototoxicitás elemzésekor kapott kinetikus diagramok

A minták PAH tartalma előzetesen megmérésre került (Hoffer et al. 2020). Ez viszont csak részben magyarázza a mért toxicitás értékeket: az ABS minta PAH tartalma volt a legmagasabb ($257 \text{ mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$), a TU érték is ennél a mintánál mutatkozott a legmagasabbnak (6,7). Hasonló összefüggés mutatkozott a PU minta esetében ($63,0 \text{ mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$, TU 6,4). Ugyanakkor a PP és PS minták esetében a viszonylag magas PAH koncentráció ellenére nem volt számottevő toxicitás.

Az LDF minta esetében ugyanakkor viszonylag magas TU értéket kaptunk (TU 4,5), a PAH koncentráció viszont alacsony volt, $1,7 \text{ mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$. Ennek a mintának a vizsgálata elsősorban a keletkezett hulladék mennyisége miatt fontos: általánosságban elmondható, hogy a különböző faalapú panelek (wood based panels, WBP) felhasználásával készült bútor és padlóburkolatok az egész világon elterjedtek és nagy mennyiségben kerülnek gyártásra. A WBP gyártása során olyan ragasztóanyagokat alkalmaznak, amelyek között megtalálható pl. a formaldehid, fenol-formaldehid, vagy melamin-formaldehid. A bútorgyártás ill. egyéb WBP előállítása nagymennyiségű nyersanyagot kíván, ezzel egyidőben nagymennyiségű hulladék is

keletkezik (Aslan et al. 2018). Az újrahasznosítás jelenleg nem megoldott, a hulladék égetése vagy pirolízise során toxikus emisszió keletkezik a ragasztóanyagok jelenléte miatt (Mayer et al. 2018). Humán egészségügyi kockázatát tekintve a *formaldehid* (CH_2O) az egyik legveszélyesebb VOC: a nyálkahártya, kötőhártya felszínéhez kötődik, roncsolja a szövetek fehérjéit. Az Egészségügyi Világszervezet Nemzetközi Rákkutatási Hivatala (WHO, IARC) humán karcinogénnek minősítette.

Az OSB, Rag, PE, TR, PET, PP, és PS minták kismértékű toxicitást mutattak, TU értékük 1 alatt volt. A toxicitás nem mutatott összefüggést a mért PAH értékekkel: az OSB össz PAH tartalma az LDF mintához közeli értéket mutatott, 2,7 mg $\text{mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$. A Rag, PE, TR és PET mintáknak közepes PAH tartalma volt, 15 és 32 mg $\text{mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$ között. A PP és PS minták PAH tartalma viszonylag magas volt, 87 mg $\text{mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$ a PP és 113 mg $\text{mg}_{\Sigma\text{PAHs}}/\text{kg}$ a PS minta esetében.

A második körben polisztrén (PS), polietilén (PE), polipropilén (PP), polivinil-klorid (PVC), poliuretán (PU), bútortap (OSB) és rongy (RAG) minták összehasonlító elemzését végeztük el, kibővítve az analitikai vizsgálatok és a toxicitás tesztek körét. A PAH tartalom mellett a nehézfémek analitikai elemzését is elvégeztük. Az ökototoxicitás jellemzésére 3 szabványtesztet alkalmaztunk: a *V. fischeri* kinetikus tesztet (ISO 21338:2010: Water quality - Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of *Vibrio fischeri* /kinetic luminescent bacteria test/), a *Daphnia magna* immobilitás tesztet (OECD 202 (OECD, 2004) és a *Sinapis alba* csíranövény tesztet (ISO 11269-1:2012 (ISO 2012a, b). A mintavétel módja megegyezett az előző vizsgálatnál leírtakkal. A mintaelőkészítés ebben az esetben kivonat készítését jelentette: mivel mind a csíranövényteszthez, mind a *Daphnia magna* immobilitás teszthez vizes kivonat készítésére van szükség, az eredmények összevethetősége érdekében a *V. fischeri* kinetikus tesztet is vizes kivonatból végeztük el.

A minták csoportosítását analitikai vizsgálatok ill. ökotoxikológiai tesztek alapján PCA analízissel végeztük el (19. ábra). Az analitikai vizsgálatok PAHokra ill. nehézfémekre terjedtek ki, ezeket az eredményeket a 16-17. táblázat mutatja. A 18. táblázatban található az ökototoxicitás vizsgálatok eredményei.

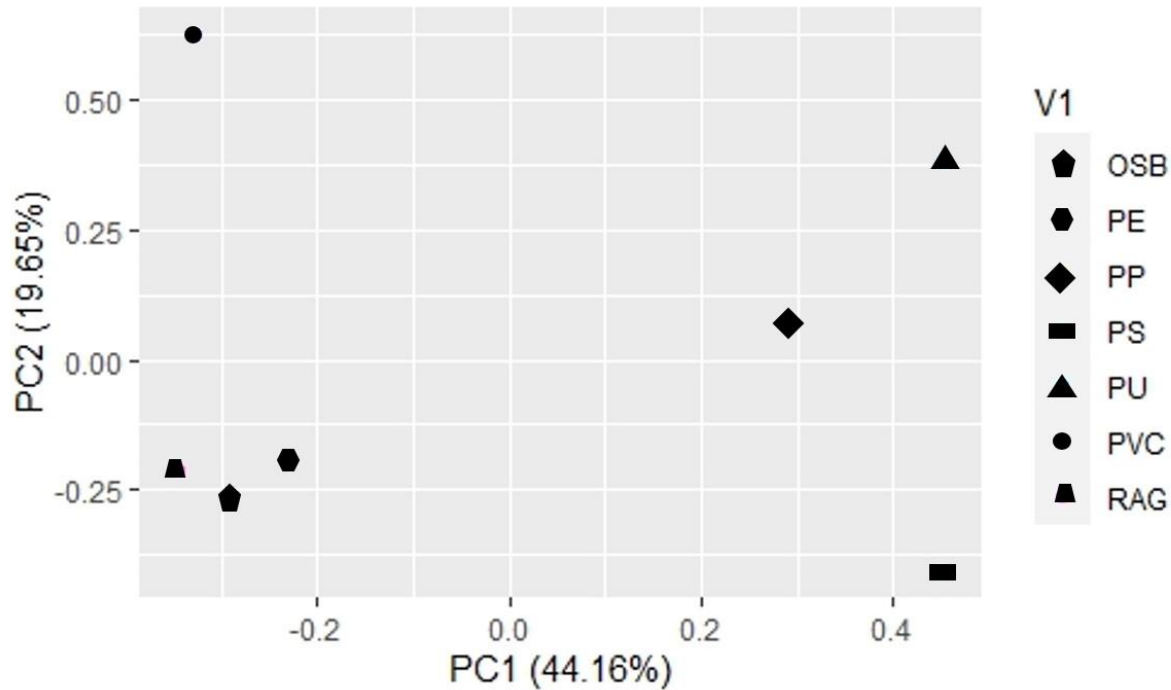
16. táblázat. Hulladékégetésből származó minták PM kivonatának PAH koncentrációi (µg/L).

	PS	PE	PP	PVC	PU	OSB	RAG
Naftalin	<0,001	0,339	2,8	2,15	6,68	<0,001	0,144
2-metil-naftalin	0,18	0,15	0,966	<0,001	1,66	0,12	0,123
1- metil-naftalin	0,31	0,108	0,533	<0,001	1,64	<0,001	0,132
Acenaftilén	26,9	1,22	7,96	0,49	56,2	0,67	0,101
Acenaftén	0,58	0,154	0,345	0,067	128	0,09	0,024
Fluorén	38,8	1	7,54	0,565	6,79	0,277	<0,001
Fenantrén	213	8,91	44,6	3,15	32,8	1,39	0,253
Antracén	15	0,7	3,22	0,28	10,2	0,33	0,027
Fluorantén	60,7	15,6	36,3	6,59	28	4,82	2,34
Pirén	30,2	16,8	51,1	3,5	37,6	4,11	1,66
Benzantracén	4,61	0,738	2,94	0,57	2,18	0,83	0,375
Krizén	8,71	1,24	2,69	1,34	2,22	0,24	2,05
Benzo(b)fluorantén	4,44	0,623	0,676	0,67	2,13	0,32	0,851
Benzo(k)fluorantén	0,826	0,17	1,24	0,151	0,54	0,04	0,155
Benzo(e)pirén	0,98	0,282	2,33	0,225	0,88	0,157	0,38
Benzo(a)pirén	1,04	0,401	0,979	0,19	1,79	0,185	0,238
Dibenzo(a,h)antracén	0,43	0,145	0,074	0,086	0,54	0,07	0,085
Indeno1.2.3CD-pirén	0,44	0,027	0,07	<0,001	<0,001	0,019	<0,001
Benzo(g,h,i)perilén	0,26	0,122	1,04	0,06	0,74	0,07	0,014
Össz PAH	407	48,7	167	20	321	13,7	8,95

17. táblázat. Hulladékégetésből származó minták PM kivonatának nehézfém koncentrációi (µg/L).

	PS	PE	PP	PVC	PU	OSB	RAG
Ag	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000
Al	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0	<10,0
As	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000
B	72,1	54,4	66,8	58,9	94,6	79,5	64,2
Ba	<10,0	<10,0	<10,0	122	<10,0	<10,0	<10,0
Cd	<0,500	<0,500	<0,500	22,4	5,54	2,89	<0,500
Co	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000
Cr	1,43	<1,000	3,73	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000
Cu	<5,00	6,72	<5,00	6,26	<5,00	6,33	7,61
Mo	2,42	<2,00	5,63	2,08	2,14	<2,00	<2,00
Ni	<2,00	<2,00	2,02	2,5	<2,00	<2,00	<2,00
Pb	<1,000	<1,000	<1,000	1,01	<1,000	<1,000	<1,000
Se	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000
Sb	<0,500	<0,500	0,557	4,03	<0,500	<0,500	8,4
Sn	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000	<1,000
Zn	12,8	8,23	11,4	78,8	11,9	11,3	6,73
Na	3,84	3,1	3,81	0,684	3,3	4,54	2,92
Hg	<0,200	<0,200	<0,200	<0,200	<0,200	<0,200	0,228

kovats_164_23



19. ábra A minták analitikai elemzése és ökotoxicitása alapján készített PCA diagram.

PP: polipropilén, PS: polisztiirén, PU: poliuretán, PE: polietilén, PVC: polivinil-klorid, RAG: rongy, OSB: bútortlap.

A PC1 főkomponens a teljes variancia 44,16 %-át, a PC2 főkomponens pedig 19,65%-át tette ki. Az ábra alapján elmondható, hogy 3 fő csoport különböztethető meg: az OSB, RAG és PE minták az első csoportot, a PP, PU és PS minták a második csoportot alkották. A PVC minta valamennyi egyéb mintától élesen elkülönült.

Az OSB minta PAHokat elhanyagolható mértékben tartalmazott, egyedüli potenciális toxikus komponens a kadmium volt (2,89 µg/L). A PE minta össz PAH tartalma szintén alacsony volt, megegyezően más szerzők által közölt eredményekkel (Gullett et al. 2012, Colapicchioni et al. 2020). A minta elhanyagolható mennyiségben tartalmazott nehézfémeket. Hasonlóan alacsony értékek voltak jellemzőek a RAG mintára. Ez a három minta tehát a 'kismértékben szennyezett' csoportba tartozott.

Kémiai összetételét tekintve a PU minta kevert jelleget mutatott: a Cd koncentrációja 5,54 µg/L volt, ugyanakkor a minta PAHokat is jelentős mennyiségben tartalmazott: az össz PAH koncentráció 321 µg/L volt. Ebben a mintában az 5-gyűrűs dibenzo(a,h)antracén és a 6-gyűrűs

benzo(g,h,i)perilén koncentrációja kiugróan magas volt, 0,54 és 0,74 µg/L. A PS és PP minták tipikus 'PAH-típusú' minták voltak: a PS mintában az össz PAH koncentráció 407 µg/L, a PP mintában 167 µg/L volt. Az előző körös méréseink során is ezeknek a mintáknak volt a legmagasabb a PAH tartalma.

A PVC minta rendkívül magas koncentrációban tartalmazott Cd-ot és Zn-et (22,4 µg/L és 78,8 µg/L). Valavanidis et al. (2008) különböző műanyagfélések égetését végezte el, kontrollált körülmények között. Ezek szerint a mérések szerint is a PVC minta magas koncentrációban tartalmazta ezeket a nehézfémeket. Bár arról nincs adat, mennyi PVC-t égetnek el illegálisan, ez a műanyag kb. a globális műanyagelőállítás 10% -t teszi ki (PlasticsEurope 2019).

A kadmium a legmérgezőbb elemek közé tartozik, legtöbb vegyületét rákkeltő anyagként tartják számon. Felszívódása a gyomor-béltraktusból gyorsan lejátszódik, az emberi szervezetben elsősorban a vesében raktározódik. Lerakódása után a vesében és a májban még évek múlva is kimutatható, ezekben a szervekben mérgező hatást is gyakorol. Káros hatást gyakorol a hormonális és az immunrendszer, valamint a szív- és érrendszer működésére.

19. táblázat Az öko- és genotoxicitás tesztek eredményeinek összefoglalása

	PS	PE	PP	PVC	PU	OSB	RAG
<i>Daphnia</i> 24h TU	0,65	nt	0,67	0,78	2,20	nt	nt
<i>Daphnia</i> 48h TU	2,41	nt	1,64	3,22	2,9	nt	nt
<i>Vibrio</i> TU	2,57	1,87	2,14	3,30	4,21	nt	1,85
Csíránövény teszt	nt	nt	nt	nt	nt	nt	nt
SOS Chromotest	5,05	1,25	1,96	1,72	2,37	-	-
SOSIF érték							

PP: polipropilén, PS: polisztiirén, PU: poliuretán, PE: polietilén, PVC: polivinil-klorid, RAG: rongy, OSB: bútortlap.

TU: Toxic Unit. SOSIF: SOS indukciós faktor.

A *Vibrio* TU értékei szignifikáns korrelációt mutattak a *Daphnia* teszttel (*Vibrio/Daphnia* 24h: $t = 3,3483$, $df = 5$, $p\text{-érték} = 0,02037$; $r^2 = 0,8316$ ill. *Vibrio/Daphnia* 48h: $t = 3,2256$, $df = 5$, $p\text{-érték} = 0,02332$; $R^2 = 0,8218$), a két tesztszervezet érzékenységében ugyanakkor nyilvánvaló különbségek mutatkoztak.

Két minta (PE és RAG) esetében a *Vibrio* ökototoxicitás hasonló volt (TU 1,87 ill. 1,85), ugyanakkor a *Daphnia* teszt negatív választ adott. A PU minta esetében mutatkozott a legmagasabb *Vibrio* ökototoxicitás (TU 4,21). Ez volt az egyetlen minta, amely már 24 órás expozíciós idő után is jelentős *Daphnia* ökototoxicitást eredményezett, a 24h TU és 48h TU értékek egymáshoz közel estek (2,2 és 2,39).

A PP, PS és PVC minták esetében a *Vibrio* TU értékek a következők voltak: PP: 2,14; PS: 2,57 és PVC: 3,3. A *Vibrio* érzékenységéhez képest a *Daphnia* 48h TU értékek alacsonyabbak voltak. A *Daphnia* 24 és 48h TU értékek jelentősen eltértek: a PP minta esetében 24h TU 0,67, a 48h TU 1,64 volt; a PS minta esetében a TU 0,65-ről 2,41-re nőtt. A PVC minta esetében a 24h TU 0,78, míg a 48h TU 3,22 volt.

Traudt et al. (2017) leírta, hogy a lárvák életkora és a kadmium, réz, nikkel valamint cink akut toxicitás között összüggés mutatkozott: a fiatalabb lárvák alacsonyabb érzékenységet mutattak. Eszerint a tanulmány szerint a legszorosabb összefüggést a kadmium mutatta, a fiatalabb lárvák esetében az EC₅₀ érték 0,14 mg Cd/L, míg az idősebb lárvák esetében 0,02 mg Cd/L volt. Dave et al. (1981) közlése szerint a 24 h és 48 h Cd expozíció esetében a kezdeti EC₅₀ 0,309 volt amely érték 0,069 mg/L-re csökkent. A Cd-ről ismert, hogy a *D. magna* testszervezetben oxidatív stresszt okoz (Ferreira et al. 2008). Ez megmagyarázhatja, miért mutatkozott a PVC minta esetében magasabb 48h toxicitás.

A PVC minta váltotta ki a legerősebb válaszokat, a *Daphnia* 48h TU és a *Vibrio* TU értékek egymáshoz nagyon közel estek (3,22 és 3,3). A PVC minta a kémiai elemzések alapján tipikus nehézfém minta volt. Eredményeink némiképp eltérnek az irodalomban leközölt adatokkal: ezek szerint ugyanis nehézfémekre ill. nehézfém tartalmú mintákra a *Daphnia* teszt érzékenyebb, mint a *Vibrio* (Ribé et al. 2014).

Nehézfém tartalmú minták esetében ugyanakkor Karuppiah és Gupta (1997) szignifikáns korrelációt mutatott ki a *Vibrio* ökototoxicitás és a következő fémek koncentrációja között: As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb valamint Zn.

A PAH tartalmú minták esetében (PS, PP és PU) a *Vibrio* TU és *Daphnia* 48h TU hasonló volt, de a *Vibrio* valamennyi minta esetében érzékenyebbnek mutatkozott: *Vibrio* TU 2,14 és *Daphnia* 48h TU 1,64 volt a PP minta esetében; *Vibrio* TU 2,57 és *Daphnia* 48h TU 2,41 a PS minta esetében; végül *Vibrio* TU 4,21 és *Daphnia* 48h TU 2,39 a PU minta esetében.

A *Vibrio* teszttel ezenfelül két olyan minta is ökotoxikusnak bizonyult, amely a *Daphnia* teszt esetében nem váltott ki ökotoxikus hatást: a PE és a RAG minták (TU 1,87 és 1,85). Ezeknek az össz PAH tartalma 48,7 illetve 8,95 µg/L volt.

A csíranövény teszt a *Vibrio* és *Daphnia* teszttel ellentétben egyik minta esetében sem mutatott ki ökotoxikus hatást.

SOS Chromotest alkalmazásával elvégeztük a műanyag minták égetéséből származó PM genotoxicitásának vizsgálatát, S9 metabolikus aktiválás után ill. enélkül. A genotoxicitás mértékét a SOS indukciós faktor (SOSIF) értékével fejeztük ki. A szakirodalomban többféle kategóriarendszer létezik arra, hogy egy mintát mikor tekintsünk genotoxikusnak: Aammi et al. (2017) szerint pl. a genotoxicitás alsó határa 1,5 SOSIF érték. Mi Kevekordes et al. (1999) rendszerét alkalmaztuk: ha SOSIF <1,5 akkor a minta nem tekinthető genotoxikusnak, 1,5 <SOSIF <2,0 inkonzkluzív, végül, ha SOSIF >2,0, a minta genotoxikus.

A PE minta kivételével a műanyagok (PU, PVC, PS and PP) kontrollált égetése során nyert PM minták esetében a SOSIF érték 1,5 felett volt (19. táblázat). Számos PAH és a SOSIF értékek között szignifikáns korreláció mutatkozott.

20. táblázat Erős korrelációt mutató PAH vegyületek és SOSIF értékek

PAH vegyület	Pearson korreláció értéke	Korrelációs koefficiens
Fluorén	t = 10,273, df = 3, p-érték = 0,001967	0,9860816
Fenantrén	t = 8,5156, df = 3, p-érték = 0,003401	0,9799354
Antracén	t = 3,6089, df = 3, p-érték = 0,03653	0,9015447
Fluorantén	t = 3,3785, df = 3, p-érték = 0,04314	0,8898728
Benzantracén	t = 3,264, df = 3, p-érték = 0,04699	0,8833326
Krizén	t = 9,3229, df = 3, p-érték = 0,002613	0,9831763
Benzo(b)fluorantén	t = 7,0309, df = 3, p-érték = 0,005911	0,9709707
Indeno1.2.3CD-pirén	t = 5,1459, df = 3, p-érték = 0,01422	0,9477544

A PS minta extrém magas genotoxicitást mutatott, a SOSIF érték még a vizsgált legalacsonyabb koncentrációban (0.012%) is 2,3 volt. A genotoxicitás a magas PAH koncentrációval magyarázható, ezenfelül a mintában jelent volt króm, molibdén, nikkell és cink.

A PU minta esetében a következő PAHok voltak jelen magas koncentrációban: naftalin, acenaftén, acenaftilén, pirén és benzo(a)pirén. Ezek jelenléte, valamint a következő nehézfémek magyarázhatják a genotoxicitást: Cd, Mo, Ni and Zn. A legmagasabb koncentrációban kapott SOSIF 2,3 volt, amely 1,6 feletti értéken maradt még további hígításokat követően is (25%).

A tömény PP minta SOSIF értéke 2-höz közel volt, a jelentős genotoxicitás a hígítások során 6,25% koncentrációig megmaradt. A 8 kiemelt PAHon kívül naftalin, acenaftilén és pirén volt jelentős mennyiségben jelen. A mintában az 5- és 6-gyűrűs PAHok jellemzően magas koncentrációban voltak jelen. A genotoxicitáshoz a PAHokon kívül hozzájárulhattak a következő nehézfémek: Cr, Mo, Ni, Sb, ill a magas koncentrációban jelen levő Zn.

A PVC minta jellemzően nehézfém tartalmú minta volt, esetében a Cd, Mo, Ni, Sb, és Zn okozhatták a genotoxicitást.

S9 aktiválás után egyik minta sem mutatott genotoxicitást, ez megfelel az irodalomban közölt eredményeknek. Komplex atmoszférikus PM minták esetében több szerző is azt tapasztalta, hogy genotoxicitás S9 aktiválás nélkül mutatkozott. Škarek et al. (2007) méretfüggő genotoxicitást írt le, szerintük a direkt genotoxicitást kiváltó komponensek főleg a PM_{2,5} feletti mérettartományban voltak megfigyelhetők, míg az indirekt genotoxicitást kiváltóak a PM_{2,5} mérettartományban. Kang et al. (2011) megfigyelése szerint a beltéri porminták esetében lényegesen magasabb SOSIF értékek mutatkoztak S9 aktiválás nélkül. Hasonló tendenciát figyeltek meg Wrocław (Lengyelország) térségéből származó téli/nyári évszakos minták esetében (Piekarska et al. 2011).

Külön mérésorozat keretében elvégeztük a PET palackok égetése során keletkezett PM elemzését. A polietilén tereftalát (PET) élelmiszerek ill. italok csomagolására a legkedveltebb műanyagfélése, mivel könnyű, CO₂-impermeabilis és ütésálló (Filella 2020). Európai adatok alapján a PET teszi ki a műanyagfelhasználás 7%-át (Gursel et al. 2021). A PET ugyanakkor a háztartási hulladéknak is jelentős szegmensét képezi. Egy dán tanulmány szerint ez kb. 31%-ra tehető (Eriksen és Astrup 2019).

