

PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM

Kémia Doktori Iskola

A szálló porok ($PM_{2,5}$, PM_{10}) nyomelem-koncentrációjának (As, Cd, Ni, Pb) tér- és időbeli eloszlása valamint az emberi egészségre gyakorolt hatása Romániában

PhD értekezés

Bodor Katalin

Témavezető:

Dr. Szép Róbert

vezető kutató



PÉCS, 2023

Tartalomjegyzék

Jelek és rövidítések jegyzéke	3
Kivonat	6
Bevezetés	9
1. Irodalmi összefoglaló	12
1.1. Fontosabb légszennyező anyagok	12
1.2. A nehézfémek jellemzése és egészségügyi hatásai	15
1.3. Légköri tisztítási folyamatok nedves kiülepedéssel	16
2. Célkitűzések	18
2.1. A kutatómunka célja	18
3. Anyagok és módszerek	19
3.1. Mintavételi helyek	19
3.2. Felhasznált anyagok és műszerek	22
3.3. Felhasznált analitikai módszerek	22
3.4. Alkalmazott statisztikai módszerek	23
3.5. Hierarchikus klaszterelemzés (HCA) és főkomponens-elemzés (PCA)	24
3.6. A csapadék légkörtisztító hatásának tanulmányozása	24
3.7. Egészségügyi hatások tanulmányozása	25
3.7.1. Epidemiológiai vizsgálatok	25
3.7.2. A PM ₁₀ rövid távú hatásának egészségügyi kockázatértékelési módszere ..	26
3.7.3. A PM _{2,5} rövid távú hatásának egészségügyi kockázatértékelési módszere ..	27
3.7.4. A PM ₁₀ -ből származó nehézfémek egészségügyi kockázatának értékelése .	27
4. Eredmények bemutatása	30
4.1. Az adatok statisztikai elemzése	30
4.2. A szennyező anyagok időbeli eloszlása	33
4.2.1. A szennyező anyagok időbeli eloszlásának bemutatása havi felbontásban .	33
4.2.2. Légszennyező anyagok változásának összehasonlítása éves lebontásban ...	38
4.2.3. A romániai légszennyező anyagok összehasonlítása szakirodalmi adatokkal	40
4.2.4. PM _{2,5} /PM ₁₀ arány változása	41
4.2.5. A szennyező anyagok területi eloszlásának vizsgálata	41
4.2.6. A nyomelemek korrelációs elemzése különböző régiókban	43

4.2.7. A szennyező anyagok hierarchikus klaszterelemzése (HCA) és főkomponens-elemzése (PCA).....	46
4.3. Egészségügyi kockázatértékelés.....	48
4.4. A nehézfémek emberi egészségre gyakorolt hatásvizsgálata - nem rákos megbetegedések kockázatának értékelése.....	50
4.5. A nehézfémek emberi egészségre gyakorolt hatásvizsgálata - rákkockázat értékelése.....	52
4.6. A csapadék levegőtisztító hatásának tanulmányozása a Csíki-medencében.....	54
4.6.1. Statisztikai elemzések eredményei.....	54
4.6.2. PM ₁₀ -koncentráció alakulása csapadékos és száraz periódusban	55
4.7. Epidemiológiai vizsgálatok a Csíki-medencében.....	57
4.7.1. A szennyező anyagok eloszlása heti felbontásban a Csíki-medencében	58
4.7.2. Kórházi beutalások elemzése	61
4.7.3. Korrelációs elemzések	62
4.7.4. A szálló porok forrásterületeinek meghatározása	63
5. Eredmények értékelése	65
Összefoglalás.....	69
Köszönetnyilvánítás	72
Irodalomjegyzék.....	73
Publikációs lista.....	81
Mellékletek.....	87

Jelek és rövidítések jegyzéke

Rövidítés	Rövidítés angol megnevezése	Rövidítés magyar megnevezése
25 P	25 Percentile	25 Percentilis
75 P	75 Percentile	75 Percentilis
95 CI	95% confidence interval	95%-os konfidencia intervallum
ABS	Dermal absorption factor	Dermális felszívódási faktor
AF	Skin adherence factor for the airborne particulates	A levegőben lebegő részecskék bőrtapadási tényezője
AF _s	Attributable fractions	Tulajdonítható frakció
AMI	Acute myocardial infarction	Akut miokardiális infarktus
AQG	Air quality guidelines	Levegőminőségi irányelvek
AQI	Air Quality Index	Levegőminőségi index
AT _c	Averaging time for carcinogens	Átlagos expozíciós időtartam rákkeltő anyagokra
AT _{nc}	Averaging time for non-carcinogens	Átlagos expozíciós időtartam nem rákkeltő anyagokra
BC	Black carbon	Korom
BL	Boundary layer	Határreteg magasság
BW	Average body weight	Átlagos testtömeg
C	Metal multiannual concentration	A vizsgált fém többéves koncentrációja
CCP	Chronic cardiopulmonary disease	Krónikus szív- és tüdőbetegség
CDI _{ingest}	Chemical daily intake via ingestion	Napi vegyszerbevitel lenyelés útján
CF	Conversion factor	Konverziós tényező
CFC	Chlorofluorocarbons	Halogénezett szénhidrogén-származékok
CM	Copşa Mică	Kiskapus
COPD	Chronic obstructive pulmonary diseases	Krónikus obstruktív tüdőbetegségek
CR	Cancer risk	Rák kockázata
CV	Coefficient of variation	Variációs együttható
CVD	Cardiovascular disease	Szív-és érrendszeri betegségek

CWT	Concentration weighted trajectory	Koncentrációval súlyozott trajektória
DAD _{derm}	Dermal absorption dose	Bőrön keresztüli felszívódás dózisa
DNA	Deoxyribonucleic acid	Dezoxiribonukleinsav
EC _{inh}	Exposure concentration via inhalation	Belégzés útján történő expozíció koncentrációja
ED	Exposure duration	Az expozíció időtartama
EF	Exposure frequency	Expozíciós gyakoriság
EPA	Environmental Protection Agency	Környezetvédelmi Ügynökség
ER	Excess Risk	Túlzott kockázat
ET	Exposure time	Kitettségi idő
EU	European Union	Európai Unió
GIABS	Gastrointestinal absorption factor	Gyomor-bélrendszeri felszívódási faktor
HCA	Hierarchical Cluster Analysis	Hierarchikus klaszterelemzés
HQ	Hazard Quotient	Veszélyességi hányados
IARC	International Agency for Research on Cancer	Nemzetközi Rákkutatási Ügynökség
ICD	International Classification of Diseases	Betegségek Nemzetközi Osztályozása
ICP-MS	Inductively coupled plasma mass spectrometry	Induktív csatolású plazma tömegspektrometria
IHD	Ischemic heart diseases	Ischaemiás szívbetegségek
IngR	Ingestion rate	Lenyelési arány
IUR	Inhalation Unit	Inhalációs egység
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin test	Kaiser-Meyer-Olkin teszt
LC	Lung cancer	Tüdőrák
LCL	Lifting Condensation Level	Emelkedési kondenzációs szint
P	Pneumonia	Tüdőgyulladás
PAN	Peroxyacyl nitrates	Peroxi-acetil-nitrát
PCA	Principal Component Analysis	Főkomponens-elemzés
PM	Particulate matter	Szálló por
PM ₁₀	Course particle	Durva szálló por

PM _{2,5}	Fine particle	Finom szálló por
PM _{2,5} /PM ₁₀	Fine and coarse particulate matter ratio	Finom és durva szálló porok aránya
PM _{2,5-10}	Particulate matter 2.5-10 µm	Szálló por 2,5-10 µm
PTFA	Politetrafluoroetilena	Politetrafluoretilén
RfCi	Inhalation reference concentrations	Inhalációs referencia koncentrációk
RfDo	Oral reference dose	Orális referencia adag
RH	Relative Humidity	Relatív páratartalom
RO	Romania	Románia
ROS	Reactive oxygen species	Szabad gyökök
RR	Relative risc	Relatív kockázat
SA	Skin surface area that contacts with the PM	Bőrfelület, amely érintkezik a PM-vel
SFo	Oral slope factor	Orális lejtési tényező
THI	Temperature-humidity index	Hőmérséklet-páratartalom index
UFP	Ultrafine particles	Ultrafinom szálló por
URTI	Upper respiratory tract infections	Felső légúti fertőzések
VOC	Volatile organic compounds	Illékony szerves vegyületek
WCT	Wind chill equivalent chart index	Szél hűvösség egyenértékű index
WHO	World Health Organization	Egészségügyi Világszervezet

Kivonat

Jelen PhD dolgozat elsődleges célkitűzése a szálló porok (PM_{2,5}, PM₁₀) tér és időbeli változásának tanulmányozása Romániában, és ezek emberi egészségre gyakorolt hatásainak meghatározása. A szálló porból kimutatható nyomelemek (As, Cd, Ni, Pb) tér- és időbeli változását tanulmányoztam Románia összes mérőállomását figyelembe véve, valamint összehasonlító tanulmányt készítettem kiemelve a legszennyezettebb régiókat (Kiskapus és Bukarest) és viszonyítottam az országos átlaghoz. A nyomelemek egészségügyi hatásának tanulmányozására három expozíciós útvonalat vizsgáltam: belégzés, lenyelés és bőrön keresztüli felszívódás felnőttek és gyermekek esetében, a 2009-2019 közötti időszakban.

A PM_{2,5} és PM₁₀ szálló por átlagos koncentrációja a nyolc vizsgált régióban (K - közép, ÉK - északkelet, ÉNY - északnyugat, D - dél, DK - délkelet, DNY - délnyugat, NY – Nyugat) 17,01-22,91 µg m⁻³ és 23,02 - 33,29 µg m⁻³ közötti értéktartományokban mozgott, míg a PM_{2,5}/PM₁₀ arány 0,52 - 0,76 között változott. A PM₁₀-nek tudható relatív kockázat az összes elhalálozás esetében országos átlagban 1,020 (±0,002) volt, régióként a legalacsonyabb a nyugati régióban (RR - 1,017), míg a legmagasabb Bukarest (RR - 1,025) metropoliszban volt kimutatható. A számítások alapján magas relatív kockázatot azonosítottam a kardiopulmonális és a tüdőrákos megbetegedések esetében a PM_{2,5} expozíció során, így az országos átlagértékénél kapott kockázat 1,26 (±0,023), illetve 1,42 (±0,037) volt. A kockázatszámítás alapján a kardiopulmonális halálozás többletkockázatának tulajdonítható frakció 26,7%-kal, illetve 21,0%-kal csökkenthető, ha a szállópor-koncentráció az alapérték szintjén maradna.

A PM₁₀-ből kimutatható nyomelem-koncentrációk tér- és időbeli eloszlását, és az egészségügyi hatásvizsgálatot Románia összes mérőállomásáról összegyűjtött adatok elemzése során határoztam meg. Az eredmények alapján magas PM₁₀ és nyomelem koncentráció volt kimutatható. A PM₁₀ többéves átlagos koncentráció 29,75%-kal magasabb volt, mint az Egészségügyi Világszervezet ajánlása (20 µg m⁻³). Országos viszonylatban valamennyi vizsgált légszennyező anyag csökkenő tendenciát mutatott: PM₁₀ - 17,84%-kal, As - 50,21%-kal, Cd - 43,36%-kal, Ni - 11,27%-kal és Pb - 72,09%-kal csökkent a vizsgált évek során (2009-2018). Ez a csökkenő tendencia elsősorban a környezetvédelmi intézkedéseknek köszönhető: az ipar modernizálása, ólmozott üzemanyag kivonása a forgalomból, kevésbé környezetszennyező gépjárművek elterjedése. Az emberi egészségre gyakorolt hatás értékeléséhez a veszélyességi hányadost (HQ) és a rákkockázatot (CR) az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége (EPA) által kifejlesztett egészségügyi kockázati modell segítségével határoztam meg. A Cd és Ni mindkét vizsgált csoport esetében (felnőttek és gyermekek), nem jelentenek rákkeltő

kockázatot, azonban a veszélyességi hányados értékei, 9,53, illetve 1,93, magasabbak a biztonságos határértéknél (1). Ezen túlmenően, a kutatási eredmények alapján kijelenthető, hogy az As, Cd belégzése és az összes vizsgált nyomelem bőrön keresztüli felszívódása a rák kialakulásának legfontosabb kockázati tényezőjének tekinthető, különösen a felnőttek esetében.

Továbbá, az összehasonlító tanulmány során a legszennyezettebb régiót Kiskapust vizsgáltam, párhuzamot vonva az itt mért légszennyező anyagok koncentrációi és az országos átlagok között. Az Pb és a Cd napi túllépési aránya nagyon magas volt, 21,74% és 11,26%, ezt követte a PM₁₀ és az As koncentráció 4,72% és 3,92%-kal. A Kiskapuson mért nyomelem-koncentrációk az országos átlag többszöröse: As - 2,46 szerez, Cd - 4,01 szerez, Ni - 2,44 szerez és Pb - 10,52 szerez értéket mutat. A belélegzés útján számított veszélyességi hányados értékek magasabbak voltak a biztonságos határértéknél (1), amelyek az As - 1,81, Cd - 3,89 és Ni - 4,52 esetében mind magasabbnak bizonyultak a megengedett határértéknél. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a nyomelemek nem rákkeltő kockázatot jelentenek mind a felnőttek, mind pedig a gyermekek számára. Továbbá, a Kiskapuson mért összes vizsgált nyomelem koncentrációja a felnőttek számára belégzés útján és bőrön keresztül történő felszívódás során is rákkeltő kockázatot mutat.

Összehasonlító tanulmányként vizsgáltam a szálló porok (PM_{2,5}, PM₁₀) nehézfém tartalmát Románia fővárosában. A PM₁₀ és a PM_{2,5} átlagos éves koncentrációja 31,57 µg m⁻³, illetve 21,30 µg m⁻³. Bukarestben a finom (PM_{2,5}) és a durva szálló porok (PM₁₀) átlagos aránya 0,67. A PM_{2,5}-ből kimutatható nyomelemek koncentrációja magasabb volt, mint a PM₁₀-ből kapott értékek. A Cd, Ni és Pb felhalmozódása 55,16%-kal, 37,46%-kal és 29,14%-kal volt magasabb a finom, mint a durva szálló porokban. A PM_{2,5} és PM₁₀ nyomelemek éves átlagos koncentrációja a Cd esetében 0,22/0,24 ng m⁻³, a Ni esetében 3,28/3,14 ng m⁻³, az Pb esetében pedig 5,61/6,44 ng m⁻³ volt. A legmagasabb Spearman-korreláció a Cd és a Ni között mutatható ki (r=0,62), továbbá a PM_{2,5} és PM₁₀ esetében kapott korrelációs együttható (r = 0,48) arra utal, hogy közös forrásból származnak. A szálló porokból (PM) származó nyomelemeknek köszönhetően úgy a felnőttek, mind a gyermekek esetében kiszámított egészségügyi kockázati index azt mutatta, hogy a belégzés volt a fő expozíciós útvonal.

Továbbá szélmentes körülmények között vizsgáltam a Csíki-medencében a csapadék okozta PM₁₀-koncentráció csökkenést. A csapadék előtti, alatti és utáni PM₁₀-koncentráció változását 2008-tól 2019-ig követtem nyomon. A csapadékepződés után a PM₁₀-koncentráció alacsonyabb volt a hideg és meleg időszakban, 2,8 µg m⁻³, illetve 2,0 µg m⁻³ értékkel. A legnagyobb PM₁₀-koncentráció csökkenést a hideg évszakban, a mérsékelt és gyenge intenzitású eső, 6 órás folyamatos esőzés után mutatható ki (35,61%, 32,46%). A hideg és meleg

időszakok átlagos PM₁₀-koncentráció csökkenése 22,3% és 16,1% volt.

Továbbá az esettanulmányként szolgáló kutatás során 9 éves periódusban (2008-2016) vizsgáltam a PM₁₀-koncentráció, a légúti és szív- és érrendszeri betegségekkel beutalt kórházi felvételek alakulását a Csíki-medencében, figyelembe véve a különböző meteorológiai paramétereket: határréteg, emelkedő kondenzációs szint, hőmérséklet-páratartalom indexe és a szél hűvösség egyenértékű indexet. A PM₁₀ és a kórházi felvételek alakulása igen ingadozó napi, heti, havi, éves tendenciát mutat. A téli PM₁₀-koncentráció (34,72 µg m⁻³) 82%-kal haladta meg a többéves átlagot (19,00 µg m⁻³), és közel háromszorosa a nyárinak (11,71 µg m⁻³). Ugyanakkor, a meteorológiai paraméterek kimutatható mértékben befolyásolják a PM₁₀-koncentráció változását, és a légszennyezésre főként a gyermekek, az idősek és a férfiak érzékenyebbek. A PM₁₀ és a tüdőgyulladás (P) között mérsékelt (0,51), míg a PM₁₀ és a felső légúti fertőzések (URTI) között viszonylag gyenge korreláció (0,39) mutatható ki. Továbbá a hőmérséklet-páratartalom index (THI) kivételével erős negatív korreláció figyelhető meg a többéves havi átlagos PM₁₀ és a meteorológiai adatok között. A korrelációs elemzések kimutatták, hogy a PM₁₀ mérsékelt negatív korrelációt követett a határréteggel (-0,61). A koncentrációval súlyozott trajektória elemzésnél (CWT) kapott eredmények alapján a Csíki-medence fő PM₁₀ forrásterületei északra, északnyugatra és délkeletre találhatók.

Bevezetés

A légszennyezés problematikája egyidős az emberiséggel, kezdetekben a légszennyezés mértéke helyi vagy legfeljebb regionális problémát jelentett, ellenben napjainkban ez már globális mértéket ölt. A levegőszennyezés drasztikus növekedése főként a gazdasági fejlődés mértékével magyarázható. Az elmúlt kétszázhusz évben (1800-2020) a Föld lakossága (907-7822 millió) közel a 9-szeresére növekedett. A népességnövekedés és ebből adódóan egyre több antropogén tevékenység (szállítás, energiatermelés, ipar, stb.) mind nagymértékben hozzájárul a környezetszennyezés jelen mértékű magas szintjéhez.

Arányaiban tekintve a fosszilis energiahordozók égetése képviseli a legjelentősebb terhet a környezetre. Az antropogén eredetű légszennyezés mellett megkülönböztetünk természetes eredetű légszennyező anyagokat is, mint például a vulkánkitörések (SO₂, szálló por, korom), erdőtüzek (CO, CO₂, NO_x, szálló porok), szélviharok (szálló por). Továbbá az élő és az elpusztult növények (szénhidrogének, pollen, valamint CH₄, NO_x, szálló por) maradványai is a légkörbe jutnak, és a tengervíz párolgása következtében a só is mind légszennyező anyag jelenik meg a légtérben. A légszennyező anyagok forrását tekintve három lehetséges módot különböztethetünk meg: az imisszió (1) a levegő szennyező anyag jelenlétét jelenti, az emisszió (2) a szennyező anyag kibocsájtásra vonatkozik, a transzmisszió (3) viszont a kibocsájtás helyétől történő szétterjedést írja le. Halmazállapotokat tekintve a szennyező anyagok lehetnek gáz, cseppfolyós vagy szilárd halmazállapotúak, illetve többfázisúak: porok, ködök, füstök.

Megkülönböztethetünk elsődleges és másodlagos légszennyező anyagokat: az elsődleges, vagyis közvetlenül kibocsátott szennyező anyagok (SO₂, CO, NO_x, VOC, PM, PAN és CFC) továbbá a másodlagos szennyező anyagokat, amelyek az elsődleges szennyező anyagok kölcsönhatásából, fotokémiai reakciójából származnak (O₃).

Világviszonylatban törekednek a szennyező anyag kibocsájtás csökkentésére, ezért számos javító intézkedést vezettek be, a fosszilis energiahordozókról való leválás és környezettudatosabb életszemlélet alkalmazásával.

A környezetszennyezés egyik fő típusával a légszennyezéssel foglalkozva, számos tanulmány, kutatás bizonyítja, hogy annak úgy rövid, mind hosszú távon káros hatása van az emberi egészségre, hozzájárul a megbetegedések kialakulásához, és a korai elhalálozáshoz^{1,2,3,4}.

Elmondható, hogy a légszennyezés a környezetre és a közegészségügyre, közvetetten pedig a gazdaságra is jelentős negatív hatással van, ezért nagyon célszerű olyan integrált politikai programok bevezetése, amelyek a légszennyezés okát, következményeit hivatottak

csökkenteni, kiküszöbölni.

Epidemiológiai vizsgálatok bizonyítják, hogy a megnövekedett szállópor-koncentráció negatívan befolyásolja az életminőséget és számos egészségügyi problémákat tártak fel, mint például a tüdőfunkció romlása, ami fokozott gyógyszerhasználatot eredményezett^{5,6,7,8}.

A légszennyezésnek való kitettség rövid távú tünetei közé tartozik a viszkető szem, az orr és a torok fájdalom, a zihálás, a köhögés, a légszomj, a mellkasi fájdalom, a fejfájás, az émelygés, valamint a légúti fertőzések⁹. A magas koncentrációjú PM₁₀ hosszú távú expozíciója számos egészségügyi hatást és korai halálozást okozhat, például tüdőrákot, szív- és érrendszeri betegségeket, krónikus légúti betegségeket és allergiákat^{10,11}. A PM₁₀ elérheti a légúti légső hörgő- és alveoláris régióit, a PM_{2,5} bejut a tüdőben és akkumulálódik, az ultrafinom szálló por már a vérerekbe is képes átjutni, így károsítva az emberi egészséget.

Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) jelentései alapján a légszennyezés jelenti az egyik legnagyobb környezeti kockázatot az emberi egészségre nézve, a megbetegedések és az elhalálozások 22%-a összefüggésben hozható a légszennyezéssel¹². A WHO levegőminőségi irányelvei (AQG) alapján az aktuálisan megengedett éves határérték, PM₁₀-koncentráció esetében kisebb, mint 20 µg m⁻³. A légszennyezettségi szintek csökkentésével hozzájárulhatunk ahhoz, hogy az országok jelentősen csökkentsék a légúti fertőzések, szívbetegségekből és tüdőrákból eredő betegségek globális terhét. Számszerűsítve a PM₁₀-koncentráció 70 µg m⁻³-ről 20 µg m⁻³-re történő csökkentésével, körülbelül 15%-kal csökkenthető a levegőminőséggel összefüggő halálesetek száma¹².

A levegőszennyezés károsíthatja az épített környezet és a kulturális örökség részét képező épületegyütteseket is. A kár magában foglalja a korróziót (savasító vegyületek okozzák), a biológiai lebomlást és szennyeződést (szálló por által okozott), valamint az időjárás és az O₃ okozta színvesztést, színek kifakulását¹³.

A légszennyezés gazdasági hatásai jelentősen kiterjednek a környezetre, az éghajlatra, az ökoszisztémára, a mezőgazdaságra az egészségre, valamint az épített környezetre nézve is, azáltal, hogy jelentős piaci és nem piaci költségeket vonnak maguk után. A légszennyezés piaci költségei csökkentett munkatermelékenységet okoznak, további egészségügyi kiadások, valamint a termés- és erdőhozam-kieséseket eredményez. A nem piaci költségek a megnövekedett költségekhez kapcsolódnak mint a mortalitás és morbiditás (fájdalmat okozó betegségek, szenvedés), a levegő minőségének romlása, az ökoszisztémák károsítása és az éghajlatváltozás¹³.

Továbbá Románia esetében a légszennyezettségi szint változásához számos tényező járul hozzá, mint például a komplex természet- és társadalomföldrajzi diverzitása, a változatos

domborzati viszonyok: minden domborzati forma (síkság, dombvidék, fennsíkok, hegyek) megtalálható közel azonos arányban, és a Kárpátok hegyvonulata adja az ország gerincét. A városok elhelyezkedése és fejlődése az általajkincsek változatosságához kapcsolódik. Mindezen gazdasági, földrajzi, társadalmi tényező hatással van a szállópor-kibocsátásokra is. Kimutathatóan megjelennek a térségben a határokon túlról érkező szennyeződések, melyek közt találhatunk természetes és antropogén eredetűeket egyaránt.

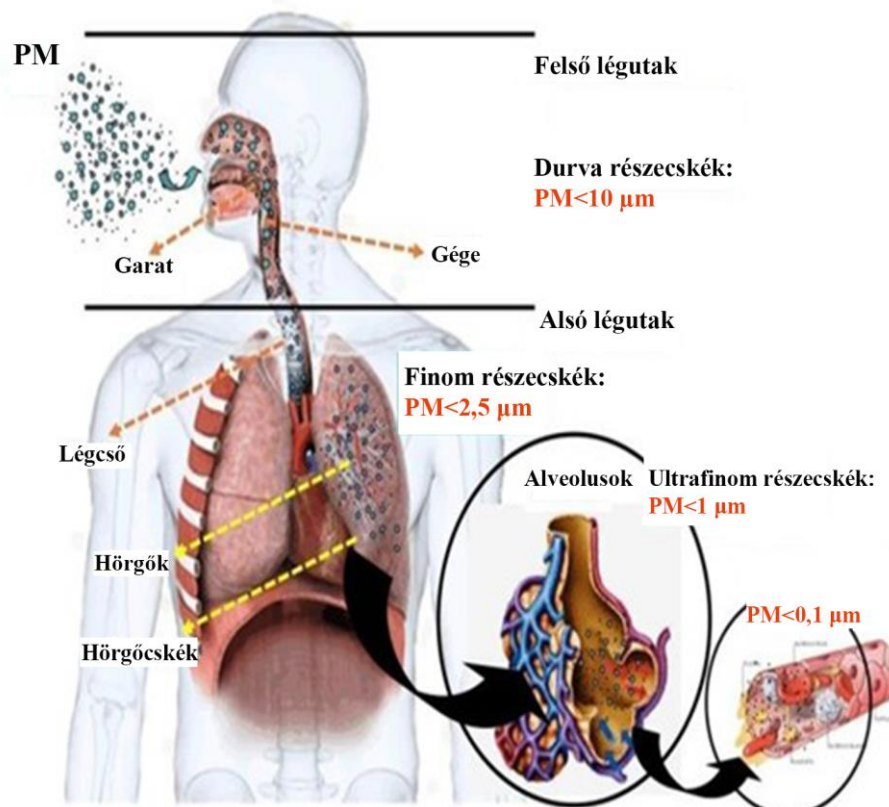
A 2020-as országos légszennyezés ellenőrzési program adatai és célkitűzése alapján a PM_{2,5} éves össz kibocsátása 111717 tonna volt Romániában¹⁴.

1. Irodalmi összefoglaló

1.1. Fontosabb légszennyező anyagok

A belélegzett levegő egy összetett keverék, mely tartalmaz szilárd, folyékony és gáznemű vegyületeket. Általánosságban elmondható, hogy a szilárd fázisban lévő légszennyező anyagokat „szálló poroknak” nevezik, és átmérőjük alapján osztályozzák őket:

- PM₁₀: 10 μm-nél kisebb aerodinamikai átmérőjű szálló por, „belélegezhető” részecskéknek nevezzük;
- PM_{2,5-10}: (2,5 és 10 μm közötti átmérőjű részecskék, úgynevezett „durva” részecskék);
- PM_{2,5}: 2,5 μm-nél kisebb szálló por, más néven „finom” részecskék;
- PM₁: 1 μm-nél kisebb aerodinamikai átmérőjű szálló por, „ultrafinom részecskék”;
- UFP: „ultrafinom szálló por”, részecskék ≤ 0,1 μm.



1. ábra. A szálló porok szervezetbe jutásának ábrázolása méreteik függvényében¹⁵.

A levegőminőségi mutató (AQI - Air Quality Index) számításakor a PM_{2,5}-koncentrációt veszik alapul, amely szerint a levegő minősége a következőképpen változhat:

1. **Jó:** AQI: 0-50 - PM_{2,5} 0-12 µg m⁻³
2. **Mérsékeltén jó:** AQI: 51-100 - PM_{2,5} 12-35 µg m⁻³
3. **Egészségtelen érzékeny személyeknek:** AQI: 101-150 - PM_{2,5} 35-55 µg m⁻³
4. **Egészségtelen:** AQI: 151-200 - PM_{2,5} 55-150 µg m⁻³
5. **Nagyon egészségtelen:** AQI: 201-300 - PM_{2,5} 150-250 µg m⁻³
6. **Veszélyes:** AQI: >300 - PM_{2,5} >250 µg m⁻³

A 10 µm-nél kisebb átmérőjű légszennyező részecskék (PM₁₀) elérhetik a légutak légcsőhörgő és alveoláris régióit (1. ábra)¹⁶. A különböző átmérőjű szálló porok eltérő fizikai és kémiai tulajdonságokkal rendelkeznek, és különböző forrásokból származhatnak. Például az UFP és a PM_{2,5} a városi környezetben többnyire elsődleges eredetűek, azaz közvetlenül keletkeznek antropogén forrásokból, ipari tevékenységekből, gépjárművek kipufogó gázából valamint háztartási fűtés során keletkezett füstből¹⁷. Ezzel szemben a nem városi területeken a finom részecskék többnyire másodlagosak, ami azt jelenti, hogy kémiai reakciók során keletkeznek olyan gáznemű prekursorokból, mint a kén-dioxid (SO₂), nitrogén-oxidok (NO_x), ammónia (NH₃) és illékony szerves vegyületek (VOC)^{18,19}.

A nitrogén-dioxid (NO₂) a fosszilis tüzelőanyagok (szén, olaj, gáz vagy dízelolaj) magas hőmérsékleten levegőben történő elégetéséből származó nitrogénből és oxigénből álló gáznemű légszennyező anyag. A környezeti NO₂ legnagyobb forrásai a gépjárművek és az ipari üzemek, ezért a NO₂ koncentrációja a legmagasabb a városi és ipari területeken, a legalacsonyabb pedig a vidéki és a forgalomtól, ipari létesítményektől távol eső környezetben²⁰.

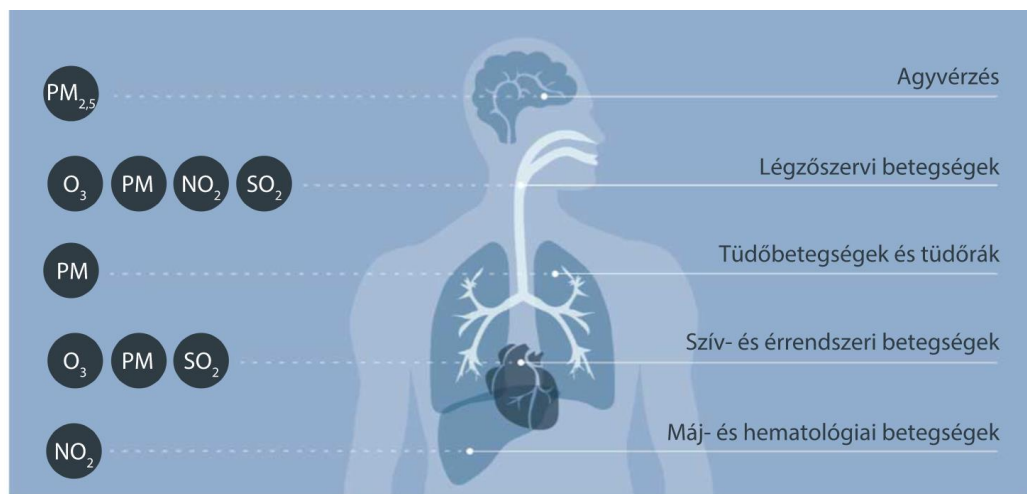
A troposzférikus ózon (O₃) a fotokémiai levegő keverék nagyon reaktív komponense. A sztratoszférában védi a Földet azáltal, hogy megvédi a nap által kibocsátott ultraibolya sugárzástól. A talajszinten azonban oxidáló hatású légszennyező anyag, amely NO_x és VOC fotokémiai reakciói során keletkezik, és káros lehet az emberi egészségre. Fordított összefüggést mutat a NO₂-vel, mivel az égési források közelében a közvetlenül kibocsátott nitrogén-oxid reakcióba lép az O₃-mal, NO₂-t termelve és ózont bontva, míg a forrásoktól távol az NO_x és a VOC-k reakcióba lépnek, növelve az O₃-koncentrációt^{21,22}.