PET palackokból 2 különböző mintát állítottunk össze: színes ill. színtelen palackok. Mindkét fajta minta esetében két égetési ciklust végeztünk. Egy ciklushoz 15 palackot égettünk el, ezek össztömege 419,18 és 482,43 gramm között mozgott. Az égetés során folyamatosan figyeltük az égetési hőmérsékletet, amely a 298-418 °C tartományban volt. A PM mintavétel az előzetesen leírtak szerint történt (Hoffer et al. 2020).

A 20. táblázatban láthatók a PM mintákból kimutatott nehézfém koncentrációk. A színes és színtelen PET égetése során keletkezett PM minden esetben magas koncentrációban tartalmazott antimont (Sb). Az antimónium-trioxid (Sb_2O_3) a PET gyártása során katalizátorként szolgál, fennmaradó koncentrációja a PET-ben 100 és 300 mg/kg között van (Chapa-Martínez et al. 2016).

20. táblázat A PM_{10} mintákban mért nehézfémek koncentrációja (mg/kg)

Fém	Színtelen1	Színtelen2	Színes1	Színes2
Ag	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
As	0,022	0,032	0,029	0,02
B	1,66	2,35	1,77	2,00
Ba	<0,200	<0,200	0,207	<0,200
Cd	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Co	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
Cr	0,065	0,082	0,084	0,096
Cu	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100
Mo	0,087	0,085	0,101	0,085
Ni	0,273	0,112	0,056	0,054
Pb	0,096	0,091	0,066	0,077
Se	<0,020	<0,020	<0,020	0,022
Sb	14,8	16,9	6,93	14,4
Hg	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Sn	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020

Az atmoszférában előforduló antimon nedves vagy száraz kiülepedés révén kerülhet kontaktusba a különböző környezeti kompartmentekkel (Smichowski 2008). Ökotoxicitásával számos tanulmány foglalkozik: Zhu et al. (2022) például kimutatta, hogy az Sb megzavarhatja a ROS egyensúlyt. Humán egészségügyi hatásaival is foglalkoztak, így ismert a keringési és légzőrendszerre gyakorolt negatív hatása (Sundar és Chakravarty 2010).

kovats_164_23

A 21. táblázat mutatja a mért PAH koncentrációkat. Az össz PAH tartalom 290 mg/kg és 425 mg/kg között volt. A két színes minta esetében nagyobb eltérés mutatkozott, a mért értékek 290 mg/kg és 410 mg/kg voltak. A két színtelen minta össz PAH tartalma nagyobb hasonlóságot mutatott, értékük 378 mg/kg és 425 mg/kg volt.

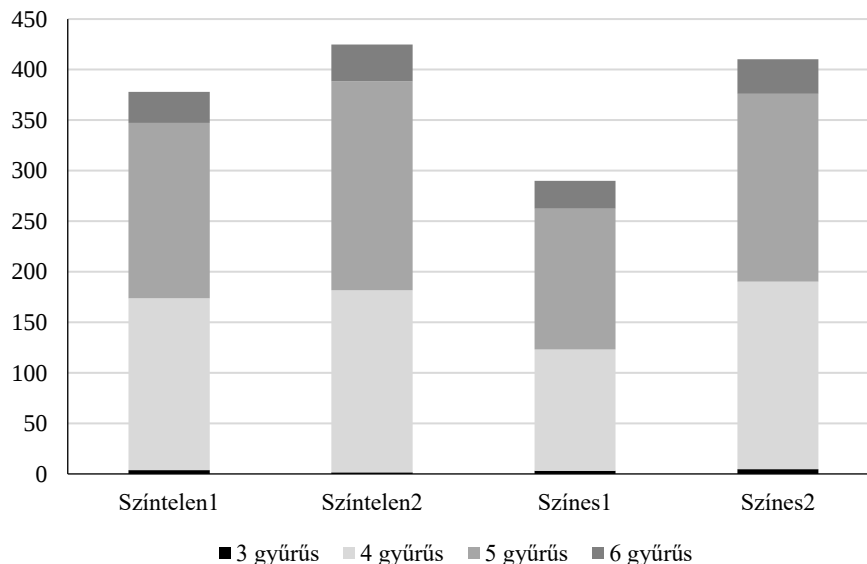
21. táblázat A PM₁₀ mintákban kimutatott PAH koncentrációk (mg/kg)

	PAH	Színtelen1	Színtelen 2	Színes1	Színes 2
Két gyűrűs	Naftalin	<0,01	0,22	0,07	0,06
	2-metil-naftalin	<0,01	0,02	0,03	0,03
	1- metil-naftalin	<0,01	0,02	0,02	0,02
Három gyűrűs	Acenaftilén	0,16	0,21	0,12	0,21
	Acenaftén	0,02	0,02	0,03	0,01
	Fluorén	0,13	0,16	0,11	0,01
	Fenantrén	3,07	0,45	2,7	4,02
	Antracén	0,36	0,56	0,29	0,62
Négy gyűrűs	Fluorantén	26,6	29,3	16	27,2
	Pirén	14,2	17,6	11,5	17,3
	Benzantracén	33,5	41,3	26,1	36
	Krizén	95,7	92,1	66,2	105
Öt gyűrűs	Benzo(b)fluorantén	88,2	103	66,9	90,6
	Benzo(k)fluorantén	14,4	17,3	12,8	15,8
	Benzo(e)pirén	27,5	32,3	21,2	30,2
	Benzo(a)pirén	19,4	25,1	18	23,3
	Dibenzo(a.h)antracén	23,9	29,1	20,6	25,8
Hat gyűrűs	Indeno1.2.3CD-pirén	11,8	14,2	8,14	11,2
	Benzo(g.h.i)perilén	19	22	19,3	22,9
	Össz PAH	378	425	290	410

Az International Agency for Research on Cancer (IARC) lehetséges karcinogén jellege alapján a következő PAH osztályokat állította fel: emberekben karcinogén (1 csoport),

valószínűleg karcinogén (2A csoport) ill. feltehetőleg karcinogén (2B csoport) (IARC, 2010). A mintákban kimutatott PAHok közül a benzo(a)pirén az 1 csoportba, a dibenzo(a,h)antracén a 2A csoportba, a benzantracén, benzo(b)fluorantén, benzo(k)fluorantén, krizén, valamint indeno1.2.3CD-pirén a 2B csoportba tartozik.

A 20. ábra mutatja a különböző gyűrűszámú PAHok eloszlását. Valamennyi mintában a 4 és 5 gyűrűs PAHok domináltak. A 4 gyűrűs PAHok közül legmagasabb koncentrációban a krizén fordult elő, 66,2 mg/kg – 105,0 mg/kg közötti értékekkel. A legalacsonyabb és legmagasabb koncentrációkat a 2 színes minta esetében mértük, a 2 színtelen minta esetében a krizén koncentrációk hasonlóak voltak (92,1 mg/kg és 95,7 mg/kg). Az 5-gyűrűs PAHok közül a benzo(b)fluorantén 66,9 mg/kg és 103,0 mg/kg közötti értékekkel fordult elő. A 6-gyűrűs indeno1.2.3CD-pirén és benzo(g,h,i)perilén szintén viszonylag magas koncentrációban volt kimutatható, az indeno1.2.3CD-pirén értéke 8,14 mg/kg – 14,2 mg/kg között, míg a benzo(g,h,i)perilén értéke 19 mg/kg – 22,9 mg/kg között mozgott.

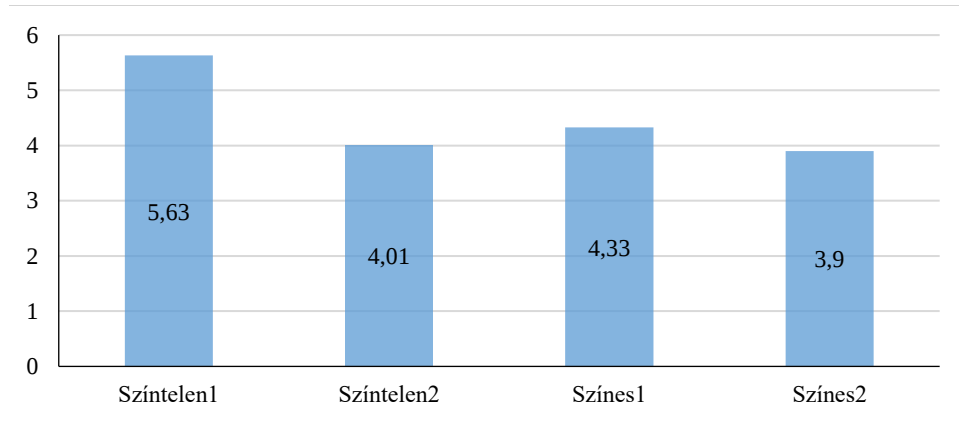


20. ábra

Különböző gyűrűszámú PAHok eloszlása

A benzo(b)fluorantén és krizén nemcsak karcinogén hatású vegyület, hanem egyes szerzők szerint oxidatív stresszt okoz (Xiu et al. 2014).

A számított TU valamennyi minta esetében a toxikus kategóriába estek, értékük 3,9 – 5,63 volt (21. ábra). Az analitikai mérések és az ökototoxicitás becslése egyaránt azt jelzi, hogy a PET illegális égetése során generált részecskék számottevő környezeti kockázattal járnak.



21. ábra

TU értékek a 4 PM mintában

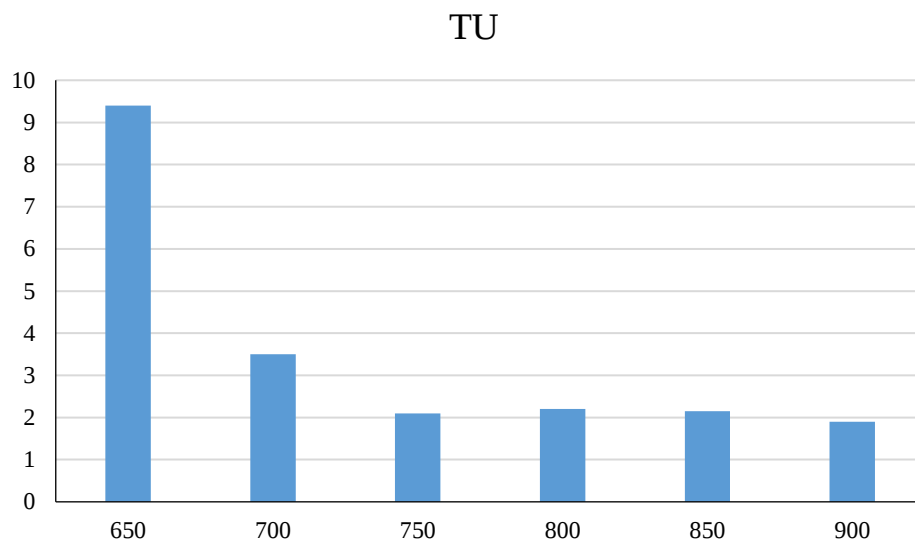
Következő kísérletünkben kétkomponensű hulladékminták elégetése során felszabaduló füstgáz toxicitását elemeztük (Mentes et al. 2022). A minták összetétele a következő volt:

- (1) papír: kartonpapír és fényes papír
- (2) műanyagok: PP és PET (PP + PET)
- (3) textilfélések: poliészter és pamut (PES +COT).

A különböző hulladéktípusokat minden esetben 50/50%-ban kevertük.

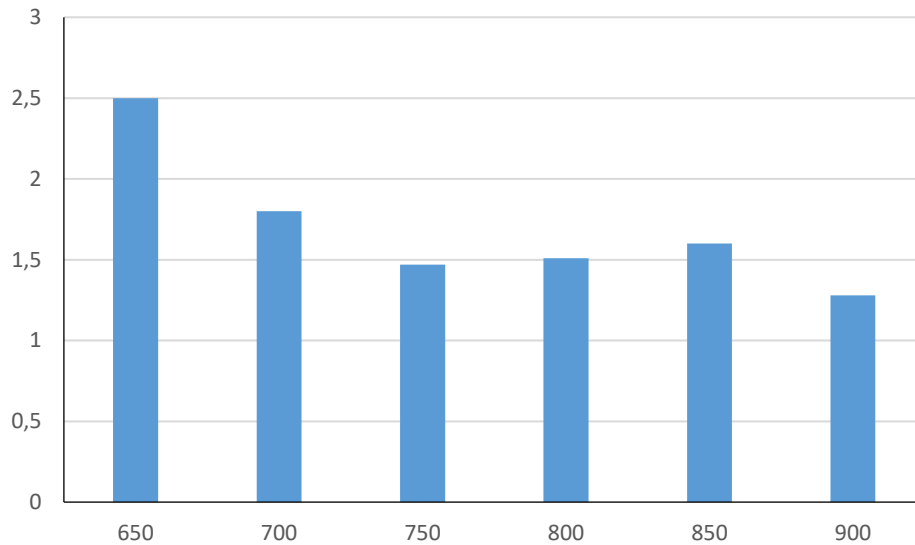
Az égetési kísérlet elektromos kazánban történt, a Miskolci Egyetem Tüzeléstani és Hőenergia Intézeti Tanszékén. Az égetési hőmérsékletek 600 és 900 C között 50° C emelkedéssel változtak. A kapott toxicitás értékeket TU-ban kifejezve a 22-24. ábra mutatja.

kovats_164_23



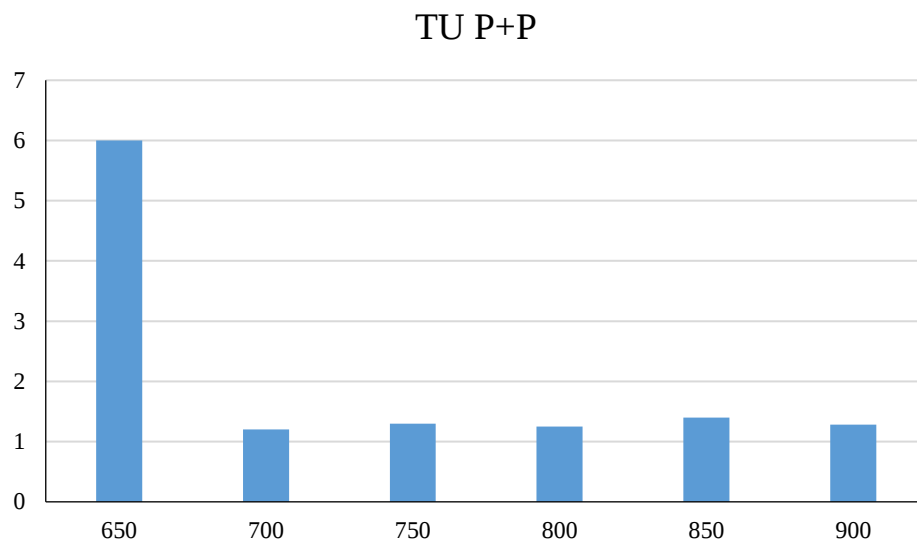
22. ábra

‘Karton + F papír’ minta égetése során mért ökototoxicitás TU értékekben kifejezve, az égetési hőmérséklet függvényében.



23. ábra

‘PP + PET’ minta égetése során mért ökototoxicitás TU értékekben kifejezve, az égetési hőmérséklet függvényében.



24. ábra

‘Poliészter + Pamut’ minta égetése során mért ökototoxicitás TU értékekben kifejezve, az égetési hőmérséklet függvényében.

Legmagasabb ökototoxicitást a ‘Karton + fényes papír’ minta mutatta (TU: 9,4), ezt követte a ‘poliészter és pamut’ minta (TU: 6), végül legalacsonyabb ökototoxicitással a műanyagok (PP + PET) égetéséből származó emisszió járt (TU: 2,5). Ezek a TU értékek a legalacsonyabb hőmérsékleten, 650 C-on voltak jellemzőek. A minta összetételétől függetlenül, a toxicitás az égési hőmérséklet növekedésével csökkent.

A mért PAHok koncentrációja ugyanakkor ezzel ellentétes tendenciát mutatott. A hőmérséklet növekedésével a keletkezett PAHok, elsősorban a 3-gyűrűs vegyületek koncentrációja növekedett. Értelmszerűen nem mutatható ki kapcsolat a mért toxicitás értékek és a PAHok koncentrációja között.

Beltéri levegőminőség jellemzése

Becslések szerint a városi lakosság idejének átlagosan 90%-át beltéri környezetben (González-Martín et al. 2021), 65%-át pedig otthonában tölti (Ścibor et al. 2019). A COVID járvány időszakában a kényszerű lezárások miatt ez az arány természetesen megnőtt, arra is

utálnak kutatások, hogy a COVID alatt elterjedt home office jellegű munkavégzés aránya továbbra is magas, legalábbis magasabb, mint a COVID előtti időszakban volt (Adam et al. 2021).

A $PM_{2,5}$ és PM_{10} tartattartomány meghatározóan kültéri PM terhelésből származik. Jorquera et al. (2018) pl. kimutatta, hogy a $PM_{2,5}$ frakció több mint 60% külső forrásokból kerül be a házak belsejébe. Az ultrafinom tartomány ($UFP < 0,1 \mu m$) ugyanakkor belső forrásokhoz köthető. Ezek közé tartozik a főzés, fűtés, házimunka, de viszonylag 'apróságnak' tűnő tevékenységek, pl. illóolajos mécsesek használata (Wallace et al. 2003). Jelen tanulmányban a beltéri fűtés, valamint a főzés problémájával foglalkozom.

Fűtés

Biomassza

A fejlett országokban általános tendencia, hogy téli időszakban a lakossági fűtés az egyik legjelentősebb forrása a PM kibocsátásnak. A biomasszával történő fűtés aránya ráadásul az utóbbi években jelentősen megnőtt, részben anyagi okokból, részben azért, mert az emberek úgy gondolják, a megújuló energiaforrások használata trendi és környezetkímélő.

A biomasszával történő fűtés természetesen átfogó fogalom: földrajzi régiótól és a rendelkezésre álló forrásoktól függően, a biomassza forrása többféle lehet, kezdve az állati trágyától a mezőgazdasági hulladékgig. Az alapanyag minősége (kémiai összetétele és víztartalma) ugyanakkor befolyásolni fogja a PM ill. károsanyag kibocsátás mértékét és jellegét. Maga a fűtés a beltéri levegőminőség meghatározó tényezője; a levegő minőségét ugyanakkor olyan tényezők is meghatározhatják, mint pl. az épület szigetelése vagy szellőzése. A beltéri levegőminőség ezenfelül részben a kültéri levegő minőségétől is függ.

Fatüzeléses kályhából vagy kandallóból a légszennyezés közvetlenül a beltérbe juthat. A lakossági biomassza tüzelés okozta PM ill. károsanyag emisszió toxicitását, ill. emberi egészségre gyakorolt hatását számos tanulmány vizsgálta. Általánosságban tekintve, kimutatható ezek hatása a légzőszervi és keringési rendszerek működésére, ill. a tüdőrák megnövekedett kockázata is jól dokumentált (Marchetti et al. 2019). Muala et al. 2015 kimutatták a biomassza égetésből származó PM ROS képző hatását, ill. a bekövetkező sejtpusztulást. Az IARC besorolása szerint a biomassza égetésből származó kibocsátás a valószínűleg human karcinogén csoportba (2A csoport) tartozik (IARC 2010).

Ezek mellett a viszonylag régóta ismert problémák mellett egyre több káros hatás, elváltozás írható a beltéri biomassza égetés (fűtés) rovására. Maher et al. (2021) pl. egy írországi felmérésben kísérletesen igazolta a kognitív funkciók romlását azon lakosok körében, akik biomasszát használnak téli tüzelőként. A vizsgálatban kb. 7000 lakos kognitív funkcióit vizsgálták, a tesztalányok jellemzően az idősebb korú lakosság köréből kerültek ki. Kimutatták, hogy a kognitív funkciók romlása valóban megfigyelhető volt a téli fűtésre jellemzően kandallót (nyílt tűz) alkalmazó tesztalányok körében. Különbségek mutatkoztak pl. a férfiak/nők között (a nők általában több időt töltenek otthon a tanulmányban felhasznált statisztikai adatok szerint), továbbá pl. tehetősebb/szegényebb lakosok között.

A szilárd tüzelőanyaggal történő lakossági fűtés Magyarországon a légszennyezés fő okai közé tartozik. A Magyarországon megújuló energia címszó alatt felhasznált energia megközelítőleg 80 százaléka biomasszából származik, amely meghatározóan a tűzifa felhasználást jelenti. Ez természetesen nemcsak a lakossági fűtést foglalja magában, hanem az erőművek felhasználását is. A lakossági szilárdtüzelés (amely történhet fa, szén ill. háztartási hulladék felhasználásával) a $PM_{2,5}$ kibocsátás több mint 80 %-át teszi ki, ez a szám az Európai Unióban megközelítőleg 4% körül van.

A biomasszával történő fűtés károsanyag-kibocsátását az is növeli, hogy sok esetben rossz minőségű, pl. nedves fával fűtenek, rossz hatásfokú tüzelőberendezéssel ill. nem megfelelő hőszigeteléssel rendelkeznek. Ez értelemszerűen azt is jelenti, hogy az alacsony jövedelmű réteg van leginkább kitéve a fűtésből eredő beltéri légszennyezettségnek, valamint az ebből fakadó egészségügyi kockázatoknak.

A lakossági fatüzelés arányát jelentősen befolyásolhatják gazdasági jellemzők, elsősorban a gáz és tűzifa ára, hozzáférhetősége, és befolyásolhatják gazdaságpolitikai intézkedések és tervek, amelyek szerint a hagyományos fűtési módokat alternatív (napelem, hőszivattyú, stb) technológiákkal kellene felváltani. E kérdések elemzése dolgozatomnak nem tárgya.

A beltéri fafűtés jelenthet szakaszosan megnövekedett kibocsátást is. Frasca et al. (2018) pl. megfigyelte, hogy a kályhák kihamuzása során megnövekedett az oxidatív stresszt okozó nehézfémek, Mn és Cu koncentrációja.

Számos tanulmány foglalkozik különböző kályhatípusok (jellemzően nyílt és zárt égésterű kályhák) összevetésével. A szerzők egyhangúlag egyetértenek abban, hogy a nyílt égésterű kályhák (kandallók) terhelése, kibocsátása magasabb. Stabile et al. (2018) ellenőrzött kísérletben

összevetette a két kályhatípust és a nyílt égésterű kályha esetében egy nagyságrenddel magasabb terhelést mutatott ki. Vicente et al. (2020) adatai szerint a nyílt égésterű kályhával rendelkező helyiségben a háttérterhelés 12-szeresére nőtt meg a kibocsátás, ez az arány zárt égésterű kályha esetében 'csak' kétszeres volt. Mindkét tanulmány egyetértett abban, hogy a nyílt égésterű kályha esetében a szobában tartzkodók számára a rák kialakulásának kockázata meghaladta az elfogadható mértéket. A köztudottan rákkeltő benzapirén megnövekedett koncentrációját számos tanulmány kimutatta.

Egy dán tanulmány (www.levego.hu/tisztafutes) többféle kályha kibocsátását vetette össze, az összehasonlítási alap egy 2006-os, részecskeszűrővel nem rendelkező teherautó kibocsátása volt. Ehhez képest a jelentésben szereplő kályhák PM_{2,5} kibocsátása a következőképpen alakult:

Régi fatüzelésű kályha	930x
Új fatüzelésű kályhák	740x
Különböző ökocímkés kályhák	155-270x
Pelletkazán	29x

Összefoglalóan, pontokba szedve a fűtőberendezés kibocsátását és ezen keresztül a beltéri levegő minőségét a következő tényezők befolyásolhatják:

- a fűtőberendezés jellege (nyílt vagy zárt égésterű)
- kora
- állapota
- a tüzelésre használt anyag jellege (lignit, szén, fa, pellet, stb.)
- minősége

Ezek közül összehasonlító elemzést végeztünk nyílt ill zárt égésterű tüzelőberendezések kibocsátására (Vicente et al. 2021) valamint többféle pellet használata során történő kibocsátások jellemzésére (Vicente et al. 2022).

A nyílt ill. zárt égésterű tüzelőberendezések összehasonlítása Portugáliában vett minták esetében történt. Vidéken itt is jellemző a téli biomasszával történő fűtés. A mintavételre kiválasztott ingatlanok falusi házak voltak, közös jellemzőjük, hogy olyan területen fekszenek, ahol a kültéri levegő minőségét sem ipari tevékenység, sem jelentős közlekedésből származó terhelés nem befolyásolja. Mindkét ingatlan használaton kívüli volt, azaz a beltéri levegő minőségét az ellenőrzött körülmények között lefolytatott fűtésen kívül más tevékenység nem befolyásolta.

A zárt égésterű tüzelőberendezés vaskályha volt. A kandalló esetében 4, a vaskályha esetében 3 ismétlés történt, minden esetben kb. 8 óra hosszat tartott a tüzelési ciklus, Begyűjtást követően a kandalló esetében 3, a vaskályha esetében 5 alkalommal raktak a tűzre. A fűtéshez fenyő, ill. eukaliptusz hasábokat használtak. A fűtési ciklus megtervezése leközlött európai gyakorlatot próbált követni (Wöhler et al. 2016). A mintavétel nagytérfogatáramú mintavevővel történt sampler (MCV, CAV-A/mb, Barcelona, Spanyolország, áramlási sebesség 30 m³ /h. A PM₁₀ was mintát kvarcfilterre gyűjtöttük (Pall Corporation, Ann Harbor, USA).

A PM₁₀ kibocsátások jellemzésére alkalmazott vizsgálatok között szerepelt a *V. fischeri* kinetikus teszt, a citotoxicitás becslésére alkalmazott A549 humán epitheliális tüdősejtvonal teszt, valamint a genototoxicitás jellemzésére alkalmazott TA100 és TA98 *Salmonella typhimurium* törzseken elvégzett Ames teszt.

Az eredmények szerint az A549 teszttel becsült citotoxicitás jó korrelációt mutatott a *V. fischeri* biolumineszcencia gátlás tesztel, mind a beltéri ($r=0,792$, $p < 0,05$), mind a kültéri minták esetében ($r=0,972$, $p < 0,01$). Sem a beltéri, sem a kültéri minták esetében nem mutatott egyik toxicitás teszt sem korrelációt a PM₁₀ koncentrációkkal, egyedi szennyezők között ugyanakkor több esetben is mutatkozott szignifikáns koncentráció (22. táblázat).

22. táblázat. Pearson korrelációs koefficiensek a PM koncentrációk, a PM-en megkötött különböző komponensek (µg/m³) valamint a WST-8 és *Vibrio fischeri* EC₅₀ (µg/ml) értékek között.

	Beltér		Kültér	
	WST-8 teszt	<i>Vibrio fischeri</i> teszt	WST-8 teszt	<i>Vibrio fischeri</i> teszt
PM₁₀	-0,636	-0,608	-0,427	-0,546
OC	-0,870*	-0,863*	0,301	0,422
EC	-0,393	-0,592	0,239	0,422
Monoszacharid anhidridek				
Levoglukozán	-0,863*	-0,723	-0,288	-0,136
Mannozán	-0,871*	-0,725	-0,167	-0,043
Galaktozán	-0,888**	-0,744	-0,465	-0,409
Gyantasavak és származékok				
Dehidroabietiksav	-0,868*	-0,751	-0,291	-0,169
Pimariksav	-0,819*	-0,704	-0,504	-0,365

kovats_164_23

Izopimariksav	-0,872*	-0,775*	-0,606	-0,513
Podokarpiksav	0,313	0,163	-0,474	-0,393
Szteroidok				
Koleszterol	0,559	0,344	0,813*	0,809*
Dihidrokozleszterol	-0,627	-0,570	-0,174	-0,129
β -Sztoszterol	-0,822*	-0,719	-0,731	-0,768*
PAHok				
Naftalin	0,648	0,587	-0,212	-0,192
Acenaftilén	-0,475	-0,327	-0,221	-0,218
Acenaftén	-0,484	-0,356	0,057	-0,050
Fluorén	-0,351	-0,296	-0,103	-0,168
Fenantrén	-0,843*	-0,658	-0,371	-0,411
Antracén	-0,631	-0,485	-0,017	-0,053
Fluorantén	-0,877**	-0,675	-0,568	-0,609
Pirén	-0,600	-0,084	-0,488	-0,606
Krizén	-0,784*	-0,595	-0,476	-0,534
Benzo(a)antracén	-0,815*	-0,619	-0,444	-0,523
Retén	-0,766*	-0,668	-0,508	-0,459
Perilén	-0,577	-0,381	-0,495	-0,543
Benzo(b)fluorantén	-0,554	-0,334	-0,202	-0,258
Benzo(k)fluorantén	-0,550	-0,280	-0,291	-0,342
Benzo(e)pirén	-0,459	-0,207	-0,395	-0,434
Benzo(a)pirén	-0,660	-0,462	-0,496	-0,543
Benzo(g,h,i)perilén	-0,145	0,201	-0,210	-0,261
Dibenzo(a,h)antracén	-0,326	-0,052	-0,237	-0,307
Indeno(1,2,3-cd)pirén	0,291	-0,173	-0,139	-0,201
Vízoldható ionok				
Klorid	0,417	0,804*	0,940**	0,974**
Nitrát	0,795*	0,695	-0,142	-0,191
Szulfát	0,757*	0,834*	-0,611	-0,492
Foszfát	0,864*	0,912**	0,376	0,489
Nátrium	0,721	0,930**	0,905**	0,951**
Kálium	0,344	0,343	-0,594	-0,645
Magnézium	0,636	0,421	0,667	0,746
Kalcium	0,241	0,112	-0,469	-0,424

A $p < 0,05$ és $0,01$ szintű szignifikáns korrelációt * és ** jelöli.

A beltéri minták esetében a szerves szén értékei negatív korrelációt mutattak a cito- és ökototoxicitás értékekkel, azaz a PM₁₀ minták szerves szén tartalma toxicitást indukál a célszervezetekben.

A beltéri minták esetében az is elmondható, hogy a PM₁₀ részecskéken megkötött összPAH tartalom szignifikáns összefüggést mutatott a toxicitás tesztek eredményeivel ($r = -0,930$, $p < 0,01$ a WST-8, $r = -0,811$, $p < 0,05$ a *V. fischeri* teszt esetében).

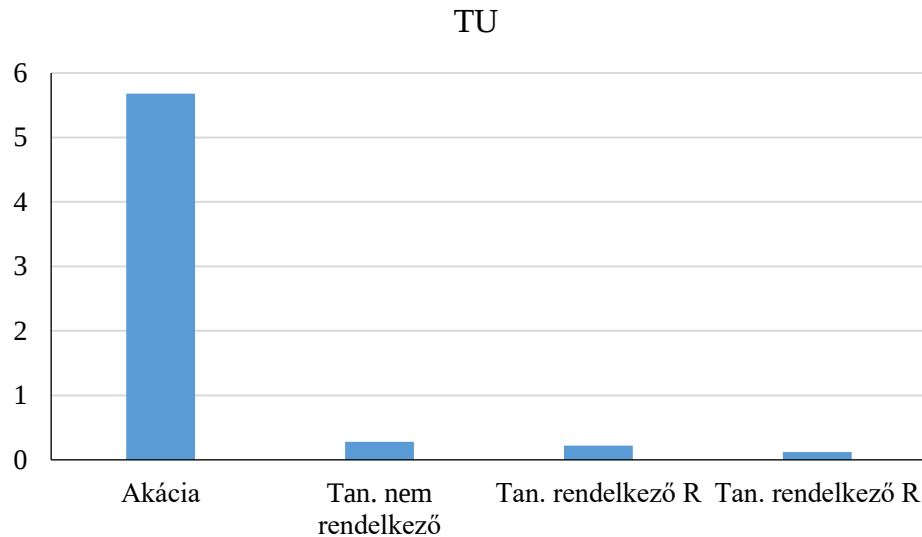
Genotoxikus hatás egyik minta esetében sem volt kimutatható.

A különböző alapanyagból készült pelletek égetésekor keletkezett kibocsátás jellemzésére szintén az előzőekben leírt vizsgálatokat alkalmaztuk. A vizsgált pelletek közül kettő Portugáliában tanúsítvánnyal rendelkező, egy tanúsítvánnyal nem rendelkező és egy pedig a laboratóriumban akáciából előállított pellet volt.

Az akácia alapanyagú pellet szignifikánsan magasabb terhelést jelentett, kibocsátása minden paraméter esetében jelentősen eltért a többi vizsgált pellettől. A PM₁₀ kibocsátás mért értékei a következőképpen alakultak:

	PM ₁₀ mg/MJ	OC mg/MJ	EC mg/MJ
Akácia pellet	118 ± 14,4	22,9 ± 9,28	6,82 ± 2,47
Tanúsítvánnyal nem rendelkező	39,8 ± 8,79	1,84 ± 0,676	12,1 ± 1,46
Tanúsítvánnyal rendelkező R	40,7 ± 3,70	1,98 ± 1,27	2,32 ± 0,089
Tanúsítvánnyal rendelkező P	27,1 ± 7,91	0,555 ± 0,519	8,33 ± 5,66

A *V. fischeri* teszttel mért ökototoxicitás és az A549 sejtvonallal mért citotoxicitás hasonló eredményt adott, mindkét esetben az akácia pellet esetében volt számottevő öko- ill. citotoxikus hatás. Az ökototoxicitás teszt eredményét TU értékben kifejezve a 25. ábra mutatja.



25. ábra

Különböző pelletek égetése során kapott toxicitás értékek TU-ban kifejezve

Hasonlóan a fatüzelés vizsgálatához, genotoxikus hatás egyik minta esetében sem volt kimutatható.

Széntüzelés

A lakossági fűtés tekintetében Magyarországon viszonylag alacsony a szénrel való tüzelés részaránya, 2021-ben ez az arány 2.3% volt (Weiner és Szép, 2022). Magyarország szénkészletei egyébként is kimerülőben vannak, az egykori szénbányák jelentős részét bezárták a gazdaságtalan kitermelés miatt. Jelenleg a Dunántúli-középhegységben (Ajka, Dorog, Oroszlány és Tatabánya körzetében), valamint a Borsodi-medencében működnek barnaszén bányák. Visonta és Bükkábrány körzetében (Mátra) folyik külszíni lignitfejtés.

A szénrel történő fűtés ugyanakkor a világ számos területén komoly környezetterheléssel jár. Mongol-magyar együttműködés során Ulánbátor ún. 'ger' (jurta) körzetéből vett mintákat vizsgáltunk meg. Ulánbátor lakosságának kb. 60%-a lakik ilyen jellegű körzetekben, ahol jellemző többek között az infrastruktúra hiánya is (Guttikunda et al. 2013). 2000 óta fokozódó tendencia, hogy a vidéki, elsősorban állattartással foglalkozó lakosság beköltözik a fővárosba, ez éppen ezeknek a körzeteknek a népességét növeli.

A lakosság mintegy 98%-a szénnel fűt (World Bank 2013), ráadásul a hagyományos kályhák rossz hatásfokkal működnek, nyers szénét használnak és a belső terek szellőzése sem megoldott. Ulánbátorban ezen kívül jellemzőek a kemény és hosszú telek, így hasonlóan a hideg vidékeken élő lakossághoz, az emberek jelentős mértékben töltik az idejüket zárt terekben. Mindezek következtében Ulánbátor szerepel a világ 5 legrosszabb levegőjű fővárosának a listáján.

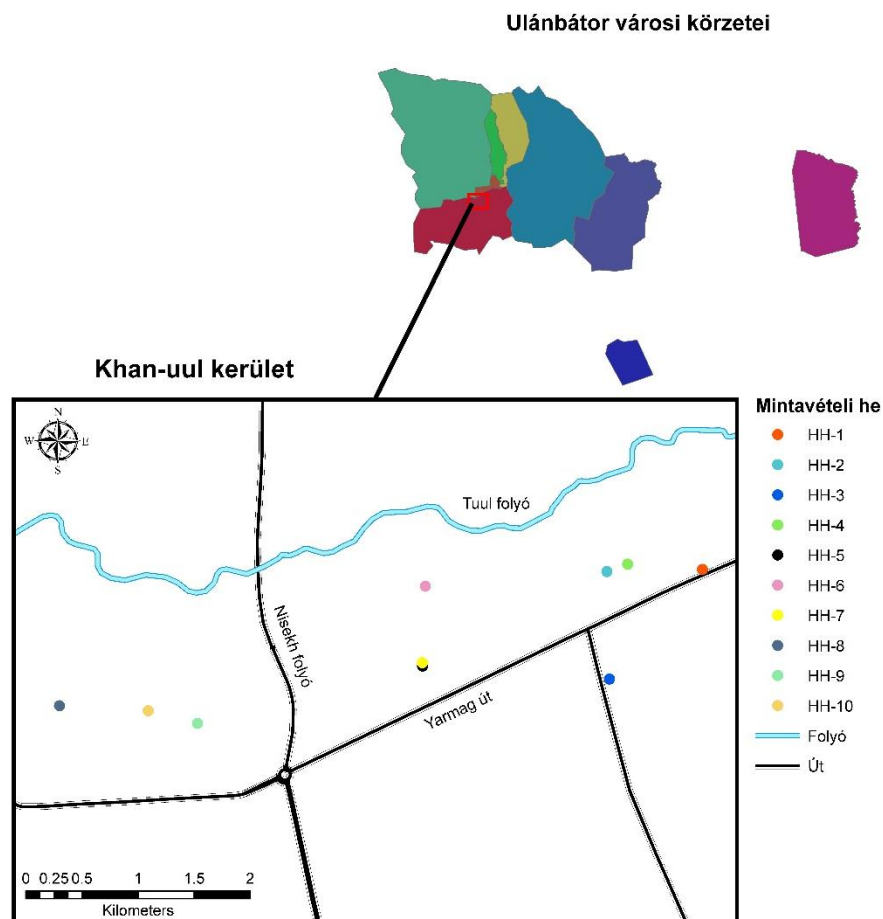
Allen et al. (2013) becslése szerint a levegőszennyezésnek tulajdonítható az éves halálozás 25%-a. 2015-ben pl. több mint 430 5 évesnél fiatalabb gyermek halt meg tüdőgyulladásban; Ulánbátor szennyezett levegőjű területein a gyerekek körében 40%-al magasabb a légzőszervei problémák aránya, mint a vidéki területeken (UNICEF 2018).

A légzőszervi problémákon kívül a magas PM szennyezettségnek tulajdoníthatók további egészségügyi problémák is: magas vérnyomás (Li et al. 2020); spontán abortusz (Enkhmaa et al. 2014) ill. csökkent termékenység (Badarch et al. 2021). Mongol gyermekek körében idegrendszeri fejlődési rendellenességek is köthetők továbbá a levegőszennyezettséghez (Jadambaa et al., 2015).

Ulánbátor Khan-Uul kerületében 10 különböző háztartásból származó mintát vizsgáltunk (26. ábra).

A mintákat a Mongol Élettudományi Egyetem munkatársai vették, 2018 január 09- február 09 között. A mintavételhez AirChek XR5000 (SKC Ltd.) mintavevőt alkalmaztak, az áramlási sebesség 1,5–2,0 L/min , a mintavétel minden esetben 24 órás volt. A mintavételt padlótól 1-1,5 méteres magasságban végezték, ilyen módon azt a zónát szimulálták, ahol a levegővétel történik. A mintákat Teflon filterre gyűjtötték, amelyeket gravimetriás mérés után –20⁰ C-on tárolták. A mintákat szárazjéggel tartósítva jutatták el a Pannon Egyetemre, ahol a PAHok meghatározása ill. az ökototoxicitás vizsgálat történt.

A PM_{2,5} mért koncentrációja 62,8 µg/m³ és 324,8 µg/m³. között mozgott, három háztartásban kiugróan magas értéket kaptunk: HH-6 (324,8 µg/m³), HH-2 (320 µg/m³) és HH-8 (246,2 µg/m³). Meg kell jegyezni, hogy még a legalacsonyabb érték is jelentős mértékben meghaladja a WHO által előírt határértéket (10 µg/m³). Kim et al. (2021) összevetette a ger körzetek lakóinak ill. városi lakásokban lakóknak PM_{2,5} expozícióját, az első csoportban lényegesen magasabb értékeket tapasztaltak.



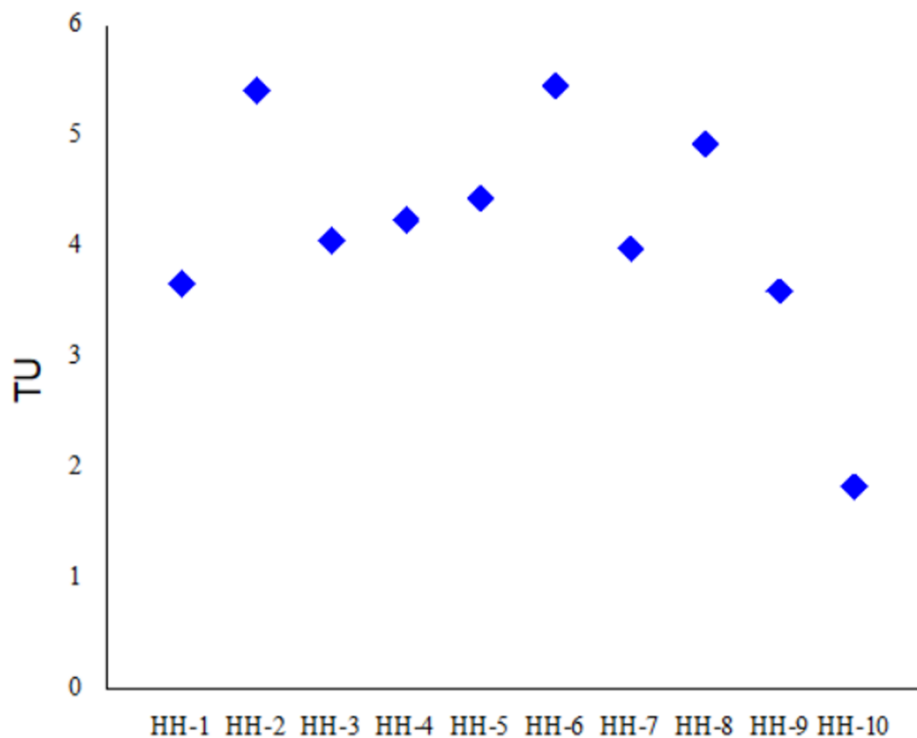
26. ábra

Mintavételi pontok Khan-Uul kerületben, Ulánbátor, Mongólia.

Az össz PAH koncentráció $46,2 \text{ ng/m}^3$ és $175,7 \text{ ng/m}^3$ között mozgott. Ha összevetjük a mért értékeket hasonlóan hideg területekről származó mérésekkel, hasonló terhelést láthatunk. Mohammed et al. (2016) $\text{PM}_{2,5}$ -höz kötött össz PAH koncentrációt vizsgált egy Észak-Kínai városban vett beltéri mintákban (Harbin), a 16 EPA PAH átlagkoncentrációja $102 \pm 75 \text{ ng/m}^3$ volt. Fűtési szezonban vett mintákat elemzett Krugly et al. (2014), a mintákat egy iskola területéről vették (Kaunas, Litvánia). A PAH koncentrációk $20,3 - 131,1 \text{ ng/m}^3$ között voltak. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy az irodalomban kiugróan magas értékekkel is találkozhatunk: Zhu et al. (2009) pl. $36\,200 \text{ ng/m}^3$ össz PAH koncentrációt mért Hangzhou (Kína) beltéri mintáiban.

A *Vibrio* teszttel mért ökototoxicitás értékeket TU-ban fejeztük ki (27. ábra).

kovats_164_23



27. ábra

A vizsgált 10 háztartás beltéri PM_{2,5} mintáiból kimutatott ökototoxicitás TU értékben kifejezve

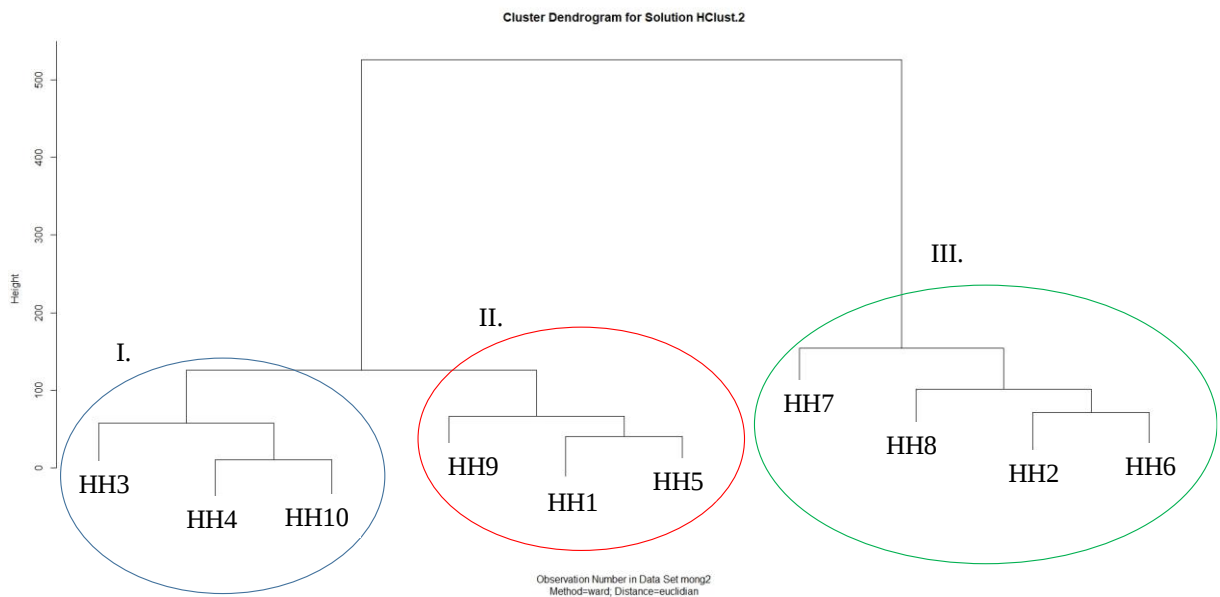
A TU értékekben mutatkozó különbségek részben magyarázhatók a PAHok gyakoriságával: a nagy molekulásúlyú (5-6 gyűrűs PAHok aránya a 2. mintában volt a legmagasabb, 66,5%. A TU értéke szintén ebben a mintában volt a legmagasabb, 5,4. Ezen PAHok aránya szintén magas volt a 6. mintában, 57%, itt a TU értéke 5,5 volt. Az 5. mintában a TU 5,5 volt, a nagy molekulásúlyú PAHok aránya pedig 42,2%. A vizsgált háztartásokban jellemző volt az 5-gyűrűs PAHok dominanciája, ezen belül is a benzo(b)fluoranthene (BbF) és benzo(a)pyrene (BaP) magas részaránya.