Számos epidemiológiai vizsgálat szolgál bizonyítékkal, hogy a szálló porok az életminőség és az egészségügyi állapot romlását okozhatják^{5,6,8}. Szoros összefüggés van a szálló poroknak való kitettség és a szív- és érrendszeri és légzőszervi megbetegedések fokozott kockázata között²³⁻²⁵. Megjegyzendő, hogy bizonyos csoportok, a szív- és érrendszeri kockázati tényezőkkel vagy már meglévő szív- és érrendszeri betegséggel (CVD) rendelkező emberek érzékenyebbek a légszennyezésre²⁶.

A légszennyezés egészségre gyakorolt hatásait időrendi nagyság szerint „rövid távú”

(azaz a rövid távú expozíció miatti akut hatások) és „hosszú távú” (azaz a hosszú távú expozíciók miatti krónikus hatások) típusok különböztethetők meg. A rövid távú hatások közül a következőket figyelhető meg: fejfájás, orr-, torok- és szemgyulladás, köhögés, fájdalmas légzés, tüdőgyulladás, hörghurut és bőrirritáció.

A légszennyezés hosszú távú hatásai pedig: befolyásolják a központi idegrendszert (fejfájás, szorongás), szív- és érrendszeri betegségeket, légúti betegségeket, ezáltal asztmát vagy akár rákot (2. ábra) okozhatnak.



2. ábra. A légszennyezés rövid- és hosszú távú egészségre gyakorolt hatásai²⁷.

A légszennyezés káros hatásait világszinten vizsgálják, az irodalomban túlsúlyban vannak az Észak-Amerikában és Nyugat-Európában végzett nagy kohorsz vizsgálatokon alapuló kutatások, Kelet-Európából kevesebb kutatási eredmény áll rendelkezésre²⁸⁻³⁰. A levegő összetételét folyamatosan nyomon követő állomások adatait elemzők³¹ szerint a Kelet-Európában élők általában magasabb PM₁₀-szinteknek vannak kitéve, mint a nyugat-európaiak. Az emberi egészségre gyakorolt PM₁₀-expozíció változékonyságot mutat, ezért az adatok nem vetíthetők ki más régiókra és népességekre, mivel különböző specifikus tényezők, például demográfiai és genetikai tényezők befolyásolhatják a PM₁₀ emberi egészségre gyakorolt hatását.

Az Európai Unió lakosságát vizsgálva, a PM_{2,5}-nek tulajdoníthatóan 8,6 hónappal csökkent a várható élettartam³². További kutatási eredmények alapján a PM_{2,5}-koncentráció szintjének 10 µg m⁻³-rel való csökkentés 0,61 évvel növelheti az élettartamot^{30,33,34}. A PM_{2,5} nagyobb toxicitással rendelkezik mint a PM₁₀, magyarázhatóan a gyulladáskeltő képességnek és az oxidatív stressznek³⁵. Az egészségügyi kockázatértékelés egy jól bevált módszer a magas szállópor-koncentrációnak kitett egyének megnövekedett egészségügyi kockázatának értékelésére. A levegő PM-koncentrációja és a kémiai összetétele régióként jelentős eltéréseket mutat, ami elsősorban a földrajzi helyzettől, a sajátos éghajlati viszonyoktól, az

antropogén tevékenységektől és az égési forrásoktól függ³⁶⁻³⁹.

1.2. A Nehézfémek jellemzése és egészségügyi hatásai

A megnövekedett ipari termelés, a közlekedés intenzitásának növekedésével a légszennyezés világszerte egyre nagyobb problémát jelent, amely az emberi egészségre és az ökoszisztémára is kedvezőtlenül hat⁴⁰. Számos epidemiológiai tanulmányban rávilágítanak arra, hogy a szálló porok (PM) a légszennyezés meghatározó tényezőivé váltak⁴¹.

A szálló porok egészségkárosító hatását fokozzák a közlekedésből és az ipari kibocsátásokból származó toxikus nyomelemek, mint például As, Cd, Cr, Cu, Zn, Pb és Ni⁴². Abban az esetben, ha nyomelem-koncentráció meghaladja a kritikus küszöbértéket, az potenciálisan mérgező hatással lehet az emberi egészségre és az ökoszisztémára⁴¹. Számos tanulmány beszámol a nehézfémekhez kapcsolódó belélegezhető szálló porok egészségkárosító hatásairól, amelyek hozzájárulnak a felső légúti, tüdő, szív- és érrendszeri betegségek kialakulásához és korai elhalálozásokhoz^{43,44}.

A toxikus anyagoknak való kitétség három lehetséges útját különböztethetjük meg: a lenyelés, a belégzés és a bőrön keresztül történő felszívódás, ezért a nyomelemek potenciálisan felhalmozódhatnak a biológiai rendszerekben, különösen a zsírszövetben⁴⁵.

Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) a légszennyező anyagokra éves küszöbértéket állapított meg, amelyet az 1. táblázat tartalmaz.

1. táblázat. A WHO által megengedett éves határértékek⁴⁶.

Légszennyező anyag	Mértékegység	Éves megengedett határérték
PM ₁₀	µg m ⁻³	20
PM _{2,5}	µg m ⁻³	15
Pb	µg m ⁻³	0,5
As	ng m ⁻³	6
Cd	ng m ⁻³	5
Ni	ng m ⁻³	20

A Romániára vonatkozó 104/2011-es törvény által előírt éves megengedett PM_{2,5}-és PM₁₀-küszöbértékek 20 µg m⁻³, illetve 40 µg m⁻³, továbbá a napi elfogatható PM₁₀-határértékek 50 µg m⁻³ (maximálisan 35 nap/év túllépés)⁴⁷.

Az antropogén tevékenységek, például a fosszilis tüzelőanyagok elégetése és a szénégetés az elsődleges arzén- és nikkel-kibocsátó források közé tartoznak. A kohászati ipar és a közúti közlekedés azonban szintén hozzájárul a szálló porok Ni-szennyezéséhez. Továbbá ismert, hogy az arzén belélegzése és lenyelése központi idegrendszeri zavarokat és gyomor-

bélrendszeri megbetegedéseket is okozhat⁴⁸. Az arzén egy rendkívül mérgező félfém, amely számos betegséget okoz: fejfájást, hányást, hasi fájdalmat, sőt nagy koncentrációban akár halált is⁴⁹. Az alacsonyabb koncentrációnak való kitétség szív- és érrendszeri betegségekhez vezethet, míg a belélegzett szerves arzén hosszú távú hatásai bőrgyógyászati megbetegedéseket eredményezhetnek.

A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (IARC) alapján a nyomelemek számos egészségügyi problémát okozhatnak, mivel a Cd rákkeltő, az Pb pedig valószínűleg rákkeltő az emberi szervezetre nézve. A magas és hosszabb idejű ólom-koncentrációnak való kitétség súlyos neurológiai és hematológiai rendellenességeket okozhat az expozíciónak kitett lakosságnál, főként gyermekeknél⁵⁰. A magas kadmium tartalmú szálló porok való kitétség a vesék normális működését zavarja. A magas nikkel-koncentráció belégzés útján történő rövid távú kitétsége vese- és tüdőbetegségeket, például tüdőfibrozist és veseödémát okozhat. Továbbá a lenyelés útján történő expozíció neurológiai rendellenességeket és gyomor-bélrendszeri panaszokat okozhat, beleértve a hasmenést, hányingert és hányást. A bőrrel való hosszú távú, bőrön keresztüli érintkezés bőrgyulladást eredményezhet, míg a belégzés számos légzőszervi megbetegedést, például orr- és tüdőrákot okozhat⁴⁸. A nikkel és a kadmium nehézfémekkel való kitétség módosíthatja a DNS és a fehérjék szerkezetét a nukleinsavsintézis károsításával⁵¹.

Az Pb jelentős toxikus hatással bír, amely kölcsönhatásba léphet a fehérjékkel, és szabályozhatja a Ca^{2+} felszívódását is, ezért a csontokban az Pb szintje megnő, míg a Ca^{2+} szintje csökken⁵². Továbbá a kulcsfontosságú fehérjék inaktiválódása szabad gyökök (ROS) képződéséhez vezethet, így a felesleges szabad gyökök különböző szinteken gátolják a sejtfolyamatokat⁵³.

Romániában kevés átfogó tanulmány áll rendelkezésre a szálló porok és azok nyomelem-koncentrációjának tér és időbeli elemzéséről valamint egészségügyi hatásainak tanulmányozásáról. A szakirodalom alapján Dunea és munkatársa⁴³, és Proorocu és munkatársai⁵⁴ foglalkoztak még hasonló kutatási témával, ami a légszennyezés egészségügyi hatásainak tanulmányozását célozta meg Romániában.

1.3. Légekori tisztítási folyamatok nedves kiülepedéssel

A légkör természetes tisztítási folyamata megvalósulhat száraz kiülepedés és nedves kimosódás révén⁵⁵. Az eső általi nedves kimosódás az elsődleges légkör tisztítási mechanizmusok közé tartozik.

A nedves kimosódás esetében kétféle folyamatot különböztethetünk meg:

1. a kimosódás a felhőben történik,
2. a kimosódás a felhő alatt valósul meg^{56,57}.

A PM₁₀ háttérében a kimosási hatásokért számos mechanizmusok felelősek, mint például a Brown-diffúzió, a termoforézis, a diffúzió, a tehetetlenség és az elektromos mosás^{56,58}. Az emelkedési kondenzációs szint (LCL) változása szintén lényeges szerepet játszik a szállóporok-koncentrációjának változásában.

A kedvezőtlen meteorológiai paraméterek, mint az inverzió és a köd, negatívan befolyásolják a légszennyezettség mértékét^{59,60}. Másrészt a kedvező meteorológiai viszonyok az elegyedés és elimináción keresztül pozitívan hatnak a légszennyezettségi szintre^{61,55,47,54}. A kimosás hatékonysága erősen összefügg az évszakok közötti szezonális PM₁₀ ingadozással: viszonylag magas a PM₁₀-koncentráció a hideg időszakban, és szignifikánsan alacsonyabb a meleg időszakban⁶³⁻⁶⁵.

Számos tanulmány kimutatta a csapadék kimosó hatását a PM₁₀-koncentrációra a csapadékos és a csapadékmentes időszak összehasonlításával^{57,66-68}. A légszennyező anyag (PM₁₀) csapadék kimosással történő csökkentésének hatékonysága elsősorban a csapadék mennyiségétől és időtartamától függ⁵⁶.

2. Célkitűzések

2.1. A kutatómunka célja

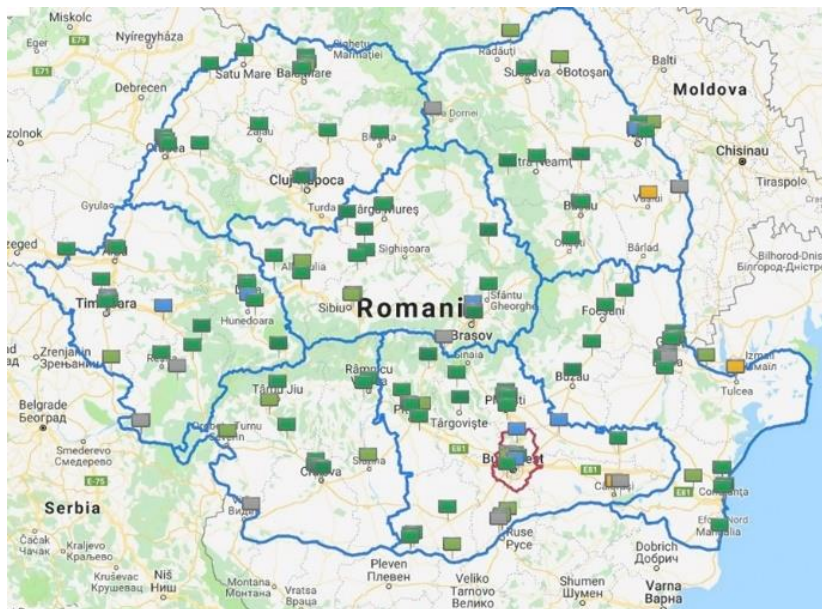
Kutatásaim során tanulmányoztam regionális és országos viszonylatban a szálló porok ($PM_{2,5}$ és PM_{10}) koncentrációinak időbeli változását, összehasonlító tanulmányt készítettem azok alakulásáról, valamint számításokat végeztem az egészségre gyakorolt hatásaikról. A többlépcsős kutatásban megvalósított célkitűzések a következők voltak:

- A szálló porok ($PM_{2,5}$ és PM_{10}) tér- és időbeli alakulása Románia összes régiójában, valamint relatív kockázat (RR) számítása.
- A PM_{10} -ből származó As és nehézfémek (Cd, Ni, Pb) tér- és időbeli változásainak elemzése Románia összes régiójában, valamint a veszélyességi hányados (HQ) és a rákkockázat (CR) értékelése gyermekek és felnőttek esetében, három különböző expozíciós útvonalon: belégzés, lenyelés és bőrfelszívódás.
- Összehasonlító tanulmány készítése az ipari szempontból Románia egyik legszennyezettebb térségében, a Szeben megyei Kiskapuson, a PM_{10} -ből származó nehézfémek koncentrációjának alakulásáról és egészségügyi hatásainak becsléséről.
- A finom ($PM_{2,5}$) és a durva (PM_{10}) szálló porokból kimutatható nehézfémek (Cd, Ni, Pb) időbeli elemzése és egészségügyi hatásainak tanulmányozása Bukarestben.
- További kutatásaim során vizsgáltam a szélcsendes körülmények között a csapadék kimosódása általi PM_{10} -koncentráció csökkentését a Csíki-medencében, figyelembe véve a csapadék erősségét, időtartamát és a meteorológiai paramétereket.
- Lezáró tanulmányként vizsgáltam a Csíki-medencében a szálló por (PM_{10}) időbeli eloszlásának alakulását 2008-2016 között, összefüggéseket keresve a meteorológiai paraméterek, szállópor-koncentráció, valamint a napi légúti valamint szív- és érrendszeri megbetegedésekkel történő beutalások között.

3. Anyagok és módszerek

3.1. Mintavételi helyek

A kutatások során feldolgozott légszennyező adatokat (PM_{2,5}, PM₁₀) az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózatból töltöttem le. Románia Közép-, Kelet- és Délkelet-Európa kereszteződésében található, az északi szélesség 43° és 49°, valamint a keleti hosszúság 20° és 30° között. Románia határos az Európai Unión kívüli országokkal, többek között keleten a Moldovai Köztársasággal és észak keleten Ukrajnával, ahol az EU levegőminőségre vonatkozó környezetvédelmi rendeletet még nem alkalmazzák. A Nemzeti Statisztikai Intézet adatai alapján Románia lakossága 2016-ban 19 295 859 fő volt 238397 km²-es területen⁶⁹. Románia domborzatát tekintve közel azonos arányban megtalálhatóak: hegyek, dombok, fennsíkok és síkságok. A vizsgált terület éghajlata mérsékelt kontinentális, átmeneti óceáni, amelyet a skandináv-balti időjárás, a mediterrán éghajlat és a fekete-tengeri időjárás befolyásol. Romániában négy különböző évszakot különíthetünk el, az éves átlaghőmérséklet délen 11 °C, míg északon 8 °C. Az országos januári és a júniusi átlaghőmérséklet 1,1 °C, illetve 20,6 °C. Kutatásaim során felhasznált adatokat a 3. ábrán szemléltetett mintavételi helyekről gyűjtöttem össze⁷⁰.



3. ábra. A mintavételi állomások térképe. Az állomásokat kis téglalapok ábrázolják, a téglalapok színei a szennyezettségi szintet mutatják egy adott időpontban. A különböző régiókat kék vonal, Bukarestet piros vonal jelöli^{70,71}.

Románia összes mérőállomásán mért napi PM_{2,5} és PM₁₀ szállópor-koncentrációt elemeztem amely összesítve 33 (PM_{2,5}) és 122 (PM₁₀) mérőállomást fedett le. A vizsgált mérőállomások bemutatását a melléklet 1. táblázata és 1. ábrája tartalmazza. Az elemzés 2009.

január és 2018. december közötti periódust ölelte fel, ez alól kivételt képez a bukaresti régió, ahol a PM_{2,5}-koncentrációk 2016-tól állnak rendelkezésre. A régió átlagos koncentrációját az adott régióban jelen levő mérőállomások adatainak átlagolásával határoztam meg, ahol a mérési lefedettség a vizsgált időszakban meghaladta a 75%-ot. Az évszakos eltérések bemutatásához négy évszakot határoztam el: 1. tavasz (március-május), 2. nyár - meleg időszak (június-augusztus), 3. ősz (szeptember-november), 4. tél - hideg időszak (december-február)⁷¹.

A Románia egész területére kiterjedő tanulmány során vizsgáltam a PM₁₀ időbeli és térbeli változásait, valamint a kapcsolódó nyomelemek As-, Cd-, Ni- és Pb-koncentrációit. A vizsgált időszakban (2009. január - 2018. december) 722925 napi adatot gyűjtöttem és elemeztem 115 megfigyelőállomásról és hét különböző régióból (K - közép, ÉK - északkelet, ÉNY - északnyugat, D - dél, DK - délkelet, DNY - délnyugat, NY - Nyugat).

A napi szennyezőanyag-koncentrációra vonatkozó adatokat az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózból (www.calitateaer.ro⁷²) szereztem be, és a fő cél a többéves adatok feldolgozása, statisztikai elemzése és értelmezése volt.

Továbbá az összehasonlító tanulmány készítése során tanulmányoztam Kiskapust (Copșa Mică) (é.sz. 46°6'45", k.h. 24°13'50"), amely egy kis ipari város Szeben megyében, Romániában. 1991-ben Európa legszennyezettebb városa volt a cink-, kadmium- és ólomfinomítók, valamint korom gyárakból származó nagymértékű kibocsátások miatt. Szakirodalmi adatok alapján az évtizedek során az ellenőrizetlen kibocsátás negatív hatással van a levegő minőségére, a talajra, a vízre, a növényekre, az állatokra és az emberre is⁷³. Számos tanulmány kimutatta a levegő- és talajszennyezés magas szintjét, nyomelemeket azonosítottak be a táplálékláncban, magas nehézfém-koncentrációt találtak a térségből származó mézekben is⁷⁴.

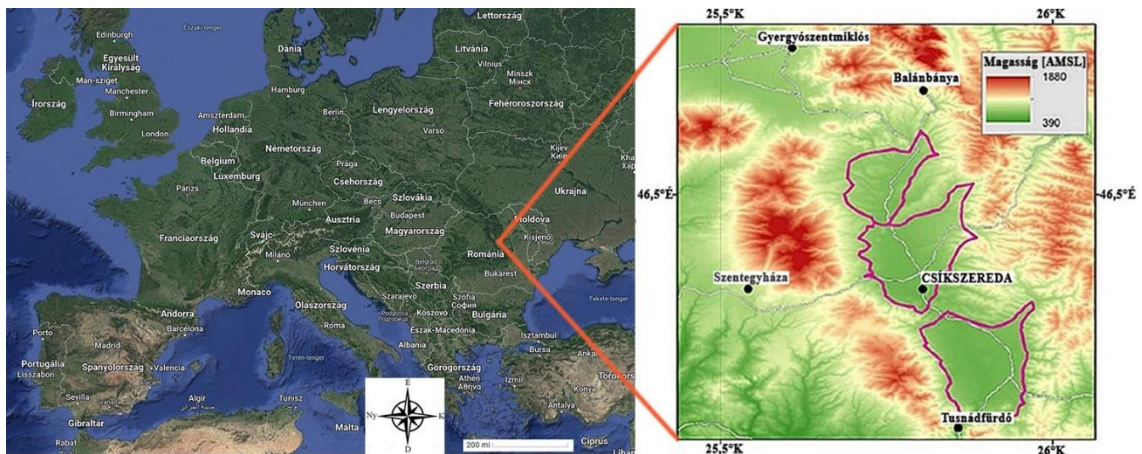
Kiskapus esetében a PM₁₀ napi koncentrációt és az ehhez kapcsolódó nyomelemek As, Cd, Ni, Pb időbeli változásait vizsgáltam 2009. januárjától 2019. augusztusáig. A vizsgált időszakban 3049 PM₁₀, 2272 As, 2300 Cd, 2270 Ni és 2272 napi Pb mintát elemeztem. A szennyezés szezonálisának értékelése érdekében a koncentrációkat négy évszakra osztottam a következők szerint: tavasz (március, április és május), nyár - meleg időszak (június, július és augusztus), ősz (szeptember, október és november) és tél - hideg időszak (december, január és február)⁷⁵.

A romániai fővárosban a napi nehézfém-koncentrációk (Cd, Ni, Pb) elérhetőek voltak úgy a PM_{2,5} mind a PM₁₀ szálló porok esetében. A vizsgált periódus 2018. január és 2018. december közötti időszakot ölelte fel. Bukarest Románia legnépesebb városa, több mint 2 millió lakossal, 228 km²-es területen fekszik, koordinátái: é.sz. 44°42'68", k.h 26°10'25". Bukarest

éghajlatára a nedves kontinentális éghajlat a jellemző, az átlaghőmérséklet $12\text{ }^{\circ}\text{C}$ ^{76,77}. Bukarestben a $\text{PM}_{2,5}$ - és PM_{10} -szennyezés fő forrása az intenzív közlekedési és ipari tevékenységek által okozott kibocsátás⁷⁸. A napi $\text{PM}_{2,5}$ -, PM_{10} - és nyomelem-koncentráció adatok az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózatból származnak. A megfigyelő állomások (B₁-B₈) tekintetében a nehézfémeket a B₁ mérőállomás esetében a $\text{PM}_{2,5}$ -ből, a többi állomáson pedig a PM_{10} -frakcióból határozták meg.

Az esőzések szállópor-koncentráció csökkenésének tanulmányozására a sajátos tulajdonságokkal rendelkező Csíki-medencét választottam. A vizsgált periódus 2008 és 2019 között 11 évre terjedt ki. A mintavételi hely a Keleti-Kárpátok középső részén található, amely egy zárt típusú medence, ahol nagyon gyakoriak a köd és az inverziós jelenségek, főleg a hideg időszakokban. Az óras PM_{10} és a hozzá tartozó meteorológiai adatokat dolgoztam fel, továbbá a levegő hőmérsékletét, relatív páratartalmát, csapadékmennyiségét és szélsőségeit az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózatból gyűjtöttem össze. A megfigyelőállomás Zsögödfürdőn található, amelynek földrajzi koordinátái: é.sz. $46^{\circ}19'35.86''$, k.h. $25^{\circ}48'40.35''$, és 697 m tengerszint feletti magasságon helyezkedik el.

A Csíki-medence a Keleti-Kárpátok közepén, 650 m tengerszint feletti magasságban található, ~150000 lakossal (4. ábra). Zárt jellegéből adódóan a Csíki-medence sajátos mikro-klimatikus és meteorológiai viszonyairól ismert, hosszú statikus stabilitási és termikus inverziós periódusokkal, így kedvez a szennyező anyagok felhalmozódásának.



4. ábra. A Csíki-medence földrajzi elhelyezkedése Romániában (bal) és a Keleti Kárpátokban (b).

3.2. Felhasznált anyagok és műszerek

A szálló porok mintavételezéséhez és elemanalíziséhez felhasznált anyagok a következők:

- ultratiszta víz;
- HNO_3 ($\rho \sim 1,42 \text{ g/mL}$, 70%, MERCK KGa, Darmstadt, Németország);
- HNO_3 hígított oldat (100 mL 70%-os HNO_3 + 900 mL H_2O);
- H_2O_2 , (30%, Sigma Aldrich, St. Louis, MO, Amerikai Egyesült Államok);
- Koncentrált többelemes standard oldat VIII, (100 mg/L: Al, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Sr, Te, Tl, Zn, Certipur, Sigma-Aldrich Chemie GmbH);
- Argon gáz (99,999%);

A szükséges eszközök és berendezések:

- Membrán szűrő (Cytiva Whatman, PTFE, átmérő 4,62 cm, porozitás 2 μm);
- Impact mintavevő (SKC, 10 L/perc, Pittsburgh, Amerikai Egyesült Államok);
- Zárt mikrohullámú roncsoló készülék (Mars 6, CEM Corporation, 1800 W, 2450 MHz, Matthews, Amerikai Egyesült Államok);
- Induktív csatolású plazma tömegspektrométer (Agilent 7800 ICP-MS, Santa Clara, Kalifornia).

3.3. Felhasznált analitikai módszerek

A szállóporok-koncentrációja (tömegkoncentráció) meghatározása gravimetriásan történt. A $\text{PM}_{2,5}$ és PM_{10} mintavételhez használt összes szűrőt szükséges előkondicionálni és ellenőrzött körülmények között lemérni az EN 12341 szabványnak megfelelően.

A szálló porokból meghatározható As és nehézfémek (Cd, Ni, Pb) mérésére szolgáló referencia-módszer megfelelt a SR EN 14902 "A környezeti levegő minősége a PM_{10} részecskék frakciójából" megnevezésű szabványnak, melynek elemzése két részből tevődik össze: az első a helyszíni mintavételezés, a második a laboratóriumi elemzés. A mintavétel során az As-t, Cd-t, Ni-t és Pb-t tartalmazó szálló porok ismert térfogatú levegő átszűrésével gyűjthetők be, a PM_{10} vagy a $\text{PM}_{2,5}$ frakciójának összegyűjtésére szolgáló mintavevőbe szerelt szűrőn keresztül. A mintaszűrő zárt mikrohullámú készülékben, salétromsav és hidrogén-peroxid felhasználásával oldható fel (roncsolható). A mintavételezésre leginkább a kvarc szűrők alkalmasak. Két módszer alkalmazható a lerakódott minták teljes feloldására:

A teljes minta -szűrő és por- oldatba hozatala: a feltáráshoz 40%-os hidrogénfluorid oldatot

(kvarc oldásra), 70%-os salétromsavoldatot és 30%-os hidrogénperoxid oldatot használnak. A második módszer: a por oldatba hozatala salétromsavas (70% HNO₃) peroxidos (30% H₂O₂) roncsoló közeggel. A roncsolás zárt mikrohullámú berendezésben megy végben, amelyet három roncsolási programmal valósítható meg:

Roncsolási program 1: 20 perc, 1200 W, 180 °C

Roncsolási program 2: 10 perc, 1200 W, 230 °C

Roncsolási program 3: 15 perc, 1200 W, 230 °C

Az szétroncsolt szűrő lehűtése után az oldatunkat ultratiszta vízzel 50 ml-re szükséges hígítani, majd a nyomelemek jelenléte és koncentrációja a kapott oldatból induktív csatolású plazma tömegspektrometriával (ICP-MS) határozható meg⁸⁰.

3.4. Alkalmazott statisztikai módszerek

A légszennyezettségi szint tér- és időbeli változásának elemzéséhez a regionális átlagokkal dolgoztam, valamint leíró statisztikát és idősoelemzést alkalmaztam, továbbá a durva és finom részecskék arányát (PM_{2,5}/PM₁₀) minden régióra kielemeztem.

A romániai régiók és megyék közötti időbeli és térbeli változások megfigyeléséhez leíró statisztikákat, havi és éves trendeket, doboz diagram (box-plot) elemzéseket és a *Data wrapper* által készített *choropleth* hőtérképeket használtam. Idősoelemzés elkészítésekor a hitelesített napi szállópor- és nehézfém-koncentrációkat használtam fel. A régiók átlagos koncentrációját a megfigyelőállomások napi adatainak felhasználásával számítottam ki a mellékletben szereplő *1. táblázat* alapján, az országos átlagot pedig a régiók koncentrációinak átlagából kaptam.

Az országos átlagos háttérszintet az első kvartilis (25 percentilis) nagyságához igazítottam. A vizsgált nyomelemek közötti összefüggések meghatározására nemparametrikus *Spearman*-féle korrelációs elemzést végeztem az *Ri386 3.5.3.* program felhasználásával.

A *Spearman*-féle korrelációs elemzést a nyomelemek- és a PM₁₀-koncentrációi között vizsgáltam hét különböző régió esetében. Ezzel a megközelítéssel két változó közötti kapcsolat erőssége határozható meg, így a korrelációs együtthatókból következtetni lehet arra, hogy az elemeknek van-e közös forrása, a magas korrelációs együttható közös forrásra utal⁸¹. A korrelációelemzés során a havi átlagos koncentráció értékeket használtam. A két elem közötti korrelációs együtthatókat $P < 0,1$ és $r \geq +0,165$, illetve $r \leq -0,165$ esetén szignifikánsnak tekintettem. A Csíki-medence PM₁₀-koncentrációs szintjét potenciálisan befolyásoló forrásterületek feltérképezésére koncentrációval súlyozott trajektóriákkal (*CWT -Ri386 3.5.3*) határoztam meg, a napi PM₁₀-koncentráció adatok kombinálásával (1. összefüggés).

$$CWT_{i,j} = \frac{\sum_{l=1}^L C_l \tau_{i,j,l}}{\sum_{l=1}^L \tau_{i,j,l}} \quad (1)$$

ahol: $CWT_{i,j}$ - az i, j rács CWT értéke (szélesség, hosszúság), C_l - a PM_{10} -koncentráció, amely megfelel az l visszafelé (backward) irányuló trajektória érkezésének, L - amely a visszafelé tartó trajektóriák teljes számát jelenti, $\tau_{i,j,l}$ - az l trajektória hossza az i, j rácsban (egy trajektória tartózkodási ideje minden ráccsellában). A PM_{10} CWT-it 2017-re és szezonális (tavasz; nyár; ősz; tél) lebontásban kerültek meghatározásra.

3.5. Hierarchikus klaszterelemzés (HCA) és főkomponens-elemzés (PCA)

A környezeti vizsgálatokban leggyakrabban használt többváltozós statisztikai módszerek közé tartozik a hierarchikus klaszterelemzés (HCA) és a főkomponens-elemzés (PCA)^{82,83}. A PM_{10} -ből származó nyomelemeket (As, Cd, Ni, Pb) a *Minitab17* statisztikai szoftverrel, hierarchikus klaszterelemzési módszerrel (*Közpéppont alapú, Korrelációs együtttható távolság*) osztályoztam, és az eredményeket dendrogram formájában ábrázoltam. A PCA a többváltozós statisztikai elemzés leggyakrabban alkalmazott technikája, és egy adathalmazban a változó dimenzióját minimalizálja a változók csökkentett számát felhasználva⁸⁴. A faktorelemzéshez az *IBM SPSS Statistics 22* program *Principal Component Analysis* (főkomponens-elemzés) funkcióját használtam, és a PCA során a Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) mintavételi megfelelőség mérést és a Bartlett-tesztet alkalmaztam.