Alves et al. (2021) beltéri, főzés során generált PM₁₀ minták ökototoxicitását vizsgálva azt tapasztalta, hogy míg a kis molekulásúlyú PAHok nem mutattak korrelációt az ökototoxicitással, a nagy molekulásúlyú PAHok igen ($r^2 = 0,94$).

Szignifikáns korrelációt mutattunk ki a PM_{2,5} koncentrációk és TU értékek között ($t = 2,4803$, $df = 8$, p -érték = 0.03,09; $R^2 = 0,6593202$). A *Vibrio* tesztben tapasztalt gátlás a minták össz

szennyezőanyagtartalmát látszanak tükrözni: széntüzelés során a PAHokon kívül nehézfémek (pl. Cr, Cu, Zn, Ni, Cd és Pb) szabadulhatnak fel (Wang et al. 2021).

A 28. ábra mutatja az egyes háztartásokra a PAH koncentrációk, TU ill. $PM_{2,5}$ koncentrációk alapján készített dendrogramot. Három különböző csoportot lehet megkülönböztetni: az I. és III. csoport között szignifikáns különbség mutatkozik ($t = -2,2638$, $df = 21$, $p = 0,0343$), míg az I. és II. csoportok között nem szignifikáns ($t = -1,2537$, $df = 21$, $p = 0,2237$). Hasonlóképpen, nem szignifikáns a különbség a II. és III. csoportok között ($t = -0,70335$, $df = 21$, $p = 0,4896$). A 2., 6. és 8. minták közelsége szintén azon háztartások közötti hasonlóságot indikálja, ahol magas ökototoxicitást mértünk.



28. ábra

A vizsgált háztartások hasonlóságát mutató dendrogram

Főzés

Számos tanulmány támasztja alá, hogy a főzés az egyik legszennyezőbb beltéri tevékenység (Abdullahi et al. 2013; Zhao et al. 2019). Madureira et al. (2020) 65 otthonban mérte a PM_{10} , $PM_{2,5}$ és UFP részecskék koncentrációját, az UFP koncentráció jellemzően az alábbi térbeli eloszlást mutatta: konyha > nappali > hálószoba.

A főzés során a PM terhelés keletkezhet magából az alapanyagból, a használt energiaforrásból továbbá a forró eszközök (serpenyők, lábasok) burkolata is emittálhat (Cho et al. 2019).

A főzés során használt olajból, zsírból ill. különféle alkotóanyagból káros komponensek szabadulhatnak fel, amelyek számos humán egészségügyi kockázattal járnak. (pl. Wang et al. 2017). A főzési/sütési eljárások során használt magas hőmérséklet tovább növeli a károsanyag felszabadulásának kockázatát. A káros komponensek közül a legtöbb tanulmány PAHokkal foglalkozik, ezek dokumentált karcinogenitása miatt (pl. Munyeza et al. 2020).

Az olajban sütés az egyik leggyakoribb ételkészítési technológia. A legtöbb tanulmány egyetért abban, hogy a főzéshez képest ilyenkor sokkal magasabb a PM kibocsátás (reviewed by Torkmahalleh et al. 2017).

A sütés általában magas hőmérsékleten történik (150 - 190 °C), amely elősegíti a PAHok kibocsátását. Általános gyakorlat, hogy ugyanazt az olajat többször is felhasználják, amely tovább növeli a PAHok emissziójának mértékét. Iwegbue et al. (2020) pl. növényi olajok PAH tartalmát mérte használat előtt, ill. három sütést követően és jelentős mértékű koncentrációnövekedést tapasztalt. Az alapanyagok kiválasztása szintén befolyásolhatja az emissziót, pl. a zsíros húsok esetében magasabb kibocsátás tapasztalható, mint zöldségfélék elkészítésénél (Li 2021).

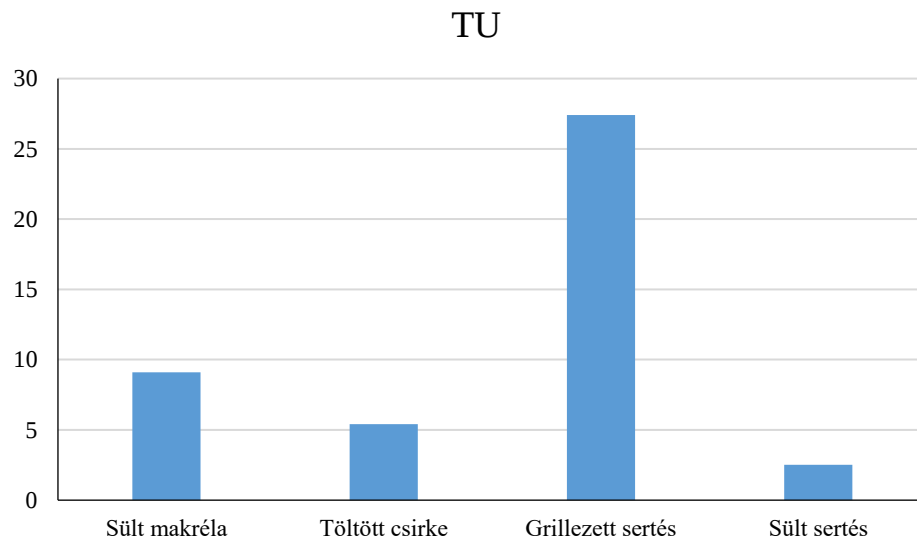
Nemcsak a PAH koncentráció, hanem a különböző molekulasúlyú PAHok aránya is függ az ételkészítés módjától. See et al. (2006) szerint a sütés során általában jellemző a nagy molekulasúlyú, nagyobb (5-6) gyűrűszámú PAHok kibocsátása. A magas hőfokon, különböző növényi olajokban történő sütés jellemző az ázsiai konyhára: Singh et al. (2016) pl. nagy koncentrációban mutatott ki indeno[1,2,3-cd]pirént egy indiai étterem konyhájából vett mintában. Zhang et al. (2017) kínai konyhákban vett mintákból a következő PAHok magas koncentrációját mutatta ki: benzo(a)pirén, benzo(b)fluorantén, benzo(a)antracén, indeno(1,2,3-cd)pirén és krizén.

Mivel a sütéshez/főzéshez használt alapanyagok, eszközök, ill. maga az elkészítés módja nagyrészt régió/kultúrafüggő, nehéz generalizált emisszióbecslést végezni. A legtöbb tanulmány kínai, wokban ún. dobva-rázva sütés technológiával történő ételkészítés (pld. Sun et al. 2020) ill. szabadtéri barbecue sütés során keletkezett emisszió becslésével foglalkozik, ugyanakkor az európai konyhára jellemző adatok is találhatók, bár lényegesen kisebb mértékben. Nagy molekulatömegű PAHokat portugál grillétterem esetében is kimutattak (Vicente et al. 2021). Biomonitoring vizsgálatokat mi is végeztünk hazai, tipikus vidéki konyhákban kihelyezett zöldike

(*Chlorophytum comosum* 'Variegata' (Thunb.) Jacques) növényekkel. Az akkumulált PAHok profilja jól tükrözte az egyes konyhákban felhasznált alapanyagok és főzési módok jellegét, így pl. az 5- és 6 gyűrűs PAHok viszonylag magas koncentrációban abban a konyhában voltak kimutathatóak, ahol viszonylag nagy gyakorisággal fordult elő olajban sütés, mint ételkészítési technológia (Hubai et al. 2022)

Megvizsgáltuk, hogy tipikus mediterrán ételek készítése során milyen szennyezők szabadulnak fel, ill. mekkora a toxicitás kockázata (Alves et al. 2021). A mintavétel modern, villanytűzhellyel és elszívóval felszerelt konyhában történt (nagy térfogatáramú mintatvevő (MCV, CAV-A/mb modell, áramlási sebesség 30 m³/h), alkalmazott filter 150 mm kvarcszálas filter (Pallflex®).

A 4 recept pontos leírását (hozzávalók, sütési idő stb.) a fent említett cikk tartalmazza, Röviden, 4 különböző étel elkészítése során keletkezett károsanyag kibocsátást vizsgáltunk, ezek sült hal (makréla), töltött csirke, sült ill. grillezett sertéssült voltak. A kinetikus *V. fischeri* biolumineszcens baktérium teszttel mért eredmények alapján a legtoxikusabbnak a grillezett sertéssült elkészítése során keletkezett PM mutatkozott (29. ábra). A PM kibocsátás szintén ebben az esetben volt a legmagasabb.



29. ábra

Különböző receptek elkészítése során mért ökototoxicitás értékek TU-ban kifejezve

A TU értékek és mért PAH koncentrációk között mérsékelt szignifikáns összefüggés mutatkozott ($r^2 = 0,68$). Megvizsgálva a különböző molekulásúlyú PAHok és a toxicitás közötti összefüggést, azt tapasztaltuk, hogy a kis molekulásúlyú PAHok nem, míg a nagy molekulásúlyú PAHok jelentősen szignifikáns összefüggést mutattak a mért toxicitás értékekkel ($r^2 = 0,94$). A grillezés és a zsíros alapanyag együttes használata (grillezett sertésborda) a 6-gyűrűs PAHok jelentős emisszióját eredményezte: összevetésképpen, az indeno(1,2,3-cd)pirén koncentrációja a grillezett borda elkészítése során 122 pg/m^3 volt, míg a töltött csirke esetében 'csak' $16,7 \text{ pg/m}^3$. Hasonló eltérés tapasztalható a benzo(g,h,i)perilén esetében, a grillezett sertésborda elkészítése során 128 pg/m^3 , míg a töltött csirke készítése során $17,9 \text{ pg/m}^3$ koncentrációt mértünk.

Sütés közben felszabadulhatnak gáznemű szennyező komponensek pl. formaldehid, acetaldehid és akrolein (Abdullahi et al. 2013). Ezek esetünkben kimutatási határérték alatt voltak.

Érdekességgéppen, valamennyi étel elkészítése során kerültek a levegőbe a csomagolóanyagból származó műanyaglágyítók, elsősorban ftalátok. Ezeket a vegyületeket elterjedten alkalmazzák különböző műanyagok gyártása során, és viszonylag régóta ismert, hogy szennyezhetik a csomagolt, elsősorban zsíros élelmiszereket (Petersen és Breindahl 2000). A ftalátokról kimutatták, hogy endokrin diszrupter jellemzőkkel rendelkeznek (Bui et al. 2016).

Egy hasonló kísérletben kültéri, faszénen történő grillezés során keletkező emissziót jellemeztünk (Alves et al. 2022). A faszén begyűjtása, majd később különböző ételek elkészítése során vett gázfázisú ill. szilárd részecske emissziót vizsgáltunk, az elkészített ételek alapanyaga elsősorban sertéshús ill. hal (szardínia és lazac) voltak. A begyűjtés során az illékony szerves vegyületek koncentrációja a háttérkoncentrációhoz képest 6-szorosára emelkedett, később a grillezés során ez a szorzó 4-5 volt hal, míg 1,3-1,5 sertéshús ételek esetében. A PM_{10} mintákban kb. 235 különböző szerves vegyületet mutattunk ki. A hal, ill. sertés alapanyag elkészítése során további különbségeket tapasztaltunk: az előbbi esetében magasabb volt a PM kibocsátás, az össz illékony szerves komponens (TVOC) kibocsátás ($23,9 \text{ mg/kg}$ a sertés, $82,6 \text{ mg/kg}$ a lazac esetében). A *V. fischeri* teszttel végzett mérések szerint valamennyi minta a toxikus ill. nagyon toxikus kategóriába tartozott. A mért toxicitás értékek jó korrelációt mutattak a PAHok, alkil-PAHok, anhidrocukrok, savak ill. fenolvegyületek koncentrációjával.

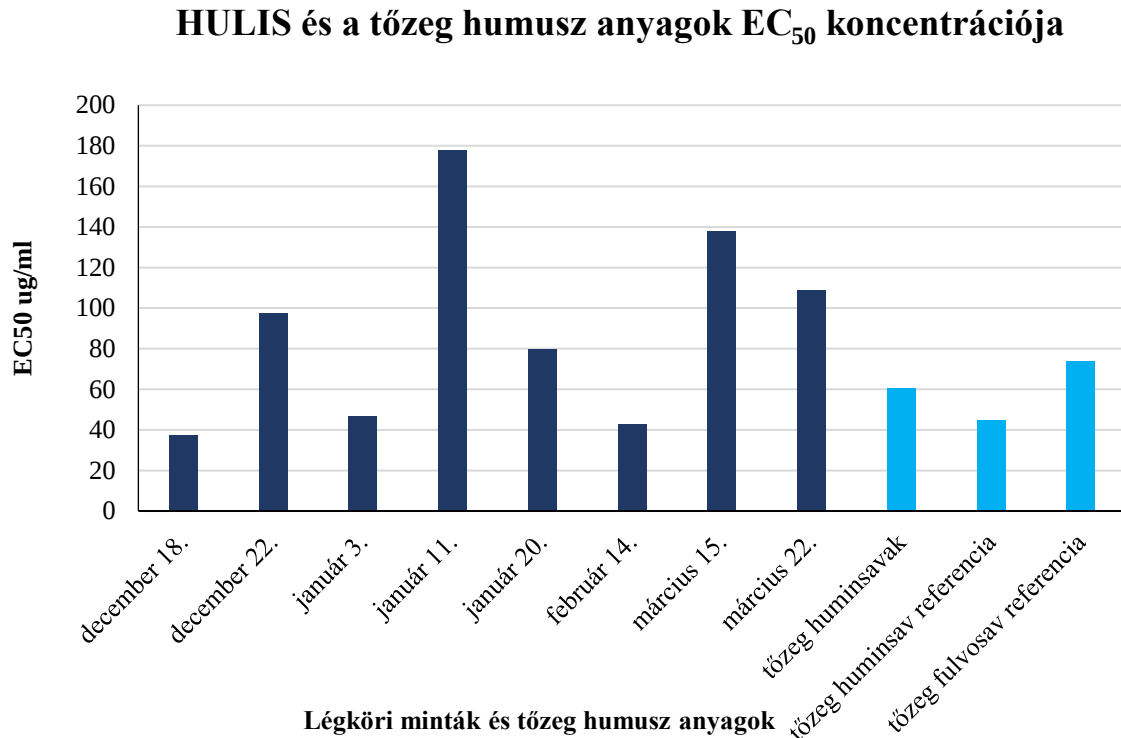
HULIS

A légkörben található vízzoldható humuszszerű anyagok (Humic-Like Substances, HULIS) a vízzoldható szerves frakció (water soluble organic fraction, WSOF) jelentős részét teszik ki (30–80 %) (Ma et al. 2018). Újabb kutatások kimutatták, hogy a légköri HULIS magas redox potenciállal rendelkezik és jelentős szerepe van a ROS (reaktív oxigén gyökök) képzésében (Lin és Yu 2011; Verma et al. 2015a). Dou et al. (2015) kimutatta, hogy a légköri HULIS redox potenciálját növelhetik az egyidejűleg jelen levő heterociklikus N-tartalmú bázisok, mint például az imidazol, piridin, ill. ezek származékai. A ROS termelés az érintett sejtekben oxidatív stresszt okozhat, amely a sejt halálát is eredményezheti (Lu et al. 2019). A HULIS által okozott oxidatív stressz hosszú távon szív-és érrendszeri, ill. légúti betegségeket okozhat (Feng et al. 2016).

A HULIS két fő forrása a légkörben a biomassza égetés, valamint az illékony szerves anyagok (volatile organic compounds: VOC) oxidációjából származó másodlagos vegyületek keletkezése lehet (Ma et al. 2018). A különböző forrásokból származó HULIS eltérő oxidatív potenciállal, tehát környezeti kockázattal rendelkezik (Ma et al. 2019).

A HULIS frakció oxidatív potenciálját általában a DTT teszt segítségével jellemzik (Verma et al. 2015b). Ma et al. (2018) a HULIS összetételének és a DTT aktivitás évszakos mintázatát elemezte. Eredményei szerint a fűtési időszakban a biomassza égetés volt az elsődleges HULIS forrás, ill. a DTT aktivitás kiváltója, míg a fűtési szezonon kívül a másodlagos aeroszol képződés.

A humuszszerű anyag vizsgálatához szükséges minták vétele K-pusztán 2014/2015 telén (dec. 18 - márc. 22 történt, PM 2,5-es impaktorral felszerelt Digitel DHA-80 nagytérfogatú mintavevővel. A mintavételt az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) munkatársai végezték. A minták vizes extraktumából az MTA Levegőkémiai Kutatócsoport munkatársai izolálták a humuszszerű anyagot, amit ezt követően UV-VIS spektrofotometriás, fluoreszcens spektrometriás, és tömegspektrometriás (közvetlen mintabevitellel, illetve folyadékkromatográfiás elválasztást követően) vizsgálatnak vetettek alá.



30. ábra Légköri HULIS minták és vízi/vizes környezetből származó huminsavak ökototoxicitása

Téli minták HULIS frakciójának elemzése során az EC₅₀ értékek 37,5 and 177,74 µg/ml HULIS koncentráció között mozogtak. A téli minták magasabb ökototoxicitása feltehetőleg az izolált humuszszerű anyag erősebb aromás jellegével van összefüggésben (30. ábra).

A HULIS évszakos mintázatának elemzése során Zhao et al. (2016) megállapította, hogy nyári időszakban elsősorban a fotokémiai reakciók révén képződött, míg télen a biomassza égetésből származó HULIS dominál. A biomassza égetésén belül is eltérhet a különböző anyagok elégetéséből származó HULIS mennyisége: Gonçalves et al. (2010) pl. megállapította, hogy levelek/mezőgazdasági hulladék elégetéséből származó füstben a HULIS nagyobb koncentrációban volt jelent, mint fatüzelés során.

Folyadékkromatográfiás-tömegspektrométeres vizsgálatok alapján a téli minták jelentős részében nitrokatekolt, metil-nitrokatekolt, illetve a dimetil-nitrokatekolt (vagy etil-nitrokatekolt) azonosítottunk (Kiss et al. 2021). A metil-nitrokatekolt a biomassza égetéséből képződő másodlagos aeroszol nyomjelzőjének tekintik, prekursora *m*-kresol (Iinuma et al. 2010).

Jellemeztük a 4-nitrokatekol (97% Aldrich) toxicitását. A *V. fischeri* kinetikus teszttel kapott EC₅₀ 6,0 µg/ml volt, amely megfelel az irodalmi adatoknak (7,77 µg/ml, Kaiser és Devillers 2017). Egy Ljubljánban (Szlovénia) végzett tanulmány szerint a nitro-aromatikus vegyületek, ezen belül a nitrokatekol és metilkatekol a szerves szén frakció mintegy 1 %-át teszik ki. Ugyanezen tanulmány kimutatta, hogy a téli aeroszolban ezek a komponensek mintegy 500x magasabb koncentrációban fordultak elő, mint a nyári aeroszolban (Kitanovski et al. 2012). Több tanulmány is alátámasztotta, hogy a nitrokatekol, ill. metilnitrokatekok jellemzően a téli időszakban prevalensek, a nagyobb mértékű tüzelésnek köszönhetően (pl. Chow et al. 2015).

Összehasonlító jelleggel szárazföldi humuszféleségek ökotoxicitását is megmértük. A vizsgált minták a következők voltak: Waskish Peat Humic Acid (huminsav) (IR 107H), Waskish Peat Fulvic Acid (fulvosav) (IR 107 F) (forrás: International Humic Substances Society). Egy további hazai, dudaritból izolált mintát is vizsgáltunk (dr. Szakácsné dr. Földényi Rita szívességéből).

Ezeknek a humuszféleségeknek a természetes, vízi vagy vizes ökoszisztémákban betöltött szerepért többen vizsgálták. A publikációk elsősorban pozitív szerepüket hangsúlyozzák, mivel megkötik a vízben lévő, potenciálisan szennyező komponenseket, így csökkentve azok környezeti hozzáférhetőségét (Rowett et al. 2016, Koukal et al. 2003).

Ugyanakkor olyan tanulmányok is rendelkezésre állnak, amelyek a humuszjellegű anyagok közvetlen ökotoxikus hatását dokumentálják (Timofeyev et al. 2004, 2006). Steinberg et al. (2003) szerint általános, hogy alulbecslik ezen komponensek potenciális toxikus hatását.

Összegzés

A 10 mikrométernél illetve a 2,5 mikrométernél kisebb méretű szálló por (PM₁₀ illetve PM_{2,5}) az Európai Unió 2008/50/CE sz. levegőminőségre vonatkozó irányelvei szerint az emberi egészségre leginkább káros légszennyező anyag. Forrása lehet a természetes kibocsátókon (erdőtűz, vulkánkitörés, stb.) olyan jellemzően antropogén tevékenységek, mint a közlekedés, biomassza égetés (pl. lakossági fűtés), mezőgazdaság ill. különböző ipari kibocsátók.

A porszemcsék toxikus hatása a rajtuk megkötött szerves és szervetlen szennyezők révén valósul meg. Ezek közül leggyakrabban a nehézfémek, ill. policiklusos aromás szénhidrogének (PAHok) szennyező hatásával foglalkozik az irodalom.

A szálló por, ill. a megkötött potenciálisan toxikus komponensek emberi egészségre gyakorolt hatását rendkívül sok publikáció taglalja, ugyanakkor lényegesen kevesebb adat áll rendelkezésünkre az ökoszisztémákra gyakorolt esetleges hatás(ok)ról, hatásmechanizmusokról.

Az ökotoxikológiai vizsgálatok elvégzését megnehezíti a minta speciális jellege. A szálló por mintázása, mintavétele filtereken történik, tehát jellemzően kis mennyiségű mintát kell feldolgozni. Mindez nyilvánvalóan behatárolja az adott mintán alkalmazható vizsgálatok ill. akár tesztszervezetek körét, a mérés reprodukálhatóságát.

Részben ez a metodikai korlát lehet annak az oka, hogy a *Vibrio fischeri* biolumineszcencia-gátlásán alapuló tesztet alkalmazzák a legelterjedtebben a PM ökotoxicitásának minősítésére. Az irodalomban található munkák ugyanakkor azt az amerikai Microtox rendszert alkalmazzák (Azur Environmental), amely vizes vagy valamilyen szerves oldószerrel készített folyékony fázissal dolgozik (az eljárás magyar megfelelője a MSZ EN ISO 11348-1:2000: Vízhőmérséklet. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcenciabaktérium-teszt). 1. rész: Vizsgálat frissen előkészített baktériumokkal; MSZ EN ISO 11348-2:2000: Vízhőmérséklet. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcenciabaktérium-teszt). 2. rész: Vizsgálat folyadékból szárított baktériumokkal és az MSZ EN ISO 11348-3:2000: Vízhőmérséklet. Vízminták gátló hatásának meghatározása a *Vibrio fischeri* fénykibocsátására (lumineszcenciabaktérium-teszt). 3. rész: Vizsgálat fagyasztva szárított baktériumokkal (szabványok).

Hipotézisem szerint ugyanakkor a szerves oldószerrel történő extrahálás nem reprezentálja azt a természetben előforduló valós expozíciós utat, amely során a légköri szálló por ill. a rajta levő potenciálisan toxikus komponensek esetleges káros hatásukat kifejtik. Ráadásul ez a jellegű extrahálás olyan komponenseket is hozzáférhetővé tesz, amelyek a természetben nem lennének biológiailag hozzáférhetőek.

Ennek alternatívájaként olyan ún. direkt kontakt tesztet dolgoztam ki, amelyben a tesztbaktériumok közvetlen fizikai kontaktusban vannak a mintában található szennyezett szemcsékkel. A teszteljárás kiindulási alapját a Lappalainen és munkatársai által kidolgozott kinetikus mérés szolgáltatta, amely a vizsgált minta ökotoxicitását a *Vibrio fischeri* biolumineszcens baktérium által mutatott fénykibocsátás-csökkenés alapján számszerűsíti. A kinetikus mérés lényege, hogy az ökotoxikus hatás következtében fellépő lumineszcencia csökkenés mértékét nem egy abszolút kontrollhoz képest értékeli, hanem ahhoz az értékhez viszonyítja, amely a mérés kezdetén a még intakt baktériumokra jellemző. Ez az eljárás lehetővé teszi, hogy olyan mintákat is vizsgáljunk, amelyekben szín- és vagy lebegőanyag is megtalálható. A teszteljárást a finn team szabványosította, a protokollra épülő szabványt (ISO 21338:2010: Water quality - Kinetic determination of the inhibitory effects of sediment, other solids and coloured samples on the light emission of *Vibrio fischeri* /kinetic luminescent bacteria test/) 2010-ben fogadták el.

Az értekezésben tárgyalt közlemények az általam kidolgozott mérési protokollon alapulnak. A szabványban rögzített protokollt alkalmassá tettük levegőszennyező komponensek (szálló por – PM) vizsgálatára. A PM mintákatértelemszerűen filterre gyűjtjük, amelyről különböző okok miatt nehézségekbe ütközik a tényleges PM mintafrakció leválasztása. Fizikai úton lehetetlen. A dolgozatban áttekintett, *Vibrio fischeri* tesztbaktériumot alkalmazó munkák meghatározó része ezért különböző extraháló szerek alkalmazásával állítja elő a feldolgozható mintamátrixot. Az extraháló szerek között található olyan szerves oldószerek is, mint például a metanol vagy a diklór-metán.

A teszteljárást szisztematikusan összevetettük irodalomban leközölt, különböző extraháló szereket alkalmazó munkákkal (a vizsgált extraháló szerek metanol, DCM, DMSO, hexán, ill. víz voltak. Legerősebb extraháló szerek a hexán és a DCM voltak, ezek a kivonatok mutatták a legmagasabb ökotoxikus hatást, ugyanakkor a vizes kivonat lényegesen alacsonyabb ökotoxicitást mutatott. A direkt kontakt teszt EC₅₀ értéke a metanollal készült kivonat toxicitásának felelt meg.

Ennek értelmében a direkt kontakt teszt alkalmazása egyenértékű lehet az erős szerves oldószert alkalmazó vizsgálattal, ezekkel ellentétben olyan expozíciós utat reprezentál, amely során a való világban a hatásviselők találkozhatnak a toxikus komponenseket is tartalmazó porszemcsékkel.

Ugyanazon minták esetében két, a *V. fischeri* baktériumot alkalmazó tesztet (szabványt) is összevetettünk. A kinetikus mérés mellett a ToxAlert100 (Merck) rendszert alkalmaztuk, amely az MSZ EN ISO 11348-1:2000 szabványt követi.

Az összevetés során alkalmazott minták első körben a devecseri iszapömlésből származó porminták voltak. A por hematit tartalma erőteljes vöröses színt okozott, feltehetőleg ez volt az oka annak, hogy a ToxAlert rendszerrel jelentős ökototoxicitást tapasztaltunk, míg a kinteikus mérés nem mutatott ki toxikus hatást. A negatív eredményt egyébként irodalmi hivatkozások is megfelelően igazolták.

Második körben szisztematikus összevetést végeztünk városi (Budapest) és K-pusztáról származó téli ill. nyári aeroszol minták esetében. A téli minták esetében a két rendszer alkalmazásával nagyon hasonló értékeket kaptunk, ugyanakkor a nyári minták ugyanakkor csak a ToxAlert rendszer esetében tapasztaltunk mérhető toxicitást. A legvalószínűbb magyarázat egyrészt a minták zavarossága, illetve a mintaelőkészítés eltérő módja.

A teszt módszer megfelelő érzékenységének és megbízhatóságának vizsgálata után az eljárást több olyan környezetben alkalmaztuk, amelyek a levegő minőségének vizsgálata során kiemelt figyelmet érdemelnek.

Kiemelten foglalkoztunk városi (települési) levegő minősítésével, ezen belül a terhelés. évszakos ill. napszakos elemzésével, ill. a területi eloszlás mintázatának elemzésével.

Több esetben vizsgáltuk PM minták szezonális különbségét morfológiai, kémiai és ökotoxikológiai paraméterek alapján. Budapesti téli és nyári minták ökototoxicitásának összevetése egyértelműen a téli minták lényegesen magasabb ökototoxicitását mutatta, amennynek okai a téli időszakban jellemző lakossági fűtés, kisebb mértékű fotooxidáció, továbbá szemi-illékony komponensek fokozottabb kondenzációja az alacsonyabb hőmérsékleten.

Coimbra (Portugália) területén vett minták elemzése során nemcsak azt tudtuk megállapítani, hogy a téli időszak jelentősen magasabb emissziót jelent, hanem azt is, hogy ebben az időszakban a jellemző emissziós forrás a biomassza égetése.

Városi környezetben (Budapest), téli időszakban vett minták napszakos mintázatának elemzése során kimutattuk, hogy a nappali időszakban (a mintavétel beosztása szerint 11.00 és

17.00 h között) vett minták ökototoxicitása a legalacsonyabb, nincs ugyanakkor számottevő különbség a reggel (5.00-11.00 között), este (17.00-23.00 között) és éjszaka (23.00-5.00 között) vett minták ökototoxicitása között. Ez részben ellentmond a legtöbb hasonló, irodalomban megtalálható tanulmány eredményeinek: a nappali alacsonyabb ökototoxicitás indokolható a kisebb mértékű antropogén terheléssel, a reggeli ill. esti magasabb ökototoxicitás indokolható a megnövekedett járműforgalommal (pl. munkahely és lakóhely közötti ingázás), továbbá főleg az esti időszakban a biomassza égetéssel (konyhai sütés, főzés, fűtés), ugyanakkor nem magyarázható a magas éjszakai terhelés.

Városi (Szeged, ill. Budapest) területén végzett több hónapos folyamatos mintavétel során kapott ökototoxicitás értékeket (számos egyéb paraméter egyidejű mérésével együtt) használták fel a Szegedi Tudományegyetem munkatársai egy új, a levegő optikai tulajdonságain alapuló mérőműszer kalibrálásához. Gyenge ($r = 0.309$) ill. mérsékelt ($r = 0.448$) korreláció mutatkozott a légköri széntartalmú szálló por (carbonaceous particulate matter, CPM) EC_{50} értékei és az fotoakusztikus mérésekkel meghatározott AAE (Absorption Angström Exponent) értékek között, melynek alapján elmondható, hogy az AAE értékek first screening jelleggel indikálhatják a levegő ökototoxicitását.

Kifejezetten téli minták napszakos mintázatával foglalkoztunk egy Bragança (Portugália) területén folytatott mintavételi kampány keretében. A minták 18% -a bizonyult 'nagyon toxikusnak', 53%-a toxikusnak és végül 29% esett a 'nem toxikus' kategóriába. Szignifikáns korrelációt találtunk a toxicitás és specifikus PM10-hez kötött komponensek (pl. levoglukozán, mannozán és galaktozán) között, amely azt bizonyítja, hogy a biomassza égetésből származó komponensek közvetlen toxikus hatást fejtenek ki. A napszakos mintázatot értékelve elmondható, hogy az éjszakai mintavételi periódusokban a toxicitás 38% -al magasabb volt, mint a nappali időszakokban.

São Paulo (Brazília) petrokémiai ipari területének hatását vizsgáltuk, ennek érdekében elemeztük a PM_{2,5} toxicitását. A számított TU értékek alapján a minták 64%-a mutatkozott toxikusnak, ami a lakosság krónikus expozícióját indikálja. A PM oxidatív potenciáljának vizsgálata során megállapítható volt, hogy az aszkorbát teszt és az ökototoxicitás értékei között jó korreláció mutatkozott.

Vizsgáltuk egyedi gépjárművek (különböző környezetvédelmi osztályba tartozó és eltérő futásteljesítményű autóbuszok valamint különböző környezetvédelmi osztályba tartozó, eltérő

életkorú és futásteljesítményű személyautó) emissziójából származó PM ökototoxicitását. Az autóbuszok esetében jelentős korreláció mutatkozott a környezetvédelmi osztálybesorolás és a TU értékkel jellemzett ökototoxicitás között. A vizsgált személyautók esetében ilyen jellegű összefüggés nem volt kimutatható, ugyanakkor szignifikáns korreláció mutatkozott a futásteljesítmény és a PAH kibocsátás között.

A közlekedéshez köthető PM terhelés tekintetében várható, hogy az egyre szigorúbb szabályozás ill. műszaki fejlesztéseknek köszönhetően csökken a gépjármű emisszióból származó terhelés, ugyanakkor a nem emisszió eredetű PM (azaz a fékek, autógumi, úttest, stb. kopásából származó reszuszpendált por) aránya és jelentősége megnő. Autópályán gyűjtött minták esetében valamennyi minta esetében kimutatható volt a toxicitás, a potenciálisan ökotoxikus elemek közül Zn, Cu és Cr fordult elő magas koncentrációban. Mivel a minták jellemzően számos egyéb nehézfémeket is tartalmaztak, nem zárható ki az additív vagy szinergista hatás.

Szintén nem emissziós jellegű, közlekedésből származó reszuszpendált por vizsgálatát végeztük el különböző parkolóhelyeken Aveiro (Portugália) területéről származó minták esetében. Kimutatható toxicitást mértünk valamennyi minta esetében. Egyedi nehézfém komponensek és a toxicitás értékei között nem sikerült korrelációt kimutatni, ugyanakkor korreláció mutatkozott az egyedi PAH alkotókkal.

Az illegális hulladék égetéséből származó emisszió ökotoxikológiai jellemzése nemzetközi viszonylatban is új területnek számít. Ellenőrzött, gyakorlatilag standaradizált körülmények között égettünk különböző, egyedileg szelektált hulladékfajtákat, amelyek égése során keletkezett PM emisszióból vettünk mintát.

A kiválasztott minták háztartási hulladékban jellemzően megtalálható hulladéktípusok voltak: polisztrén (PS), polietilén (PE), polipropilén (PP), polivinil-klorid (PVC), poliuretán (PU), bútortábla (OSB) és rongy (RAG) minták összehasonlító elemzését végeztük el. A *V. fischeri* teszt mellett elvégeztük a *Daphnia magna* immobilizációs tesztet (OECD 202 szabvány alapján), továbbá a *Sinapis alba* csíranövény tesztet (ISO 11269-1:2012 szabvány alapján). A minták genotoxicitását is jellemeztük, az SOS Chromotest segítségével.

Az OSB, PE és RAG minták szennyezettsége kismértékű volt. A toxikus minták kémiai elemzése azt mutatta, hogy jellemzően elkülönültek a PAHok, nehézfémek ill. mindkét csoport által szennyezett minták.

A mintákon elvégzett tesztek érzékenységét összevetve megállapítható volt, hogy a *Vibrio* TU értékei szignifikáns korrelációt mutattak a *Daphnia* teszttel. A csíranövény teszt ugyanakkor egyik minta esetében sem mutatott ki ökotoxikus hatást. Genotoxicitás a PU, PVC, PS and PP minták kontrollált égetése során nyert PM minták esetében mutatkozott, azaz a SOSIF érték 1,5 felett volt. Szignifikáns korrelációt találtunk a SOSIF értékek és több PAH között.

Külön méréssorozat keretében elvégeztük a PET palackok égetése során keletkezett PM vizsgálatát, kétféle mintából végeztünk elemzéseket: külön égettünk, színes ill. színtelen palackokat. Az analitikai elemzések valamennyi mintában magas antimóniumot (Sb) koncentrációt mutattak ki, ez az elem bizonyítottan ökotoxikus hatású. A PAHok elemzése során kimutattuk a bizonyítottan rákkeltő BbF és Cry jelenlétét. Valamennyi minta toxikusnak bizonyult, ugyanakkor sem az analitikai mérések, sem a toxicitás vizsgálata nem tett jelentős különbséget a színes vs. színtelen palackok égetéséből származó emisszió között.

Elemeztük kétkomponensű hulladékminták elégetése során felszabaduló füstgáz toxicitását, a következő összetétel szerint: papír (kartonpapír és fényes papír), műanyagok (polipropilén és PET) valamint textilfélések (poliészter és pamut). Az égetési hőmérsékletek 600 és 900 C között 50C fokos emelkedéssel változtak. Valamennyi mintára jellemző volt, hogy a toxicitás az égési hőmérséklet növekedésével csökkent, ugyanakkor a PAHok, elsősorban a 3-gyűrűs vegyületek koncentrációja növekedett. Lemagasabb ökototoxicitást a papírféleséget égetéséből származó minta mutatta.

Mivel az európai lakosság idejének átlagosan 90%-át tölti beltéri környezetben, az ökotoxicitás vizsgálatával a beltéri levegőminőség, ezen belül különböző emberi tevékenységből (fűtés ill, főzés) származó emisszió jellemzését végeztük el. A potenciálisan szennyező tevékenységek közül a lakossági fűtés, ill. a főzés problémájával foglalkoztunk.

A hagyományos fatüzelés, ill. általában a szilárd tüzelőanyaggal történő lakossági fűtés Magyarországon a légszennyezés fő okai közé tartozik. A fatüzeléshez köthető emisszió számszerű ökotoxikológiai becslésére összehasonlító elemzést végeztünk nyílt ill zárt égésterű tüzelőberendezések, továbbá különböző pelletfélések esetében.

A különböző tüzelőberendezések esetében értelemszerűen, a hipotézisünk szerint elvárható módon, a zárt égésterű kályha emissziója lényegesen alacsonyabb volt. Az összehasonlító vizsgálat legfontosabb eredménye ugyanakkor az volt, hogy egyrészt a párhuzamosan végzett humán tüdősejtvonallal dolgozó A549 teszttel becsült citotoxicitás jó korrelációt mutatott a V. fischeri

biolumineszcencia gátlás tesztel, tovább erősítve a bakteriális teszt eredményeinek extrapolálhatóságát különböző hatásviselőkre. Számos egyedi szennyezőre (pl. levoglukozán, mannozán, egyes PAHok, pld. fenantrén, fluorantén, krizén) is szignifikáns korrelációt tapasztaltunk.

A különböző alapanyagból készült pelletek égetésekor keletkezett kibocsátás jellemzésekor megállapíthattuk, hogy egyrészt jelentős különbség mutatkozott a pelletgyártáskor alkalmazott alapanyag tekintetében (kimgasló ökototoxicitást, ill. káros emissziót az akáciából készült pellet eseténben tapasztaltunk). Itt is egyezés mutatkozott a *V. fischeri* teszt elvégzése során kapott eredmények és az A549 sejtvonallal mért citotoxicitás között.

Mongol-magyar együttműködés keretében lehetőségünk nyílt Ulánbátor ún ‘ger’ (jurta) területéből származó beltéri minták elemzésére. Ulánbátor egyike a világ 5 legrosszabb levegőminőséggel rendelkező fővárosának, ugyanis a lakosság mintegy 98%-a szénrel fűt. A hosszú és hideg telek következtében az emberek jelentős mértékben töltik az idejüket zárt terekben, ezzel növelve az egészségkárosodás kockázatát. 10, szénfűtést alkalmazó háztartásból származó mintát vizsgáltunk, amelyek esetében jelentős ökototoxicitást és PAH terhelést tapasztaltunk. A mérési eredmények szerint az ökototoxicitás értékeiért elsősorban a nagyobb molekulatömegű (gyűrűszámú) PAHok voltak felelősek.

Mivel a főzés is jelentősen hozzájárul a beltéri levegő minőségéhez, különböző alapanyag elkészítése során felszabaduló potenciálisan káros anyagok, köztük PM kibocsátás, illetve a toxicitás szintjét vizsgáltuk. Első körben tipikus mediterrán ételek készítése során végeztük a mintavételt. A *V. fischeri* teszt egyértelműen különbséget tudott tenni az egyes ételek elkészítése során jelentkező terhelések között, legtoxikusabbnak a grillezett sertéssült elkészítése során keletkezett PM mutatkozott. Ez megegyezett a PM kibocsátás sorrendjével is. Megvizsgálva a PAH kibocsátás és az ökototoxicitás kapcsolatát, a kis molekulású PAHok nem míg a nagy molekulású PAHok jelentősen szignifikáns összefüggést mutattak a mért toxicitás értékekkel ($r^2 = 0.94$).

Egy hasonló kísérletben kültéri, faszélen történő grillezés során keletkező emissziót jellemeztünk, itt a toxicitás vizsgálatok során a különböző alapanyagok felhasználása során keletkezett emissziót minősítettük. Gyakorlatilag valamennyi alapanyag (halak, ill. sertéshús) elkészítése során jelentős toxikus emissziót tapasztaltunk, a mért toxicitás értékek jó korrelációt mutattak a PAHok, alkil-PAHok, anhidrocukrok, savak ill. fenolvegyületek koncentrációjával.

Egyedileg izolált komponensek közül a HULIS frakció ökototoxicitását vizsgáltuk. Évszakos mintázatot nem sikerült kimutatni, ugyanakkor megállapítható volt, hogy a légköri HULIS és a természetes humuszformák ökototoxicitása hasonló volt.

Köszönetnyilvánítás

Elsőként köszönettel tartozom Prof. Gelencsér Andrásnak, aki szakmai iránymutatást nyújtott munkám során és ösztönzésére kezdtem el légköri szennyezők ökotoxikológiai vizsgálatával foglalkozni. Köszönöm Prof. Padisák Judit és Prof. Boda Dezső támogatását, akik háttérrel biztosítottak kutatásainknak. Szeretném köszönetemet kifejezni valamennyi kollégának és társszerzőnek, akikkel az évek során a különböző kutatásokban együtt dolgozhattam. Ugyancsak sokat köszönhetek egykori és jelenlegi PhD hallgatóimnak, illetve szakdolgozó hallgatóimnak a különböző vizsgálatokhoz nyújtott segítségükért.

Munkámat a következő hazai és nemzetközi pályázatok, illetve megbízásos munkák támogatták:

- NKFP: Veszélyes hulladéktároló felhagyásának és az új veszélyes hulladéklerakónak a környezetre gyakorolt hatásvizsgálata, 2001-2004
- Ökotoxikológiai laboratórium akkreditációja, OM, KMA, 2002-2003
- DEMACSYS: Decision-Making Computerised System for Environmental Impact Assessment INCO-COPERNICUS, 2001-2003
- EULAKES - European Lakes Under Environmental Stressors (Supporting lake governance to mitigate the impact of climate change), INTERREG, 2010-2013
- Reszuszpendált belélegezhető por tulajdonságai és hozzájárulása a városi PM10 ("szálló por") koncentrációjához, OTKA, 2012-2014
- TÁMOP 4.2.1 Mobilitás és környezet: Járműipari, energetikai és környezeti kutatások a Közép- és Nyugat-Dunántúli Régióban (2010-2012)
- GOP-1.1.1-11-2012-0114 azonosító számú „Új típusú levegőminőség mérő műszer fejlesztése szálló por veszélyességének valós idejű monitorozására” (2013-2015)
- GINOP-2.3.2-15-2016-00017 azonosító számú „Bionanotechnológiai kutatások betegségek hatékony kimutatása, újfajta hatóanyagok kifejlesztése és bioinspirált intelligens nanoanyagok előállítása” projekt (2016-2021)

Irodalomjegyzék

- Aammi, S., Karaca, F., Petek, M., 2017. A toxicological and genotoxicological indexing study of ambient aerosols (PM_{2.5-10}) using in vitro bioassays. *Chemosphere* 174, 490-498.
- Abbas, M., Adil, M., Ehtisham-ul-Haque, S., Munir, B., Yameen, M. et al., 2018. *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. *Science of the Total Environment* 626, 1295–1309.
- Abdullahi, K.L., Delgado-Saborit, J.M., Harrison, R.M., 2013. Emissions and indoor concentrations of particulate matter and its specific chemical components from cooking: A review. *Atmospheric Environment* 71, 260-294.
- Adam, M.G., Tran, P.T., Balasubramanian, R., 2021. Air quality changes in cities during the COVID-19 lockdown: A critical review. *Atmospheric Research* 264, 105823.
- Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., Wieszała, R., 2016. Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 1–11.
- Ajtai, T., Utry, N., Pintér, M., Major, B., Bozóki, Z., Szabó, G., 2015. A method for segregating the optical absorption properties and the mass concentration of winter time urban aerosol. *Atmospheric Environment* 122, 313-320.
- Allen, R., Gombojav, E., Barkhasragchaa, B., Byambaa, T., Lkhasuren, O, et al., 2013. An assessment of air pollution and its attributable mortality in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality, Atmosphere & Health* 6, 137–150.
- Al-Shidi, H.K., Sulaiman, H., Al-Reasi, H.A., Jamil, F., Aslam, M., 2020. Human and ecological risk assessment of heavy metals in different particle sizes of road dust in Muscat, Oman. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 33980-33993.
- Alves, C. A., Vicente, A. M., Rocha, S., & Vasconcellos, P., 2017. Hopanoid hydrocarbons in PM₁₀ from road tunnels in São Paulo, Brazil. *Air Quality, Atmosphere & Health* 10, 799-807.
- Alves, C., Rienda, I. C., Vicente, A., Vicente, E., Gonçalves, C., Candeias, C. et al., 2021. Morphological properties, chemical composition, cancer risks and toxicological potential of airborne particles from traffic and urban background sites. *Atmospheric Research* 264, 105837.
- Alves, C. A., Vicente, E. D., Evtyugina, M., Vicente, A. M., Sainnokhoi, T. A., Kováts, N., 2021. Cooking activities in a domestic kitchen: Chemical and toxicological profiling of emissions. *Science of the Total Environment* 772, 145412.
- Alves, C. A., Evtyugina, M., Vicente, E., Vicente, A., Gonçalves, C. et al., 2022. Outdoor charcoal grilling: Particulate and gas-phase emissions, organic speciation and ecotoxicological assessment. *Atmospheric Environment* 285, 119240.
- Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., 2009. Spatial and chemical patterns of PM₁₀ in road dust deposited in urban environment. *Atmospheric Environment*, 43(9), 1650-1659.
- Anake, W.U., Bayode, F.O., Jonathan, H.O., Omonhinmin, C.A., Odetunmibi, O.A., Anake, T.A., 2022. Screening of plant species response and performance for green belt development: implications for semi-urban ecosystem restoration. *Sustainability* 14 (7), 3968.
- Anetzberger, C., Pirch, T., Jung, K., 2009. Heterogeneity in quorum sensing-regulated bioluminescence of *Vibrio harveyi*. *Molecular Microbiology* 73(2), 267–277.