3.6. A csapadék légekörtisztító hatásának tanulmányozása

Az esőzések légekörtisztító hatásának meghatározása érdekében az óras PM_{10} -koncentrációt összehasonlítottam csapadékos és csapadékmentes időszakok esetén. A légekör nedves kiülepedéssel történő tisztításának mélyreható értékeléséhez különböző feltételeket határoztam meg:

1. szélmentes állapot: szélesebesség $< 1 \text{ m s}^{-1}$;
2. három különböző esőintenzitási szint (alacsony: $0,2-0,4 \text{ mm h}^{-1}$, mérsékelt: $0,4-3,9 \text{ mm h}^{-1}$, és heves esőzések: $> 3,9 \text{ mm h}^{-1}$);
3. eső időtartama 1-6 óra. Az elemzéseket külön a hideg (október-március) és a meleg időszakra (április-szeptember) számítottam ki.

A PM_{10} csapadékkal történő kimosódás hatékonyságát a 2. összefüggés alapján határoztam meg, ahol a százalékos változás (ΔC) az esőzések előtti (C_0) és utáni (C_t) szálló por-koncentráció változásból kifejezhető.

$$\Delta C = \frac{C_t - C_0}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

A levegő hőmérséklete és relatív páratartalma alapján kiszámítottam az emelkedési kondenzációs szintet (LCL) (3. összefüggés).

$$LCL = 20 + \frac{T}{5}(100 - RH) \quad (3)$$

ahol: *LCL* - emelkedési kondenzációs szint, *T* - levegő hőmérséklet (°C) és *RH* - relatív páratartalom (%).

Továbbá a PM₁₀ és szállóporok-koncentrációjának osztályozáshoz használt napi koncentrációkat négy csoportba osztottam:

1. alacsony < 25 µg m⁻³;
2. közepes 25 µg m⁻³ és 37,5 µg m⁻³ között;
3. magas 37,5 µg m⁻³ és 50 µg m⁻³ között;
4. nagyon magas koncentrációk > 50 µg m⁻³.

3.7. Egészségügyi hatások tanulmányozása

3.7.1. Epidemiológiai vizsgálatok

A 2008. január 1. és 2016. december 31. közötti napi (3288 nap) légúti és szív- és érrendszeri megbetegedéssel diagnosztizált betegek adatait a Csíkszeredai Regionális Sürgősségi Kórháztól szereztem be, amely a vizsgált régió egyetlen regionális kórháza. A vizsgált időszakban 18286 kórházi felvételt regisztráltak. A betegségek kiválasztása az Egészségügyi Világszervezet Betegségek Nemzetközi Osztályozásának, 10. Revíziója (ICD-10) szerint történt.

A vizsgált betegségek a következők voltak:

1. tüdőrák - LC (ICD-10 kód C33–C34);
2. akut miokardiális infarktus - AMI (ICD-10 kód I21);
3. ischaemiás szívbetegségek - IHD (ICD-10 kód I20-I25, kivéve I21);
4. krónikus kardiopulmonális betegség - CCP (ICD-10 kód I27.9);
5. felső légúti fertőzések - URTI (ICD-10 kód: J00-J06);
6. tüdőgyulladás - P (ICD-10 kód: J12-J18);
7. krónikus obstruktív tüdőbetegségek - COPD (ICD-10 kód: J44).

A kórházi felvételeket férfiak és nők esetében öt korcsoportra bontva ([0-5 év], (5-14 év], (14-40 év], (40-60 év], illetve (60+ év) vizsgáltam.

A napi meteorológiai paramétereket (hőmérsékletet, csapadék mennyiségét, relatív

páratartalom) szintén az országos Levegőminőség Monitoring hálózathoz tartozó le. Továbbá kiszámítottam a hőmérséklet-páratartalom indexet (THI) és a szél hűvösség diagram indexet (WCT).

A hideg és meleg szélsőséges időjárás egészségügyi hatásainak becslése érdekében Dobrinescu⁸⁵ szerint öt diszkomfortosztályt állapíthatunk meg:

1. súlyos hidegveszély ($WCT \leq -35^{\circ}\text{C}$);
2. rendkívül hideg ($-35^{\circ}\text{C} > WCT \geq -20^{\circ}\text{C}$);
3. kellemetlen hideg ($-20^{\circ}\text{C} > THI \leq 0^{\circ}\text{C}$);
4. kellemetlenül meleg ($66 \leq THI < 80$);
5. nagy veszélyt jelent a hőség $THI \geq 80$.

A diszkomfort indexek matematikai alakját a 4. és a 5. összefüggés tartalmazza.

$$THI = (1,8T_A + 32) - \left(0,55 - \frac{0,55RH}{100}\right) (1,8T_A - 26) \quad (4)$$

ahol: T_A - a levegő hőmérséklete ($^{\circ}\text{C}$) szabványos szinten (2 m) mérve, RH - levegő relatív nedvességtartalma. A THI dimenzió nélküli formában van kifejezve. A 80 egység a kritikus küszöb, amely felett az emberi test erős kényelmetlenséget érez.

A téli periódusban a hideg, a rendkívül hideg és a kellemetlen hideg súlyos veszélyét WCT segítségével becsültem meg:

$$WCT = 13,12 + 0,6215T_A - 11037FF_{10}^{0,16} + 0,3965T_AFF_{10}^{0,16} \quad (5)$$

ahol: T_A - a levegő hőmérséklete ($^{\circ}\text{C}$), FF_{10} - a szélesség (km h⁻¹) 10 m-en.

A WCT általában csak emberi érzést fejez ki, és összefügg azzal, ahogyan az emberi bőr érzékeli a hőmérsékletet egy nyugodt napon⁸⁵.

3.7.2. A PM_{10} rövid távú hatásának egészségügyi kockázatértékelési módszere

A PM_{10} -es szálló por rövid távú expozíciójának meghatározásához a teljes halálozás relatív kockázatát (RR) Ostro⁸⁶ szerint határoztam meg (6. összefüggés). A teljes halálozás relatív kockázatát abban az esetben számítottam ki, ha a PM_{10} -koncentráció magasabb volt a háttérszintnél ($10 \mu\text{g m}^{-3}$). A kockázati függvény koefficiense 0,0008 volt (95% CI: 0,0006-0,0010).

$$RR = \exp[\beta(X - X_0)] \quad (6)$$

ahol: X - a PM_{10} éves átlagos koncentrációját jelenti ($\mu\text{g m}^{-3}$), X_0 - a PM_{10} háttérkoncentrációját ($10 \mu\text{g m}^{-3}$), β - a kockázati függvény együtthatója.

3.7.3. A PM_{2,5} rövid távú hatásának egészségügyi kockázatértékelési módszere

A PM_{2,5}-hez kapcsolódó relatív kockázatot külön-külön számítottam ki a 30 év feletti lakosok szív- és érrendszeri valamint tüdőrákos halálzására⁸⁶ a 7. egyenlet segítségével.

$$RR = [(X + 1)/(X_0 + 1)]^\beta \quad (7)$$

ahol: X - a PM_{2,5} éves átlagos koncentrációja ($\mu\text{g m}^{-3}$), X_0 - a PM_{2,5} háttér-koncentrációja ($3 \mu\text{g m}^{-3}$), és β - a kockázati függvény együtthatója. Az alkalmazott β együttható a szív- és érrendszeri elhalálozásra: 0,15515 (95% CI: 0,0562-0,2541) valamint tüdőrákos elhalálozásra: 0,23218 (95% CI: 0,08563-0,37873).

Továbbá a meghatározott relatív kockázat (RR) felhasználásával kiszámítottam a hozzárendelhető hányadot (AF)⁸⁶ (8-9. összefüggés).

$$AF = (RR - 1)/RR \quad (8)$$

A számított AF-érték az adott betegségből eredő halálozások arányát jelzi, amely elkerülhető lenne, ha a PM₁₀ $10 \mu\text{g m}^{-3}$ -re és a PM_{2,5} $3 \mu\text{g m}^{-3}$ -re csökkenne.

$$ER = (RR - 1) \quad (9)$$

A környezeti PM_{2,5} és PM₁₀ kitettséget a romániai lakossággal súlyozott éves átlagként becsültem meg. A kiszámított PM-expozíciót használtam az egészségügyi hatásvizsgálat inputjaként az idő előtti halálozások teljes számának meghatározásához.

3.7.4. A PM₁₀-ből származó nehézfémek egészségügyi kockázatának értékelése

Az Amerikai Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége (EPA) által kifejlesztett egészségügyi kockázati modell segítségével számítottam ki a vegyi anyag napi bevitelét (CDI), az expozíciós koncentrációt (EC) és a bőrön keresztüli felszívódási dózist (DAD) belégzés, lenyelés és bőrön keresztüli érintkezés útján. Mindezen együtthatók értékét a 2. és a 3. táblázatok tartalmazzák.

$$CDI_{ing} = (C \times IngR \times EF \times ED \times CF)/(BW \times AT) \quad (10)$$

$$EC_{inh} = (C \times ET \times EF \times ED)/AT \quad (11)$$

$$DAD_{derm} = (C \times SA \times AF \times EV \times ABS \times EF \times ED \times CF)/(BW \times AT) \quad (12)$$

ahol: CDI_{ing} - a lenyelés útján bevitt napi vegyi anyag-bevitel,

EC_{inh} - a belégzés útján történő expozíció koncentrációja,

DAD_{derm} - a bőrön keresztüli felszívódás dózisa.

A légszennyezésnek kitett lakosok különböző fiziológias viselkedése és jellemzői miatt a mennyiségi értékelést külön végeztem el a felnőttek és a gyermekek esetében. Továbbá a kockázatértékelést külön számítottam a nem rákkeltő és a rákkeltő hatásokra vonatkozóan.

A nem karcinogén kockázatot a veszélyességi hányadossal (HQ), a karcinogén hatás

pedig a rákkockázattal (CR) jellemezhető. A nehézfémekről ismert, hogy belégzéssel, lenyeléssel és bőrrel keresztüli felszívódás útján könnyen bejutnak az emberi szervezetbe, ezért a PM₁₀-ben lévő nehézfémek HQ és CR kockázatát a következő összefüggések felhasználásával fejezhetők ki a belégzés, a lenyelés és a bőrrel való érintkezés esetén⁸⁷ (2. táblázat):

$$HQ_{ing} = CDI/RfDo \quad (13)$$

$$HQ_{inh} = EC/(RfCi \times 1000 \mu g \text{ mg}^{-1}) \quad (14)$$

$$HQ_{derm} = DAD/(RfDo \times GIABS) \quad (15)$$

$$CR_{ing} = CDI \times Sfo \quad (16)$$

$$CR_{inh} = IUR \times EC \quad (17)$$

$$CR_{derm} = DAD \times (Sfo/GIABS) \quad (18)$$

A rákkockázat (CR) a daganatos megbetegedések előfordulásának az átlagot meghaladó megnövekedett valószínűségét jelenti a rákkeltő vegyület szervezetbe jutásának hatására. A CR értékelése során a vegyi anyagok akkor tekinthető rákkeltő kockázatúnak, ha a CR-értékek 10⁻⁴ és 10⁻⁶ között mozogtak, ami azt jelenti, hogy az emberi élet során (átlag 70 év) a rák kialakulása 1/10000, illetve 1/1000000. A 10⁻⁶-nál alacsonyabb értékek az egyes vegyi anyagokra és útvonalakra vonatkozóan nem jelentenek rákkockázatot. Általánosságban elmondható, hogy a 10⁻⁴-nél nagyobb kumulatív rákkockázat nem elfogadott, a maximálisan tolerálható érték 10⁻⁵⁸⁷.

2. táblázat. A kockázatértékelésben használt paraméterek⁸⁷.

Rövidítés	Megnevezés	Érték	
		Gyerek	Felnőtt
<i>C</i>	A PM ₁₀ -ből meghatározott As- és nehézfém-koncentráció, (μg m ⁻³)		
<i>IngR</i>	Lenyelési arány (mg day ⁻¹)	250	100
<i>ER</i>	Expozíciós gyakoriság, (nap év ⁻¹)		250
<i>ED</i>	Az expozíció időtartama, (év)	6	24
<i>BW</i>	Átlagos testtömeg, (kg)	15	70
<i>AT_{nc}</i>	Átlagolási (nem rákkeltő) idő, (nap)	2190	8760
<i>AT_c</i>	Átlagolási (rákkeltő) idő, (nap)	2190	25550
<i>CF</i>	Konverziós tényező, (kg mg ⁻¹)		10 ⁻⁶
<i>SA</i>	A PM-vel érintkező bőrfelület, (cm ²)	2800	3300
<i>AF</i>	A levegőben lebegő részecskék bőrön tapadó tényezője, (mg cm ⁻²)		0,2
<i>ABS</i>	Az As bőrön keresztüli felszívódási faktora		0,03
<i>ABS</i>	Az Cd, Ni, Pb bőrön keresztüli felszívódási faktora		0,01
<i>ET</i>	Kitettségi idő, (óra nap ⁻¹)		24
<i>AT_n</i>	Átlagos idő a nem rákkeltő anyagokra, (óra)	52560	210240
<i>AT_c</i>	Átlagos idő a rákkeltő anyagokra, (óra)	-	613200

3. táblázat. A különböző nehézfémek egészségügyi kockázatának értékeléséhez használt paraméterek (EPA, 2004).

<i>Nehézfém</i>	<i>SFo</i>	<i>RfDo</i>	<i>GIABS</i>	<i>IUR</i>	<i>RfCi</i>
	(mg kg ⁻¹ nap ⁻¹) ⁻¹	(mg kg ⁻¹ nap ⁻¹) ⁻¹	-	(µg m ⁻³) ⁻¹	(mg m ⁻³)
As	1,50 × 10 ⁺⁰	3,00 × 10 ⁻⁴	1	4,30 × 10 ⁻³	1,50 × 10 ⁻⁵
Cd	-	1,00 × 10 ⁻³	0,025	1,80 × 10 ⁻³	1,00 × 10 ⁻⁵
Ni	-	1,10 × 10 ⁻²	0,040	2,60 × 10 ⁻⁴	2,00 × 10 ⁻⁵
Pb	2,80 × 10 ⁻¹	3,50 × 10 ⁻³	1	1,20 × 10 ⁻⁵	-

4. Eredmények bemutatása

4.1. Az adatok statisztikai elemzése

A vizsgált időszakban (2009-2018) a finom (PM_{2,5}) és durva (PM₁₀) szálló porok átlagos koncentrációja a hét fejlesztési régióban és Bukarestben az alábbiak szerint változott: PM_{2,5}: 17,01-22,91 µg m⁻³ és PM₁₀: 23,02-33,29 µg m⁻³ (4. táblázat). A PM_{2,5} és a PM₁₀ legmagasabb többéves átlag koncentráció Bukarest régióban mutatható ki (PM_{2,5}: 22,91 µg m⁻³ és PM₁₀: 33,29 µg m⁻³), amelyet a Dél-Nyugati régió (PM_{2,5}: 20,40 µg m⁻³ és PM₁₀: 30,85 µg m⁻³) követett (4. táblázat). Az eredmények azt mutatják, hogy a PM₁₀-koncentrációja minden régióban magasabb, mint a PM_{2,5} szállópor-koncentrációja.

4. táblázat. A szálló porok statisztikai elemzése Románia hét fejlesztési régiójában és Bukarestben.

	Régió	Min.	25P.	Med.	75P.	Max.	\bar{x}	Szórás	Minta-szám	95 CI	CV
PM _{2,5} , µg m ⁻³	B*	0,94	13,76	19,21	28,39	129	22,91	14,7	917	21,95-23,86	0,64
	K	0,36	9,06	13,3	19,62	138,7	17,01	13,73	3502	16,56-17,47	0,81
	ÉK	2,00	11,79	16,37	23,12	119,5	19,24	11,47	3567	18,86-19,61	0,6
	ÉNY	0,00	10,08	14,99	23,21	107,5	18,04	11,23	3533	17,67-18,41	0,62
	D	1,6	11,24	14,9	20,95	81,02	17,51	9,59	3564	17,19-17,82	0,55
	DK	0,58	8,3	11,34	15,66	143,6	13,38	8,88	3319	13,08-13,68	0,66
	DNY	0,91	11,9	16,99	24,69	118,4	20,4	13,51	3392	19,95-20,85	0,66
	NY	1,00	8,99	13,93	21,59	132,6	17,21	12,46	3330	16,79-17,64	0,72
PM ₁₀ µg m ⁻³	B*	3,00	22,12	29,75	39,67	230,3	33,29	17,72	3562	32,70-33,87	0,53
	K	3,66	14,82	21,15	30,21	174,1	24,57	15,01	3651	24,08-25,05	0,61
	ÉK	5,57	19,62	25,71	33,28	120,8	27,69	11,99	3651	27,30-28,08	0,43
	ÉNY	3,45	15,28	21,48	30,46	127,6	24,29	12,27	3649	23,90-24,69	0,51
	D	5,97	20,31	26,28	34,37	92,61	28,57	11,65	3651	28,20-28,95	0,41
	DK	2,00	18,76	22,99	28,1	93,38	23,95	7,61	3648	23,70-24,20	0,32
	DNY	3,55	20,16	27,22	37,07	171,8	30,85	16,33	3631	30,32-31,38	0,53
	NY	5,04	15,3	20,94	28,09	99,52	23,02	10,63	3647	22,68-23,37	0,46

ahol: *min* - minimum; *25 P* - 25. percentilis; \bar{x} - átlag, *med* - medián; *75 P* - 75.

percentilis; *max* - maximum, *95% CI* - 95%-os konfidenciaintervallum; *CV* - variációs

együttható. * az adatok csak 2016-tól állnak rendelkezésre.

A szálló porok arzén és nehézfém tartalmát Románia egész területén vizsgáló tanulmány leíró statisztikai elemzését véve figyelembe, látható, hogy a többéves átlagos koncentrációk

az As esetében $0,67\pm 0,32$ ng m⁻³, a Cd esetében $0,59\pm 0,21$ ng m⁻³, a Ni esetében $2,25\pm 0,79$ ng m⁻³ és az Pb esetében $0,030\pm 0,025$ µg m⁻³ között mozogtak (5. táblázat). Ezen megfigyelések alapján a szálló porokban a legmagasabb koncentrációt az Pb, míg a legalacsonyabbat a Cd esetében találtam.

5. táblázat. A PM₁₀-ből kimutatott arzén és nehézfémek statisztikai feldolgozása Romániában.

		K	ÉK	ÉNY	D	DK	DNY	NY	RO	Szórás
	25P	18,31	23,27	17,23	21,99	21,34	20,25	18,20	20,08	-
PM₁₀,	\bar{x}	24,13	27,70	24,47	27,09	23,95	31,03	23,25	25,95	2,80
(µg m ⁻³)	CI95	22,64-	26,63-	22,84-	26,10-	23,32-	30,49-	22,00-	-	-
		25,62	28,78	26,10	28,08	24,58	31,56	24,49	-	-
	25P	0,63	0,22	0,05	0,58	0,37	0,02	0,48	0,34	
As,	\bar{x}	1,04	0,30	0,18	0,82	0,63	0,82	0,90	0,67	0,32
(ng m ⁻³)	CI95	0,89-	0,28-	0,012-	0,75-	0,55-	0,78-	0,77-	-	-
		1,18	0,33	0,37	0,88	0,71	0,86	1,03	-	-
	25P	0,50	0,29	0,18	0,35	0,24	0,25	0,39	0,31	-
Cd,	\bar{x}	0,92	0,43	0,48	0,50	0,35	0,65	0,81	0,59	0,21
(ng m ⁻³)	CI95	0,18-	0,39-	0,41-	0,46-	0,32-	0,62-	0,65-	-	-
		1,02	0,46	0,55	0,54	0,39	0,67	0,98	-	-
	25P	2,51	1,66	1,29	0,95	1,39	0,52	0,91	1,32	-
Ni,	\bar{x}	3,90	2,08	2,11	1,39	2,13	1,77	2,38	2,25	0,79
(ng m ⁻³)	CI95	3,59-	1,97-	1,85-	2,28-	1,94-	1,71-	2,07-	-	-
		4,21	2,19	2,37	1,50	2,32	1,82	2,69	-	-
	25P	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,010	-
Pb,	\bar{x}	0,074	0,017	0,060	0,014	0,014	0,014	0,019	0,030	0,025
(µg m ⁻³)	CI95	0,063-	0,015-	0,044-	0,010-	0,013-	0,011-	0,017-	-	-
		0,085	0,018	0,075	0,017	0,015	0,016	0,022	-	-

Rövidítések: \bar{x} - átlag, 25P - 25% percentilis, CI95 - 95%-os konfidencia intervallum; RO - országos átlag.

A Szeben megyei Kiskapuson mért légszennyező anyagok leíró statisztikai elemzését a 6. táblázat tartalmazza.

6. táblázat. A Szeben megyei Kiskapuson mért napi szennyezőanyag-adatok és meteorológiai paraméterek összefoglaló statisztikája.

	As, (ng m ⁻³)	Cd, (ng m ⁻³)	Ni, (ng m ⁻³)	Pb, (µg m ⁻³)	PM₁₀, (µg m ⁻³)	Csapa		
						dék, éves (mm)	T, (°C)	RH, (%)
Megengedett küszöb érték	6,00	5,00	20,0	0,50	20	-	-	-
\bar{x}	1,65	2,37	5,50	0,32	24,62	723.3	11,97	76,49
Vizsgált napok száma	2272	2300	2270	2300	3049	11*	3461	3461
Min.	0	0,02	0	0	0,24	384	0	34
25P	0,61	0,65	1,44	0,09	12,72	554	4,73	70
Medián	1,00	1,54	4,09	0,22	21,8	718	11,49	77
75P	1,74	3,13	8,99	0,45	32,7	904	19	85
Max.	27,25	34,52	62,68	3,09	118,1	979	28,78	100
Szórás	2,07	2,79	4,82	0,31	14,87	-	7,71	11,57
CI-95%	1,56	2,25	5,31	0,30	24,09	-	11,71	76,11
CI+95%	1,73	2,48	5,7	0,33	25,15	-	12,2	76,88
CV	1,26	1,18	0,88	0,98	0,6	-	0,64	0,15
% Megh.	3,92	11,26	0,79	21,74	4,72	-	-	-

Rövidítések: *Határérték* - megengedett maximális éves elfogadható határérték, \bar{x} -átlag érték, *Min* - minimum; *25P* - 25. percentilis, *75P* - 75. percentilis, *Max.* – maximum, *CI95%* - konfidenciaintervallum, *CV* - variációs együttható, *% Megh.* - túllépés százalékos aránya, *Csapadék* - csapadékmennyiség (éves), *T* – hőmérséklet, *RH* - relatív páratartalom.

A Szeben megyei Kiskapuson mért eredmények azt mutatták, hogy a WHO levegőminőségi irányelve alapján az Pb és a Cd túllépési aránya nagyon magas volt. A napi megengedett koncentrációt az Pb 21,74%-kal, illetve a Cd 11,26%-kal lépte túl, ezt követte a PM₁₀ és az As koncentráció 4,72%-kal és 3,92%-kal, míg a legalacsonyabb túllépési százalékot a Ni esetében találtam, ami 0,79%-ot jelentett.

A Bukaresti metropolisz övezet adatait vizsgálva az PM₁₀ átlagos koncentrációja 31,57±1,33 µg m⁻³ volt, ami 57,85%-kal magasabb, mint a WHO által elfogadott határérték (20 µg m⁻³). A PM_{2,5} esetében az éves koncentráció szintén 113%-kal magasabb volt, mint a megengedett határérték (10 µg m⁻³).

Bukarestben a PM_{2,5} és PM₁₀ átlagos koncentráció aránya 0,67 volt. Azonos koncentrációjú PM₁₀ és PM_{2,5} esetén a nyomelem-dúsulás szignifikánsan magasabb volt PM_{2,5}-ben, mint a PM₁₀-ben. A finom részecskékben a Ni, Cd és Pb felhalmozódása rendre 55,16%-kal, 37,46%-kal és 29,14%-kal magasabb volt, mint a durva részecskékben (7. táblázat).

7. táblázat. A bukaresti PM_{2,5} és PM₁₀-ből kimutatott nehézfémek koncentrációja.

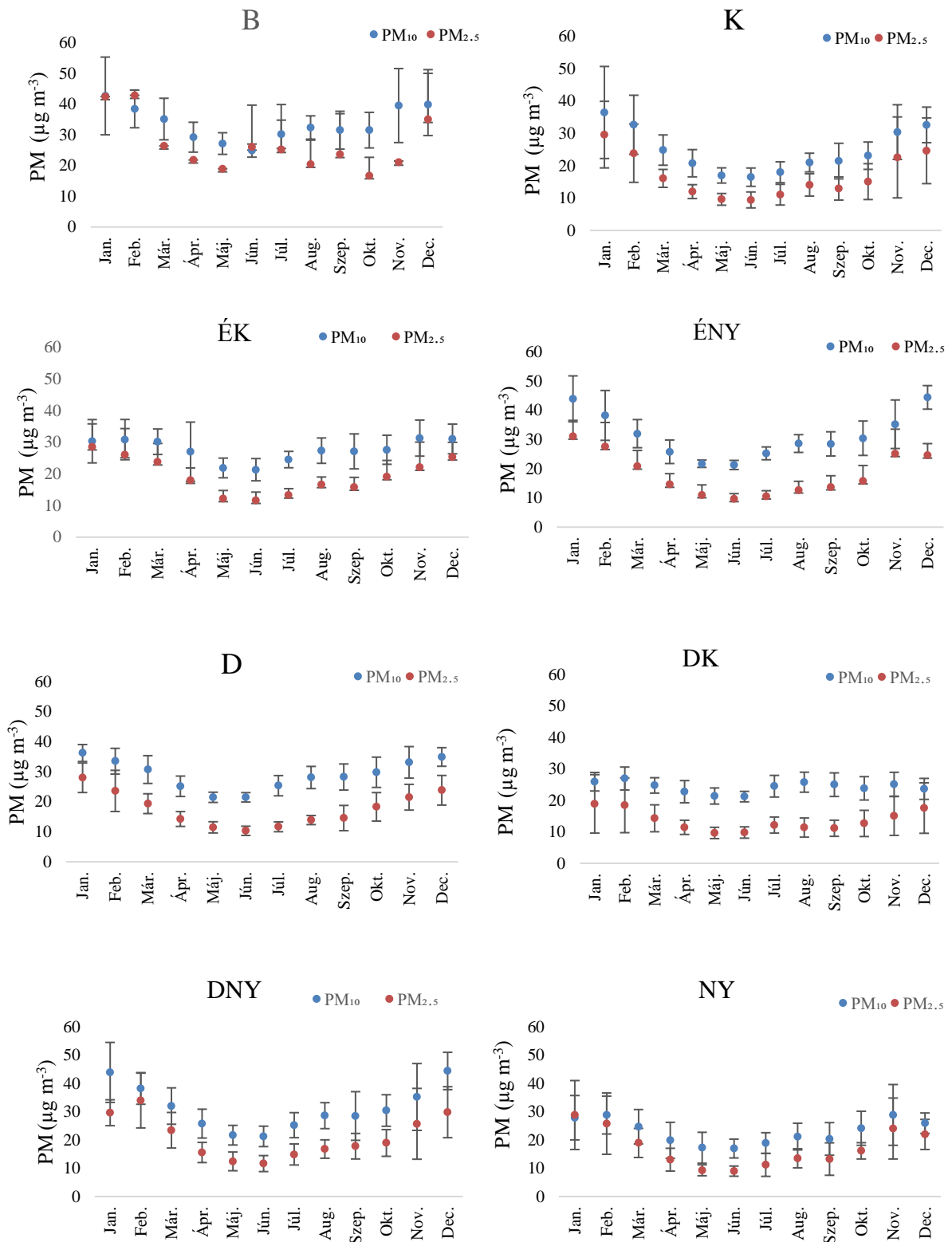
	M.E.	PM	\bar{x}	Min.	25P ^b	50P ^b	75P ^b	Max.	Drb	CI 95%
Cd	ng m ⁻³	PM _{2,5}	0,22	0,00	0,02	0,08	0,29	2,55	338	0,18-0,26
		PM ₁₀	0,24	0,00	0,10	0,17	0,31	1,61	364	0,21-0,26
Ni	ng m ⁻³	PM _{2,5}	3,28	0,00	0,96	2,62	5,06	12,53	338	2,98-3,58
		PM ₁₀	3,14	0,16	1,90	3,06	4,12	7,91	365	2,98-3,28
Pb	ng m ⁻³	PM _{2,5}	5,61	0,00	1,00	4,00	8,00	33,00	311	4,96-6,25
		PM ₁₀	6,44	0,40	3,71	5,85	8,71	19,71	364	6,06-6,8
PM	µg m ⁻³	PM _{2,5}	21,30	0,59	12,22	17,03	28,28	82,03	357	19,90-22,70
		PM ₁₀	31,57	7,45	22,51	29,64	38,69	79,07	365	30,24-32,90

ahol: \bar{x} -átlag, M.E. - mérték egység, Min. - minimum; 25P - 25. percentilis, 50P - 50. percentilis, 75P - 75. percentilis, Max. – maximum, CI95% - konfidenciaintervallum.

4.2. A szennyező anyagok időbeli eloszlása

4.2.1. A szennyező anyagok időbeli eloszlásának bemutatása havi felbontásban

A PM_{2,5} és PM₁₀ szintek havi, valamint regionális eloszlását a vizsgált régiókban az 5. ábra szemlélteti. Az összes vizsgált régió esetében a PM-koncentrációt a téli időszakban magasabb érték jellemezte, különösen januárban és decemberben, a legalacsonyabb szint pedig a nyári időszakban volt megfigyelhető. Mennyiségileg a legmagasabb és a legalacsonyabb havi PM-koncentráció közötti különbség a PM₁₀ esetében 1,77-szeres, a PM_{2,5} esetében pedig 2,76-szoros volt.

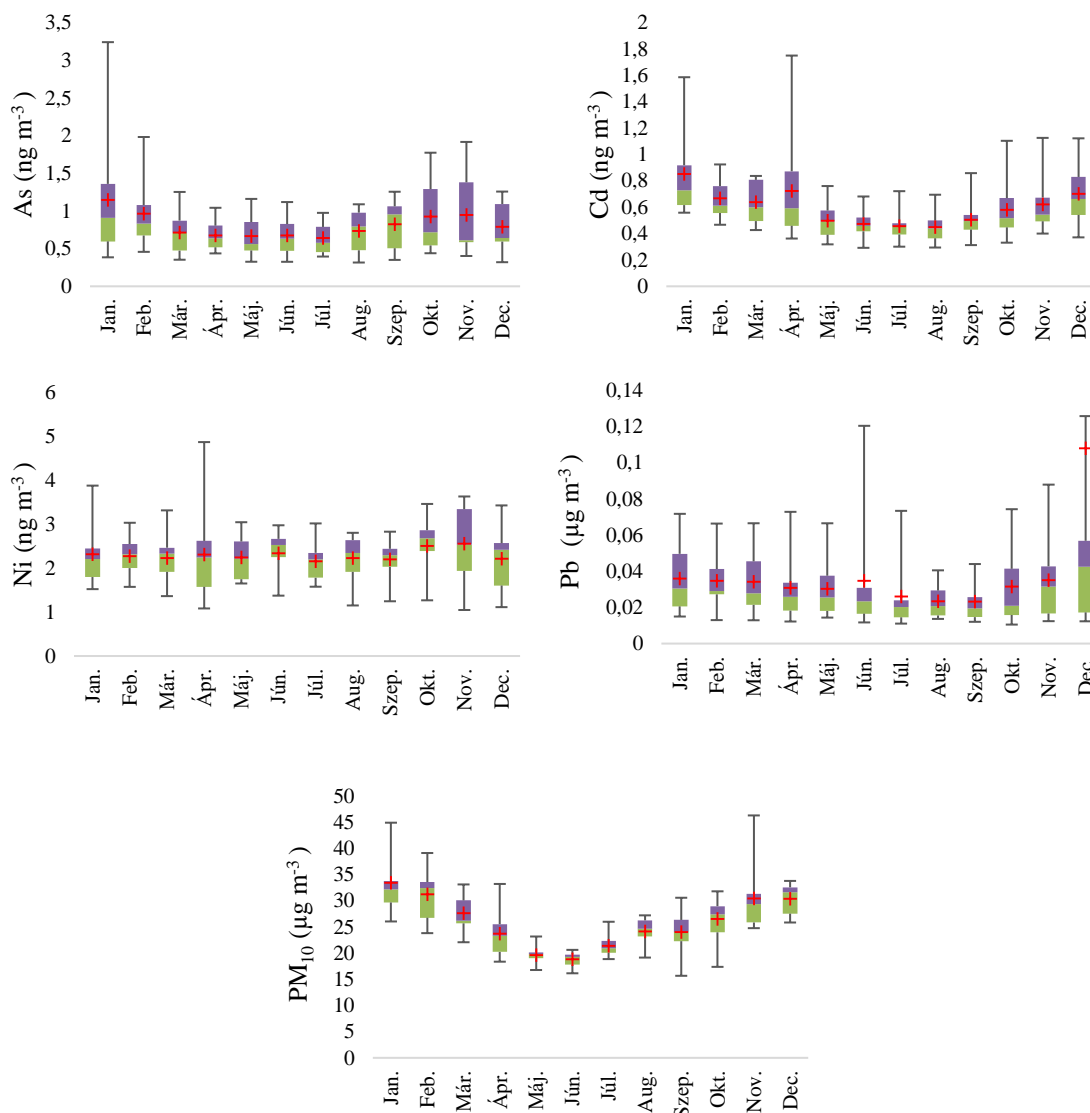


5. ábra. A PM_{2,5}- és PM₁₀-koncentrációk többéves havi átlagának változása Romániában.

Ahol az átlagokat kék (PM₁₀) és piros (PM_{2,5}) pontokkal jelöltem, az alsó és a felső karok pedig a minimális és maximális havi átlag értékeket jelölik.

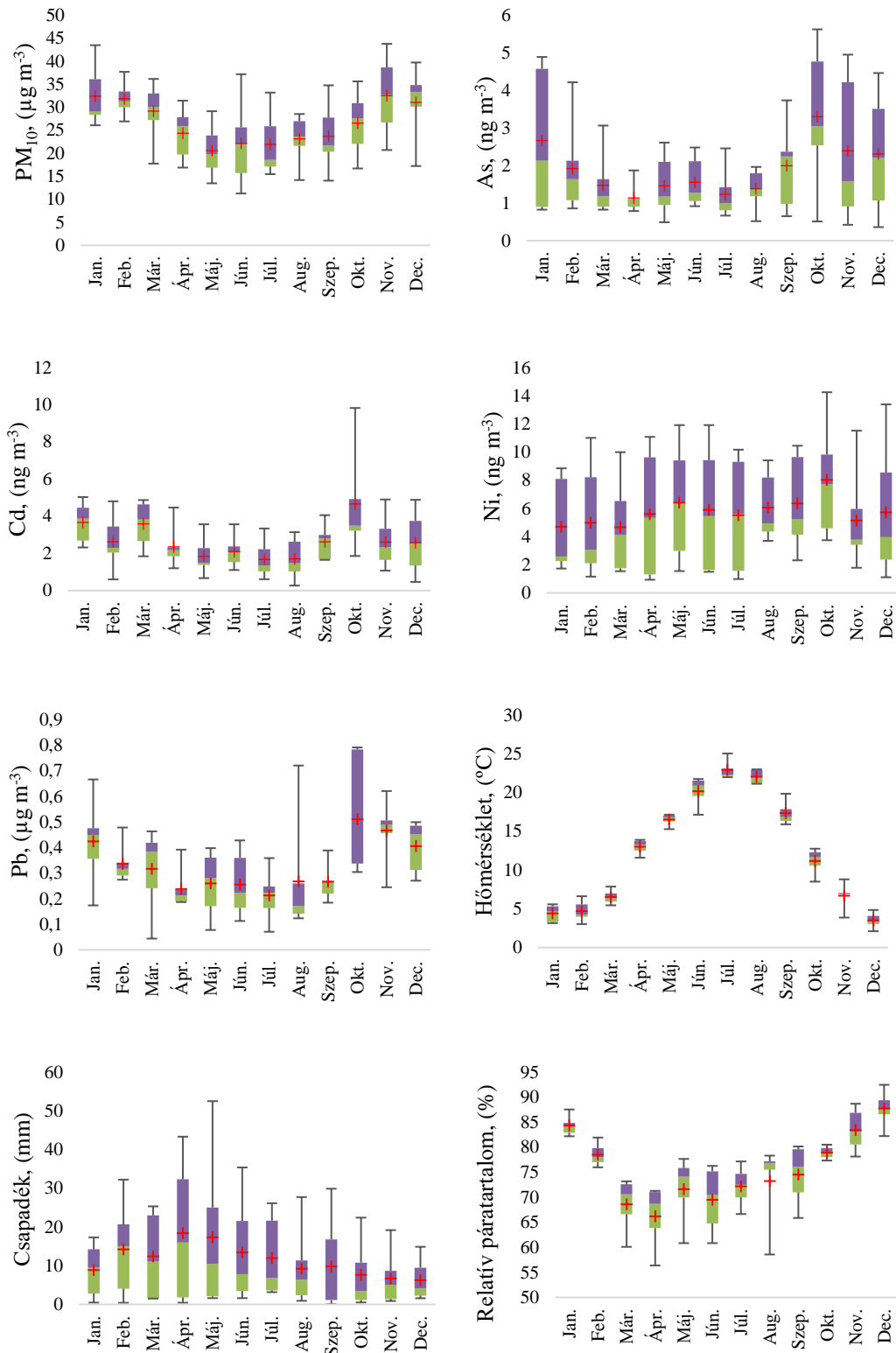
A PM₁₀-ből meghatározott nyomelemek koncentrációjának többéves havi változását Romániában a 6. ábra mutatja be. A PM₁₀ és az As, Cd és Pb nyomelemek szezonális mintázata

télen magas, nyáron pedig alacsony koncentrációt mutat, kivéve a Ni, ami ellentétes tendenciát mutat.



6. ábra. A szennyező anyagok többéves havi változásainak dobozdiagram elemzése. Az alsó (zöld) és felső (lila) határértékek a második (50P) és harmadik (75P) kvartiliseket, míg az átlagokat piros keresztet, az alsó és a felső karok pedig a minimális és maximális értékeket jelölik.

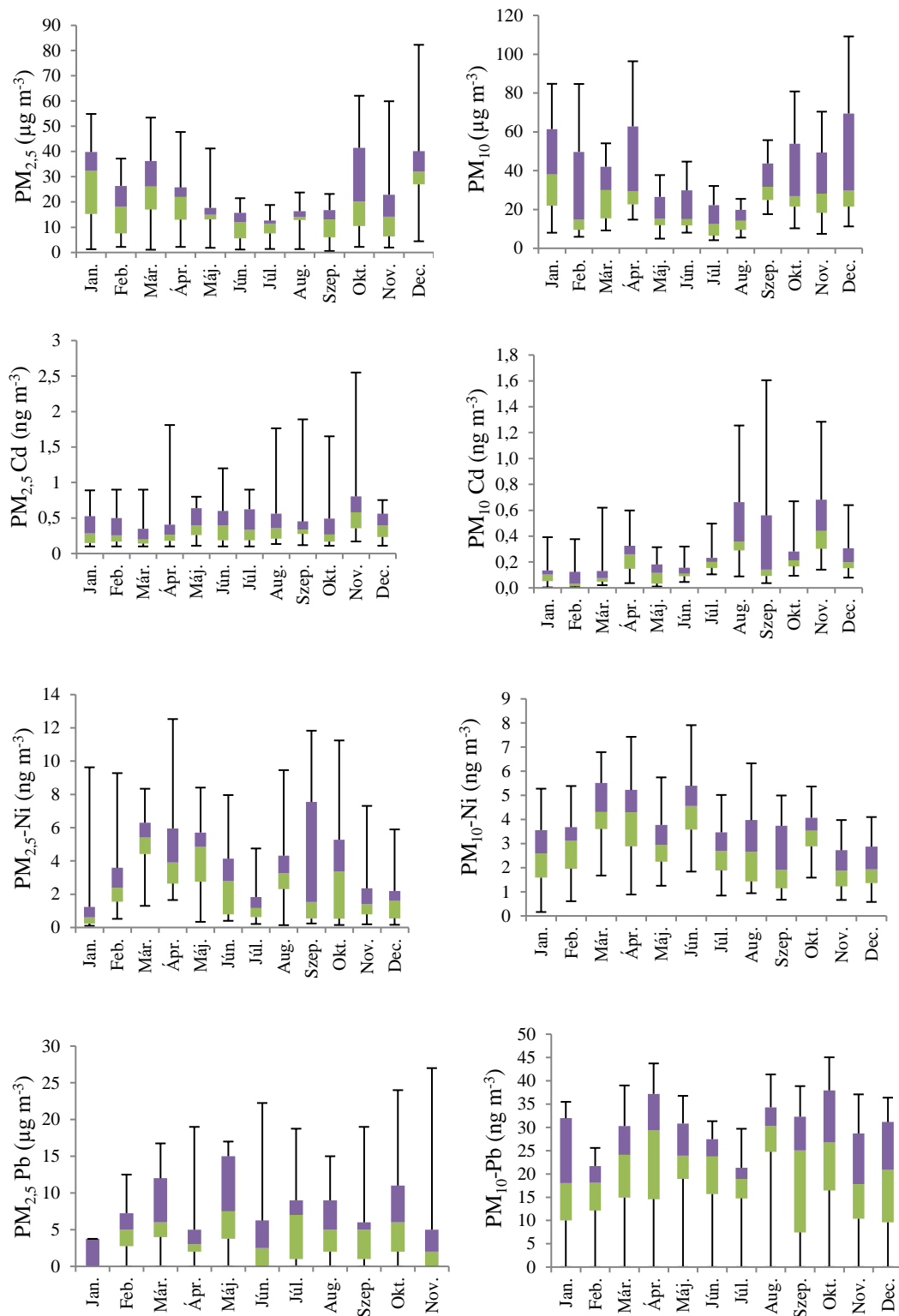
A 7. ábra szemlélteti a Szeben megyei Kiskapuson mért légszennyező anyagok és meteorológiai paraméterek többéves havi eloszlását.



7. ábra. A szennyező anyagok és meteorológiai paraméterek többéves havi változásainak dobozdiagram elemzése Kiskapuson.

Az alsó (zöld) és felső (lila) határértékek a második (50P) és a harmadik (75P) kvartiliseket jelölik, az átlagokat piros keresztnek, a karok alsó és felső végek pedig a minimális és a maximális értékeket.

Az összehasonlító tanulmányok során megvizsgáltam Bukarest esetében a havi szállópor- és nehézfém-koncentráció változásokat, a kapott eredményeket a 8. ábra szemlélteti.



8. ábra. A szállóporok- és nyomelemek-koncentrációjának havi változása Bukarestben.

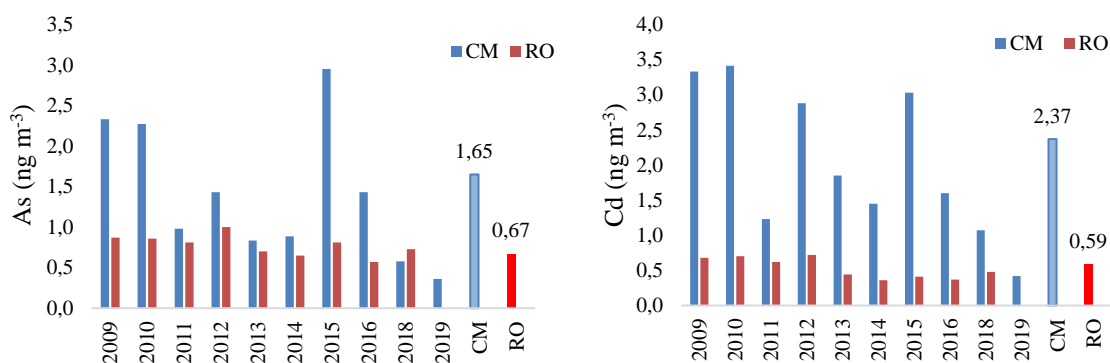
A vizsgált időszakban a PM₁₀ átlagos koncentrációja Bukarestben $31,57 \pm 1,33 \mu\text{g m}^{-3}$

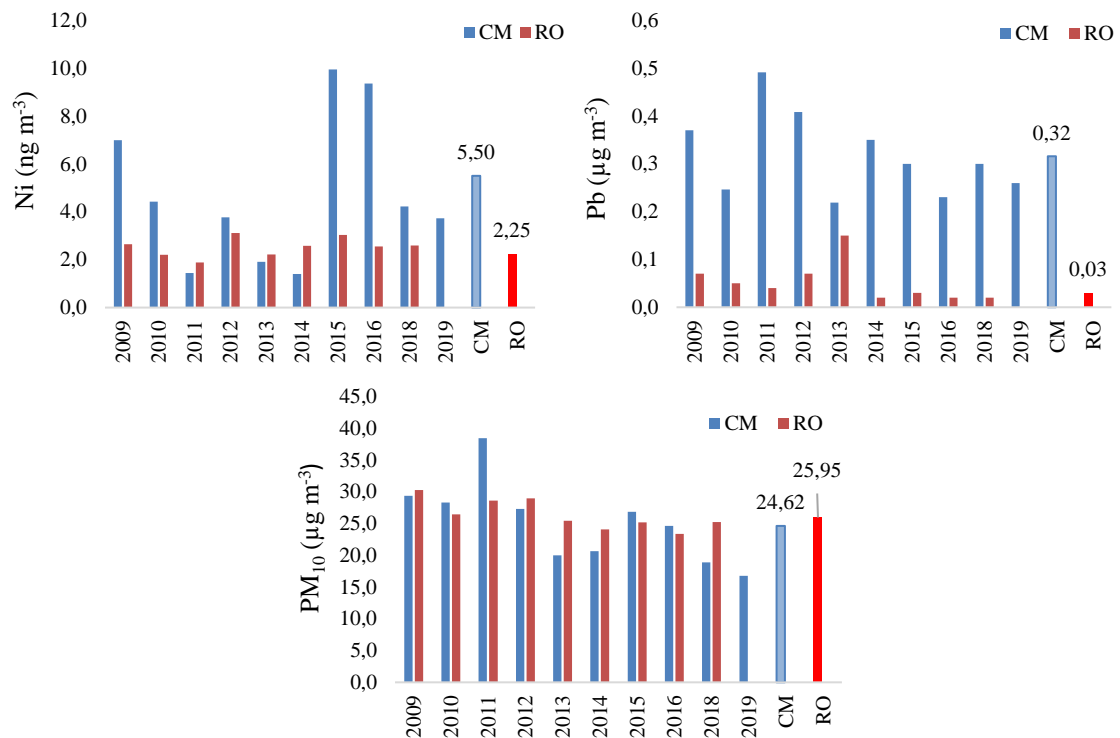
volt, ami 57,85%-kal haladja meg a WHO által elfogadható határértéket. A PM_{2,5} esetében az éves koncentráció is magasabb volt 113%-kal a megengedettnél. Összességében a szálló porokból kimutatható nehézfémek közül az Pb és a Ni elemek voltak jelen a legmagasabb koncentrációban.

A szennyezőanyagok szezonális változása erősen összefügg különböző tényezőkkel, elsősorban a meteorológiai paraméterekkel és a kibocsátási forrásokkal, így a téli időszak magasabb PM₁₀-koncentrációi a lakossági fűtéssel és a kedvezőtlen meteorológiai viszonyok, mint a termikus inverzió, köd és alacsony határréteg magasság jelenlétével magyarázhatók^{88,89}. Másrészt, a nyári időszak emelkedett Ni-koncentrációja a megnövekedett ipari termeléssel és a közlekedés intenzitásával hozható összefüggésbe⁹⁰.

4.2.2. Légszennyező anyagok változásának összehasonlítása éves lebontásban

Romániai viszonylatban vizsgálva a 2009-es első referenciaévhez képest a megfigyelési időszakban valamennyi vizsgált légszennyező anyag csökkenő tendenciát mutatott. A vizsgált szennyezőanyagok koncentrációja a PM₁₀ esetében 17,84%, az As esetében 50,21%, a Cd esetében 43,36%, a Ni esetében 11,27%, valamint az Pb esetében 72,09%-kal csökkent a vizsgált periódusban (9. ábra). A Szeben megyei Kiskapus esetében az átlagos éves szállópor- és nehézfém-koncentrációk változását a 9. ábra mutatja be, összehasonlító bemutatásban az országos többéves átlaggal. Kiskapus esetében a vizsgált szennyező anyagok csökkenő aránya a PM₁₀ esetében 16,02%, az As esetében 44,11%, a Cd esetében 43,48%, a Ni esetében 36,07% és az Pb esetében 15,80% volt. A romániai és a kiskapusi légszennyezettségi szint csökkenésének egyik fő oka, hogy 2007-ben az ország csatlakozott az Európai Unióhoz, és teljes jogú tagországgá vált, így szigorúbb környezetvédelmi intézkedéseket léptettek életbe a megnövekedett légszennyezés problémáinak kezelése érdekében, valamint számos modernizációs folyamat is lezajlott.





9. ábra. A nyomelem-koncentrációk és a szálló por éves változása.

Ahol: CM és RO a többéves átlagos koncentrációkat jelenti Kiskapuson és Romániában.

A többéves országos átlaghoz képest a kiskapusi Pb-koncentráció 10,52-szerese volt az országos átlagnak; annak ellenére, hogy világszerte minden ország 2012-ig fokozatosan kivonta az ólmozott benzin használatát a kereskedelemből. Az ólomra, cinkre és más színesfémekre szakosodott Sometra által az elmúlt évtizedekben okozott Pb-szennyezés hatásai egyértelműen kimutathatók. A talajból történő re szuszpendálás révén a vizsgált területen a PM₁₀ mintákból nagyon magas Pb-koncentrációt mértek⁹¹. Továbbá, az Pb-hoz hasonlóan a Cd koncentrációja is 4,01-szer magasabb volt az országos átlaghoz képest, ezt követte az As és a Ni 2,46 illetve 2,44 szeres értékkel. A PM₁₀-koncentrációja azonban nem különbözött jelentősen az országos átlagtól, csak 1,054-szerese volt az átlagnak.

Az adatokat éves lebontásban elemezve látható, hogy a legmagasabb szennyezőanyag-koncentráció 2015-ben volt kimutatható. A 2015-ös éves Szeben megyei környezetvédelmi jelentése alapján megállapítható, hogy ebben az időszakban nagymértékű rehabilitációs munkálatokat végeztek különböző ágazatokban, beleértve a víz-, csatorna-, földgázhálózatot és a helyi utcák/utak javítását is⁹². Ezeknek a tevékenységeknek köszönhetően nagyon magas volt a porkibocsátás, így a levegőben a szálló por-koncentrációja meredeken nőtt, ami a 2015-ben mért magas PM₁₀-szintek fő okának bizonyult, így a Ni-koncentráció is emelkedett. Amellett, hogy 2015-ben a csapadékmennyiség jelentős voltak, majd tartós anticiklonokkal kísért

időszakok következtek, amelyek hangsúlyozott statikus stabilitást idéztek elő, gyakori termikus inverziós időszakokat okozva. Ezért a szállópor- és a nyomelem-koncentrációkra gyakorolt kimosódási hatás nem volt számottevő. A termikus inverziók során a hidegebb légrétegek megrekednek a meleg levegő alatt, így megakadályozzák a konvekciós (felszálló) áramlatok kialakulását, ezáltal gátolva van a kibocsátott káros anyagok vertikális keveredése, ami kedvez a szennyező anyagok felhalmozódásának a troposzféra alsó rétegeiben, különösen stabil légköri viszonyok között.

4.2.3. A romániai légszennyező anyagok összehasonlítása szakirodalmi adatokkal

Szakirodalmi adatgyűjtés során összehasonlító tanulmányt végeztem a világ különböző régióiban mért As és nehézfém koncentrációkkal, annak érdekében, hogy viszonyítási alapul szolgáljanak a Romániai, illetve a Kiskapusi szennyezettségi szinthez képest (8. táblázat). A szakirodalomban hat különböző országból kaptam szálló porból kimutatható As és nehézfém koncentrációkat: két európai országból (Görögország, Spanyolország), három ázsiai (India, Korea, Tajvan) valamint egy Amerikai Egyesült államokból.

8. táblázat. A PM₁₀ és nyomelemek koncentrációjának összehasonlítása (ng m⁻³) a világ különböző országaiban.

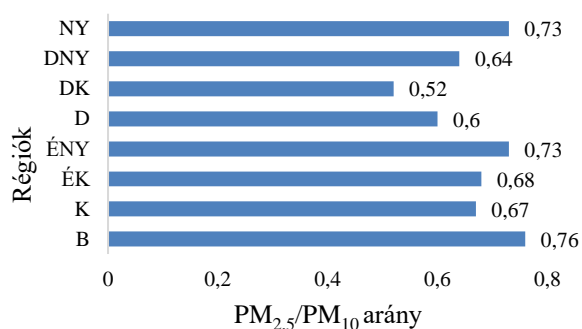
	As	Cd	Ni	Pb	Vizsgált periódus	Forrás
	(ng m ⁻³)					
Románia	0,67	0,59	2,25	30	2009-2018	72
Románia, Kiskapus	1,65	2,37	5,5	320	2009-2019	75
India, Dhanbad	8,9	6,6	29,3	85,2	Szep. 2014-Feb. 2015	41
Korea, Taejon	6,75	3,28	38,27	238	1997-1999	93
Görögország, Athén	5,68	2,8	12,48	47,85	2001-2002	48
USA, Appalachia	0,84	0,18	8,67	3,61	Aug.-2008	94
Tajvan, Changhua megye	3,39	0,7	9,84	21,2	2013-2014	95
Spanyolország, Escuelas Aguirre	1,56	0,32	2,29	13,14	Okt.-Nov. 2010	96

Elemelve a táblázat eredményeit, látható, hogy az ólom-szennyezés a legnagyobb Kiskapuson (320 ng m⁻³), míg a többi elem koncentrációja megközelíti, vagy túlhaladja az európai országok, illetve USA légszennyezését. A kiskapusi As-koncentráció (1,65 ng m⁻³) alig haladta túl az Appalachiában (USA) és Spanyolországban megfigyelt értékek, míg a Cd-koncentráció (2,37 ng m⁻³) negyedik legmagasabb szintet mutatja, a Ni-koncentráció (5,5 ng m⁻³) pedig csak a Spanyolországban mértet haladta túl.

4.2.4. PM_{2,5}/PM₁₀ arány változása

A finom és durva részecskeméret arányt (PM_{2,5}/PM₁₀) elemezve a hét régió és Bukarest esetében a tízéves átlagértékek alapján a 10. ábrának megfelelő eltérések láthatók.

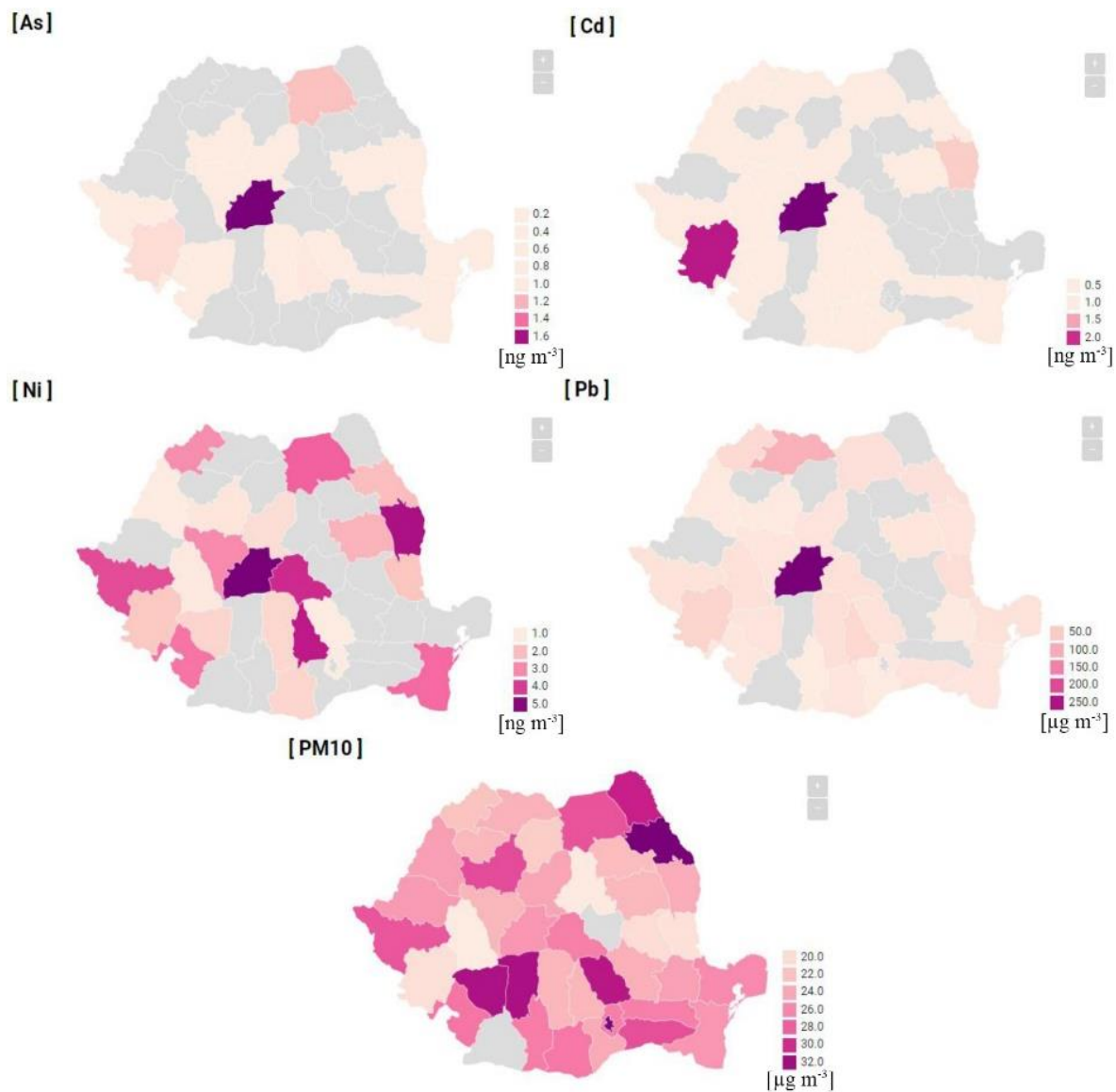
A kapott eredmények alapján jelentős regionális különbségek figyelhetők meg. A PM₁₀ és a finom részecskék (PM_{2,5}) frakciója szintén nagyfokú változékonyságot mutat (0,52-0,76). A legmagasabb arányt (0,76) a legszennyezettebb régióban Bukarestben találtam, ami azt jelzi, hogy a PM_{2,5} nagy része az ipari kibocsátásokból származik, ami a fejlett iparosodott régiókban (ÉNY, NY) is megfigyelhető, ahol a PM_{2,5}/PM₁₀ arány magasabb (0,73). A legkisebb arányt viszont a DK régióban azonosítottam (0,52).



10. ábra. A PM_{2,5}/PM₁₀ arány változása a különböző régiókban.

4.2.5. A szennyező anyagok területi eloszlásának vizsgálata

A térbeli eloszlás szemléltetésére a megyei többéves átlagos koncentrációkat használtam fel, és az eredményeket *Data wrapper* segítségével létrehozott térképek révén mutatom be (11. ábra). Az eredmények alapján látható, hogy a nyomelemek legmagasabb koncentrációja Szében megyében azonosítható, As: 1,69 ng m⁻³, Cd: 2,32 ng m⁻³, Ni: 5,19 ng m⁻³, Pb: 0,292 ng m⁻³ esetében, amelyek főként az egyik legszennyezettebb régióból Kiskapusról származnak, míg a legmagasabb szállópor-koncentráció (PM₁₀) Iași megyében volt 33,61 µg m⁻³ (Bukarest kivételével).



11. ábra. A szennyező anyagok területi eloszlása megyék szerinti lebontásban.

Elemeztem a napi túllépések százalékos arányát a WHO határtértékhez viszonyítva. A PM_{10} esetében a vizsgált napok túllépése 5,3% volt, ezt követte az Pb (1,05%), a Cd (1,0%), az As (0,56%) és a Ni (0,42%). A nyomelemek tekintetében a legmagasabb túllépési arányt a központi régióban Pb - 4,53%, Cd - 3,06%, As - 1,77% és Ni - 1,48%, míg a legmagasabb PM_{10} túllépési arányt (9,5%) a délnyugati régióban észleltem (9. táblázat). A romániai éves $PM_{2.5}$ kibocsájtásának (kt/év) földrajzi leosztása a melléklet 2. ábráján látható.

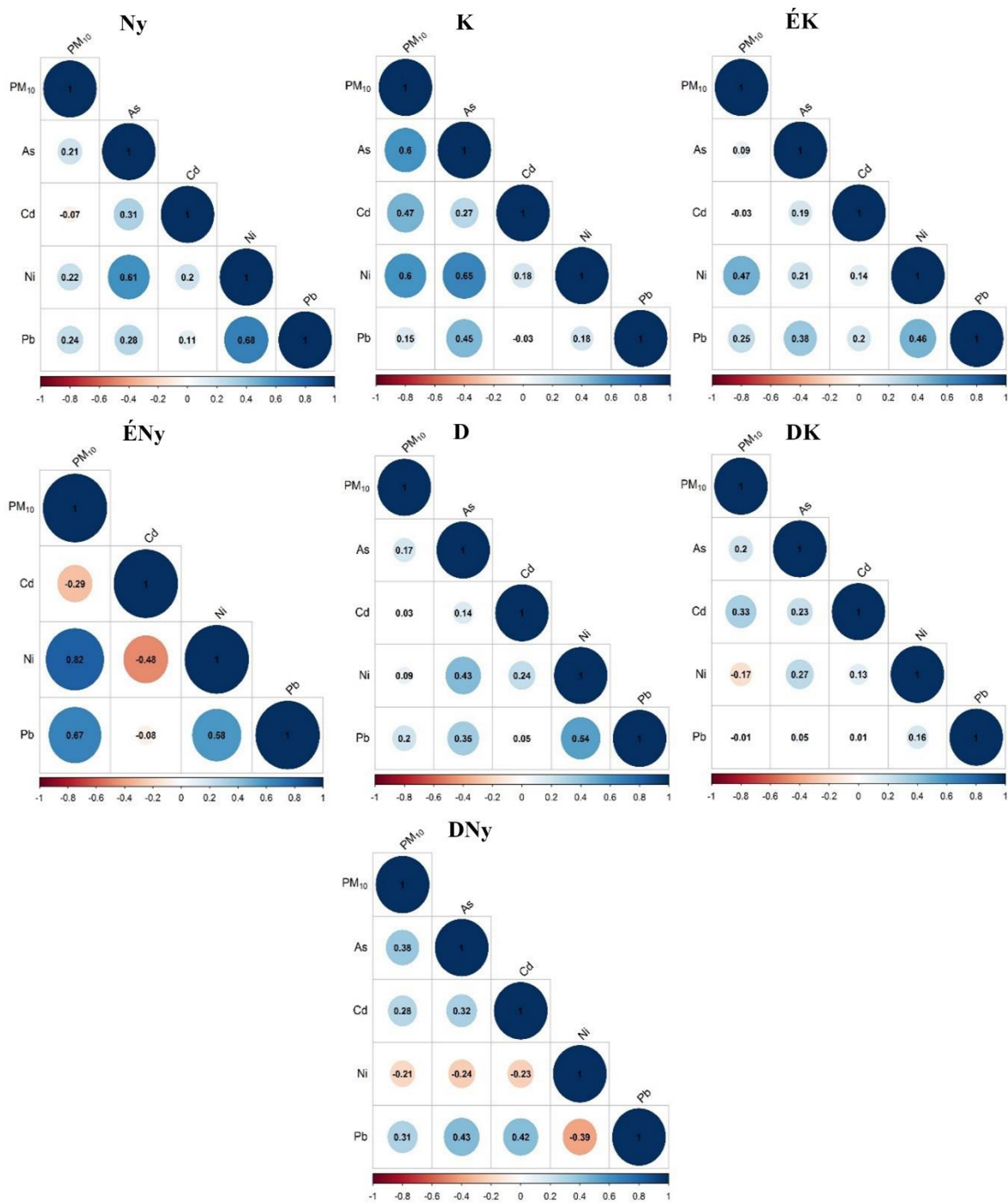
9. táblázat. A légszennyező paraméterek WHO határérték túllépése a vizsgált területeken, %.