- Asheim, J., Vike-Jonas, K., Gonzalez, S. V., Lierhagen, S., Venkatraman, V. et al., 2019. Benzotriazoles, benzothiazoles and trace elements in an urban road setting in Trondheim, Norway: Re-visiting the chemical markers of traffic pollution. *Science of the Total Environment* 649, 703-711.
- Aslan, D.I., Özoğul, B., Ceylan, S., Geyikçi, F., 2018. Thermokinetic analysis and product characterization of Medium Density Fiberboard pyrolysis. *Bioresource Technology* 258, 105–110.
- Badarch, J., Harding, J., Dickinson-Craig, E., Azen, C., Ong, H. et al., 2021. Winter air pollution from domestic coal fired heating in Ulaanbaatar, Mongolia, is strongly associated with a major seasonal cyclic decrease in successful fecundity. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(5), 2750.
- Balasoorya, B.L.W.K., Samson, R., Mbikwa, F., Vitharana, U.W.A., Boeck, P., Van Meirvenne, M., 2009. Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environmental and Experimental Botany* 65, 386–394.
- Baran, A., Tarnawski, M., 2013. Phytotoxkit/Phytotestkit and Microtox® as tools for toxicity assessment of sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 98, 19-27.
- Barbosa, R., Dias, D., Lapa, N., Lopes, H., Mendes, B., 2013. Chemical and ecotoxicological properties of size fractionated biomass ashes. *Fuel Processing Technology* 109, 124-132.
- Bates, J.T., Weber, R.J., Abrams, J., Verma, V., Fang, T. et al., 2015. Reactive oxygen species generation linked to sources of atmospheric particulate matter and cardiorespiratory effects. *Environmental Science and Technology* 49, 13605–13612.
- Bauda, P., Block, J.C., 1990. Role of envelopes of Gram-negative bacteria in cadmium binding and toxicity. *Toxicity Assessment* 5, 47-60.
- Beyer, J., Petersen, K., Song, Y., Ruus, A., Grung, M. et al., 2014. Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: a discussion paper. *Marine Environmental Research* 96, 81-91.
- Bluhm, K., Heger, S., Seiler, T. B., Hallare, A. V., Schäffer, A., Hollert, H., 2012. Toxicological and ecotoxicological potencies of biofuels used for the transport sector—a literature review. *Energy & Environmental Science* 5(6), 7381-7392.
- Bolognesi, C., Fenech, M., 2012. Mussel micronucleus cytome assay. *Nature Protocols* 7(6), 1125-1137.
- Borsós, T., Řimnáčová, D., Ždímal, V., Smolík, J., Wagner, Z., Weidinger, T. et al., 2012. Comparison of particulate number concentrations in three Central European capital cities. *Science of the Total Environment* 433, 418–426.
- Bouzarovski, S., 2011. Energy Poverty in the EU: A Review of the Evidence. DG Regio workshop on “Cohesion policy investing in energy efficiency in buildings”.
- Brouwer, H., Murphy, T., McArdle, L., 1990. A sediment-contact bioassay with *Photobacterium phosphoreum*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1353-1358.
- Brown, D.M., Beswick, P.H., Bell, K.S., Donaldson, K., 2000. Depletion of glutathione and ascorbate in lung lining fluid by respirable fibres. *The Annals of Occupational Hygiene* 44, 101–108.
- Brunori, C.; Cremisini, C.; Massanisso, P.; Pinto, V.; Torricelli, L., 2005. Reuse of a treated red mud bauxite waste: Studies on environmental compatibility. *Journal of Hazardous Materials* 117 (1), 55–63.

- Bui, T. T., Giovanoulis, G., Cousins, A. P., Magnér, J., Cousins, I. T., de Wit, C. A., 2016. Human exposure, hazard and risk of alternative plasticizers to phthalate esters. *Science of the Total Environment* 541, 451-467.
- Bulich, A.A., Isenberg, D.L., 1981. Use of the Luminescent Bacterial System for the Rapid Assessment of Aquatic Toxicity. *ISA Transactions* 20, 29-33.
- Burga Pérez, K.F., Charlatchka, R., Sahli, L., Féraud, J.F., 2012. New methodological improvements in the Microtox® solid phase assay. *Chemosphere* 86, 105–110.
- Calas, A., Uzu, G., Martins, J.M.F., Voisin, Di, Spadini, L., Lacroix, T., Jaffrezo, J.L., 2017. The importance of simulated lung fluid (SLF) extractions for a more relevant evaluation of the oxidative potential of particulate matter. *Scientific Reports* 7, 1–12.
- Calas, A., Uzu, G., Kelly, F.J., Houdier, S., Martins, J.M.F. et al., 2018. Comparison between five acellular oxidative potential measurement assays performed with detailed chemistry on PM10 samples from the city of Chamonix (France). *Atmospheric Chemistry and Physics* 18, 7863–7875.
- Candeias, C., Vicente, E., Tomé, M., Rocha, F., Ávila, P., Alves, C., 2020. Geochemical, Mineralogical and Morphological Characterisation of Road Dust and Associated Health Risks. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17, 1563.
- Cassee, F.R., Heroux, M.-E., Gerlofs-Nijland, M.E., Kelly, F.J., 2013. Particulate matter beyond mass: recent health evidence on the role of fractions, chemical constituents and sources of emission (Review). *Inhalation Toxicology* 25, 802-812.
- Castagna, A., Mascheroni, E., Fustinoni, S., Montirosso, R., 2022. Air pollution and neurodevelopmental skills in preschool-and school-aged children: A systematic review. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews* 136, 104623.
- Caumo, S., Traub, A., Evans, G., de Castro Vasconcellos, P., 2022. Health risk assessment in atmosphere near a petrochemical industrial complex: measuring oxidative potential and oxidative burden. *Atmospheric Pollution Research* 13 (7), 101457.
- Caumo, S., Yera, A. B., Alves, C., Rienda, I. C., Kováts, N., Hubai, K., de Castro Vasconcellos, P. (2023). Assessing the chemical composition, potential toxicity and cancer risk of airborne fine particulate matter (PM_{2.5}) near a petrochemical industrial area. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 104170.
- Chang, S.C., Wang, Y.F., You, S.J., Kuo, Y.M., Tsai, C.H. et al. (2013). Toxicity evaluation of fly ash by Microtox®. *Aerosol and Air Quality Research* 13, 1002–1008.
- Chapa-Martínez, C. A., Hinojosa-Reyes, L., Hernández-Ramírez, A., Ruiz-Ruiz, E., Maya-Treviño, L., Guzmán-Mar, J. L., 2016. An evaluation of the migration of antimony from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. *Science of the Total Environment* 565, 511–518.
- Charrier, J.G., McFall, A.S., Vu, K.K.T., Baroi, J., Olea, C., Hasson, A., Anastasio, C., 2016. A bias in the “mass-normalized” DTT response – an effect of non-linear concentration-response curves for copper and manganese. *Atmospheric Environment* 144, 325–334.
- Chen, R., Hu, B., Liu, Y., Xu, J., Yang, G., Xu, D., Chen, C., 2016. Beyond PM_{2.5}: The role of ultrafine particles on adverse health effects of air pollution. *Biochimica et Biophysica Acta* 1860(12), 2844–2855.
- Cheng, K., Hao, W., Wang, Y., Yi, P., Zhang, J., Ji, W., 2020. Understanding the emission pattern and source contribution of hazardous air pollutants from open burning of municipal solid waste in China. *Environmental Pollution* 263, 114417.

- Chiang, H-L., Lai, Y-M., Chang, S-Y., 2012. Pollutant constituents of exhaust emitted from light-duty diesel vehicles. *Atmospheric Environment* 47, 399–406.
- Cho, H., Youn, J.S., Oh, I., Jung, Y.W., Jeon, K.J., 2019. Determination of the emission rate for ultrafine and accumulation mode particles as a function of time during the pan-frying of fish. *Journal of Environmental Management* 236, 75–80.
- Choi, S. H., Gu, M. B., 2002. A portable toxicity biosensor using freeze-dried recombinant bioluminescent bacteria. *Biosensors and Bioelectronics* 17(5), 433–440.
- Chow, K. S., Huang, X. H., Yu, J. Z., 2015. Quantification of nitroaromatic compounds in atmospheric fine particulate matter in Hong Kong over 3 years: field measurement evidence for secondary formation derived from biomass burning emissions. *Environmental Chemistry* 13(4), 665–673.
- Chung W, S, Toriba, A, Kameda, T, Tang, N, Kizu, R, Hayakawa, K, 2007. An environmental quinoid polycyclic aromatic hydrocarbon, acenaphthenequinone, modulates cyclooxygenase-2 expression through reactive oxygen species generation and nuclear factor kappa B activation in A549 cells. *Toxicological Sciences* 95, 348–355.
- Cieřlik, E., Fabiańska, M. J., 2021. Preservation of geochemical markers during co-combustion of hard coal and various domestic waste materials. *Science of the Total Environment* 768, 144638.
- Cipoli, Y. A., Targino, A. C., Krecl, P., Furst, L. C., dos Anjos Alves, C., Feliciano, M., 2022. Ambient concentrations and dosimetry of inhaled size-segregated particulate matter during periods of low urban mobility in Bragança, Portugal. *Atmospheric Pollution Research* 13(9), 101512.
- Cipoli, Y. A., Alves, C., Rapuano, M., Evtyugina, M., Rienda, I. C., Kováts, N. et al., 2023. Nighttime–daytime PM10 source apportionment and toxicity in a remoteness inland city of the Iberian Peninsula. *Atmospheric Environment* 303, 119771.
- Colapicchioni, V., Mosca, S., Guerriero, E., Cerasa, M., Khalid, A. et al., 2020. Environmental impact of co-combustion of polyethylene wastes in a rice husks fueled plant: Evaluation of organic micropollutants and PM emissions. *Science of the Total Environment* 716, 135354.
- Corrêa, A.X.R., Testolin, R.C., Torres, M.M., Cotellet, S., Schwartz, J.J. et al., 2017. Ecotoxicity assessment of particulate matter emitted from heavy-duty diesel-powered vehicles: influence of leaching conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 24(10), 9399–9406.
- Cui, L., Ni, H., Lei, K., Gao, X., Wang, X., Liu, Z., 2022. Chemical characteristics analysis of automobile exhaust particles and the method for evaluating its ecological effect. *Chemosphere* 307, 36152.
- Dauvin, J.-C., 2010. Towards an impact assessment of bauxite red mud waste on the knowledge of the structure and functions of bathyal ecosystems: The example of the Cassidaigne canyon (north-western Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 60 (2), 197–206.
- Dave, G., Andersson, K., Berglund, R., Hasselrot, B., 1981. Toxicity of eight solvent extraction chemicals and of cadmium to water fleas, *Daphnia magna*, rainbow trout, *Salmo gairdneri*, and zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology* 69, 83–98.
- DeVizcaya-Ruiz, A., Gutiérrez-Castillo, M.E., Uribe-Ramirez, M., Cebrián, M.E., Mugica-Alvarez, V. et al., 2006. Characterization and in vitro biological effects of concentrated particulate matter from Mexico City. *Atmospheric Environment* 40, 583–592.

- Dou, J., Lin, P., Kuang, B. Y., Yu, J. Z., 2015. Reactive oxygen species production mediated by humic-like substances in atmospheric aerosols: enhancement effects by pyridine, imidazole, and their derivatives. *Environmental Science & Technology* 49(11), 6457-6465.
- Du Four, V. A., Van Larebeke, N., Janssen, C. R., 2004. Genotoxic and mutagenic activity of environmental air samples in Flanders, Belgium. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 558(1-2), 155-167.
- Du Four, V. A., Janssen, C. R., Brits, E., Van Larebeke, N., 2005. Genotoxic and mutagenic activity of environmental air samples from different rural, urban and industrial sites in Flanders, Belgium. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 588(2), 106-117.
- Eck-Varanka, B., Kováts, N., Horváth, E., Ferincz, Á., Kakasi, B. et al., 2018. Eco-and genotoxicity profiling of a rapeseed biodiesel using a battery of bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 151, 170-177.
- El-Alawi, Y.S., McConkey, B.J., George, D.D, Greenberg, B.M., 2002. Measurement of short- and long-term toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons using luminescent bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 51(1), 12-21.
- Elcin, E., Ayaydin, F., Öktem, H. A., 2021. Formaldehyde biosensing in air using fluorescent bacterial bioreporter cells. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 1-19.
- Enkhmaa, D., Warburton, N., Javzandulam, B., Uyanga, J., Khishigsuren, Y. et al., 2014. Seasonal ambient air pollution correlates strongly with spontaneous abortion in Mongolia. *BMC Pregnancy and Childbirth*, 14(1), 1-7.
- Eriksen, M. K., Astrup, T. F., 2019. Characterisation of source-separated, rigid plastic waste and evaluation of recycling initiatives: Effects of product design and source-separation system. *Waste Management* 87, 161–172.
- Escobar, N., Ribal, J., Clemente, G., Sanjuán, N., 2014. Consequential LCA of two alternative systems for biodiesel consumption in Spain, considering uncertainty. *Journal of Cleaner Production* 79, 61-73.
- European Environmental Agency, 2013. Air quality in Europe — 2013 report, Luxembourg
- European Environmental Agency, 2017. Air quality in Europe — 2017 report, Luxembourg
- Falla, J., Laval-Gilly, P., Henryon, M., Morlot, D., Ferard, J.-F., 2000. Biological air quality monitoring: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 64, 627–644.
- Fang, T., Verma, V., T Bates, J., Abrams, J., Klein, M. et al., 2016. Oxidative potential of ambient water-soluble PM_{2.5} in the southeastern United States: contrasts in sources and health associations between ascorbic acid (AA) and dithiothreitol (DTT) assays. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 3865–3879.
- Feng, S., Gao, D., Liao, F., Zhou, F., Wang, X., 2016. The health effects of ambient PM_{2.5} and potential mechanisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 128, 67-74.
- Ferguson, L., Taylor, J., Davies, M., Shrubsol, C., Symonds, P., Dimitroulopoulou, S., 2020. Exposure to indoor air pollution across socio-economic groups in highincome countries: A scoping review of the literature and a modelling methodology. *Environment International* 143, 105748.
- Ferreira, A.L.G., Loureiro, S., Soares, A.M.V.M., 2008. Toxicity prediction of binary combinations of cadmium, carbendazim and low dissolved oxygen on *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 89, 28–39.

- Filella, M., 2020. Antimony and PET bottles: Checking facts. *Chemosphere* 261, 127732.
- Fort, F., 1992. Correlation of Microtox EC, with Mouse LD. *In Vitro Toxicology* 5, 73-82.
- Frasca, D., Marcoccia, M., Tofful, L., Simonetti, G., Perrino, C., Canepari, S., 2018. Influence of advanced wood-fired appliances for residential heating on indoor air quality. *Chemosphere* 211, 62-71.
- Fulladosa, E., Murat, J. C., Martínez, M., Villaescusa, I., 2005a. Patterns of metals and arsenic poisoning in *Vibrio fischeri* bacteria. *Chemosphere* 60(1), 43-48.
- Fulladosa, E., Murat, J. C., Villaescusa, I., 2005b. Study on the toxicity of binary equitoxic mixtures of metals using the luminescent bacteria *Vibrio fischeri* as a biological target. *Chemosphere* 58(5), 551-557.
- Ge, H. L., Liu, S. S., Su, B. X., Qin, L. T., 2014. Predicting synergistic toxicity of heavy metals and ionic liquids on photobacterium Q67. *Journal of Hazardous Materials* 268, 77-83.
- Gelencsér A., 2004. Carbonaceous Aerosol, Springer, Atmospheric and Oceanographic Sciences Library
- Gelencsér, A., Kováts, N., Turóczi, B., Rostási, Á., Hoffer, A. et al., 2011. The red mud accident in Ajka (Hungary): characterization and potential health effects of fugitive dust. *Environmental Science & Technology* 45(4), 1608-1615.
- George, D. B., Berk, S. G., Adams, V. D., Ting, R. S., Roberts, R. O. et al., 1995. Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29, 149-158.
- Gerlofs-Nijland, M. E., Bokkers, B. G., Sachse, H., Reijnders, J. J., Gustafsson, M. et al., 2019. Inhalation toxicity profiles of particulate matter: a comparison between brake wear with other sources of emission. *Inhalation Toxicology* 31(3), 89-98.
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Science Advances*. 3(7), e1700782
- Gil, G.-C., Kim, Y.-J., Gu, M.-B., 2002. Enhancement in the sensitivity of a gas biosensor by using an advanced immobilization of a recombinant bioluminescent bacterium. *Biosensors and Bioelectronics* 17, 427-432.
- Gil, G.-C., Mitchell, R. J., Chang, S.-T., Gu, M.-B., 2000. A biosensor for the detection of gas toxicity using a recombinant bioluminescent bacterium. *Biosensors and Bioelectronics* 15, 23-30.
- Girotti, S., Bolelli, L., Roda, A., Gentilomi, G., Musiani, M., 2002. Improved detection of toxic chemicals using bioluminescent bacteria. *Analytica Chimica Acta* 471(1):113-120.
- Girotti, S., Ferri, E.N., Fumo, M.G., Maiolini, E., 2008. Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria. *Analytica Chimica Acta* 608, 2-29.
- Goix, S., Lévêque, T., Xiong, T.T., Schreck, E., Baeza-Squiban, A., Geret, F. et al., 2014. Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles: Assessment of threat scores. *Environmental Research* 133, 185-194.
- Gonçalves, C., Alves, C., Evtyugina, M., Mirante, F., Pio, C. et al., 2010. Characterisation of PM10 emissions from woodstove combustion of common woods grown in Portugal. *Atmospheric Environment* 44(35), 4474-4480.
- González-Martín, J., Kraakman, N.J.R., Pérez, C., Lebrero, R., Muñoz, R., 2021. A state-of-the-art review on indoor air pollution and strategies for indoor air pollution control. *Chemosphere* 262, 128376.
- Gottschalk, G., 1986. *Bacterial Metabolism*, second ed Springer, New York.

- Grantz, D. A., Garner, J. H. B., Johnson, D. W., 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environment International* 29(2-3), 213-239.
- Gratani, L., Crescente, M.F., Petruzzi, M. 2000. Relationship between leaf life-span and photosynthetic activity of *Quercus ilex* in polluted urban areas (Rome). *Environmental Pollution* 110, 19-28
- Grigoratos, T., Martini, G., 2015. Brake Wear Particle Emissions: A Review. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 2491–2504.
- Guidi, L., Calatayud, A., 2014. Non-invasive tools to estimate stress-induced changes in photosynthetic performance in plants inhabiting Mediterranean areas. *Environmental and Experimental Botany* 103, 42–52.
- Gullett, B.K., Tabor, D., Touati, A., Kasai, J., Fitz, N., 2012. Emissions from open burning of used agricultural pesticide containers. *Journal of Hazardous Materials* 221– 222, 236–241
- Gunawardana, C., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., Dawes, L., Kokot, S., 2012. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere* 87, 163–170.
- Gursel, I. V., Moretti, C., Hamelin, L., Jakobsen, L. G., Steingrimsdottir, M. M. et al., 2021. Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of bio-based and petrochemical PET bottles. *Science of the Total Environment* 793, 148642.
- Guttikunda, S.K., Lodoysamba, S., Bulgansaikhan, B., Dashdondog, B., 2013. Particulate pollution in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality and Atmospheric Health* 6, 589–601.
- Han, T., Liu, X., Zhang, Y., Qu, Y., Zeng, L. et al., 2015. Role of secondary aerosols in haze formation in summer in the Megacity Beijing. *Journal of Environmental Sciences* 31, 51–60.
- Harrison, R. M., 2020. Airborne particulate matter. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 378(2183), 20190319.
- Heinlaan, M., Kahru, A., Kasemets, K., Kurvet, I., Waterlot, C. et al., 2007. Rapid screening for soil ecotoxicity with a battery of luminescent bacteria tests. *Alternatives to Laboratory Animals* 35, 101-110.
- Hirrmann, D., Loibner, A.P., Braun, R., Szolar, O.H., 2007. Applicability of the bioluminescence inhibition test in the 96-well microplate format for PAH-solutions and elutriates of PAH-contaminated soils. *Chemosphere* 67(6), 1236-1242.
- Hoffer, A., Jancsek-Turóczi, B., Tóth, Á., Kiss, G., Naghiu, A. et al., 2020. Emission factors for PM₁₀ and PAHs from illegal burning of different types of municipal waste in households. *Atmospheric Chemistry and Physics* 20(24), 16135–16144.
- Hollebone, B. P., Fieldhouse, B., Landriault, M., Doe, K., Jackman, P., 2008. Aqueous solubility, dispersibility and toxicity of biodiesels. In *International Oil Spill Conference* (Vol. 2008, No. 1, pp. 929-936). American Petroleum Institute.
- Hu, W., Wang, Y., Wang, T., Ji, Q., Jia, Q. et al., 2021. Ambient particulate matter compositions and increased oxidative stress: Exposure-response analysis among high-level exposed population. *Environment International* 147, 106341.
- Hubai, K., Kováts, N., Eck-Varanka, B., Teke, G., 2023. Pot study using *Chlorophytum comosum* plants to biomonitor PAH levels in domestic kitchens. *Environmental Science and Pollution Research* 30(18), 51932-51941.