	K	ÉK	ÉNy	D	DK	DNY	NY	RO
PM ₁₀	5,74	5,57	4,76	4,78	2,56	9,50	4,15	5,30
As	1,77	0,00	0,07	0,39	0,32	0,64	0,70	0,56
Cd	3,06	0,00	0,59	0,45	0,18	0,86	1,88	1,00
Ni	1,48	0,01	0,03	0,28	0,38	0,00	0,79	0,42
Pb	4,53	0,02	2,39	0,08	0,01	0,29	0,06	10,5

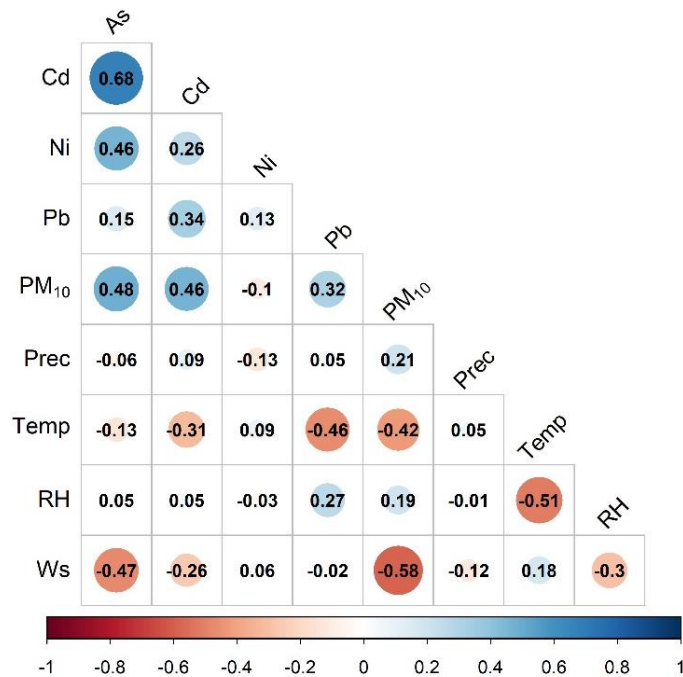
4.2.6. A nyomelemek korrelációs elemzése különböző régiókban

A korrelációs eredmények alapján kijelenthető, hogy a korrelációs együtthatókban jelentős eltérés figyelhető meg a különböző régiók esetében. Az első három legmagasabb korrelációs szintet a PM₁₀- és a Ni-koncentráció között az ÉNY (0,82) > K (0,6) > ÉK (0,47) régiókban találtam (12. ábra). Továbbá mérsékelt korreláció figyelhető meg a PM₁₀ és az Pb között az ÉNY régióban (0,67). Ami a PM₁₀ és a Cd egymásra utaltságát illeti, a koncentrációk pozitív korrelációt mutattak a K (0,47) > DK (0,33) régiókban, azonban negatív korrelációt (-0,29) kaptam az ÉNY-i régióban. A negatív korreláció idegen forrásokra utalhat, mivel, hogy a szennyező anyagok regionális eloszlását a különböző klimatológiai paraméterek is befolyásolják. A PM₁₀ és az As közötti kapcsolatot elemezve az eredmények szignifikáns pozitív korrelációt (0,6) mutattak ki a központi régióban. A nyomelemek közötti kapcsolat azt mutatja, hogy a legjelentősebb korrelációt a Ni és az Pb között a NY-i (0,68) > ÉNY-i (0,58) > D-i (0,54) > ÉK-i (0,46) > C-i (0,18) > K-i (0,16) régiókban kaptam. Az As és Pb között is jelentős korreláció volt megfigyelhető a középső (0,45) > északkeleti (0,38) > déli (0,35) > nyugati (0,28) régiókban. Továbbá fontos kiemelni, hogy az As és a Ni között szignifikáns pozitív korreláció volt a K-i (0,65) > Ny-i (0,61) > D-i (0,43) régiókban. A Szeben megyei Kiskapus esetében is a várakozásoknak megfelelően az eredmények azt mutatják, hogy a legjelentősebb korreláció az As-Ni és az As-Cd között volt kimutatható (r=0,46, r=0,68). Továbbá jelentős pozitív korrelációt találtam a PM₁₀ és az As, Cd, Pb (r=0,48, r=0,46, r=0,32), valamint az Pb és Cd (r=0,34) között is. A Cd-Ni, és a Ni-Pb korrelációs szintje alacsonyabb volt a szignifikáns szintnél, ami arra utal, hogy ezen elemek forrásai eltérőek és változatosabbak (13. ábra). A korrelációs mátrix azt is jelzi, hogy a hőmérséklet és a Cd-, Pb- és PM₁₀-koncentráció között szignifikáns negatív korreláció volt kimutatható (r=-0,31, r=-0,46, r=-0,42), ami a termikus inverzióknak tulajdonítható be. Mivel a csapadékos és csapadékmentes napokat nem elemeztem külön, a csapadék és az As, Cd és Pb közötti negatív korreláció nem volt szignifikáns. A szélesség szintén szignifikáns negatív korrelációt mutatott az As és az

Pb értékével ($r=-0,47$, $r=-0,58$).

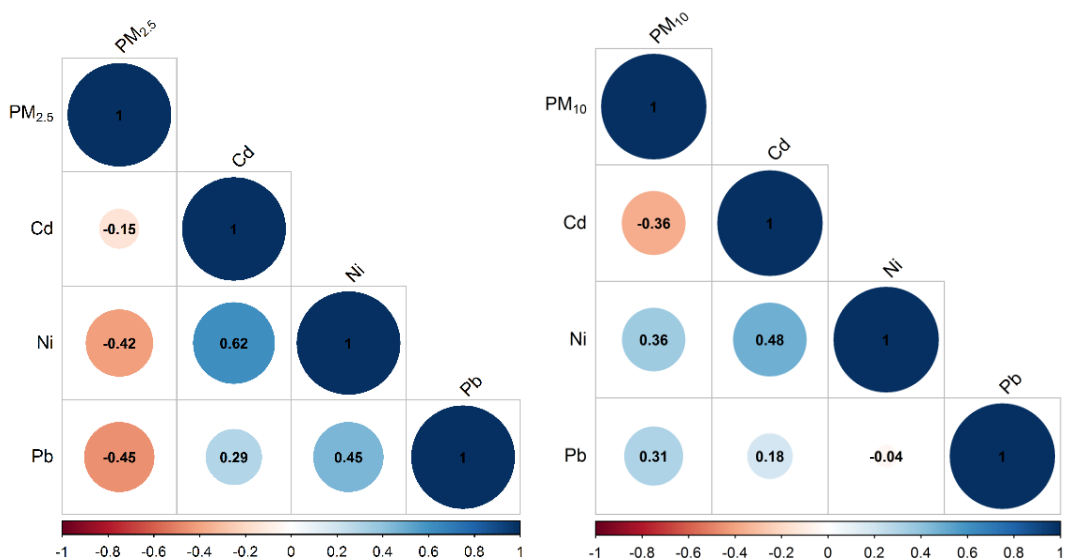


12. ábra. Spearman-féle korrelációs együttható mátrixok Románia különböző régióiban.



13. ábra. Spearman-féle korrelációs együttható mátrix a Szeged megyei Kiskapus esetében.

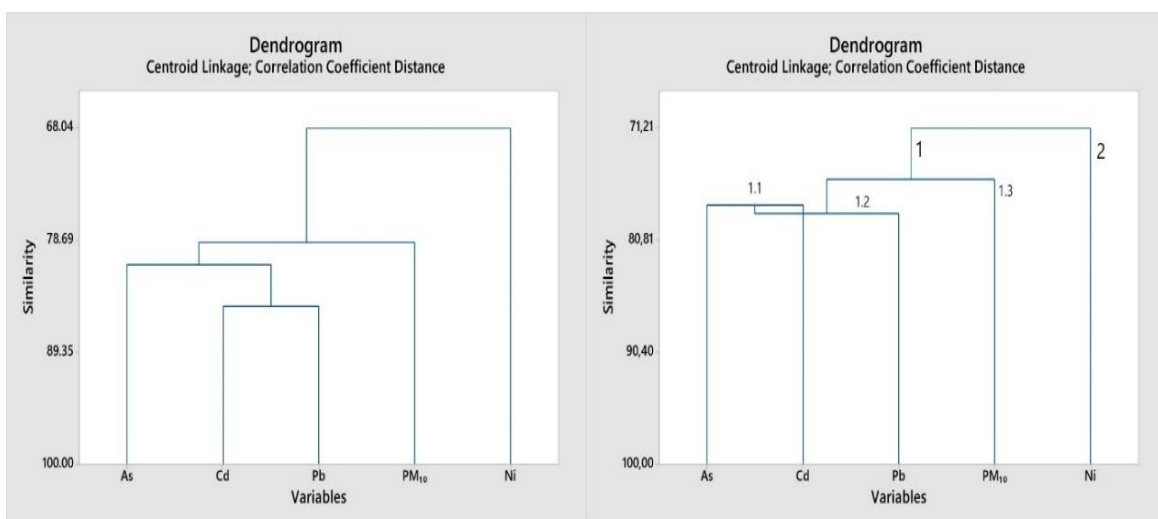
A bukaresti régióban alkalmazott Spearman korrelációs elemzés esetében vizsgáltam a PM_{2,5}, PM₁₀ valamint a Cd, Ni és Pb nehézfémek közötti összefüggést (14. ábra). A korrelációs elemzéshez a havi átlagos koncentrációkat használtam fel, és a 0,05 (5%) P értéket tekintettem statisztikailag szignifikánsnak. A finom szálló porból (PM_{2,5}) származó nyomelemek magasabb korrelációs szintet mutatnak, mint a durva szálló porból (PM₁₀) származók. B₁ megfigyelőállomáson a PM_{2,5}-koncentrációt követtem, míg a B₂₋₈ mérőállomásokon pedig a PM₁₀-koncentrációkat elemeztem. Az eredményekből látható, hogy a B₁ mérőállomáson magasabb korreláció volt látható a Cd és a Ni között ($r=0,62$). Közepes pozitív korreláció figyelhető meg az Pb és a Ni között ($r=0,45$). A Ni és a PM_{2,5} ($r=-0,42$), valamint az Pb és a PM_{2,5} ($r=-0,45$) között mérsékelt negatív korreláció mutatható ki, ami arra utal, hogy a nyomelemek eredete eltér a PM_{2,5} források eredetétől.



14. ábra. Spearman-féle korrelációk a PM_{2,5}, PM₁₀ és a nyomelemek között a bukaresti régióban.

4.2.7. A szennyező anyagok hierarchikus klaszterelemzése (HCA) és főkomponens-elemzése (PCA)

A romániai mérőállomásokon adott időintervallumban mért PM₁₀, nyomelemek (As, Cd, Ni, Pb) koncentrációkból számoltam ki a romániai átlagot. Az átlagolást követően a havi átlagokat felhasználva hierarchikus klaszterelemzést alkalmaztam. A hierarchikus klaszterelemzések alapján a változókat (As, Cd, Ni, Pb, PM₁₀) két különböző klaszterbe soroltam. Az As, Cd, Pb és a PM₁₀ az első klaszterbe, a Ni pedig egy külön klaszterbe került (15. ábra).



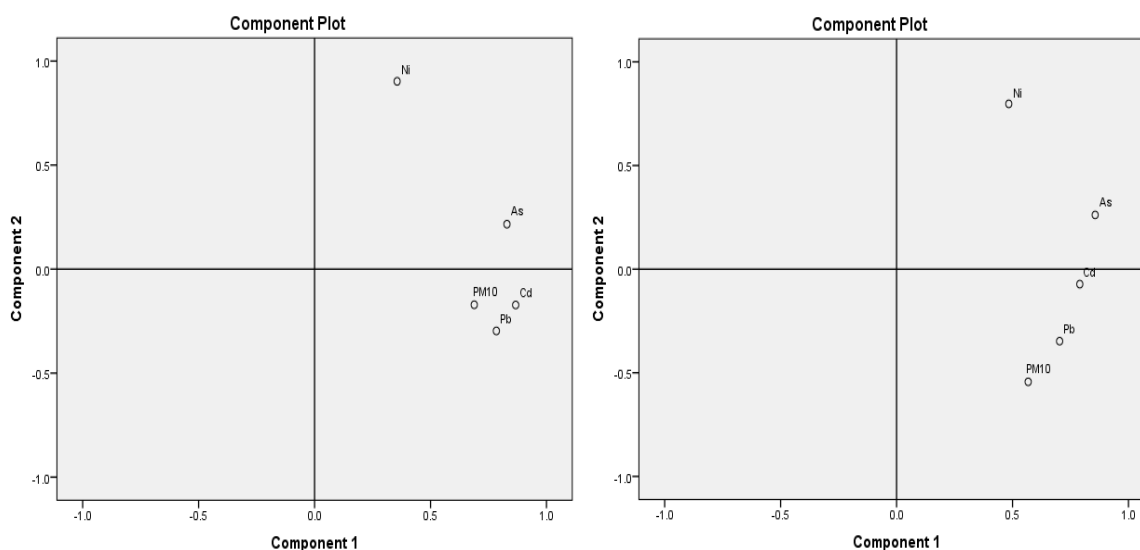
15. ábra. A nyomelemek és a PM₁₀ klaszteranalízise Romániában (bal) és Kiskapuson (jobb).

A továbbiakban a PM₁₀-mintákból származó nehézfémek eredetének és közös forrásainak azonosítása érdekében főkomponens-elemzést alkalmaztam. A változó kimutatásban az első két főkomponenst szerepel. A Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) mintavételi

mérték megfelelése 0,67, és a Bartlett-teszt 0,05 alatti szignifikancia szintje arra utal, hogy az adatok között lényeges összefüggés van. A PM₁₀-minták és a nehézfémek lehetséges közös forrásainak megfejtése érdekében két főkomponenst sikerült kivonni, amelyek a teljes variancia 73,27%-át teszik ki (10. táblázat, 16. ábra). Románia esetében az 1. faktor As-t, Cd-t, Pb-t és PM₁₀-et tartalmaz, és a teljes variancia 53,09%-át képviseli, míg Kiskapus esetében az 1. faktor teljes variancia 48,15% tette ki.

10. táblázat. Főkomponens-elemzés együttható mátrixa.

Vizsgált paraméterek	Romániában		Kiskapuson	
	1. Főkomponens	2. Főkomponens	1. Főkomponens	2. Főkomponens
As	0,312	0,0214	0,856	0,262
Cd	0,327	-0,171	0,790	-0,072
Ni	0,134	0,895	0,484	0,797
Pb	0,259	-0,295	0,703	-0,347
PM ₁₀	0,259	-0,170	0,567	-0,544
Saját érték	2,655	1,00	2,408	1,126
% variancia	53,09	20,17	48,15	22,51
Kumulatív % variancia	53,09	73,27	48,15	70,66



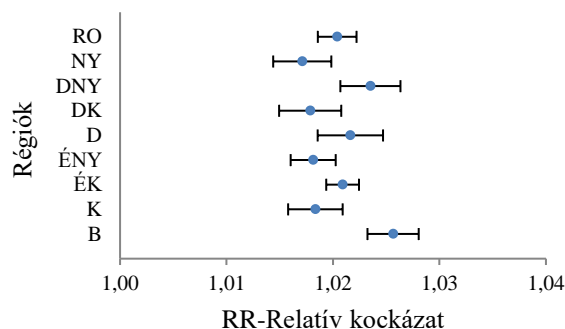
16. ábra. Romániai komponensdiagram (balra), Kiskapus komponensdiagram (jobbra).

Az As és a Cd legfontosabb forrásai a széntüzeléshez, a dízel üzemanyaghoz, a kenőolajhoz és a gumiabroncsok kopásához kapcsolódnak⁹⁷, míg az Pb legfontosabb forrásai a talajporból származnak, amelyek a reszuszpenzió révén kerülnek a szálló porokba⁹⁸. A Ni a 2. főkomponensbe tartozik (0,797), eredetét tekintve az olajégetésekből származik⁹⁹.

A környezetvédelem éves jelentése alapján, Szeben megyében az Pb-kibocsátás fő forrása a kohászati ipar - 92% - beleértve a kiskapusi ólomérc feldolgozót (Sometra), az egyéb ásványi termékek iparát (tégla), majd a lakossági és intézményi fűtés és a közlekedést is¹⁰⁰. Másrészt, a Ni-kibocsátásban megyei szinten a legnagyobb arányban az egyéb ásványi termékek ipara (téglagyártás) - 79%, majd a kereskedelmi és intézményi fűtés, a lakossági fűtés, a közúti közlekedés, az építkezésekben és a mezőgazdaságban használt berendezések iparága, valamint a mobil gépek járulnak hozzá⁹².

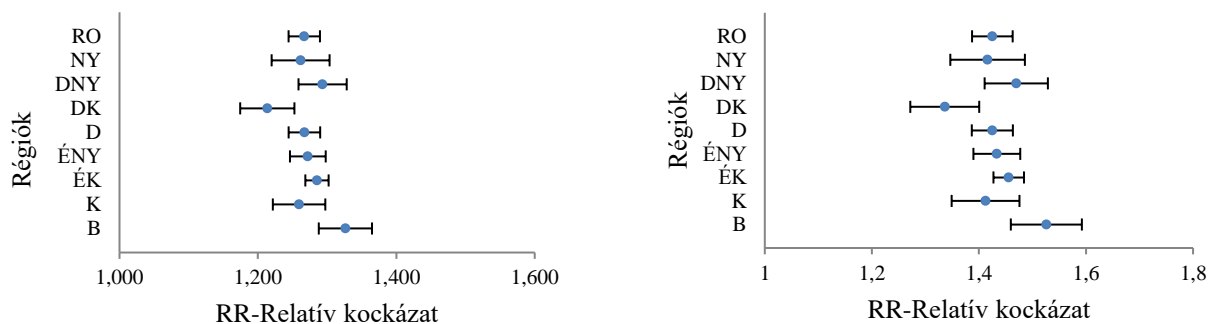
4.3. Egészségügyi kockázatértékelés

A relatív kockázatot (RR), a többletkockázatot (ER), valamint a tulajdonítható hányadot (AF) minden egyes régió esetében a rendelkezésre álló PM₁₀-adatok felhasználásával számítottam ki az összes halálra nézve. A PM₁₀ által okozott átlagos relatív kockázat a teljes halálozás tekintetében 1,020 (±0,0024) volt, a nyugati régió (1,017) és a bukaresti régió (1,025) közötti értékeket véve fel (17. ábra).



17. ábra. A PM₁₀ relatív kockázati értékek romániai régiókban.

Ahol a kék pontok az átlagokat, a bal és a jobb karok pedig a standard eltéréseket jelzik. Továbbá a szív- és tüdőrákos megbetegedések magas relatív kockázata volt megfigyelhető, ami elsősorban a PM_{2,5}-expozíciónak tulajdonítható; az országos átlagértékek szerint a relatív kockázat 1,26 (±0,023), illetve 1,42 (±0,037) volt (18. ábra).



18. ábra. PM_{2,5} relatív kockázata szív- és tüdőbetegség esetén (balra) és PM_{2,5} tüdőrák esetén (jobbra).

Ahol a kék pontok az átlagokat, a bal és a jobb karok pedig a szórásokat jelzik. A számított többletkockázatot (ER) és az összes halálozási oknak tulajdonítható hányadot (AF) minden egyes régióra vonatkozóan a PM₁₀-adatok felhasználásával számítottam ki. Az eredmények azt mutatják, hogy a többletkockázat 1,71% és 2,5% között változott (11. táblázat).

Továbbá a kardiopulmonális és tüdőrákos halálozás többletkockázatát (ER) és a tulajdonítható hányadot (AF) is meghatároztam a PM_{2,5} hosszú távú expozíciójára vonatkozóan, és a kapott eredményeket külön-külön mutatja be a12-13. táblázat. Az eredmények alapján látható, hogy a kardiopulmonális halálozás esetében az ER és az AF Romániában 21,4-32,6%, illetve 17,5-24,6% között változott.

11. táblázat. Az emberi egészségre gyakorolt hatás kiszámítása a PM₁₀-koncentráció alapján a különböző régiókban a PM₁₀-nek való rövid távú expozícióval összefüggő **összes halálozási** okra vonatkozóan.

Régió	ER (%)	ER (95% CI)	AF (%)	AF (95% CI)
B	2,56	2,42 2,71	2,5	2,36 2,64
K	1,83	1,02 1,02	1,8	1,65 1,95
ÉK	2,09	1,02 1,02	2,05	1,96 2,14
ÉNY	1,81	1,02 1,02	1,78	1,65 1,91
D	2,16	1,02 1,02	2,12	1,93 2,3
DK	1,79	1,02 1,02	1,75	1,58 1,93
DNY	2,35	1,02 1,03	2,3	2,13 2,46
NY	1,71	1,02 1,02	1,68	1,52 1,85
RO	2,04	1,02 1,02	2,00	1,89 2,11

ahol: B, K, ÉK, ÉNY, D, DK, DNY, NY a régiókat, RO - az országos átlagot, ER - többletkockázatot; AF - hozzárendelhető hányadot és 95% CI - megbízhatósági szintet jelölnek.

12. táblázat. Az emberi egészségre gyakorolt hatás kiszámítása a PM_{2,5}-koncentráció alapján a különböző régiókban a PM_{2,5} hosszú távú expozícióval összefüggő

kardiopulmonális halálózásra vonatkozóan.

Régió	ER (%)	ER (95% CI)	AF (%)	AF (95% CI)
B	32,6	28,3 - 37,0	24,6	22,1 - 27,0
K	25,9	23,6 - 28,3	20,5	19 - 22,0
ÉK	28,5	27,5 - 29,6	22,2	21,6 - 22,8
ÉNY	27,2	25,6 - 28,8	21,4	20,4 - 22,3
D	26,7	25,3 - 28,1	21,1	20,2 - 21,9
DK	21,4	18,9 - 23,8	17,5	15,9 - 19,2
DNY	29,3	27,2 - 31,5	22,6	21,3 - 23,9
NY	26,2	23,6 - 28,8	20,7	19,0 - 22,4
RO	26,7	25,3 - 28,1	21,0	20,2 - 21,9

13. táblázat. Az emberi egészségre gyakorolt hatás kiszámítása a PM_{2,5}-koncentráció alapján a különböző régiókban a PM_{2,5} hosszú távú expozícióval összefüggő *tüdőrák* esetében.

Régió	ER (%)	RR ((95% CI)	AF (%)	AF (95% CI)
B	52,6	45,1 - 60,1	34,4	31,2 - 37,5
K	41,2	37,3 - 45,2	29,1	27,1 - 31,1
ÉK	45,6	43,8 - 47,3	31,3	30,4 - 32,1
ÉNY	43,3	40,6 - 46,1	30,2	28,9 - 31,5
D	42,5	40,1 - 44,9	29,8	28,6 - 30,9
DK	33,6	29,6 - 37,6	25,0	22,7 - 27,3
DNY	47,0	43,3 - 50,6	31,9	30,1 - 33,6
NY	41,6	37,3 - 45,9	29,2	27,0 - 31,5
RO	42,5	40,2 - 44,9	29,8	28,6 - 30,9

4.4. A nehézfémek emberi egészségre gyakorolt hatásvizsgálata - nem rákos megbetegedések kockázatának értékelése

A három vizsgált expozíciós útvonal közül a szálló porokból származó nyomelemek jelentős része belégzés útján jut az emberi szervekbe. A számított HQ-értékeket belégzés, lenyelés és bőrön keresztüli felszívódás során a 14. táblázat tartalmazza.

Megállapítható, hogy a HQ-értékek mindkét vizsgált csoport (felnőttek és gyermekek) esetében a biztonságos határértéknél alacsonyabbak voltak a lenyelés és a bőrön keresztüli felszívódás esetében. Mivel az orális referencia koncentráció a szakirodalomban nem álltak

rendelkezésre az Pb HQ-értékeit nem számolhattam ki.

Romániára viszonyítva a beléggzéssel a HQ-értékek mind felnőttek, mind gyermekek esetében magasabbak voltak a biztonságos határértéknél (=1). A legmagasabb nem rákkeltő kockázatot a Cd esetében mutathattam ki (9,53). A Ni szintén nem rákkeltő kockázatot mutat 1,92-es értékkel. Ezzel szemben a levegőben lévő szálló porok beléggzés útján az As HQ-expozíciója nem jelent nem rákkeltő egészségügyi kockázatot, mivel a számított HQ-érték alacsonyabb volt a biztonsági határértéknél (=1). Figyelembe véve, hogy a három nyomelem összege (HI) elérte az $1,22 \times 10^1$ értéket, a nyomelemek keverékének a beléggzése viszont már nem rákkeltő egészségügyi kockázatot jelent.

Kiskapuson a legmagasabb nem karcinogén kockázatot a Ni (4,52) esetében mutatható mind a felnőttek, mind a gyermekek esetében, míg a Cd és As nem karcinogén kockázati értéke 3,89 és 1,81 volt. A három nyomelem (HI) összegét figyelembe véve azonban az összesített érték $1,02 \times 10^1$ szintre emelkedett, ami nem rákkeltő egészségügyi kockázatot mutat a nyomelemek keverékének beléggzése esetén.

14. táblázat. A PM₁₀-ben található nyomelemekből származó veszélyességi hányados (HQ) a gyermekek és felnőttek esetében lenyelés, beléggzés és bőrön keresztüli felszívódás útján.

	HQ _{ing}		HQ _{inh}		HQ _{derm}	
	Gyerek	Felnőtt	Gyerek	Felnőtt	Gyerek	Felnőtt
As-RO	$1,95 \times 10^{-5}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$7,01 \times 10^{-1}$	$7,01 \times 10^{-1}$	$1,93 \times 10^{-6}$	$3,51 \times 10^{-7}$
As-CM	$5,02 \times 10^{-5}$	$5,38 \times 10^{-6}$	$1,81 \times 10^{+0}$	$1,81 \times 10^{+0}$	$4,97 \times 10^{-6}$	$9,04 \times 10^{-7}$
Cd-RO	$5,30 \times 10^{-5}$	$5,68 \times 10^{-6}$	$9,53 \times 10^{+0}$	$9,53 \times 10^{+0}$	$6,99 \times 10^{-6}$	$1,27 \times 10^{-6}$
Cd-CM	$2,16 \times 10^{-5}$	$2,32 \times 10^{-6}$	$3,89 \times 10^{+0}$	$3,89 \times 10^{+0}$	$2,85 \times 10^{-6}$	$5,19 \times 10^{-7}$
Cd-B _{PM2,5}	$2,05 \times 10^{-6}$	$2,20 \times 10^{-7}$	$3,69 \times 10^{-1}$	$3,69 \times 10^{-1}$	$2,71 \times 10^{-7}$	$4,92 \times 10^{-8}$
Cd-B _{PM10}	$2,23 \times 10^{-6}$	$2,39 \times 10^{-7}$	$4,02 \times 10^{-1}$	$4,02 \times 10^{-1}$	$2,95 \times 10^{-7}$	$5,36 \times 10^{-8}$
Ni-RO	$1,93 \times 10^{-6}$	$2,07 \times 10^{-7}$	$1,92 \times 10^{+0}$	$1,92 \times 10^{+0}$	$1,60 \times 10^{-6}$	$2,90 \times 10^{-7}$
Ni-CM	$4,57 \times 10^{-6}$	$4,90 \times 10^{-7}$	$4,52 \times 10^{+0}$	$4,52 \times 10^{+0}$	$3,77 \times 10^{-6}$	$6,85 \times 10^{-7}$
Ni-B _{PM2,5}	$2,73 \times 10^{-6}$	$2,92 \times 10^{-7}$	$2,70 \times 10^{+0}$	$2,70 \times 10^{+0}$	$2,25 \times 10^{-6}$	$4,09 \times 10^{-7}$
Ni-B _{PM10}	$2,68 \times 10^{-6}$	$2,87 \times 10^{-7}$	$2,65 \times 10^{+0}$	$2,65 \times 10^{+0}$	$2,21 \times 10^{-6}$	$4,01 \times 10^{-7}$
Pb-RO	$8,61 \times 10^{-5}$	$9,23 \times 10^{-6}$	-	-	$2,84 \times 10^{-6}$	$5,17 \times 10^{-7}$
Pb-CM	$8,24 \times 10^{-4}$	$8,83 \times 10^{-5}$	-	-	$2,72 \times 10^{-5}$	$4,94 \times 10^{-6}$
Pb-B _{PM2,5}	$1,77 \times 10^{-5}$	$1,90 \times 10^{-6}$	-	-	$5,84 \times 10^{-7}$	$1,06 \times 10^{-7}$
Pb-B _{PM10}	$1,78 \times 10^{-5}$	$1,91 \times 10^{-6}$	-	-	$5,88 \times 10^{-7}$	$1,07 \times 10^{-7}$
HI-RO	$1,60 \times 10^{-4}$	$1,72 \times 10^{-5}$	$1,22 \times 10^{+1}$	$1,22 \times 10^{+1}$	$1,34 \times 10^{-5}$	$2,43 \times 10^{-6}$
HI-CM	$9,00 \times 10^{-4}$	$9,65 \times 10^{-5}$	$1,02 \times 10^{+1}$	$1,02 \times 10^{+1}$	$3,88 \times 10^{-5}$	$7,05 \times 10^{-6}$
HI-B	$4,52 \times 10^{-5}$	$4,84 \times 10^{-6}$	$6,12 \times 10^{+0}$	$6,12 \times 10^{+0}$	$6,19 \times 10^{-6}$	$1,13 \times 10^{-6}$

Bukarest esetében is külön tanulmányoztam a nehézfémek egészségkárosító hatásait, és az látható, hogy a bőrön keresztüli felszívódás, valamint a lenyelési expozíció HQ-értékei mindkét csoportban, felnőttek és gyermekek esetében alacsonyabbak voltak, mint a biztonságos határérték (=1). A lenyelés és a bőrön keresztüli felszívódás esetében szignifikáns különbségeket figyelhetők meg a gyermekek és a felnőttek között viselkedésüknek és élettani aktivitásuknak köszönhetően¹⁰¹. Belélegezve a PM_{2,5}-ben lévő Ni HQ-értéke magasabb volt a biztonságos határértéknél (=1) mind a felnőtteknél ($2,70 \times 10^{+0}$), mind a gyermekeknél ($2,70 \times 10^{+0}$). A PM₁₀-ből származó HQ-érték tekintetében hasonló tendenciát kaptam ($2,65 \times 10^{+0}$), ami arra utal, hogy a Ni nem rákkeltő kockázatot jelenthet felnőttek és gyermekek számára. A HI összesített értéke $6,12 \times 10^{+0}$ -ra nőtt, ami az elemkeverék belélegzéses expozíciójából adódó halmozott, nem karcinogén egészségügyi kockázatot jelent.