- IARC, 2010. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- Iinuma, Y., Böge, O., Gräfe, R., Herrmann, H., 2010. Methyl-nitrocatechols: atmospheric tracer compounds for biomass burning secondary organic aerosols. *Environmental Science & Technology* 44(22), 8453-8459.
- Isidori, M., Ferrara, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Parrella, A., 2003. In situ monitoring of urban air in Southern Italy with the tradescantia micronucleus bioassay and semipermeable membrane devices (SPMDs). *Chemosphere* 52(1), 121–126.
- Ivask, A., Rõlova, T., Kahru, A., 2009. A suite of recombinant luminescent bacterial strains for the quantification of bioavailable heavy metals and toxicity testing. *BMC Biotechnology* 9(1), 1-15.
- Iwegbue, C.M.A., Osijaye, K.O., Igbuku, U.A., Egobueze, F.E., Tesi, G.O. et al., 2020. Effect of the number of frying cycles on the composition, concentrations and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in vegetable oils and fried fish. *Journal of Food Composition and Analysis* 94, 103633.
- Jadambaa, A., Spickett, J., Badrakh, B., Norman, R. E., 2015. The impact of the environment on health in Mongolia: a systematic review. *Asia Pacific Journal of Public Health* 27(1), 45-75.
- Jarque, S., Masner, P., Klánová, J., Prokeš, R., Bláha, L., 2016. Bioluminescent *Vibrio fischeri* Assays in the Assessment of Seasonal and Spatial Patterns in Toxicity of Contaminated River Sediments. *Frontiers in Microbiology* 7, 1738.
- Ji, X., Long, X., 2016. A review of the ecological and socioeconomic effects of biofuel and energy policy recommendations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 61, 41-52.
- Jing, W., Liu, Q., Wang, M., Zhang, X., Chen, J. et al., 2019. A method for particulate matter 2.5 (PM_{2.5}) biotoxicity assay using luminescent bacterium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 170, 796-803.
- Johnson, F. H., Eyring, H., 1948. The fundamental action of pressure, temperature and drugs on enzymes as revealed by bacterial luminescence. *Annals of the New York Academy of Sciences* 49, 376-396.
- Johnson, F. H., Plough, B., 1959. The action of DFP and related drugs on bacterial luminescence. *Journal of Cellular and Comparative Physiology* 53, 279-305.
- Johnson, F. H., von Schouwenburg, K. L., van der Burg, A., 1939. The flash of luminescence following anaerobiosis of luminous bacteria. *Enzymologia* 7, 195-224.
- Jorquera, H., Barraza, F., Heyer, J., Valdivia, G., Schiappacasse, L. N., Montoya, L. D., 2018. Indoor PM_{2.5} in an urban zone with heavy wood smoke pollution: The case of Temuco, Chile. *Environmental Pollution* 236, 477-487.
- Ikeda, S., Oikawa, M., Sekine, Y., 2009. Biomonitoring of indoor particle contamination by detection of bioluminescence reduction of marine bacterium *Vibrio fischeri*. 2009 ICCAS-SICE, Fukuoka, Japan, pp. 4486-4489.
- Kaiser, K.L.E., Devillers, J., 2017. Ecotoxicity of Chemicals to *Photobacterium Phosphoreum*. Routledge, New York
- Kanellopoulos, P.G., Verouti, E., Chrysochou, E., Koukoulakis, K., Bakeas, E., 2021. Primary and secondary organic aerosol in an urban/industrial site: Sources, health implications and the role of plastic enriched waste burning. *Journal of Environmental Sciences* 99, 222–238.

- Kang, Y., Cheung, K.C., Wong, M.H., 2011. Mutagenicity, genotoxicity and carcinogenic risk assessment of indoor dust from three major cities around the Pearl River Delta. *Environment International* 37, 637–643.
- Kardel, F., Wuyts, K., Babanezhad, M., Vitharana, U.W.A., Wuytack, T. et al., 2010. Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. *Environmental Pollution* 158, 788–794.
- Karuppiah, M., Gupta, G., 1997. Toxicity of and metals in coal combustion ash leachate. *Journal of Hazardous Materials* 56, 53-58.
- Kasurinen, S., Jalava, P. I., Happonen, M. S., Sippula, O., Uski, O. et al., 2017. Particulate emissions from the combustion of birch, beech, and spruce logs cause different cytotoxic responses in A549 cells. *Environmental Toxicology* 32(5), 1487-1499.
- Kevekordes, S., Mersch-Sundermann, V., Burghaus, C. M., Spielberger, J., Schmeiser, H. H., 1999. SOS induction of selected naturally occurring substances in *Escherichia coli* (SOS chromotest). *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 445(1), 81-91.
- Khan, N., Warith, M. A., Luk, G., 2007. A comparison of acute toxicity of biodiesel, biodiesel blends, and diesel on aquatic organisms. *Journal of the Air & Waste Management Association* 57(3), 286-296.
- Khavaninzadeh, A.R., Veroustraete, F., Buytaert, J.A.N., Samson, R., 2014. Leaf injury symptoms of *Tilia* sp. as an indicator of urban habitat quality. *Ecological Indicators* 41, 58–64.
- Kim, B. C., Park, K. S., Kim, S. D., Gu, M. B., 2003. Evaluation of a high throughput toxicity biosensor and comparison with a *Daphnia magna* bioassay. *Biosensors and Bioelectronics* 18, 821-826.
- Kim, D., Shin, H., Guak, S., 2021. Personal PM_{2.5} exposures of husband and wife by residential characteristics in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality and Atmospheric Health* 14, 1849–1856.
- Kiss, G., Gango, M., Horváth, E., Eck-Varanka, B., Labancz, K., Kováts, N., 2021. Assessment of ecotoxicity of atmospheric humic-like substances using the *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition bioassay. *Atmospheric Environment* 261, 118561.
- Kitanovski, Z., Grgić, I., Vermeulen, R., Claeys, M., Maenhaut, W., 2012. Liquid chromatography tandem mass spectrometry method for characterization of monoaromatic nitro-compounds in atmospheric particulate matter. *Journal of Chromatography A* 1268, 35-43.
- Kokkali, V., van Delft, W., 2014. Overview of commercially available bioassays for assessing chemical toxicity in aqueous samples. *Trends in Analytical Chemistry* 61, 133–155.
- Kolokotsa, D., Santamouris, M., 2015. Review of the indoor environmental quality and energy consumption studies for low income households in Europe. *Science of the Total Environment* 536, 316–330.
- Komori, K., Miyajima, S., Tsuru, T., Fujii, T., Mohri, S. et al., 2009. A rapid and simple evaluation system for gas toxicity using luminous bacteria entrapped by a polyion complex membrane. *Chemosphere* 77, 1106–1112.
- Kondo, N., Akiyama, Y., Fujiwara, M., Sugahara, K., 1980. Sulfite oxidizing activities in plants. In: *Studies on the effects of air pollutants in plants and mechanism of phytotoxicity*. Res. Rep. Nat. Environ. Study Jpn 11, 137–150.

- Koukal, B., Guéguen, C., Pardos, M., Dominik, J., 2003. Influence of humic substances on the toxic effects of cadmium and zinc to the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Chemosphere* 53(8), 953-961.
- Kovacic, P., 2010. How dangerous are phthalate plasticizers? Integrated approach to toxicity based on metabolism, electron transfer, reactive oxygen species and cell signaling. *Medical Hypotheses* 74(4), 626-628.
- Kováts, N., Kovács, J., Paulovits, G., Hiripi, L., 2005. ToxAlert® 100 teszt alkalmazása felszíni vizek szennyezésének kimutatására. *Hidrológiai Tájékoztató* 10-13, 4 p.
- Kováts, N., Kovács, A., Ács, A., Ferincz, Á., Turóczy, B., Gelencsér, A., 2012. Development of a whole-aerosol test protocol. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 33, 284–287.
- Kováts, N., Horváth, E., 2016. Bioluminescence-based assays for assessing eco- and genotoxicity of airborne emissions. *Luminescence* 31(4), 918-923.
- Kováts, N., Fábián, V. A., Hubai, K., Diósi, D., Sainnokhoi, T. A. et al., 2020. Seasonal differences in rural particulate matter ecotoxicity. *Aerosol Science and Engineering* 4, 169-177.
- Kováts, N., Hubai, K., Diósi, D., Sainnokhoi, T. A., Hoffer, A., Tóth, Á., Teke, G., 2021a. Sensitivity of typical European roadside plants to atmospheric particulate matter. *Ecological Indicators* 124, 107428.
- Kováts, N., Hubai, K., Sainnokhoi, T.A., Hoffer, A., Teke, G., 2021b. Ecotoxicity testing of airborne particulate matter—comparison of sample preparation techniques for the *Vibrio fischeri* assay. *Environmental Geochemistry and Health* 43, 4367-4378.
- Kováts, N., Hubai, K., Sainnokhoi, T.A., Eck-Varanka, B., Hoffer, A. et al., 2022. Ecotoxic emissions generated by illegal burning of household waste. *Chemosphere* 298, 134263.
- Krecl, P., de Lima, C.H., Bosco, T.C.D., Targino, A.C., Hashimoto, E.M., Oukawa, G.Y., 2021. Open waste burning causes fast and sharp changes in particulate concentrations in peripheral neighborhoods. *Science of the Total Environment* 765, 142736.
- Krugly, E., Martuzevicius, D., Sidaraviciute, R., Ciuzas, D., Prasauskas, T. et al., 2014. Characterization of particulate and vapor phase polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of primary schools. *Atmospheric Environment* 82, 298-306.
- Kumar, G. S., Dubey, P. S., 1998. Differential response and detoxifying mechanism of *Cassia siamea* Lam. and *Dalbergia sissoo* Roxb. of different ages to SO₂ treatment. *Journal of Environmental Biology* 9(3), 243–249.
- Kurvet, I., Ivask, A., Bondarenko, O., Sihtmäe, M., Kahru, A., 2011. LuxCDABE—Transformed constitutively bioluminescent *Escherichia coli* for toxicity screening: Comparison with naturally luminous *Vibrio fischeri*. *Sensors* 11(8), 7865-7878.
- Landkocz, Y., Ledoux, F., André, V., Cazier, F., Genevray, P. et al., 2017. Fine and ultrafine atmospheric particulate matter at a multi-influenced urban site: Physicochemical characterization, mutagenicity and cytotoxicity. *Environmental Pollution* 221, 130-140.
- Lange, J.H., Thomulka, K.W., 1997. Use of the *Vibrio harveyi* toxicity test for evaluating mixture interactions of nitrobenzene and dinitrobenzene. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38, 2–12.
- Lappalainen, J., Juvonen, R., Vaajasaari, K., Karp, M., 1999. A new flash method for measuring the toxicity of solid and colored samples. *Chemosphere* 38(5), 1069-1083.

- Lappalainen, J., Juvonen, R., Nurmi, J., Karp, M., 2001. Automated color correction method for *Vibrio fischeri* toxicity test. Comparison of standard and kinetic assays. *Chemosphere* 45, 635-641.
- Lebsack, M. E., Anderson, A.D. DeGraeve, G.M., Bergman, H.L., 1981. Comparison of Bacterial Luminescence and Fish Bioassay Results for Fossil-Fuel Process Waters and Phenolic Constituents. In: Branson, D.R., and Kickson, K. L. (Eds). *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fourth Conference*, ASTM STP 737, American Society for Testing and Materials, 348-356.
- Ledda, C., Rapisarda, V., Bracci, M., Proietti, L., Zuccarello, M. et al., 2013. Professional exposure to basaltic rock dust: assessment by the *Vibrio fischeri* ecotoxicological test. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* 8, 23.
- Lee, H. J., Villaume, J., Cullen, D. C., Kim, B. C., Gu, M. B., 2003. Monitoring and classification of PAH toxicity using an immobilized bioluminescent bacteria. *Biosensors and Bioelectronics* 18(5-6), 571-577.
- Lemieux, P.M., 1998. Evaluation of Emissions from the Open Burning of Household Waste in Barrels. EPA Project Summary United States National Risk Management Environmental Protection Research Laboratory Agency Cincinnati, OH 45268 EPA/600/SR-97/134
- Lemieux, P.M., Lutes, C.C., Abbott, J.A., Aldous, K.M., 2000. Emissions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from the open burning of household waste in barrels. *Environmental Science & Technology* 34, 377-384.
- Li, J., 2021. Insights into cooking sources in the context of sustainable development goals. *Sustainable Production and Consumption* 26, 517–531.
- Li, W. W., Orquiz, R., Garcia, J. H., Espino, T. T., Pingitore, N. E. et al., 2001. Analysis of temporal and spatial dichotomous PM air samples in the El Paso-Cd. Juarez air quality basin. *Journal of the Air & Waste Management Association* 51(11), 1551-1560.
- Li, L., Yang, A., He, X., Liu, J., Ma, Y. et al., 2020. Indoor air pollution from solid fuels and hypertension: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution* 259, 113914.
- Lin, T.C., Chao, M.R., 2002. Assessing the influence of methanol-containing additive on biological characteristics of diesel exhaust emissions using Microtox and Mutatox assays. *Science of the Total Environment* 284, 61-74.
- Lin, P., Yu, J. Z., 2011. Generation of reactive oxygen species mediated by humic-like substances in atmospheric aerosols. *Environmental Science & Technology*, 45(24), 10362-10368.
- Lionetto, M. G., Guascito, M. R., Caricato, R., Giordano, M. E., De Bartolomeo, A. R. et al., 2019. Correlation of oxidative potential with ecotoxicological and cytotoxicological potential of PM10 at an urban background site in Italy. *Atmosphere*, 10(12), 733.
- Liu, Y. Y., Lin, T. C., Wang, Y. J., Ho, W. L., 2009. Carbonyl compounds and toxicity assessments of emissions from a diesel engine running on biodiesels. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59(2), 163-171.
- Lu, S., Win, M. S., Zeng, J., Yao, C., Zhao, M. et al., 2019. A characterization of HULIS-C and the oxidative potential of HULIS and HULIS-Fe (II) mixture in PM2. 5 during hazy and non-hazy days in Shanghai. *Atmospheric Environment* 219, 117058.
- Ma, M., Tong, Z., Wang, Z., Zhu, W., 1999. Acute toxicity bioassay using the freshwater luminescent bacterium *Vibrio-qinghaiensis* sp. Nov.-Q67. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 62(3):247–253

- Ma, X.Y., Wang, X.C., Ngo, H.H., Guo, W., Wu, M.N., Wang, N., 2014. Bioassay based luminescent bacteria: Interferences, improvements, and applications. *Science of the Total Environment* 468–469, 1–11.
- Ma, Y., Cheng, Y., Qiu, X., Cao, G., Fang, Y. et al., 2018. Sources and oxidative potential of water-soluble humic-like substances (HULIS WS) in fine particulate matter (PM 2.5) in Beijing. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18(8), 5607–5617.
- Ma, Y., Cheng, Y., Qiu, X., Cao, G., Kuang, B. et al., 2019. Optical properties, source apportionment and redox activity of humic-like substances (HULIS) in airborne fine particulates in Hong Kong. *Environmental Pollution* 255, 113087.
- Maasikmets, M., Kupri, H.L., Teinemaa, E., Vainumäe, K., Arumäe, T. et al., 2016. Emissions from burning municipal solid waste and wood in domestic heaters. *Atmospheric Pollution and Research* 7, 438–446.
- Madureira, J., Slezakova, K., Costa, C., Pereira, M. C., Teixeira, J. P., 2020. Assessment of indoor air exposure among newborns and their mothers: Levels and sources of PM10, PM2.5 and ultrafine particles at 65 home environments. *Environmental Pollution* 264, 114746.
- Maenhaut, W., Chi, X., Wang, W., Cafmeyer, J., Yasmeen, F. et al., 2017. Contribution from Selected Organic Species to PM_{2.5} Aerosol during a Summer Field Campaign at K-Puszt, Hungary, *Atmosphere* 8: 221
- Maher, B. A., O'Sullivan, V., Feeney, J., Gonet, T., Kenny, R. A., 2021. Indoor particulate air pollution from open fires and the cognitive function of older people. *Environmental Research* 192, 110298.
- Major, I., Furu, E., Varga, T., Horváth, A., Futó, I. et al., 2021. Source identification of PM_{2.5} carbonaceous aerosol using combined carbon fraction, radiocarbon and stable carbon isotope analyses in Debrecen, Hungary. *Science of the Total Environment* 782, 146520
- Makar, M., Antonelli, J., Di, Q., Cutler, D., Schwartz, J., Dominici, F., 2017. Estimating the causal effect of fine particulate matter levels on death and hospitalization: are levels below the safety standards harmful?. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 28(5), 627.
- Makra, L., Mayer, H., Mika, J., Sánta, T., Holst, J., 2010. Variations of traffic related air pollution on different time scales in Szeged, Hungary and Freiburg, Germany. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 35(1-2), 85–94.
- Malachova, K., Kukutschova, J., Rybkova, Z., Sezimova, H., Placha, D. et al., 2016. Toxicity and mutagenicity of low-metallic automotive brake pad materials. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 131, 37–44.
- Marchetti, S., Longhin, E., Bengalli, R., Avino, P., Stabile, L. et al., 2019. In vitro lung toxicity of indoor PM10 from a stove fueled with different biomasses. *Science of the Total Environment* 649, 1422–1433.
- Masner, P., Javůrková, B., Bláha, L., 2017. Rapid in situ toxicity testing with luminescent bacteria *Photobacterium luminescens* and *Vibrio fischeri* adapted to a small portable luminometer. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 3748–3758.
- Massaro, M.M., Son, S.F., Groven, L.J., 2014. Mechanical, pyrolysis, and combustion characterization of briquetted coal fines with municipal solid waste plastic (MSW) binders. *Fuel* 115, 62–69.
- Mayer, F.M., Teixeira, C.M., Pacheco, J.G.A., de Souza, C.T., de Vila Bauer, D. et al., 2018. Characterization of analytical fast pyrolysis vapors of medium-density fiberboard (mdf) using metal-modified HZSM-5. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 136, 87–95.

- Mentes, D., Kováts, N., Muránszky, G., Hornyák-Mester, E., Póliska, C., 2022. Evaluation of flue gas emission factor and toxicity of the PM-bounded PAH from lab-scale waste combustion. *Journal of Environmental Management*, 324, 116371.
- Mészáros, E., 1997. *Levegőkémia*, Veszprémi Egyetemi Kiadó
- Mészáros, E., 2001. *A környezettudomány alapjai*. Akadémiai Kiadó
- Mészáros E., 2011. Kis tudományból nagy tudomány: az aeroszol-kutatás története, *Magyar Tudomány*, 172: 10
- Middleton, J.T., Kendrick, J. B., JR., Schwalm, H. W., 1950. Injury to herbaceous plants by smog or air pollution. *Plant Disease Reporter* 34, 245-252.
- Mina, U., Chandrashekara, T. K., Kumar, S. N., Meena, M. C., Yadav, S. et al., 2018. Impact of particulate matter on basmati rice varieties grown in Indo-Gangetic Plains of India: Growth, biochemical, physiological and yield attributes. *Atmospheric Environment* 188, 174-184.
- Minjares, R., Blumberg, K., Sanchez, F. P., 2013. Alignment of policies to maximize the climate benefits of diesel vehicles through control of particulate matter and black carbon emissions, *Energy Policy* 54, 54–61.
- Miyashiro T., Ruby E. G., 2012. Shedding light on bioluminescence regulation in *Vibrio fischeri*. *Molecular Microbiology* 84(5), 795–806.
- Mohammed, M. O., Song, W. W., Ma, Y. L., Liu, L. Y., Ma, W. L. et al., 2016. Distribution patterns, infiltration and health risk assessment of PM_{2.5}-bound PAHs in indoor and outdoor air in cold zone. *Chemosphere* 155, 70-85.
- Mohseni, M., Abbaszadeh, J., Maghool, S. S., Chaichi, M. J., 2018. Heavy metals detection using biosensor cells of a novel marine luminescent bacterium *Vibrio* sp. MM1 isolated from the Caspian Sea. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 555-560.
- Moriarty, F., 1983. *Ecotoxicology*. Second Edition. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publishers.
- Morozzi, G., Cinci, G., Scardazza, F., Pitzurra, M., 1986. Cadmium uptake by growing cells of Gram positive and Gram negative bacteria. *Microbios* 48, 27_35.
- Mortimer, M., Kasemets, K., Heinlaan, M., Kurvet, I., Kahru, A., 2008. High throughput kinetic *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for study of toxic effects of nanoparticles. *Toxicology in Vitro* 22, 1402-1417.
- Morville, S., Delhomme, O., Millet, M., 2011. Seasonal and diurnal variations of atmospheric PAH concentrations between rural, suburban and urban areas. *Atmospheric Pollution Research* 2(3), 366-373.
- Mowat, F. S., Bundy, K. J., 2002. Experimental and mathematical/computational assessment of the acute toxicity of chemical mixtures from the Microtox® assay. *Advances in Environmental Research* 6(4), 547-558.
- Muala, A., Rankin, G., Sehlstedt, M., Unosson, J., Bosson, J. A. et al., 2015. Acute exposure to wood smoke from incomplete combustion-indications of cytotoxicity. *Particle and Fibre Toxicology* 12, 1-14.
- Munyeza, C.F., Osano, A.M., Maghanga, J.K., Forbes, P.B.C., 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbon gaseous emissions from household cooking devices: A Kenyan case study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39, 538-547.
- Nogueira, L., da Silva, D. G. H., Oliveira, T. Y. K., da Rosa, J. M. C., Felício, A. A., de Almeida, E. A., 2013. Biochemical responses in armored catfish (*Pterygoplichthys*

- anisitsi) after short-term exposure to diesel oil, pure biodiesel and biodiesel blends. *Chemosphere* 93(2), 311-319.
- Oksanen, E., Kontunen-Soppela, S., 2021. Plants have different strategies to defend against air pollutants. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 19, 100222.
- Padoan, E., Amato, F., 2018. Vehicle Non-Exhaust Emissions: Impact on Air Quality. In: *Non-Exhaust Emissions: An Urban Air Quality Problem for Public Health – Impact and Mitigation Measures*. Amato, F. (Ed.), 2nd Chapter, pp. 21-65. Academic Press, London, UK.
- Palma, P., Matos, C., Alvarenga, P., Köck-Schulmeyer, M., Simões, I. et al., 2018. Ecological and ecotoxicological responses in the assessment of the ecological status of freshwater systems: A case-study of the temporary stream Brejo of Cagarrão (South of Portugal). *Science of the Total Environment* 634, 394–406
- Park, Y.K., Kim, W., Jo, Y.M., 2013. Release of Harmful Air Pollutants from Open Burning of Domestic Municipal Solid Wastes in a Metropolitan Area of Korea. *Aerosol and Air Quality Research* 13, 1365–1372.
- Pašková, V., Hilschrová, K., Feldmannová, M., Bláha, L., 2006. Toxic effects and oxidative stress in higher plants exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons and their N-heterocyclic derivatives. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 25, 3238-3245.
- Perrone, M.G., Vratolis, S., Georgieva, E., Török, S., Šega K. et al., 2018. Sources and geographic origin of particulate matter in urban areas of the Danube macro-region: The cases of Zagreb (Croatia), Budapest (Hungary) and Sofia (Bulgaria). *Science of the Total Environment* 619–620, 1515–1529
- Peter, A.E., Nagendra, S.M.S, Nambi, I.M., 2018. Comprehensive analysis of inhalable toxic particulate emissions from an old municipal solid waste dumpsite and neighborhood health risks. *Atmospheric Pollution Research* 9, 1021–1031.
- Petersen, J. H., Breindahl, T., 2000. Plasticizers in total diet samples, baby food and infant formulae. *Food Additives & Contaminants* 17(2), 133-141.
- Piekarska, K., Zaciera, M., Czarny, A., Zaczyńska, E., 2011. Application of short-term tests in assessment of atmospheric air pollution. *Environment Protection Engineering* 37(2), 85–98.
- Pintér, M., Utry, N., Ajtai, T., Kiss-Albert, G., Jancsek-Turóczi, B. et al., 2017. Optical properties, chemical composition and the toxicological potential of urban particulate matter. *Aerosol and Air Quality Research* 17(6), 1515-1526.
- Piva, F., Ciapri, F., Onorati, F., Benedetti, M., Fattorini, D. et al., 2011. Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers and ecotoxicological bioassays. *Chemosphere* 83, 475–485
- Pivato, A., Gaspari, L., 2006. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. *Waste Management* 26(10), 1148-1155.
- PlasticsEurope, 2019. Plastics—the facts 2019. An analysis of European plastics production, demand and waste data. https://www.plasticseurope.org/application/files/1115/7236/4388/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf (accessed May 01, 2021).