4.5. A nehézfémek emberi egészségre gyakorolt hatásvizsgálata - rákkockázat értékelése

A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (IARC) szerint a PM₁₀-ben található nyomelemek (As, Cd, Ni, Pb) rákkeltő kockázata a rákkeltő, valamint lehetségesen rákkeltő emberi egészségre ható anyagok közé sorolható. Az As és az Pb esetében a belégzés útján történő rákkeltő kockázat felnőttek esetében magasabb volt a megengedett határértéknél (1×10^{-6}). A teljes rákkockázat a felnőttek és a gyermekek esetében $4,01 \times 10^{-5}$, illetve $1,00 \times 10^{-5}$ volt. Az összes PM₁₀-hez kötött nyomelem lenyeléssel, belégzéssel és bőrön keresztül történő felszívódása során számított rákkockázati értékeit felnőttek és gyermekek esetében a *15. táblázat* mutatja be. A gyermekek és a felnőttek között még mindig jelentős különbségek vannak, ami az eltérő tevékenységüknek és viselkedésüknek tulajdonítható¹⁰¹.

A romániai helyzetet vizsgálva minden típusú nyomelem esetében a felnőtteknél a legnagyobb rákkockázatot a bőrön keresztüli felszívódás mutatja. A felnőtteknél a hosszabb expozíciós idő miatt nagyobb volt a valószínűsége a rákkeltő kockázatnak, mint a gyermekek esetében. A rák kialakulásának azonban több kockázati tényezője is van, amelyeket figyelembe kell venni, mint például az életkor, az életmód, a fertőzések, a kapcsolatok stb. A számításaim szerint az As esetében a felnőttek egészségügyi kockázata belégzés útján nagyobb volt ($1,55 \times 10^{-5}$), mint a gyermekeké. A Cd esetében a rákkockázat mind a felnőttek, mind a gyermekek esetében magas volt, $5,88 \times 10^{-5}$, illetve $1,47 \times 10^{-5}$ értéket mutatott. Belégzés útján az összes vizsgált nyomelem összege $2,00 \times 10^{-5}$ -re nőtt a gyermekek esetében és 8×10^{-5} -re a felnőtteknél, ami az elemek keverékének belégzés útján történő expozícióból eredő kumulatív rákkockázatot jelzi.

Végül, a lenyelés rákkockázati szintje valamennyi nyomelem esetében a gyermekek és a felnőttek esetében egyaránt az elfogadható tartományon belül volt, és a kumulatív értékek alacsonyabbak voltak a minimálisan elfogadható szintnél (1×10^{-6}).

15. táblázat. A $PM_{2,5}$ és PM_{10} -ben található nyomelemek rákkockázata (CR) lenyelés, belégzés és bőrrel való érintkezés útján gyermekek és felnőttek esetében.

	CR _{lenyelés}		CR _{belégzés}		CR _{bőrön keresztüli felszívódás}	
	Gyerek	Felnőtt	Gyerek	Felnőtt	Gyerek	Felnőtt
As-RO _{PM10}	$7,51 \times 10^{-10}$	$3,22 \times 10^{-10}$	$3,88 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-5}$	$1,73 \times 10^{-8}$	$9,26 \times 10^{-3}$
As-CM _{PM10}	$1,94 \times 10^{-9}$	$8,30 \times 10^{-10}$	$9,99 \times 10^{-6}$	$4,00 \times 10^{-5}$	$4,46 \times 10^{-8}$	$6,55 \times 10^{-3}$
Cd-RO _{PM10}	$2,77 \times 10^{-8}$	$1,19 \times 10^{-8}$	$1,47 \times 10^{-5}$	$5,88 \times 10^{-5}$	$2,13 \times 10^{-8}$	$1,14 \times 10^{-2}$
Cd-CM _{PM10}	$1,13 \times 10^{-8}$	$4,85 \times 10^{-9}$	$6,01 \times 10^{-6}$	$2,40 \times 10^{-5}$	$8,68 \times 10^{-9}$	$1,28 \times 10^{-3}$
Cd-B _{PM2,5}	$1,07 \times 10^{-9}$	$4,60 \times 10^{-10}$	$5,70 \times 10^{-7}$	$2,28 \times 10^{-6}$	$1,42 \times 10^{-10}$	$1,03 \times 10^{-10}$
Cd-B _{PM10}	$1,17 \times 10^{-9}$	$5,00 \times 10^{-10}$	$6,20 \times 10^{-7}$	$2,48 \times 10^{-6}$	$1,54 \times 10^{-10}$	$1,12 \times 10^{-10}$
Ni-RO _{PM10}	$3,10 \times 10^{-9}$	$1,33 \times 10^{-9}$	$8,54 \times 10^{-7}$	$3,41 \times 10^{-6}$	$2,38 \times 10^{-8}$	$1,27 \times 10^{-2}$
Ni-CM _{PM10}	$7,32 \times 10^{-9}$	$3,14 \times 10^{-9}$	$2,02 \times 10^{-6}$	$8,07 \times 10^{-6}$	$5,62 \times 10^{-8}$	$8,26 \times 10^{-3}$
Ni-B _{PM2,5}	$4,37 \times 10^{-9}$	$1,87 \times 10^{-9}$	$1,20 \times 10^{-6}$	$4,81 \times 10^{-6}$	$3,61 \times 10^{-9}$	$2,62 \times 10^{-9}$
Ni-B _{PM10}	$4,29 \times 10^{-9}$	$1,84 \times 10^{-9}$	$1,18 \times 10^{-6}$	$4,72 \times 10^{-6}$	$3,54 \times 10^{-9}$	$2,57 \times 10^{-9}$
Pb-RO _{PM10}	$7,23 \times 10^{-9}$	$3,10 \times 10^{-9}$	$5,58 \times 10^{-7}$	$2,23 \times 10^{-6}$	$5,55 \times 10^{-8}$	$2,97 \times 10^{-2}$
Pb-CM _{PM10}	$6,92 \times 10^{-8}$	$2,97 \times 10^{-8}$	$5,34 \times 10^{-6}$	$2,14 \times 10^{-5}$	$5,31 \times 10^{-7}$	$7,81 \times 10^{-2}$
Pb-B _{PM2,5}	$1,49 \times 10^{-9}$	$6,37 \times 10^{-10}$	$1,15 \times 10^{-7}$	$4,59 \times 10^{-7}$	$4,91 \times 10^{-11}$	$3,57 \times 10^{-11}$
Pb-B _{PM10}	$1,50 \times 10^{-9}$	$6,41 \times 10^{-10}$	$1,15 \times 10^{-7}$	$4,62 \times 10^{-7}$	$4,94 \times 10^{-11}$	$3,59 \times 10^{-11}$
SUM-RO _{PM10}	$3,88 \times 10^{-8}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$2,00 \times 10^{-5}$	$8,00 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-7}$	$6,31 \times 10^{-2}$
SUM-CM _{PM10}	$8,98 \times 10^{-8}$	$3,85 \times 10^{-8}$	$2,34 \times 10^{-5}$	$9,34 \times 10^{-5}$	$6,41 \times 10^{-7}$	$9,42 \times 10^{-2}$
SUM-B	$1,39 \times 10^{-8}$	$5,95 \times 10^{-9}$	$3,80 \times 10^{-6}$	$1,52 \times 10^{-5}$	$7,54 \times 10^{-9}$	$5,48 \times 10^{-9}$

Kiskapus esetében az eredmények azt mutatták, hogy az As, a Cd és az Pb esetében a belégzés útján történő rákkeltő kockázat felnőtteknél magasabb volt az elfogadható határértéknél (1×10^{-6}). A felnőttek és a gyermekek esetében a belégzés útján jelentkező összesített (SUM) rákkockázat $9,34 \times 10^{-5}$ és $2,34 \times 10^{-5}$ ra emelkedett.

A bőrön keresztüli felszívódás és belégzés útján a megállapított rákkockázat magasabb volt a biztonsági határértéknél (1×10^{-6}); másrészt a felnőtteknél nagyobb volt a valószínűsége a rákkeltő kockázatnak, mint a gyermekek esetében. Számításaim szerint As esetében a felnőtteknél a bőrön keresztüli felszívódás ($6,55 \times 10^{-3}$) és a belégzés ($4,00 \times 10^{-5}$), míg a Cd

esetében a felnőtteknél a bőrön keresztüli felszívódás ($1,28 \times 10^{-3}$) és belélegzés ($2,40 \times 10^{-5}$) jelentik a rákkockázat. Ha a kitettséget az összes elem együttes hatásaként vizsgáljuk, akkor látható, hogy a bőrön keresztüli felszívódás és belélegzés útján a rákkockázat $9,42 \times 10^{-2}$ és $9,34 \times 10^{-5}$ értékre növekszik felnőttek esetében. A bőrön keresztüli felszívódás ilyen magas értékének oka a nagy bőrfelülettel való érintkezéshez kapcsolódik.

Továbbá, a lenyelés útján történő rákkockázat a gyermekek és a felnőttek esetében minden nyomelem és a kumulatív értékek esetében is a minimálisan elfogadható szint (1×10^{-6}) alatt volt, így elhanyagolható rákkeltő kockázatot jelent. Bukarest esetében a felnőtteknél a belélegzésből eredő rákkeltő kockázat az összes vizsgált nyomelemben alacsonyabb volt az elfogadható határértéknél (1×10^{-6}). A felnőtteknél nagyobb volt a rákkeltő kockázat kialakulásának valószínűsége, mint a gyermekeknél. Az összesített érték $1,52 \times 10^{-5}$ -re emelkedett, ami az elemek keverékének inhalációs expozíciója miatti halmozódó rákkockázatot jelent.

4.6. A csapadék levegőtisztító hatásának tanulmányozása a Csíki-medencében

4.6.1. Statisztikai elemzések eredményei

Az összefoglaló statisztikai adatokat a *16. táblázat* mutatja be, beleértve a kiválasztott légszennyező (PM_{10}) és meteorológiai paramétereket, valamint a csapadék mennyiségeket. A csapadék intenzitása (enyhe, közepes, erős) és időtartama (1-6 óra) alapvető szerepet játszik az alsó troposzférából származó PM_{10} -koncentráció csökkentésében. A vizsgált paraméterek elemzése azt mutatta, hogy a meghatározó nedves kiülepedés a hideg és meleg időszakokban (68,82%, 55,92%) alacsony intenzitású ($0,2-0,4 \text{ mm h}^{-1}$) csapadék esetében valósult meg. Kisebb mértékű nedves kiülepedést a nagy intenzitású csapadék esetében figyelhető meg (0,4%, 3,4%). A hideg periódusban az átlagos PM_{10} -koncentráció 1,32-szerese volt az éves szinten elfogadható határértéknek. Az eltérő kibocsátási források és a kedvezőtlen meteorológiai viszonyok miatt szignifikáns különbséget tapasztaltunk a hideg és a meleg időszaki PM_{10} -koncentráció között, amely $26,42 \mu\text{g m}^{-3}$, illetve $10,97 \mu\text{g m}^{-3}$ volt. Az LCL jelentős hatással van a PM_{10} -koncentráció alakulására, közel kétszeres különbséget találtunk a hideg és a meleg évszakban számított átlagos emelkedési kondenzációs szintjei (LCL) között (344 m, 626 m).

16. táblázat. A PM₁₀ és a meteorológiai paraméterek statisztikai elemzése a Csíki-medencében.

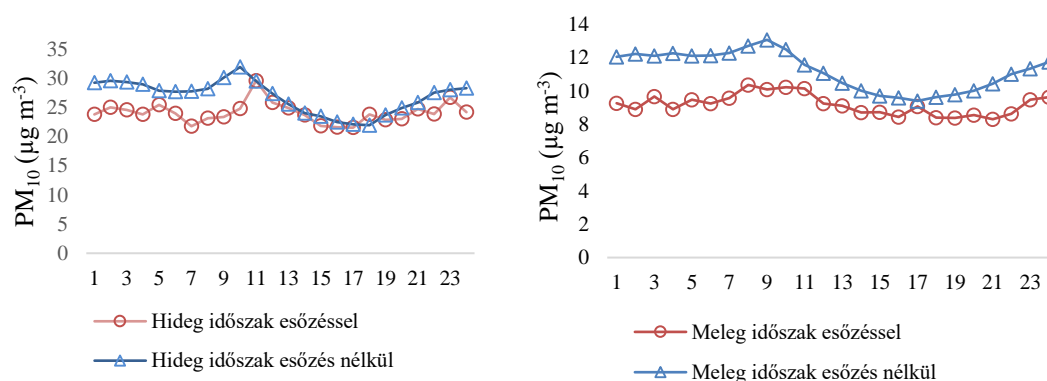
Csapadék periódusa	Az esőzések száma		PM ₁₀	T (°C)	RH (%)	LCL (m)	Sz.s (m s ⁻¹)
Hideg évszak (Október– Március)		\bar{x}	26,42	0,47	83,13	344	0,71
	L (6176)	Med	16,23	0,56	86	269	0,3
	M (2762)	Min	0,10	-27,6	15	0	0
	H (36)	Max	251,82	28,37	100	1900	50
Meleg évszak (Április– Szeptember)		\bar{x}	10,97	15,28	73,71	626	1,28
	L (4407)	Med	9	15,1	77	524	0,5
	M 3199)	Min	0,1	5,01	12	0	0
	H (274)	Max	102,1	35,75	100	2273	50

ahol: \bar{x} - átlag koncentráció, T - levegő hőmérséklete, RH - relatív páratartalom, LCL - emelkedési kondenzációs szint, $Sz.s$ - szélsőbesség, $Med.$ - medián, Min - minimum, Max - maximum, L - alacsony 0,2-0,4 mm h⁻¹, M - közepes 0,4-3,9 mm h⁻¹, H - erős intenzitású esőzés > 3,9 mm h⁻¹.

A hideg és a meleg évszakban, nagymértékű esőzések idején, a levegő átlaghőmérséklete 0,47 °C, illetve 15,25 °C körül alakult. A hideg évszakot magasabb relatív páratartalom (83,13%), és alacsonyabb szélsőbesség jellemezte (0,71 m s⁻¹), mint a meleg évszakot (RH: 73,71%, Sz.s: 1,28 m s⁻¹).

4.6.2. PM₁₀-koncentráció alakulása csapadékos és száraz periódusban

A PM₁₀ koncentrációja a csapadékos időszakokban alacsonyabb volt, mint a csapadékmentes időszak esetében, a hideg és meleg időszakban pedig érezhető különbség volt az átlagos PM₁₀-koncentrációkban: 2,8 µg m⁻³, illetve 2 µg m⁻³ (19. ábra).

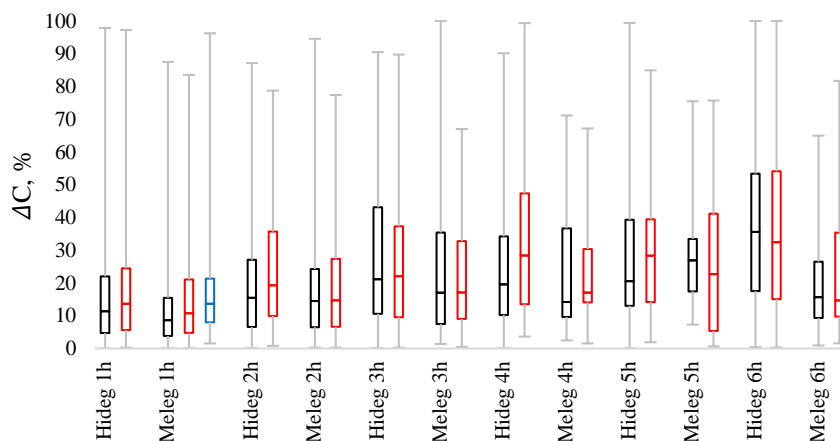


19. ábra. Az órás PM₁₀ változása csapadékos és csapadékmentes körülmények között: hideg és meleg időszakban a Csíki-medencében.

A PM_{10} -koncentráció órás változásának mintázata csapadék és csapadékmentes körülmények között meglehetősen hasonló volt egymáshoz. Mennyiségileg a csapadék szálló por kimosó hatása a hideg időszakban nagyobb volt, mint a meleg időszakban. Ennek ellenére a százalékos csökkenés 11,69%-os, illetve 22,06%-os volt, köszönhetően a hideg és meleg évszakban tapasztalható egyenlőtlen PM_{10} -koncentrációnak. A meleg időszakban a PM_{10} órás koncentrációja a csapadék kimosó hatásának ellenére a járművek kibocsátásának jelentősebb közvetlen hatása miatt nőtt.

4.6.3. A PM_{10} kimosásának hatékonysága

A hideg és meleg évszakokban az egyórás időtartamú csapadék volt a leggyakoribb 48,56%-kal, illetve 76,11%-kal, majd ezt követte a 2 órás időtartamú esők 11,51%-kal, illetve 9,72%-kal. A PM_{10} -koncentráció csapadék hatására bekövetkezett csökkenése a 20. ábrán látható. Az eredmények azt mutatják, hogy az eltávolítás hatékonysága a hideg időszakban a csapadék intenzitásával és időtartamával nő. A meleg időszakban ez a növekvő tendencia 1-3 órás esőzésre volt érvényes.



20. ábra. A PM_{10} kimosásnak hatékonysága a csapadék időtartamának és intenzitásának függvényében.

ahol: *fekete keret* - enyhe (L), $0,2-0,4 \text{ mm h}^{-1}$; *piros keret* - közepes (M), $0,5-3,9 \text{ mm h}^{-1}$; *kék keret* - erős (H), $>4 \text{ mm h}^{-1}$ intenzitású esőt jelöl.

A $\Delta C_{6h}-\Delta C_{1h}$ (1,6 és 1,4) és a $\Delta C_{3h}-\Delta C_{1h}$ (1,3 és 1,2) arányok állandó értékeit a hideg, illetve a meleg évszakokra figyelhető meg. Az átlagos PM_{10} -koncentráció csökkenés a hideg és meleg időszakban 22,3%, illetve 16,1% volt. A legnagyobb PM_{10} -koncentráció

csökkenést minden vizsgált esetben a hideg évszakban tapasztaltam alacsony és közepes csapadékintenzitás esetén, 6 órás folyamatos esőzés után (35,61%, 32,46%). A megfigyelés után nyilvánvalóvá vált, hogy a PM₁₀-koncentráció csökkenése a légkörből enyhe (< 1 mm) csapadék esetén kisebb volt annak köszönhetően, hogy a szennyezés hatása meghaladja a kimosódást. A hideg évszakban a PM₁₀-koncentráció csökkenése a levegő nedves kiülepedése heves esőzések esetén 11,58%-kal volt magasabb, mint az enyhe esőzésekénél. A meleg időszakban ez a csökkenés kisebb, 9,09%-os volt.

4.7. Epidemiológiai vizsgálatok a Csíki-medencében

A Csíki-medencében végzett epidemiológiai vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy a többéves átlagos napi PM₁₀-koncentráció 19,00 µg m⁻³, és átlagosan naponta 6 légúti és szív- és érrendszeri megbetegedéssel történő beutalást regisztráltak (17. táblázat). A PM₁₀ és a WCT variációs együtthatója (CV) 0,61, illetve 0,93 volt. A legkisebb variációs együtthatót a tüdőgyulladás (P) és a Krónikus obstruktív tüdőbetegségek COPD esetében találtam 0,37 értékkel.

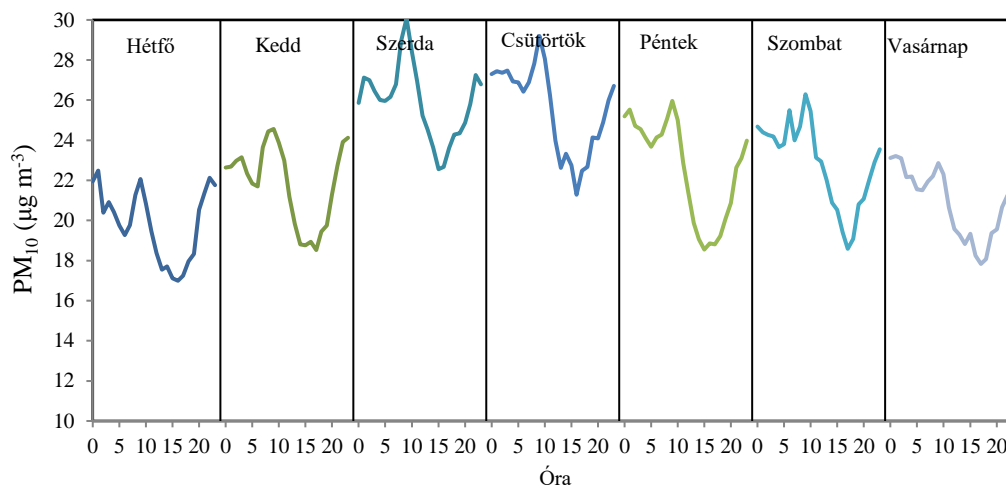
17. táblázat. Összefoglalás a napi kórházi felvételek számáról, a meteorológiai körülményekről és a PM₁₀-koncentrációról.

Betegségek	$\bar{x} \pm SD$	CV	Min	2P5	50P	75P	Max	CI95-	CI95+
LC	0,48 ± 0,34	0,70	0,03	0,21	0,39	0,68	1,39	0,42	0,54
AMI	0,13 ± 0,08	0,62	0,00	0,07	0,13	0,19	0,35	0,12	0,15
IHD	0,38 ± 0,33	0,88	0,00	0,13	0,23	0,55	1,35	0,31	0,44
CCP	0,39 ± 0,26	0,66	0,00	0,17	0,39	0,55	1,32	0,34	0,44
URTI	0,77 ± 0,45	0,58	0,10	0,45	0,69	1,03	2,39	0,69	0,86
P	2,71 ± 1,13	0,37	1,13	1,90	2,57	3,45	5,82	2,52	2,90
COPD	0,70 ± 0,26	0,37	0,19	0,51	0,68	0,84	1,65	0,66	0,75
GT	5,57 ± 1,65	0,30	2,74	4,30	5,41	6,32	11,82	5,26	5,88
Meteorológiai paraméterek									
Csapadék **	49,31 ± 34,41	0,70	0,20	24,05	38,50	70,63	177,30	42,82	55,80
LCL *	462,23 ± 208,50	0,45	1,43	289,59	497,90	600,38	1000,63	422,91	501,56
BL *	428,87 ± 156,49	0,36	135,78	278,89	467,57	549,40	748,20	399,35	458,38
THI *	32,33 ± 11,53	0,36	-2,80	25,83	35,13	40,25	54,17	30,16	34,51
WCT *	4,95 ± 4,63	0,93	-7,41	2,04	5,34	7,90	15,32	4,08	5,82
PM ₁₀	19,00 ± 11,59	0,61	4,39	11,61	14,51	21,50	57,71	16,82	21,19

ahol: \bar{x} - átlag, CV - variációs együttható, Min. – minimum, 25P - 25. percentilis, 50P - 50. percentilis, 75P - 75. percentilis, Max. – maximum, CI95% - konfidenciaintervallum.

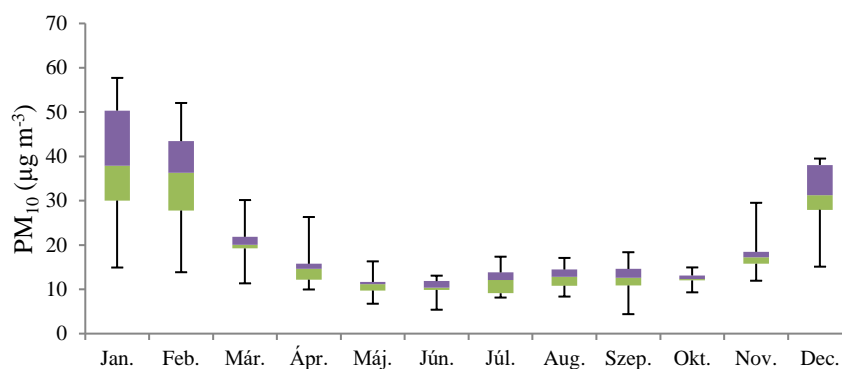
4.7.1. A szennyező anyagok eloszlása heti felbontásban a Csíki-medencében

A Csíki-medencében mért óras adatokat elemezve a PM₁₀ többéves átlagos koncentrációit használtam fel a napi és heti változások kimutatására. Heti periódusban vizsgálva a PM₁₀ óras átlagos koncentrációja 17,0 és 30,1 µg m⁻³ közötti értékeket vett fel. A napi PM₁₀ értékek kétszcúsos mintázatot mutattak, az első csúcs a délelőtti órákban korrelál a közúti forgalom csúcsidővel (8-11 óra), a második csúcs pedig az éjszaka megnövekedett áruforgalommal hozható összefüggésbe (21. ábra).



21. ábra. A Csíki medence óras PM₁₀-koncentráció napi alakulása (2008-2016)

A legalacsonyabb koncentráció értékek vasárnaponként (20,8 µg m⁻³) és hétfőnként (19,8 µg m⁻³) jelentkeztek, ami "hétvégi hatásként" azonosítható, a járműforgalomból és egyéb forrásokból származó alacsonyabb kibocsátás miatt¹⁰². A hét elején a napi PM₁₀-koncentráció emelkedni kezd, szerdán éri el a maximális koncentrációt (25,9 µg m⁻³), illetve csütörtökön stagnál (25,5 µg m⁻³). A havi PM₁₀-koncentrációk jelentős ingadozást mutatnak az év során (22. ábra). A legalacsonyabb PM₁₀ értéket júniusban mértük: 10,36 µg m⁻³, amikor a határréteg szintje háromszor magasabb, mint télen.

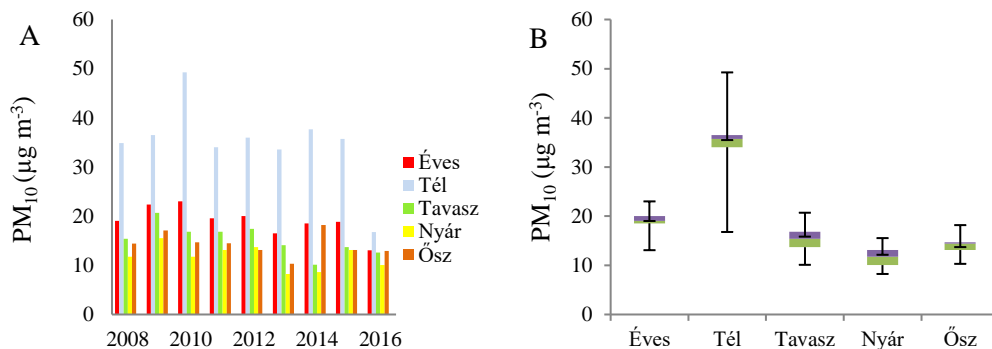


22. ábra. A havi PM₁₀-koncentrációk dobozdiagram elemzése (többéves átlag). Az alsó (zöld) és a felső (lila) határ az első (25P) és a harmadik (75P) kvartilist, a karok végei pedig a

minimum és maximum értékeket jelentik.

Figyelembe véve a többéves szállópor-koncentráció alakulását látható, hogy az első három évben (2008-2010) folyamatos növekedés volt kimutatható, átlagosan 10,08%-os. A PM₁₀-koncentráció 2009-ben (22,39 µg m⁻³), és 2010-ben (23,00 µg m⁻³) magasabb volt a WHO által ajánlott határértéknél (20 µg m⁻³). Ezt az emelkedést egy hosszabb ingadozási periódus (2011-2015) követte, átlagosan 3,23%-os csökkenéssel, és jelentős (30,56%) eséssel 2016-ban, amikor a minimális koncentrációs szintet volt megfigyelhető (13,08 µg m⁻³) (23. A ábra). Ez a csökkenő tendencia az EU által megszabott környezetvédelmi előírások végrehajtásával magyarázható.

Az átlagos szezonális PM₁₀-koncentráció az év során jelentősen változik (23. B ábra); télen (34,72 µg m⁻³) 82%-kal haladják meg a többéves átlagot (19,00 µg m⁻³), és közel háromszorosa a nyári (11,71 µg m⁻³) koncentrációnak. A legmagasabb szezonális koncentráció 2009-2010 telén mutatható ki (47,62 µg m⁻³), közelített a WHO által megengedett napi 50 µg m⁻³ határértékhez.



23. ábra. Éves (A) és szezonális (B) átlagos PM₁₀-koncentráció.

A szezonális PM₁₀-koncentrációk dobozdiagram analízise. Az alsó (zöld) és felső (lila) határértékek a második (50P) és a harmadik (75P) kvartiliseket jelentik, a karok vége pedig a minimum és maximum értékeket jelöli.

Továbbá négy kategóriába (alacsony, közepes, magas és nagyon magas koncentráció) soroltam a Csíki-medence napi szállópor-koncentrációját, és szezonális leosztásban ábrázoltam. A vizsgált periódusban a PM₁₀ kategóriák alapján a PM₁₀-koncentráció 177 esetben haladta meg az 50 µg m⁻³ értéket. Ezek 88%-a télen, 8,5%-a tavasszal, 2,8%-a pedig ősszel fordult elő. A nagyon magas PM₁₀-koncentrációt (> 50 µg m⁻³) átlagosan az év folyamán 5,42%-ban (3,81%-7,01%) fordult elő, míg a magas koncentráció (37,5-50 µg m⁻³) átlagosan 4,43%-ban (3,71%-5,16%) volt kimutatható. Így az éves PM₁₀-koncentrációk alakulását figyelembe véve a túllépések száma 5,42%-ot tesz ki, másrészt az évszakok között jelentős változások

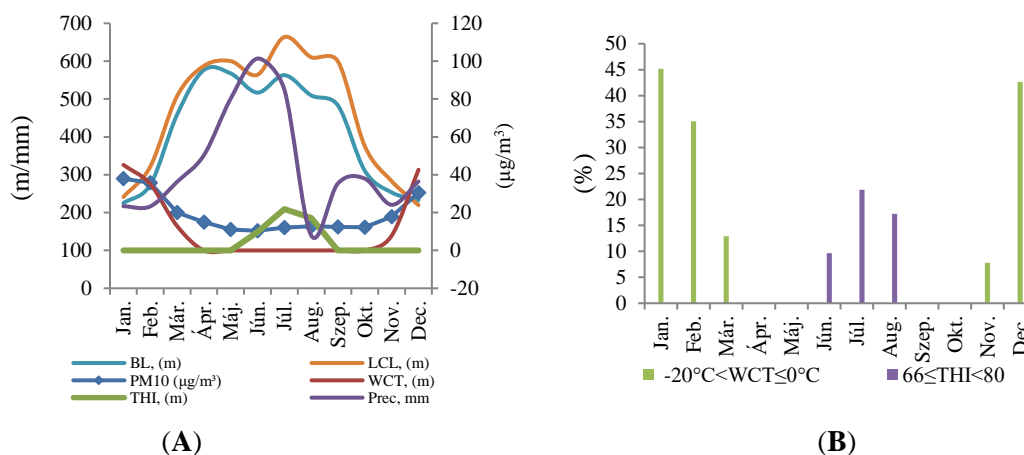
figyelhetők meg. A legmagasabb, 18,95% télen mutatható ki, a kedvezőtlen meteorológia viszonyok és a fűtésből származó többlet kibocsátásnak köszönhetően, míg ősszel és tavasszal csak 1,81%, illetve 0,61% volt az érték, továbbá nyári periódusban nem volt túllépés (24. ábra).