- Pollumaa, L., Kahru, A., Eisentrager, A., Reiman, R., Maloveryan, A., Ratsep, A., 2000. Toxicological investigations of soils with the solid-phase Flash assay: comparison with other ecotoxicological tests. *Alternatives to Laboratory Animals* 28, 461-472.
- Pollumaa, L., Kahru, A., Manusadzianas, L., 2004. Biotest- and chemistry-based hazard assessment of soils, sediments, and solid wastes. *Journal of Soils & Sediments* 4(4), 267-275.
- Rabe, R., Kreeb, K.H., 1979. Enzyme activities and chlorophyll and protein content in plants as indicators of air pollution. *Environmental Pollution* 19, 119-137.
- Rexeis, M., Hausberger, S., 2009. Trend of Vehicle Emission Levels until 2020—Prognosis Based on Current Vehicle Measurements and Future Emission Legislation. *Atmospheric Environment* 43, 4689–4698.
- Ribé, V., Nehrenheim, E., Odlare, M., 2014. Assessment of mobility and bioavailability of contaminants in MSW incineration ash with aquatic and terrestrial bioassays. *Waste Management* 34, 1871–1876.
- Richards, J., Reif, R., Luo, Y., Gan, J., 2016. Distribution of Pesticides in Dust Particles in Urban Environments. *Environmental Pollution* 214, 290–298.
- Rienda, I.C., Alves, C.A., 2021. Road Dust Resuspension: A Review. *Atmospheric Research* 261, 105740.
- Rienda, I.C., Alves, C.A., Nunes, T., Soares, M., Amato, F., Sánchez de la Campa, A., Kováts, N., Hubai, K., Teke, G., 2023a. PM10 Resuspension of Road Dust in Different Types of Parking Lots: Emissions, Chemical Characterisation and Ecotoxicity. *Atmosphere*, 14(2), 305. (IF: 3,11; Q2; Független idézők száma: 3)
- Rienda, I. C., Nunes, T., Gonçalves, C., Vicente, A., Amato, F., Lucarelli, F., Kováts, N. et al., 2023b. Road dust resuspension in a coastal Atlantic intermunicipal urban area with industrial facilities: Emission factors, chemical composition and ecotoxicity. *Atmospheric Research*, 294, 106977.
- Rienda, I.C., Nunes, T., Amato, F., Lucarelli, F., Kováts, N., Hubai, K., Alves, C. A., 2023c. Preliminary assessment of road dust from Portuguese motorways: chemical profile, health risks, and ecotoxicological screening. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 1-12. (IF: 5,804; Q2)
- Rodríguez-Urrego, D., Rodríguez-Urrego, L., 2020. Air quality during the COVID-19: PM2.5 analysis in the 50 most polluted capital cities in the world. *Environmental Pollution* 266, 115042.
- Roig, N., Sierra, J., Rovira, J., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., Nadal, M., 2013. In vitro tests to assess toxic effects of airborne PM10 samples. Correlation with metals and chlorinated dioxins and furans. *Science of the Total Environment* 443, 791–797.
- Romano, S., Perrone, M.R., Becagli, S., Pietrogrande, M.C., Russo, M. et al., 2020. Ecotoxicity, genotoxicity, and oxidative potential tests of atmospheric PM10 particles. *Atmospheric Environment* 221, 117085.
- Rosen, G., Dolecal, R.E., Colvin, M.A., George, R.D., 2014. Preliminary ecotoxicity assessment of new generation alternative fuels in seawater. *Chemosphere* 104, 265-270.
- Roth, H. P., Swenson, E. A., 1947. Physiological studies of irritant aspects of atmospheric pollution. Report to Los Angeles County Department of Air Pollution. Oct. 15.
- Rowett, C. J., Hutchinson, T. H., Comber, S. D., 2016. The impact of natural and anthropogenic Dissolved Organic Carbon (DOC), and pH on the toxicity of triclosan to the crustacean *Gammarus pulex* (L.). *Science of the Total Environment* 565, 222-231.

- Schultz, T. W., Cronin, M. T. D., Walker, J. D., Aptula, A. O., 2003. Quantitative structure-activity relationship (QSARs) in toxicology: a historical perspective. *Journal of Molecular Structure: THEOCHEM* 622, 1–22.
- Ścibor, M., Balcerzak, B., Galbarczyk, A., Targosz, N., Jasienska, G., 2019. Are we safe inside? Indoor air quality in relation to outdoor concentration of PM₁₀ and PM_{2.5} and to characteristics of homes. *Sustainable Cities and Society* 48, 101537.
- See, S.W., Balasubramanian, R., 2006. Risk assessment of exposure to indoor aerosols associated with Chinese cooking. *Environmental Research* 102, 197-204.
- Selivanovskaya, S., Galitskaya, P., Schnell, S., Hung, Y-T., 2010. A comparison of microbial contact bioassay with conventional elutriate assays for evaluation of wastes hazard. *International Journal of Environment and Waste Management* 6(1/2), 183–196.
- Serat, W.F., Budinger, F.E., Jr., Mueller, P.K., 1965. Evaluation of biological effects of air pollutants by use of luminescent bacteria. *Journal of Bacteriology* 90, 832-833.
- Serat, W.F., Budinger, F.E., Jr., Mueller, P.K., 1967. Toxicity evaluation of air pollutants by use of luminescent bacteria. *Atmospheric Environment* 1, 21-32.
- Sidhu, S., Gullett, B., Striebich, R., Klosterman, J., Contreras, J., DeVito, M., 2005. Endocrine disrupting chemical emissions from combustion sources: diesel particulate emissions and domestic waste open burn emissions *Atmospheric Environment* 39, 801–811
- Sainnokhoi, T.A., Kováts, N., Gelencsér, A., Hubai, K., Teke, G. et al., 2022. Characteristics of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor PM_{2.5} of households in the Southwest part of Ulaanbaatar capital, Mongolia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(9), p.665.
- Singh, A., Nair, K.C., Kamal, R., Bihari, V., Gupta, M.K. et al., 2016. Assessing hazardous risks of indoor airborne polycyclic aromatic hydrocarbons in the kitchen and its association with lung functions and urinary PAH metabolites in kitchen workers. *Clinica Chimica Acta* 452, 204-213.
- Škarek, M., Čupr P., Bartoš, T., Kohoutek, J., Klánová, J., Holoubek, I., 2007. A combined approach to the evaluation of organic air pollution —A case study of urban air in Sarajevo and Tuzla (Bosnia and Herzegovina). *Science of the Total Environment* 384, 182–193.
- Smichowski, P., 2008. Antimony in the environment as a global pollutant: A review on analytical methodologies for its determination in atmospheric aerosols. *Talanta* 75, 2–14.
- Smith, K.E.C., Jones, K.C., 2000. Particles and vegetation: implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation. *Science of the Total Environment* 246, 207-236.
- Srogi, K., 2007. Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environmental Chemistry Letters* 5, 169-195.
- Frasca, D., Marcoccia, M., Tofful, L., Simonetti, G., Perrino, C., Canepari, S., 2018. Influence of advanced wood-fired appliances for residential heating on indoor air quality. *Chemosphere* 211, 62-71.
- Steinberg, C. E., Paul, A., Pflugmacher, S., Meinelt, T., Klöcking, R., Wiegand, C., 2003. Pure humic substances have the potential to act as xenobiotic chemicals-A review. *Fresenius Environmental Bulletin* 12(5), 391-401.
- Steiner, S., Czerwinski, J., Comte, P., Popovicheva, O., Kireeva, E. et al., 2013. Comparison of the toxicity of diesel exhaust produced by bio-and fossil diesel combustion in human lung cells in vitro. *Atmospheric Environment* 81, 380-388.

- Strak, M., Janssen, N.A.H., Godri, K.J., Gosens, I., Mudway, I.S. et al., 2012. Respiratory health effects of airborne particulate matter: the role of particle size, composition, and oxidative potential—the RAPTES Project. *Environmental Health Perspectives* 120, 1183–1189.
- Sun, J., Shen, Z., Niu, X., Yu, J., Zhang, Y. et al., 2020. PM_{2.5} source profiles from typical Chinese commercial cooking activities in northern China and its influences on bioreactivity of vascular smooth muscle cells (VSMCs). *Atmospheric Environment* 239, 117750.
- Sundar, S., Chakravarty, J., 2010. Antimony toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7, 4267–4277.
- Szabó-Bárdos, E., Kulcsár, P., Kováts, N., Békéssy, Z., Eck-Varanka, B., Horváth, O., 2020. Assessment of the potential bactericide effect of self-cleaning floors: a proposed protocol. *Luminescence*, 35(3), 434–436.
- Takano, H., Yanagisawa, R., Inoue, K., 2007. Components of diesel exhaust particles diversely enhance a variety of respiratory diseases related to infection or allergy: extracted organic chemicals and the residual particles after extraction differently affect respiratory diseases. *Journal of Clinical Biochemistry and Nutrition* 40, 101–107.
- Thompson, R., Smith, R.B., Karim, Y.B., Shen, C., Drummond, K. et al., 2023. Air pollution and human cognition: A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment* 859, 160234.
- Thomulka, K.W., Lange, J.H., 1995. Use of the bioluminescent bacterium *Vibrio harveyi* to detect biohazardous chemicals in soil or water extractions with or without acids. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 32, 201–204.
- Timofeyev, M. A., Wiegand, C., Burnison, B. K., Shatilina, Z. M., Pflugmacher, S., Steinberg, C. E., 2004. Impact of natural organic matter (NOM) on freshwater amphipods. *Science of the Total Environment* 319(1-3), 115–121.
- Timofeyev, M. A., Shatilina, Z. M., Kolesnichenko, A. V., Bedulina, D. S., Kolesnichenko, V. V. et al., 2006. Natural organic matter (NOM) induces oxidative stress in freshwater amphipods *Gammarus lacustris* Sars and *Gammarus tigrinus* (Sexton). *Science of the Total Environment* 366(2-3), 673–681.
- Timonen, H., Mylläri, F., Simonen, P., Aurela, M., Maasikmets, M. et al., 2021. Household solid waste combustion with wood increases particulate trace metal and lung deposited surface area emissions. *Journal of Environmental Management* 293, 112793.
- Tiwari, S., Agrawal, M., Marshall, F.M., 2006. Evaluation of ambient air pollution impact on carrot plants at a sub urban site using open top chambers. *Environmental Monitoring and Assessment* 119, 15–30.
- Tjarinto, R., Rachmatiah, I., Salami, S., 2014. Toxicity test of water-soluble fractions of waste vegetable oil-based biodiesel and biodiesel/diesel blends on *Daphnia magna* and *Allium cepa*. In: *Proceedings of the 3rd Applied Science for Technology Innovation, ASTECHNOVA International Energy Conference*, Yogyakarta, Indonesia, pp. 294–301.
- Torkmahalleh, M.A., Gorjinezhad, S., Unluevcek, H.S., Hopke, P.K., 2017. Review of factors impacting emission/concentration of cooking generated particulate matter. *Science of the Total Environment* 586, 1046–1056.
- Tositti, L., Brattich, E., Parmeggiani, S., Bolelli, L., Ferri, E., Girotti, S., 2018. Airborne particulate matter biotoxicity estimated by chemometric analysis on bacterial luminescence data. *Science of the Total Environment* 640, 1512–1520.

- Totlandsdal, A. I., Øvrevik, J., Cochran, R. E., Herseth, J. I., Bølling, A. K. et al., 2014. The occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives and the proinflammatory potential of fractionated extracts of diesel exhaust and wood smoke particles. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 49(4), 383-396.
- Tsiridis, V., Petala, M., Samaras, P., Hadjispyrou, S., Sakellaropoulos, G., Kungolos, A., 2006. Interactive toxic effects of heavy metals and humic acids on *Vibrio fischeri*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63(1), 158-167.
- Trajkovska, S., Mbaye, M., Gaye Seye, M. D., Aaron, J. J., Chevreuil, M., Blanchoud, H., 2009. Toxicological study of pesticides in air and precipitations of Paris by means of a bioluminescence method. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 394, 1099-1106.
- Traudt, E.M., Ranville J.F., Meyer, J.S., 2017. Effect of age on acute toxicity of cadmium, copper, nickel, and zinc in individual-metal exposures to *Daphnia magna* neonates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(1), 113–119.
- Triolo, L., Binazzi, A., Cagnetti, P., Carconi, P., Correnti, A. et al. (2008) Air pollution impact assessment on agroecosystem and human health characterisation in the area surrounding the industrial settlement of Milazzo (Italy): a multidisciplinary approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 140, 191–209.
- Tung, K.K., Scheibner, B., Miller, T., Bulich, A.A., 1990. A new method for testing soil and sediment samples. Presented at the SETAC Conference, November 1990.
- Turóczi, B., Hoffer, A., Tóth, Á., Kováts, N., Ács, A. et al., 2012. Comparative assessment of ecotoxicity of urban aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12(16), 7365-7370.
- Turrio-Baldassarri, L., Battistelli, C. L., Conti, L., Crebelli, R., De Berardis, B. et al., 2004. Emission comparison of urban bus engine fueled with diesel oil and ‘biodiesel’blend. *Science of the Total Environment* 327(1-3), 147-162.
- Ulitzur, S., Lahav, T., Ulitzur, N., 2002. A novel and sensitive test for rapid determination of water toxicity. *Environmental Toxicology* 17(3), 291–296.
- UNICEF, 2018. Mongolia’s Air Pollution Crisis: A call to action to protect children’s health.
- Urbanczyk, H., Ast, J. C., Higgins, M. J., Carson, J., Dunlap, P. V., 2007. Reclassification of *Vibrio fischeri*, *Vibrio logei*, *Vibrio salmonicida* and *Vibrio wodanis* as *Aliivibrio fischeri* gen. nov., comb. nov., *Aliivibrio logei* comb. nov., *Aliivibrio salmonicida* comb. nov. and *Aliivibrio wodanis* comb. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 57(12), 2823–2829.
- Utgikar, V. P., Chaudhary, N., Koeniger, A., Tabak, H. H., Haines, J. R., Govind, R., 2004. Toxicity of metals and metal mixtures: analysis of concentration and time dependence for zinc and copper. *Water Research* 38(17), 3651-3658.
- Valavanidis, A., Iliopoulos, N., Gotsis, G., Fiotakis, K., 2008. Persistent free radicals, heavy metals and PAHs generated in particulate soot emissions and residue ash from controlled combustion of common types of plastic. *Journal of Hazardous Materials* 156, 277–284.
- Valdman, E., Valdman, B., Battaglini, F., Leite, S. G. F., 2004. On-line detection of low naphthalene concentrations by a bioluminescent sensor. *Process Biochemistry*, 39, 1217–1222.
- Van der Lelie D, Regniers L, Borremans B, Provoost A, Verschaeve L., 1997. The VITOTOX test, an SOS bioluminescence *Salmonella typhimurium* test to measure genotoxicity kinetics. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 1997; 389:279–90.

- Velis, C.A., Cook, E., 2021. Mismanagement of plastic waste through open burning in the Global South: A systematic review of risks to occupational and public health. *Environmental Science & Technology* 55, 11, 7186–7207.
- Verschaeve, L., Van Gompel, J., Thilemans, L., Regniers, L., Vanparys, P., Van der Lelie, D., 1999. VITOTOX® bacterial genotoxicity and toxicity test for the rapid screening of chemicals. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 33, 240–8.
- Verma, A., Singh, S.N., 2006. Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 120, 585–602.
- Verma, V., Rico-Martinez, R., Kotra, N., King, L., Liu, J. et al., 2012. Contribution of Water-Soluble and Insoluble Components and Their Hydrophobic/Hydrophilic Subfractions to the Reactive Oxygen Species-Generating Potential of Fine Ambient Aerosols. *Environmental Science & Technology* 46, 11384–11392.
- Verma, V., Fang, T., Xu, L., Peltier, R. E., Russell, A. G. et al., 2015. Organic aerosols associated with the generation of reactive oxygen species (ROS) by water-soluble PM_{2.5}. *Environmental Science & Technology* 49(7), 4646-4656.
- Verma, V., Wang, Y., El-Afifi, R., Fang, T., Rowland, J. et al., 2015a. Fractionating ambient humic-like substances (HULIS) for their reactive oxygen species activity—Assessing the importance of quinones and atmospheric aging. *Atmospheric Environment* 120, 351-359.
- Vicente, E. D., Vicente, A. M., Evtugina, M., Oduber, F. I., Amato, F. et al., 2020. Impact of wood combustion on indoor air quality. *Science of The Total Environment* 705, 135769.
- Vicente, E. D., Figueiredo, D., Goncalves, C., Lopes, I., Oliveira, H. et al., 2021. In vitro toxicity of indoor and outdoor PM₁₀ from residential wood combustion. *Science of the Total Environment* 782, 146820.
- Vicente, A.M.P., Rocha, S., Duarte, M., Moreira, R., Nunes, T., Alves, C.A., 2021. Fingerprinting and emission rates of particulate organic compounds from typical restaurants in Portugal. *Science of the Total Environment* 778, 146090.
- Vicente, E. D., Figueiredo, D., Gonçalves, C., Lopes, I., Oliveira, H. et al., 2022. In vitro toxicity of particulate matter emissions from residential pellet combustion. *Journal of Environmental Sciences* 115, 215-226.
- Vouitsis, E., Ntziachristos, L., Pistikopoulos, P., Samaras, Z., Chrysikou, L. et al., 2009. An investigation on the physical, chemical and ecotoxicological characteristics of particulate matter emitted from light-duty vehicles. *Environmental Pollution* 157, 2320–2327.
- Wallace, L., Ott, W., 2011. Personal exposure to ultrafine particles. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 21, 20–30.
- Wallraff, J. P., Ungeheuer, F., Dombrowski, A., Oehlmann, J., Vogel, A. L., 2022. Occurrence and in vitro toxicity of organic compounds in urban background PM_{2.5}. *Science of the Total Environment* 817, 152779.
- Wang, W.H., Wong, M.H., Leharne, S., Fisher, B., 1998. Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London. *Environmental Geochemistry and Health* 20, 185-198.
- Wang, F., Leung, A.O.W., Wu, S.C., Yang, M.S., Wong, M.H., 2009. Chemical and ecotoxicological analyses of sediments and elutriates of contaminated rivers due to e-waste recycling activities using a diverse battery of bioassays. *Environmental Pollution* 157, 2082–2090.

- Wang, W., Shi, C., Yan, Y., Yang, Y., Zhou, B., 2016. Eco-toxicological bioassay of atmospheric fine particulate matter (PM_{2.5}) with *Photobacterium Phosphoreum* T3. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 133, 226-234.
- Wang L., Xiang Z., Stevanovic S., Ristovski Z., Salimi F. et al., 2017. Role of Chinese cooking emissions on ambient air quality and human health. *Science of the Total Environment* 589, 173-181.
- Wang, J., Niu, X., Sun, J., Zhang, Y., Zhang, T. et al., 2020. Source profiles of PM_{2.5} emitted from four typical open burning sources and its cytotoxicity to vascular smooth muscle cells. *Science of the Total Environment* 715, 136949.
- Wang, B., Li, Y., Tang, Z., Cai, N., Zhang, N., Liu, J., 2021. The heavy metals in indoor and outdoor PM_{2.5} from coal-fired and non-coal-fired area. *Urban Climate* 40, 101000
- Weichenthal, S., Crouse, D.L., Pinault, L., Godri-Pollitt, K., Lavigne, E. et al., 2016. Oxidative burden of fine particulate air pollution and risk of cause-specific mortality in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environmental Research* 146, 92–99.
- Weiner, C., Szép, T. (2022). The Hungarian utility cost reduction programme: An impact assessment. *Energy Strategy Reviews* 40, 100817.
- Wiedinmyer, C., Yokelson, R.J., Gullett, B.K., 2014. Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste. *Environmental Science & Technology* 48, 16, 9523–9530.
- World Bank, (2013). Mongolia: heating stove market trends in poor, peri-urban ger areas of Ulaanbaatar and selected markets outside Ulaanbaatar
<http://documents.worldbank.org/curated/en/2013/02/19403129/mongolia-heating-stove-1-96>
- Wöhler, M., Jaeger, D., Reichert, G., Schmidl, C., Pelz, S. K., 2017. Influence of pellet length on performance of pellet room heaters under real life operation conditions. *Renewable Energy* 105, 66-75.
- Wu, D., Li, Q., Shang, X., Liang, Y., Ding, X. et al., 2021. Commodity plastic burning as a source of inhaled toxic aerosols. *Journal of Hazardous Materials* 416, 125820.
- Xiu, M., Pan, L., Jin, Q., 2014. Bioaccumulation and oxidative damage in juvenile scallop *Chlamys farreri* exposed to benzo[a]pyrene, benzo[b]fluoranthene and chrysene. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 107, 103–110.
- Yassine, M. H., Wu, S., Suidan, M. T., Venosa, A. D., 2013. Aerobic biodegradation kinetics and mineralization of six petrodiesel/soybean-biodiesel blends. *Environmental Science & Technology* 47(9), 4619-4627.
- Zalud, P., Szakova, J., Sysalova, J., Tlustos, P., 2012. Factors influencing uptake of contaminated particulate matter in leafy vegetables. *Central European Journal of Biology* 7 (3), 519–530.
- Zhao, M., Qiao, T., Li, Y., Tang, X., Xiu, G., Yu, J. Z., 2016. Temporal variations and source apportionment of Huls-C in PM_{2.5} in urban Shanghai. *Science of the Total Environment* 571, 18-26.
- Zhao Y., L. Liu, P. Tao, B. Zhang, C. Huan, X. Zhang, M. Wang, 2019. Review of effluents and health effects of cooking and the performance of kitchen ventilation. *Aerosol and Air Quality Research* 19, 1937-1959.

- Zhang, N., Han, B., He, F., Xu, J., Zhao, R. et al., 2017. Chemical characteristic of PM_{2.5} emission and inhalational carcinogenic risk of domestic Chinese cooking. *Environmental Pollution* 227, 24-30.
- Zhu, L., Lu, H., Chen, S., Amagai, T., 2009. Pollution level, phase distribution and source analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in residential air in Hangzhou, China. *Journal of Hazardous Materials* 162(2-3), 1165-1170.
- Zhu, Y. M., Li, Z. F., Shen, J., Wu, K. Y., Zhao, P. P. et al., 2022. Toxicity of different forms of antimony to rice plants: Photosynthetic electron transfer, gas exchange, photosynthetic efficiency, and carbon assimilation combined with metabolome analysis. *Journal of Hazardous Materials* 437, 129433.