24. ábra. Éves és évszakos PM₁₀ kategóriák alakulása a Csíki-medencében.

ahol: **zöld**-alacsony PM₁₀ szint <25 mg m⁻³, **citrom sárga**-közepes PM₁₀ szint 25-37,5 mg m⁻³, **narancs sárga**-magas PM₁₀ szint 37,5-50 mg m⁻³, **piros**-nagyon magas PM₁₀ szint >50 mg m⁻³.

A klimatológiai paraméterek kimutathatóan befolyásolják a PM₁₀-koncentráció változását. A THI kivételével a PM₁₀ többéves havi átlaga és a meteorológiai adatok erős negatív korrelációt mutatnak (25. ábra).



25. ábra. Havi PM₁₀-koncentrációk és meteorológiai paraméterek alakulása:(A): csapadék (*Prec*), határreteg magasság (*BL*) és az emelkedő kondenzációs szint (*LCL*) függvényében. (A): szélhűvösség egyenértékű index (*WCT*) és hőmérséklet páratartalom index (*THI*) esetében.

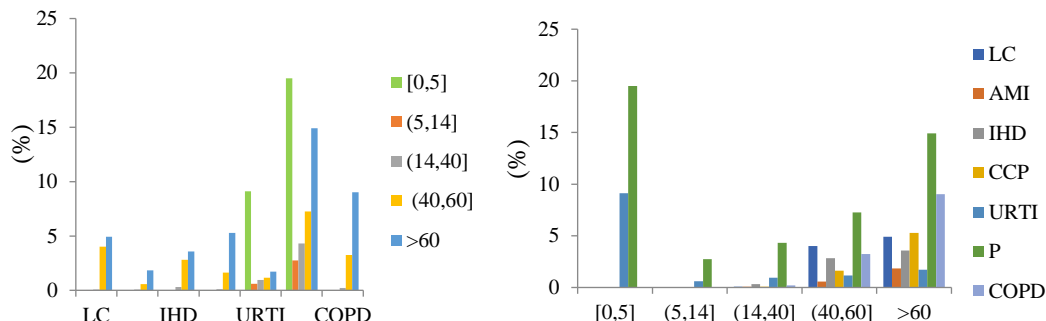
A havi PM₁₀-koncentráció alakulása fordított arányban változik a határreteggel és az emelkedő kondenzációs szinttel (25. A ábra). A felhalmozódási feltételeknek két kategóriája van, ha a határreteg és a légnyomás értéke magas, erős anticiklon alakulnak ki, ami a Brunt Vaisala effektushoz vezet, amely gyakran termikus inverziókat idéz elő, kedvezve a szennyezőanyag-felhalmozódásnak. A második felhalmozódási állapot akkor következik be, amikor a felhőalap alacsony és a relatív páratartalom magas, ami ködképződéshez vezet.

A vizsgált klimatológiai indexek csoportjából két osztály fordult elő (25. B ábra): a kellemetlenül hideg és a kellemetlenül meleg. A kellemetlenül hideg az összes téli nap 40,96%-át tette ki, 3,22%-a tavaszi, 2,59%-a az őszi napokból, míg a kellemetlenül meleg a nyári időszakban fordult elő, az összes nyári nap 16,23%-a. A teljes vizsgált időszakban az összes nap 28,59%-a volt kellemetlen.

4.7.2. Kórházi beutalások elemzése

Részletesen elemeztem a Csíkszeredai Megyei Sürgősségi Kórházban a légúti és szív- és érrendszeri betegségekkel beutalt betegek számát (26. ábra). A betegség előfordulását öt különböző korcsoportban vizsgáltam: [0-5 év], (5-14 év], (14-40 év], (40-60 év], 60+ év. Az eredmények rámutattak, hogy 2010-ben, 2012-ben és 2014-ben a magas és nagyon magas szennyezettségi szintet mutató napok száma magasabb volt a többi évhez képest, ami a kórházi felvételek megugrásában is kimutatható. A betegségek a leggyakrabban a 60 év feletti idős korcsoportban fordulnak elő, ami 41,3%-ot jelent. A második legmagasabb számban előforduló beutalások az 5 év alatti gyerekek esetében volt megfigyelhető, 28,9%-kal, majd a (40-60 éves) betegek következtek, ami 20,4%-ot tesz ki. Legkisebb arányban az (5-14] éves gyermekek,

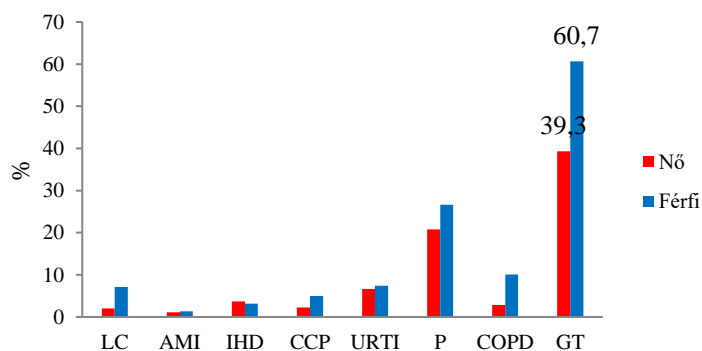
3,4%-kal és a (14-40] éves fiatalok 6,0%-kal szerepeltek a beutalások alapján. Továbbá a kórházi beutalások heti és havi ciklust is mutatnak. A kórházi felvételek maximuma hétfőn és pénteken, a minimum pedig vasárnap volt kimutatható. A havi kórházi felvételek maximuma márciusban (n = 230), a minimuma augusztusban (n = 122) jelentkezik.



26. ábra. Betegségek előfordulása különböző korcsoportokban.

A leggyakrabban előforduló betegség a felső légúti megbetegedések (URTÍ) voltak 13,55%-kal, a leginkább érintett korosztály a [0-5] év közötti gyermekek 9,12%-kal. A következő leggyakoribb betegség a COPD volt 12,5%-kal, ezt követi az LC 9,01%, a CCP 6,99, az IHD 6,73%, az AMI pedig 2,5%-kal volt jelen.

Jelentős különbségek vannak a férfiak és a nők közötti beutalások számát tekintve. Az eredmények alapján az összes kórházba került betegek 60,7%-a férfi volt (27. ábra). Az IHD kivételével, ahol a férfiak szignifikánsan nagyobb érzékenységet mutattak.

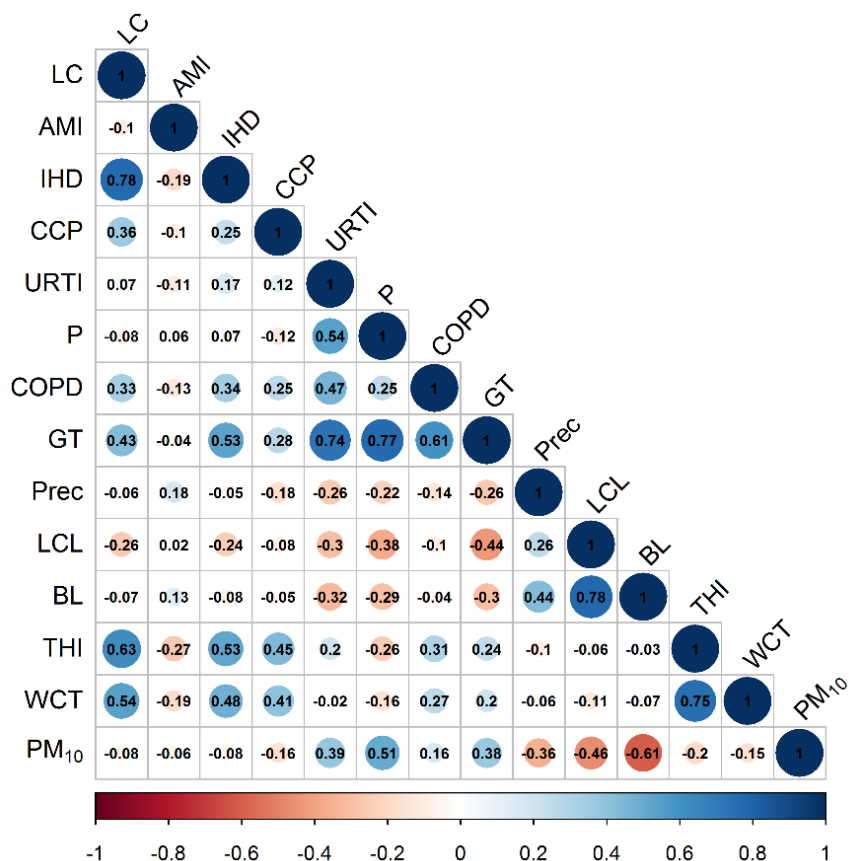


27. ábra. Beutalások gyakorisága nemek szerinti megoszlásban.

4.7.3. Korrelációs elemzések

A PM₁₀ havi átlagérték, a kórházi felvételek és a meteorológiai paraméterek közötti összefüggés elemzéséhez, a 2008-2016 közötti időszakban, Pearson-féle korrelációt alkalmaztam. Az eredmények alapján a Pearson korreláció sok esetben szignifikáns korrelációt mutat ($r = \pm 0,23$) (28. ábra). Mérsékelt korrelációt találtam a PM₁₀ és P (0,51), illetve az URTÍ (0,39) között. Továbbá a PM₁₀ mérsékelt negatív korrelációt mutatott a határreteggel (-0,61). A THI index nyáron további hatást gyakorol a betegségek alakulására, ezért mérsékelt korreláció

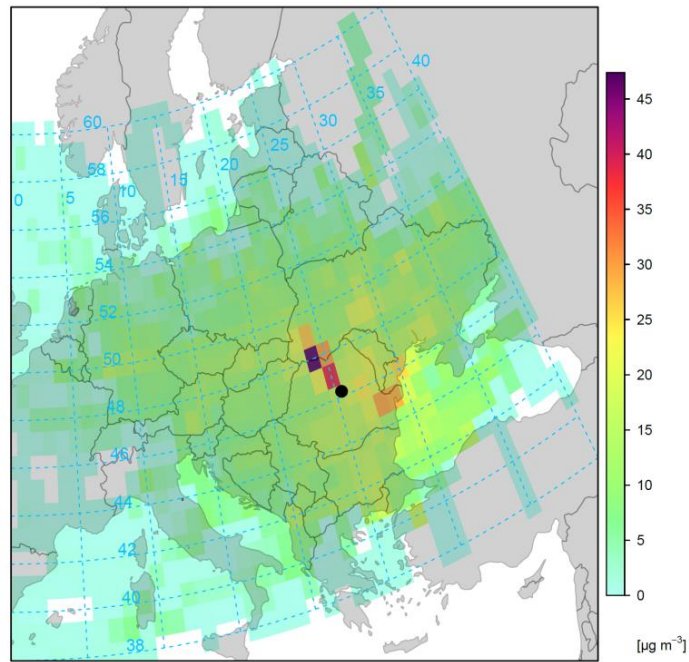
volt azonosítható az LC (0,63), IHD (0,52), CCP (0,45), valamint gyenge korreláció a COPS-val (0,31). Télen a WCT mérsékelt korrelációt mutatott az LC-vel (0,54), az IHD-vel (0,48) és a CCP-vel (0,41).



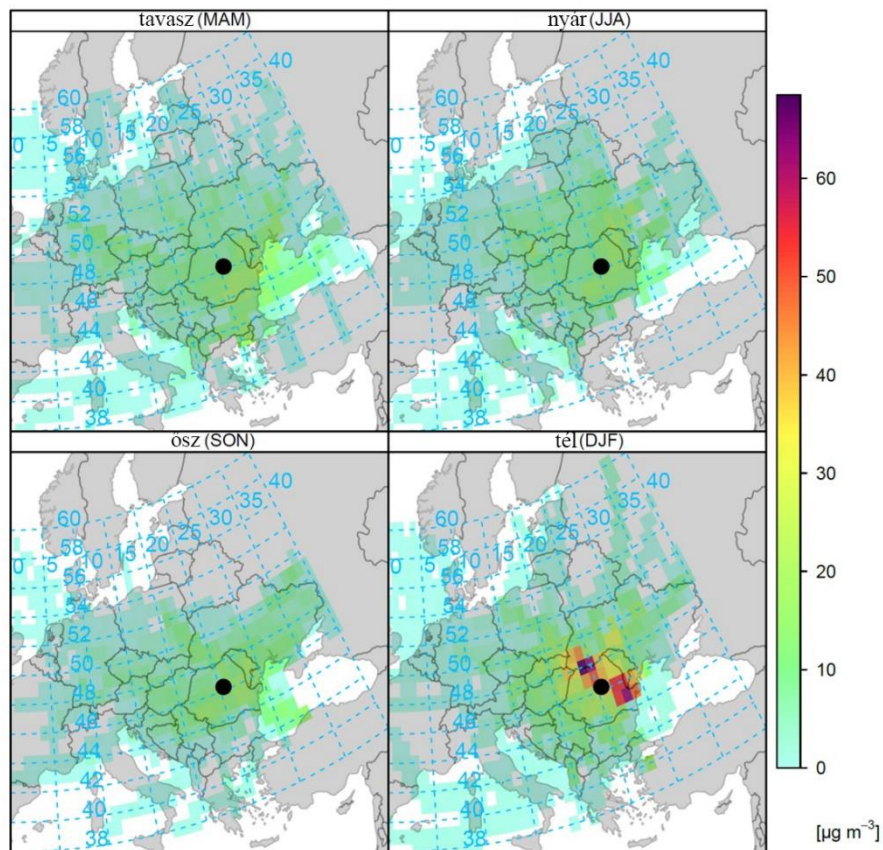
28. ábra. Pearson-féle rangkorrelációk a PM₁₀, a kórházi beutalások és a meteorológiai adatok között.

4.7.4. A szálló porok forrásterületeinek meghatározása

A CWT elemzések során kapott térkép kiemeli a fő potenciális forrásterületeket, amelyek befolyásolják a regionális PM₁₀-koncentrációt. Az eredmények rávilágítottak, hogy a Csíki-medence esetében a fő potenciális forrásterületek északra, északnyugatra és délkeletre találhatóak (29. Ábra). Ugyanakkor, Ukrajna és a Moldovai Köztársaság potenciális forrásterületként volt azonosítható. A legmagasabb súlyozott koncentrációkat tekintve, 45 µg m⁻³ feletti CWT-értékekkel rendelkező cellák találhatóak a vizsgálati helyszíntől (Csíki-medence) északnyugatra. Az eredmények alapján az északnyugatról érkező, megnövekedett PM₁₀-zel szennyezett légtömegek negatívan befolyásolják a regionális levegőminőséget.



29. ábra A PM₁₀ potenciális forrásterületei 2017 folyamán.



30. ábra. A PM₁₀ potenciális forrásterületei szezonális eloszlásban 2017 folyamán.

A fontos potenciális forrásterületek sötét színűek (≥ 90 százalékos)

A hideg évszakban a PM súlyozott koncentrációja körülbelül $65 \mu\text{g m}^{-3}$ volt. Eközben a másik három évszakban a legmagasabb becsült CWT érték csak $\sim 15 \mu\text{g m}^{-3}$ körüli értéket ért el (30. Ábra).

5. Eredmények értékelése

A romániai éves szállópor-koncentrációkat figyelembe véve elmondható, hogy a vizsgált időszakban az átlagos $PM_{2,5}$ - és PM_{10} -koncentráció 1,82-szer, illetve 1,35-ször magasabb volt, mint a WHO levegőminőségi szabványában meghatározott éves elfogadható határérték. A PM -koncentrációk erős szezonális ingadozást mutatnak, a maximális koncentrációk a hideg időszakra, a minimális koncentrációk pedig a meleg időszakra jellemzőek. A PM -koncentrációkat tehát tavasztól nyárig egyértelmű csökkenés jellemzi, a legalacsonyabb koncentrációt a meleg időszakban érik el, míg a legmagasabb szint a téli időszakban figyelhető meg, amikor a fűtési szezon miatt jelentős a biomassza égetése^{103,104–106}.

Bukarest és a délnyugati régió a leginkább érintett a légszennyező anyagok tekintetében, ami a sűrűn lakott városoknak és a fejlett iparnak köszönhető. A PM_{10} -frakció részben a finom részecskék koagulációjából is kialakulhat. A megemelkedett szennyezettségi szintet elsősorban a fokozott fosszilis tüzelésnek és a közlekedésnek tulajdonítható be, azonban a téli időszakban a kedvezőtlen meteorológiai körülmények, mint a termikus inverzió, a gyakori köd szintén lényeges befolyásoló tényezők^{37,107}. A finom szálló por ($PM_{2,5}$) és a durva szálló por (PM_{10}) forrása eltérő, ezért a $PM_{2,5}/PM_{10}$ arány is segíthet a szállópor-szennyezés eredetének azonosításában. A $PM_{2,5}$ -expozíció miatt a szív- és tüdőrákos megbetegedések magas relatív kockázata figyelhető meg.

A magasabb többletkockázatot Bukarest térségében mutatható ki, ami azt jelenti, hogy a bukaresti magas PM_{10} koncentrációjának kitett lakosok 2,56-szor nagyobb eséllyel tapasztalnak különböző egészségügyi problémákat, mint a $10 \mu\text{g m}^{-3}$ háttérkoncentrációnak (PM_{10}) kitett lakosok csoportja. A legalacsonyabb többletkockázatot nyugaton találtuk, 1,71-szer nagyobb káros hatással a háttérszinthez képest, ahol nincs ipari szennyezés. A kiszámított többletkockázat (ER) és a tulajdonítható frakció (AT) szerint a teljes halálozás 2,04%-kal, illetve 2,00%-kal csökkenthető, ha a PM_{10} -koncentráció szintjét $10 \mu\text{g m}^{-3}$ körül tartható lenne. Ha a $PM_{2,5}$ éves koncentrációja $3 \mu\text{g m}^{-3}$ körül marad, akkor a kardiopulmonális halálozás többletkockázat (ER) és a tulajdonítható frakció (AT) 26,7%-kal, illetve 21,0%-kal csökkenne. Az előzőkhez hasonlóan a tüdőrák okozta halálozás többletkockázata (ER) és a tulajdonítható frakció (AT) 42,5%-kal, illetve 21,0%-kal csökkenthető, ha a $PM_{2,5}$ -koncentráció szintje $3 \mu\text{g m}^{-3}$ körül marad. A szakirodalom szerint Chalvatzaki és munkatársai számolt be hasonló eredményekről Lisszabonban, ahol a tüdőrák okozta halálozás 29,8%-kal csökkenthető az említett változtatások eredményeként⁸³.

A zsúfolt városok (Bukarest, Jászvásár, Brassó) polgárai 2007 óta szinte folyamatosan egészségtelen PM_{10} -szinteknek vannak kitéve, és a megtett intézkedések nem eléggé hatásosak,

ezért Romániát az Európai Bizottság további szigorítások bevezetésére sarkalta. Sajnos, a romániai légszennyezés még mindig fontos megoldandó problémának számít, és az uniós irányelvek végrehajtása esetén számos kihívással nézünk szembe. Ebből kifolyólag az Európai Bizottság elindította a kötelezettségzegési eljárás első lépését Románia esetében a levegőben lévő szálló porok (PM₁₀, PM_{2,5}) határértékeinek jelentős és tartós túllépése, valamint a levegőminőség uniós jogszabályoknak megfelelő ellenőrzésének elmulasztása miatt⁹⁰.

Romániában a légszennyezés fő forrásai a közlekedési és az energiaágazatból, valamint a háztartásokban használt fosszilis/szilárd tüzelőanyagokból származnak. Romániának jelentős lépéseket kell életbe léptetnie a probléma kezelése érdekében az energiarendszer és a háztartási fűtési rendszerek átalakításával, a megújuló energiaforrások integrálásának és a földgázra vagy központi fűtésre való áttérés előnyben részesítésével. Továbbá többet kell befektetniük az infrastruktúrába, a közlekedési intézkedésekbe, a közlekedési ágazatból eredő szennyezés ellenőrzésére és megelőzésére⁹⁰.

A romániai szálló porokból kimutatható As és nehézfémek koncentrációját illetően elmondható, hogy a Ni-koncentráció magasabb szintje a nyári időszakban megnövekedett ipari termelésnek és a megnövekedett közlekedési forgalomnak tudható be⁹⁰. Az éves csökkenő tendenciák az Európai Unió 2007-es csatlakozását követően alkalmazandóvá vált európai uniós környezetvédelmi rendelet végrehajtásával, az ipari ágazat korszerűsítésével, az ólmozott benzín fokozatos kivonásával magyarázhatók. Másrészt a Ni 2009-2013 közötti csökkenése a gazdasági válsággal magyarázható, ezért ebben az időszakban alacsonyabb ipari és közlekedési tevékenységeket regisztráltak, míg a növekvő tendencia (2014-2018) összhangban van a gazdaság fellendülésének időszakával¹⁰⁸. Jelentős földrajzi különbségek figyelhetők meg országszerte, ami nagyban függ az uralkodó meteorológiai viszonyoktól és a kibocsátási források közelségétől¹⁰⁹.

A Krassó-Szörény és Szeben megyében mért magas nyomelem-koncentrációkat a cink, ólom és más nehézfémek elektrolitikus finomításából származó hulladékok okozhatják. Továbbá ebben a régióban jelentették a legmagasabb csecsemőhalandóságot Európában¹¹⁰. Számos hulladéklerakó és hulladékgyűjtő még mindig nincs helyreállítva, ami jelentős negatív hatást gyakorol a környezetre. Magas Cd-koncentrációt mutatható ki Krassó-Szörény megyében is, ahol a vasötvözet- és öntöttvasgyártók, valamint a nagy hőerőművek jelenléte a térségben felelős a magas Cd-szennyezésért (2,35 ng m⁻³)¹¹¹. Iasi megyében kimutatható magasabb PM₁₀-koncentráció annak tudható be, hogy a megye Ukrajnával és Moldovával (nem EU-tagországokkal) határos, ahol még nem vezették be a levegőminőségre vonatkoztatott környezetvédelmi előírásokat.

A nehézfémek tekintetében a szennyezettségi szint skálán Románia a középmezőnyben helyezkedik el, India és Tajvan után, az Egyesült Államok és Spanyolország előtt a kiválasztott hat régióhoz viszonyítva. Az emberi (antropogén) tevékenységek intenzitása felelős a PM₁₀ nehézfém-koncentrációjának világszerte tapasztalható változásáért, beleértve a közlekedési és ipari kibocsátásokat, a földhasználati mintákat és a helyi meteorológiai viszonyokat is^{112,113}.

A vizsgált szennyezőanyag között talált pozitív Spearman-korreláció arra utalhat, hogy a nyomelemek többnyire azonos forrásokból származnak, általában antropogén tevékenységekből, járműkibocsátásból, fémkorrózióból (Cd)¹¹⁴ és biomassza égetésből (As, Cr, Pb) is¹¹⁵.

A PCA eredmények szerint az As, a Cd és az Pb különböző forrásokból (keveredő források) származnak, mint például a gépjármű kipufogógáz, a szénégetés, a dízelüzemanyag, a kenőolaj, a gumiabroncs- és fékkopás, a bányászat és az ipari kibocsátások^{97,116}, míg a Ni jelentős része ugyancsak a gépjármű kipufogógázból származhat, ami az olajégetésből ered⁹⁹. Másrészt az Pb-szennyezés főként a talajporból származhat¹¹⁷, ami meghatározó forrásként van megjelölve. Romániában a Ni-kibocsátásért elsősorban az energia- és üzemanyag-termelés és -feldolgozás, míg az Pb esetében a nehézipar felelős¹¹⁸.

Az egészségügyi hatások tekintetében a belégzés esetén számított emberi egészségre gyakorolt hatás alapján a veszélyességi hányados értékei a Cd és a Ni esetén magasabbak voltak a biztonságos határértéknél. Az eredmények továbbá azt mutatták, hogy a nyomelemek belégzése és bőrön keresztüli felszívódása komoly rákkockázatot jelent.

Bukarest metropolisz övezet elemelve a finom szálló porokban (PM_{2,5}) lévő összes nyomelem-koncentrációja magasabb volt, mint a durva szálló porokban (PM₁₀). Az átlagos nehézfém koncentráció a következő sorrendben csökkent: Pb>Ni>Cd. A PM-koncentráció szezonális ingadozása jelentős volt; a legmagasabb koncentrációt a téli periódusban figyelhető meg, ezt követte az őszi, a tavasz és a nyári. A Ni éves eloszlását tekintve a maximum koncentrációt a meleg évszakban, a minimumot a hideg évszakban éri el, ami a forgalom intenzitásának tulajdonítható. Az egészségügyi kockázatértékelés szerint a belégzés a szállóporokhoz kötött nyomelemek emberi expozíciójának vezető útvonala. Az összesített veszélyességi index (HI) nagyobb egészségügyi kockázatot jelent a levegőkeverék belégzése esetében.

Az epidemiológiai tanulmány rávilágít a PM₁₀ és a meteorológiai paraméterek emberi egészségre gyakorolt együttes hatásaira. A kapott eredmények összhangban vannak korábbi tanulmányokkal, amelyek a megnövekedett PM_{10-2,5} szállópor-koncentráció miatt megnövekedett a szív- és légúti betegségekről számolnak be^{119,120}. A PM₁₀ koncentrációban

jelentős különbség tapasztalható a hétvégeken ($21,8 \mu\text{g m}^{-3}$) és a hétköznapokon ($23,1 \mu\text{g m}^{-3}$) mért koncentrációk között: A napi ingadozások és a heti ciklusok a kibocsátási források és a meteorológiai paraméterek függvényei^{121,122}. Télen több befolyásoló tényező is felelős a magasabb PM_{10} koncentrációért, mint például az anticiklon körülmények között és nagy légköri stabilitásnak köszönhetően létrejövő termikus inverzió, továbbá a beltéri fűtésből származó megnövekedett kibocsátás. A CWT elemzés alapján a PM_{10} fő potenciális forrásterületek a vizsgált régiótól északra, északnyugatra és délkeletre találhatók. A csapadék egyenetlen eloszlása csökkenti a nedves kiülepedés hatékonyságát¹²³, valamint a helyzetet tovább nehezíti a Csíki-medence zárt jellege, amely a légtömegek függőleges áramlását gátolja kedvezőtlen meteorológiai viszonyok között. Nyáron a felszíni párolgás fontos szerepet játszik a légtömegek nedves konvekcióval történő keveredésében.

A legmagasabb korreláció a PM_{10} és a tüdőgyulladás (P) között található (0,51), ezt követte az felső légúti megbetegedés URTI (0,39). A meteorológiai paraméterek jelentős hatással vannak a PM_{10} -koncentrációra; negatív szignifikáns korreláció figyelhető meg a PM_{10} és a határreteg (-0,605), az emelkedési kondenzáció szint (-0,46) és a csapadék (-0,36) között. A téli időszakra jellemző magas PM_{10} felhalmozódása összefügg az alacsony felhőmagassággal és a Csíki-medencében igen gyakori ködjelenségekkel¹²⁴.

A légszennyezés káros hatásainak csökkentése érdekében globális célokat fogalmaztak meg, az Amerikai Szív Szövetség és a Szív Világ Szövetség 2025-ig 25%-kal csökkenteni szeretné a szív- és érrendszeri betegségek okozta korai elhalálózást¹²⁵.

Összefoglalás

A kutatásaim során vizsgáltam a szálló porok és azok As- és nehézfém-tartalmának tér- és időbeli alakulását Romániában, valamint elemeztem az emberi egészségre gyakorolt hatásait. A vizsgált időszakban (2009-2018) a $PM_{2,5}$ és PM_{10} átlagos koncentrációja a nyolc vizsgált romániai régióban magasabb volt, mint a $PM_{2,5}$ és PM_{10} éves elfogadható határértéke. Lényeges eltérés mutatkozik a szálló porok időbeli eloszlásában, valamint a régiók között, a legmagasabb a bukaresti régióban, a legalacsonyabb a délkeleti és a nyugati régióban volt kimutatható. A vizsgálataim során meghatároztam a szálló poroknak ($PM_{2,5}$, PM_{10}) való kitettséggel kapcsolatos emberi egészségügyi kockázatokat. A finom és durva szálló porok aránya Romániában 0,52-0,76 között változott.

A $PM_{2,5}$ -nek tulajdonított relatív kockázat (szív- és érrendszeri betegségek, valamint tüdőrák) szignifikánsan magasabb volt, mint a PM_{10} által okozott relatív kockázat az össz elhalálozásra vonatkoztatva. A $PM_{2,5}$ koncentrációból számított relatív kockázat (1,26) több mint egy nagyságrenddel magasabb volt, mint a PM_{10} relatív kockázata (1,02). Az eredmények alapján jól látható, hogy Romániának finomítania kell a környezetvédelmi politikáját, hogy csökkentse a kibocsátást és ez által a légszennyező anyagok koncentrációjának a szintjét.

Románia viszonylatban a PM_{10} -ben található nyomelemek koncentrációjának tér- és időbeli változását, valamint az egyes nyomelemek emberi egészségre gyakorolt kockázatait határoztam meg. A vizsgált időszakban a PM_{10} , az As, a Cd, a Ni és az Pb koncentrációjában jelentős csökkenő tendenciák mutathatók ki, amely annak tulajdonítható, hogy 2007-ben Románia az EU tagállamává vált. A tagságnak köszönhetően az elmúlt évtizedben számos környezetvédelmi szabályozást hajtottak végre, amelyek hozzájárultak a légszennyező anyagok csökkenéséhez, de végérvényesen még nem sikerült minden környezetszennyezési problémát megoldani. A csökkenő tendencia ellenére a többéves átlagkoncentráció még mindig magasabb a megengedett határértékeknél. Az eredmények jelentős különbségeket mutatnak a PM_{10} és a nyomelemek koncentrációjában, amit erős szezonálitás jellemez: a legmagasabb koncentráció a téli időszakban, a legalacsonyabb pedig a nyári időszakban figyelhető meg.

A PM_{10} -ből meghatározott legmagasabb nyomelem-koncentráció az Pb esetében mutatható ki, míg a legalacsonyabb koncentráció a Cd esetében. Az egészségügyi kockázatszámítások alapján a szálló porhoz kötött nyomelemek bevitelének legmeghatározóbb expozíciós útvonala a belégzés volt. A nyomelemek keverékének való expozíciója során a veszélyességi index összege (nem rákos kockázat) emelkedett szintet mutatott.

Belégzéssel és bőrön keresztüli felszívódással a potenciális rákkeltő kockázat meghaladta a rákkeltő anyagok elfogadható szintjét (1×10^{-6}), ami a vizsgált területen élő

felőtteknél megnővekedett rákkockázatot jelez. A hosszabb expozíció miatt a felőtteknél nagyobb valószínűséggel merőlt fel a rákkeltő kockázat, mint a gyermekeknél. Figyelembe véve a hiányzó adatok problémáját, a helyzet a valóságban sokkal súlyosabb lehet, mint a PM₁₀-ben lévő toxikus fémek által jelentett egészségügyi kockázatértékelés. Ebben az összefőggésben Romániának javítania kell környezetvédelmi intézkedésein és eljárásain, hogy csökkentse a légszennyezést, főként a zsűfolt városokban és az iparosodott régiókban, ezért további kutatásokra van szükség az emberi egészségre gyakorolt hatás értékeléséhez az erősen iparosodott romániai régiókban.

Összehasonlító tanulmány során a Szeben megyei Kiskapuson PM₁₀-ből kimutatott nyomelemek időbeli eloszlását és az emberi egészségre gyakorolt hatását 2009-2019 közötti periódusban vizsgáltam. A PM₁₀, az As, a Cd és az Pb koncentrációjának szezonális eloszlása változó volt, a minimális értékek a meleg évszakban, a maximális koncentrációt a hideg időszakban mutathatók ki. A PM₁₀ többéves átlagkoncentrációja 24,62 $\mu\text{g m}^{-3}$ volt, ami 23,1%-kal meghaladta az WHO levegőminőségi határértéket. A szálló porokól kimutatható nyomelemek közül az Pb koncentrációja a legmagasabb, amelyet a Ni, a Cd és az As követ. Annak ellenére, hogy a Sometra ipari vállalat több mint egy évtizede (2007) bezárta tevékenységének nagy részét, a szennyezés jelei még mindig jelen vannak, és napjainkban is kimutathatók, mivel a Kiskapuson vizsgált nyomelemek, az országos átlagkoncentráció többszöröse (As: 2,64 szeres, Cd: 4,01 szeres, Ni: 2,44 szeres, Pb: 10,52 szeres). A Kiskapuson mért nyomelemek mindegyike nem rákkeltő kockázatot jelenthet belégzés útján, míg együttesen (több elem) jelentős rákkeltő kockázatot jelentenek felőtteknél. Az egészségügyi kockázatértékelés számításai alapján a legmagasabb veszélyességi hányadost belégzés útján találtam, míg a nyomelemek keverékének kitéve, az összesített veszélyességi index megnővekedett szintet mutatott. A bőron keresztül felszívódás és belégzés útján potenciális rákkeltő kockázat mutatható ki, ami a vizsgált terület lakosaira (felőttekre) nézve fokozott rákkockázatot jelez. Ebben az összefőggésben Romániának javítania kell környezetvédelmi intézkedéseit és eljárásait az erősen szennyezett ipari területek kármentesítése érdekében.

A Bukarest metropolisz tanulmányozásakor az időszori elemzések eredményei azt mutatják, hogy a PM_{2,5} és PM₁₀ éves átlagos koncentrációja 21,30 $\mu\text{g m}^{-3}$, illetve 31,57 $\mu\text{g m}^{-3}$ volt. Ezek a koncentrációk meghaladták az Európai Unió által megállapított éves határértékeket. Bár a PM₁₀-koncentráció az európai környezetvédelmi jogszabályok hatályba lépése óta csökkent, a napi határértékek szinte folyamatosan meghaladták a megengedett értéket; ezért Bukarestben a levegő minőségével kapcsolatos kötelezettségzegési eljárás folyik. A finom szálló porban (PM_{2,5}) lévő összes nyomelem magasabb dúsítású volt, mint a durva szálló porban

(PM₁₀). Az átlagos nehézfém-koncentráció a következő sorrendben csökkent: Pb>Ni>Cd. A PM-koncentráció szezonális ingadozása nem elhanyagolható; a legmagasabb koncentrációt a téli szezonban figyelhető meg, ezt követte az ősz, a tavasz és a nyár. Az egészségügyi kockázatértékelés szerint a belélegzés a szálló porhoz kötött nyomelemek emberi expozíciójának vezető módja. A többelemes veszélyességi index (HI) nagyobb egészségügyi kockázatot jelez az elemek keveredése esetén.

A Csíki-medencét tanulmányozva láthattuk, hogy a hideg időszakban (2008–2019) az átlagos PM₁₀-koncentráció 1,32-szer haladta meg az éves határértéket. A leggyakrabban előforduló csapadék az alacsony intenzitású 1 órás időtartamú csapadék volt. Az eltérő emissziós források és a meteorológiai viszonyok miatt a hideg és meleg időszakban mért PM₁₀-koncentráció között jelentős eltérés tapasztalható. Az emelkedő kondenzációs szint (LCL) lényeges hatással volt a PM₁₀-koncentráció alakulására; csaknem kétszeres különbség mutatható ki a hideg és meleg évszak között.

A legnagyobb PM₁₀-koncentráció csökkenést minden vizsgált esetben a hideg évszakban, az alacsony és mérsékelt esőintenzitás 6 órás folyamatos esőzés után tapasztaltam. A hideg évszakban a csapadékkal történő PM₁₀-koncentráció csökkenése folyamatosan növekvő tendenciát mutat az esőhossz növekedésével. A meleg időszakban ez a növekvő tendencia az 1-3 órás esőzésig volt kimutatható.

Az epidemiológiai tanulmány során elemeztem a meteorológiai adatok és a PM₁₀-koncentráció egészségre gyakorolt hatását a romániai Csíki-medencében 2008-tól 2016-ig. A kapott eredmények azt mutatják, hogy a PM₁₀-koncentráció emelkedése összefüggésben áll a szív- és légúti betegségek miatti megnövekedett kórházi felvételekkel. A legmagasabb PM₁₀-koncentráció télen figyelhető meg, amikor magas légköri stabilitás, gyakori termikus inverziók, magasabb légköri nyomás a jellemző, valamint a biomassza égetéséből származó megnövekedett emisszió is hozzá járul. Az 5 év alatti gyermekek, a férfiak és az idősek (60 éves kor fölöttiek) szenvednek a leggyakrabban légúti betegségekben. A szálló porok rövid távú expozíciója pozitív összefüggést mutatott a felső légúti megbetegedésekkel és a tüdőgyulladással. A hosszú távú expozíciót tekintve megállapítható, hogy a PM₁₀ negatív hatással volt a szív- és érrendszeri betegségekre, azonban a dózis-válasz jelentős késleltetést mutatott. Emellett a PM₁₀ és az komfort indexek (WCT, THI) fontos szerepet játszanak a betegségek gyakoriságának növekedésében. A jelen tanulmány hozzájárul ahhoz, hogy kibővítsé a rendelkezésre álló információt a légszennyezés hatásairól Romániában/Kelet-Európában, és hangsúlyozza a további kutatások szükségességét ebben a témakörben.

Köszönetnyilvánítás

Szeretném elismerő köszönetemet kifejezni témavezetőmnek **Dr. Szép Róbert**nek, aki lehetővé tette a doktori tanulmányaim folytatását, az által, hogy biztosította, a tudományos kutatási témámat. Barátságos útmutatása és szakértői tanácsai a munka, valamint a kutatás minden szakaszában felbecsülhetetlen értékűek voltak számomra.

Szeretnék továbbá köszönetet mondani **Dr. Szép Sándornak** a támogató hozzáállásáért, értékes javaslatokért, amelyek nagyban hozzájárultak a kutatásaim elmélyüléséhez, diverzifikálásához.

Megkülönböztetett köszönet illeti férjemet és egyben kutató kollégámat, **Dr. Bodor Zsoltot**, a folyamatos támogatásáért, bátorításáért és megértésért. Kimondhatatlan köszönet illeti fiaimat **Zsoltikát** és **Bencét**, akik jelenlétükkel motiváltak, katalizálták, hogy tanulmányaimat és kutatásaimat a lehetőségeinkhez mérten meg tudjam valósítani.

Továbbá köszönettel tartozok a **Pécsi Tudományegyetem Kémia Doktori Iskola** és a **Sapientia Erdélyi Magyar Tudományegyetem Csíkszeredai karának** az intézményi háttér biztosításáért, és mindennemű anyagi és szellemi támogatásért. Meg szeretném köszönni a **Romániai Környezetvédelmi Ügynökségeknek** az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózatból szolgáltatott légszennyező- valamint meteorológiai adatokat.

Köszönet illeti a Pécsi Tudományegyetem Doktorandusz Önkormányzatát a **Kiemelkedő Tudományos és Művészeti Ösztöndíj** valamint az **Intézményi és Szakmai Tudományos Ösztöndíj**ért. Külön köszönöm a **Dr. Verestóy Attila Alapítványnak a kutatói ösztöndíjat**, valamint az **Új Nemzeti Kiválóság Program ösztöndíjat** és a **Collegium Talentum** támogatását.

Irodalomjegyzék

1. Bozkurt, Z. *et al.* Atmospheric ambient trace element concentrations of PM₁₀ at urban and sub-urban sites: source apportionment and health risk estimation. *Environ. Monit. Assess.* **190**, (2018).
2. Jiang, N. *et al.* Characteristics of mass concentration, chemical composition, source apportionment of PM_{2.5} and PM₁₀ and health risk assessment in the emerging megacity in China. *Atmos. Pollut. Res.* **9**, 309–321 (2018).
3. Williams, L. J., Chen, L. & Zosky, G. R. The respiratory health effects of geogenic (earth derived) PM₁₀. *Inhal. Toxicol.* **29**, 342–355 (2017).
4. Shi, G. L. *et al.* Estimated contributions and uncertainties of PCA/MLR-CMB results: Source apportionment for synthetic and ambient datasets. *Atmos. Environ.* **45**, 2811–2819 (2011).
5. Künzli, N. *et al.* Clinically ‘small’ effects of air pollution on FVC have a large public health impact. *Eur. Respir. J.* **15**, 131–136 (2000).
6. Mariani, E. *et al.* Respiratory function in subjects with chronic obstructive pulmonary disease (COPD) and atmospheric pollution in the city of parma. preliminary analysis. *Acta Biomed.* **81**, 109–114 (2010).
7. Peacock, J. L. *et al.* Outdoor air pollution and respiratory health in patients with COPD. *Thorax* **66**, 591–596 (2011).
8. Lagorio, S. *et al.* Air pollution and lung function among susceptible adult subjects: A panel study. *Environ. Heal. A Glob. Access Sci. Source* **5**, (2006).
9. Brunekreef, B., Dockery, D. W. & Krzyzanowski, M. Epidemiologic studies on short-term effects of low levels of major ambient air pollution components. in *Environmental Health Perspectives* vol. 103 3–13 (1995).
10. Consonni, D. *et al.* Outdoor particulate matter (PM₁₀) exposure and lung cancer risk in the EAGLE study. *PLoS One* **13**, 1–20 (2018).
11. Keresztesi, Á. *et al.* Assessing the variations in the chemical composition of rainwater and air masses using the zonal and meridional index. *Atmos. Res.* **237**, 104846 (2020).
12. Prüss-Üstün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R. & Neira, M. *Global Burden of Diseases From Environmental Risks*. [https://vula.uct.ac.za/access/content/group/47e75b33-821b-47cb-aa9e-06c11146ed77/Block Teaching/Monday - 6 March/WHO Burden of Diseases](https://vula.uct.ac.za/access/content/group/47e75b33-821b-47cb-aa9e-06c11146ed77/Block%20Teaching/Monday%20-%206%20March/WHO%20Burden%20of%20Diseases%202016.pdf) (2016).
13. Lu, J. G. Air pollution: A systematic review of its psychological, economic, and social effects. *Curr. Opin. Psychol.* **32**, 52–65 (2020).
14. <http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/PNCPA%20versiunea%202.pdf>.
Megnézés dátuma: 2020 Március
15. Barraza Castelo, F. Human exposure assessment related to oil activities in Ecuador : from the air quality monitoring to the study of metallic contaminants transfer in the soil-plant. (2017).
16. Xing, Y. F., Xu, Y. H., Shi, M. H. & Lian, Y. X. The impact of PM_{2.5} on the human respiratory system. *J. Thorac. Dis.* **8**, E69–E74 (2016).

17. Corsini, E., Marinovich, M. & Vecchi, R. Ultrafine particles from residential biomass combustion: A review on experimental data and toxicological response. *Int. J. Mol. Sci.* **20**, (2019).
18. Marčiulaitienė, E., Šerevičienė, V., Baltrėnas, P. & Baltrėnaitė, E. The characteristics of BTEX concentration in various types of environment in the Baltic Sea Region, Lithuania. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **24**, 4162–4173 (2017).
19. Bodor, Z., Bodor, K., Keresztesi, Á. & Szép, R. Major air pollutants seasonal variation analysis and long-range transport of PM₁₀ in an urban environment with specific climate condition in Transylvania (Romania). *Environ. Sci. Pollut. Res.* **27**, 38181–38199 (2020).
20. De Marco, A. *et al.* Impacts of air pollution on human and ecosystem health, and implications for the National Emission Ceilings Directive: Insights from Italy. *Environ. Int.* (2019) doi:10.1016/j.envint.2019.01.064.
21. Langley Dewitt, H. *et al.* Seasonal and diurnal variability in O₃, black carbon, and CO measured at the Rwanda Climate Observatory. *Atmos. Chem. Phys.* **19**, 2063–2078 (2019).
22. Zhang, J. J., Wei, Y. & Fang, Z. Ozone pollution: A major health hazard worldwide. *Front. Immunol.* **10**, 1–10 (2019).
23. Brook, R. D. *et al.* Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation* **121**, 2331–2378 (2010).
24. Newell, K., Kartsonaki, C., Lam, K. B. H. & Kurmi, O. P. Cardiorespiratory health effects of particulate ambient air pollution exposure in low-income and middle-income countries: a systematic review and meta-analysis. *Lancet Planet. Heal.* **1**, e360–e367 (2017).
25. Stanaway, J. D. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Stu. *Lancet* **392**, 1923–1994 (2018).
26. Su, P. F. *et al.* Association of ambient air pollution with cardiovascular disease risks in people with type 2 diabetes: a Bayesian spatial survival analysis. *Environ. Heal. A Glob. Access Sci. Source* **19**, 1–12 (2020).
27. <https://op.europa.eu/webpub/eca/special-reports/air-quality-23-2018/hu/>.

Megnézés dátuma: 2020 Március

28. Beelen, *et al.* Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: An analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet* **383**, 785–795 (2014).
29. Dehbi, H. M. *et al.* Air pollution and cardiovascular mortality with over 25 years follow-up: A combined analysis of two British cohorts. *Environ. Int.* **99**, 275–281 (2017).
30. Qi, J. *et al.* Potential gains in life expectancy by attaining daily ambient fine particulate matter pollution standards in mainland China: A modeling study based on nationwide data. *PLoS Med.* **17**, e1003027 (2020).
31. berkeleyearth.org. (2022). Megnézés dátuma: 2022 Március
32. Orru, H. *et al.* Health impacts of particulate matter in five major Estonian towns: Main sources of exposure and local differences. *Air Qual. Atmos. Heal.* **4**, 247–258 (2011).

33. Apte, J. S., Brauer, M., Cohen, A. J., Ezzati, M. & Pope, C. A. Ambient PM_{2.5} Reduces Global and Regional Life Expectancy. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **5**, 546–551 (2018).
34. Javanmardi, P. *et al.* Monitoring the impact of ambient Ozone on human health using time series analysis and air quality model approaches. *Fresenius Environ. Bull.* **27**, 533–544 (2018).
35. Valavanidis, A., Fiotakis, K. & Vlachogianni, T. Airborne particulate matter and human health: Toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *J. Environ. Sci. Heal. - Part C Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev.* **26**, 339–362 (2008).
36. Fuzzi, S. *et al.* Particulate matter, air quality and climate: Lessons learned and future needs. *Atmos. Chem. Phys.* **15**, 8217–8299 (2015).
37. Huang, R. J. *et al.* High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China. *Nature* **514**, 218–222 (2015).
38. Khaefi, M. *et al.* Association of particulate matter impact on prevalence of chronic obstructive pulmonary disease in Ahvaz, southwest Iran during 2009–2013. *Aerosol Air Qual. Res.* **17**, 230–237 (2017).
39. Mohammadi, M. J. *et al.* An analysis on cardiovascular mortality attributed to carbon monoxide in people over 65 years in the south western of Iran. *Fresenius Environ. Bull.* **26**, 4082–4087 (2017).
40. Castillo, S., Alastuey, A., Cuevas, E., Querol, X. & Avila, A. Quantifying dry and wet deposition fluxes in two regions of contrasting African influence: The NE Iberian Peninsula and the Canary Islands. *Atmosphere (Basel)*. **8**, (2017).
41. Jena, S. & Singh, G. Human health risk assessment of airborne trace elements in Dhanbad, India. *Atmos. Pollut. Res.* **8**, 490–502 (2017).
42. Hao, Y. *et al.* Characteristics of trace elements in PM_{2.5} and PM₁₀ of Chifeng, northeast China: Insights into spatiotemporal variations and sources. *Atmos. Res.* **213**, 550–561 (2018).
43. Dunea, D., Iordache, S., Radulescu, C., Pohoata, A. & Dulama, I. D. A multidimensional approach to the influence of wind on the variations of particulate matter and associated heavy metals in Ploiesti city, Romania. *Rom. J. Phys.* **61**, 1354–1368 (2016).
44. Xia, L. & Gao, Y. Characterization of trace elements in PM_{2.5} aerosols in the vicinity of highways in northeast New Jersey in the U.S. east coast. *Atmos. Pollut. Res.* **2**, 34–44 (2010).
45. Du, Y. *et al.* Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dusts in Urban Parks of Beijing, China. *Procedia Environ. Sci.* **18**, 299–309 (2013).
46. WHO. Air quality guidelines for Europe. (2019).
47. 104/2011, L. *Low 104/2011 Ambient air quality, Romania. Monitorul oficial* http://www.asrm.ro/pdf/noutati_legislative-mai-iunie-2011/Lege_nr_104_2011_calitatea_aerului_inconjurator.pdf (2011).
48. Manalis, N. *et al.* Toxic metal content of particulate matter (PM₁₀), within the Greater Area of Athens. *Chemosphere* **60**, 557–566 (2005).
49. Roy, P. & Saha, A. Metabolism and toxicity of arsenic: A human carcinogen Sources of

- different forms of arsenic: Human exposure and chronic arsenicism. *Curr. Sci.* **82**, (2002).
50. Mugudamani, I., Oke, S. A. & Gumede, T. P. Influence of Urban Informal Settlements on Trace Element Accumulation in Road Dust and Their Possible Health Implications in Ekurhuleni Metropolitan Municipality, South Africa. *Toxics* **10**, (2022).
 51. Sah, D., Verma, P. K., Kandikonda, M. K. & Lakhani, A. Pollution characteristics, human health risk through multiple exposure pathways, and source apportionment of heavy metals in PM₁₀ at Indo-Gangetic site. *Urban Clim.* **27**, 149–162 (2019).
 52. Lanphear, B. P. *et al.* The Contribution of Lead-Contaminated House Dust and Residential Soil to Children's Blood Lead Levels. *Environ. Res.* **79**, 51–68 (1998).
 53. Papanikolaou, N. C., Hatzidaki, E. G., Belivanis, S., Tzanakakis, G. N. & Tsatsakis, A. M. Lead toxicity update. A brief review. *Med. Sci. Monit.* **11**, RA329-36 (2005).
 54. Proorocu, M., Odagiu, A., Oroian, I. G., Ciuiu, G. & Dan, V. Particulate matter status in Romanian urban areas: PM₁₀ pollution levels in Bucharest. *Environ. Eng. Manag. J.* **13**, 3115–3122 (2014).
 55. Wu, Y. *et al.* Comparison of dry and wet deposition of particulate matter in near-surface waters during summer. *PLoS One* **13**, 1–15 (2018).
 56. Olszowski, T. Changes in PM₁₀ concentration due to large-scale rainfall. *Arab. J. Geosci.* **9**, 1–11 (2016).
 57. Kim, S., Hong, K., Jun, H., Park, Y. & Park, M. Effect of Precipitation on Air Pollutant Concentration in Seoul, Korea. *Asian J. Atmos. Environ.* **8**, 202–211 (2014).
 58. Santachiara, G., Prodi, F. & Belosi, F. Atmospheric aerosol scavenging processes and the role of thermo- and diffusio-phoretic forces. *Atmos. Res.* **128**, 46–56 (2013).
 59. Feng, J. A size-resolved model for below-cloud scavenging of aerosols by snowfall. *J. Geophys. Res.* **114**, 1–8 (2009).
 60. Feng, X. & Wang, S. Influence of different weather events on concentrations of particulate matter with different sizes in Lanzhou, China. *J. Environ. Sci.* **24**, 665–674 (2012).
 61. Nuhog, A., Bayraktar, H. & Turaliog, F. S. Impacts of some meteorological parameters on SO₂ and TSP concentrations in Erzurum, Turkey. *Chemosphere* **59**, 1633–1642 (2005).
 62. Chate, D. M. *et al.* Scavenging of aerosols and their chemical species by rain. *Atmos. Environ.* **37**, 2477–2484 (2003).
 63. Blanco-Becerra, L. C., Gáfarro-Rojas, A. I. & Rojas-Roa, N. Y. Influence of precipitation scavenging on the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio at the Kennedy locality of Bogotá, Colombia. *Rev. Fac. Ing.* 58–65 (2015) doi:10.17533/udea.redin.n76a07.
 64. Lim, D., Lee, T. & Kim, D. Quantitative Estimation of Precipitation Scavenging and Wind Dispersion Contributions for PM₁₀ and NO₂ Using Long-term Air and Weather Monitoring Database during 2000 ~ 2009 in Korea. *J. Korean Soc. Atmos. Environ.* **28**, 325–347 (2012).
 65. Yoo, J. M. *et al.* New indices for wet scavenging of air pollutants (O₃, CO, NO₂, SO₂, and PM₁₀) by summertime rain. *Atmos. Environ.* **82**, 226–237 (2014).
 66. Stephan, H. & Andre S.H., P. Influence of meteorology on PM₁₀ trends and variability in Switzerland from 1991 to 2008. *Atmos. Chem. Phys.* **11**, 1813–1835 (2011).
 67. Keresztesi, Á., Nita, I., Birsan, M., Bodor, Z. & Szép, R. The risk of cross-border pollution

- and the influence of regional climate on the rainwater chemistry in the Southern Carpathians, Romania. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **27**, 9382–9402 (2020).
68. Tiwari, S., Chate, D. M., Pragya, P., Ali, K. & Bisht, D. S. Variations in Mass of the PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ during the Monsoon and the Winter at New Delhi. *Aerosol Air Qual. Res.* **12**, 20–29 (2012).
 69. Ursu, C., Cirtog, C. & Raluca, G. Raport Național privind Starea de Sănătate a Populației României promovare a sănătății și educație pentru sănătate, noiembrie 2018. (2018).
 70. www.calitateaer.ro. (2022). Megnézés dátuma: 2020 Március
 71. Bodor, K., Szép, R. & Bodor, Z. The human health risk assessment of particulate air pollution (PM_{2.5} and PM₁₀) in Romania. *Toxicol. Reports* **9**, 556–562 (2022).
 72. Bodor, K., Bodor, Z. & Szép, R. Spatial distribution of trace elements (As, Cd, Ni, Pb) from PM₁₀ aerosols and human health impact assessment in an Eastern European country, Romania. *Environ. Monit. Assess.* (2021) doi:10.1007/s10661-021-08931-4.
 73. R. Lăcătuș & Anca-Rovena Lăcătuș. Evolution of heavy metals pollution from Copsa Mica. *Sci. Pap. UASVM Bucharest LIII*, 85–92 (2010).
 74. Bartha, S., Taut, I., Goji, G., Vlad, I. A. & Florin, D. Heavy Metal Content in Polyfloral Honey and Potential Health Risk. A Case Study of Copșa Mică, Romania. *Int. J. Environ. Reserach Public Heal.* **2**, 1–12 (2020).
 75. Bodor, K., Bodor, Z., Szép, A. & Szép, R. Human health impact assessment and temporal distribution of trace elements in Copșa Mică- Romania. *Sci. Rep.* **11**, 1–11 (2021).
 76. <https://en.wikipedia.org/wiki/Bucharest>. No Title. (2020). Megnézés dátuma: 2020 Március
 77. Bodor, K., Bodor, Z. & Szep, R. The trend of trace elements (Cd, Ni, Pb) from PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols and its effect on human health in Bucharest, Romania. *Rev. Chim.* **71**, 433–439 (2020).
 78. Raicu, C. & Iorga, G. Air pollution episodes in larger area of Bucharest. *Assembly* **11**, 2009 (2009).
 79. EN 12341. (2014).
 80. SR EN 14902. Ambient air quality. Standard method for the measurement of Pb, Cd, As, and Ni in the PM₁₀ fraction of suspended particulate matter. (2005).
 81. Javed, W., Wexler, A. S., Murtaza, G., Ahmad, H. R. & Basra, S. M. A. Spatial, temporal and size distribution of particulate matter and its chemical constituents in Faisalabad, Pakistan. *Atmosfera* **28**, 99–116 (2015).
 82. Bahloul, M. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in dry atmospheric deposits from Sfax solar saltern area in southeast of Tunisia. *J. Environ. Heal. Sci. Eng.* 5–7 (2020).
 83. Chalvatzaki, E. *et al.* Characterization of human health risks from particulate air pollution in selected European cities. *Atmosphere (Basel)*. **10**, 1–16 (2019).
 84. Azid, A. *et al.* Source apportionment of air pollution: A case study in Malaysia. *J. Teknol.* **72**, 83–88 (2015).
 85. Dobrinescu, A., Busuioc, A., Birsan, M. V., Dumitrescu, A. & Orzan, A. Changes in thermal discomfort indices in Romania and their connections with large-scale mechanisms. *Clim.*

- Res.* **64**, 213–226 (2015).
86. Ostro, B. Outdoor air pollution, Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. (2003).
 87. EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A). *U.S EPA* **1**, 1–291 (2004).
 88. Szép, R. *et al.* Influence of peat fires on the rainwater chemistry in intra-mountain basins with specific atmospheric circulations (Eastern Carpathians, Romania). *Sci. Total Environ.* **647**, 275–289 (2019).
 89. Szép, R., Mateescu, E., Nechifor, C. & Keresztesi, Á. Chemical characteristics and source analysis on ionic composition of rainwater collected in the Carpathians “Cold Pole,” Ciuc basin, Eastern Carpathians, Romania. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **24**, 27288–27302 (2017).
 90. EMEP/EEA. Air pollutant emission inventory guidebook. *Society* 1–34 (2019).
 91. Young, T. M., Heerman, D. A., Sirin, G. & Ashbaugh, L. L. Resuspension of Soil as a Source of Airborne Lead near Industrial Facilities and Highways. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 2484–2490 (2002).
 92. Environmental Protection Agency, S. Annual report on the state of the environment in Sibiu County. 0–224 (2015).
 93. Kim, K., Lee, J. & Jang, M. Metals in airborne particulate matter from the first and second industrial complex area of Taejon city, Korea. *Environ. Pollut.* **118**, 41–51 (2002).
 94. Aneja, V. P., Isherwood, A. & Morgan, P. Characterization of particulate matter (PM₁₀) related to surface coal mining operations in Appalachia. *Atmos. Environ.* **54**, 496–501 (2012).
 95. Hsu, C. Y. *et al.* Elemental characterization and source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} in the western coastal area of central Taiwan. *Sci. Total Environ.* **541**, 1139–1150 (2016).
 96. Marinas, M. *et al.* A nuclear magnetic resonance (¹ H and ¹³ C) and isotope ratio mass spectrometry (^δ ¹³ C , ^δ ² H and ^δ ¹⁸ O) study of Andalusian olive oils. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* **24**, 1457–1466 (2010).
 97. Foti, L. *et al.* Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region (France). *Sci. Total Environ.* **598**, 938–948 (2017).
 98. Zhang, Q. *et al.* Ambient Particulate Matter (PM_{2.5}/PM₁₀) Exposure and Emergency Department Visits for Acute Myocardial Infarction in Chaoyang District , Beijing , China During 2014 : A Case-Crossover Study. **26**, 538–545 (2016).
 99. Fang, W., Delapp, R. C., Kosson, D. S., van der Sloot, H. A. & Liu, J. Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: Percolation leaching tests with repeated additions of compost. *Chemosphere* **169**, 271–280 (2017).
 100. Environmental Protection Agency, S. Annual report on the state of the environment for Sibiu county. (2019).
 101. Khairy, M. A., Barakat, A. O., Mostafa, A. R. & Wade, T. L. Multielement determination by flame atomic absorption of road dust samples in Delta Region, Egypt. *Microchem. J.* **97**, 234–242 (2011).
 102. Tan, P., Chou, C., Liang, J., Chou, C. C. & Shiu, C. Air pollution “ holiday effect ” resulting

from the Chinese New Year. (2009).

103. Hwang, S. L. *et al.* Seasonal variation and source apportionment of PM_{2.5}-bound trace elements at a coastal area in southwestern Taiwan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **25**, 9101–9113 (2018).
104. Idani, E. *et al.* Characteristics, sources, and health risks of atmospheric PM₁₀-bound heavy metals in a populated middle eastern city. *Toxin Rev.* **39**, 266–274 (2020).
105. Tahery, N. *et al.* Estimation of PM₁₀ pollutant and its effect on total mortality (TM), hospitalizations due to cardiovascular diseases (HACD), and respiratory disease (HARD) outcome. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **28**, 22123–22130 (2021).
106. Meng, X. *et al.* Seasonal characteristics and particle-size distributions of particulate air pollutants in Urumqi. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **16**, 1–15 (2019).
107. Goudarzi, G. *et al.* Health risk assessment on human exposed to heavy metals in the ambient air PM₁₀ in Ahvaz, southwest Iran. *Int. J. Biometeorol.* **62**, 1075–1083 (2018).
108. Santacatalina, M., Yubero, E., Mantilla, E. & Carratalá, A. Relevance of the economic crisis in chemical PM₁₀ changes in a semi-arid industrial environment. *Environ. Monit. Assess.* **184**, 6827–6844 (2012).
109. Elminir, H. K. Dependence of urban air pollutants on meteorology. *Sci. Total Environ.* **350**, 225–237 (2005).
110. Muntean, E., Muntean, N. & Mihăiescu, T. Cadmium and Lead soil pollution in Copsa Mica area in relation with the food chain. *Res. J. Agric. Sci.* **42**, 2008–2011 (2010).
111. Caraş-Severin County Council. Air Quality Maintenance plan. (2020).
112. Al-Khashman, O. A. The investigation of metal concentrations in street dust samples in Aqaba city, Jordan. *Environ. Geochem. Health* **29**, 197–207 (2007).
113. Doabi, S. A., Afyuni, M. & Karami, M. Multivariate statistical analysis of heavy metals contamination in atmospheric dust of Kermanshah province, western Iran, during the spring and summer 2013. *J. Geochemical Explor.* **180**, 61–70 (2017).
114. Alam, K. *et al.* Baseline survey of trace metals in ambient PM₁₀ at Tummalapalle uranium mining site. *Atmos. Pollut. Res.* **5**, 591–600 (2014).
115. Tian, H. Z. *et al.* Trend and characteristics of atmospheric emissions of Hg, As, and Se from coal combustion in China, 1980–2007. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* vol. 10 (2010).
116. Mansha, M., Ghauri, B., Rahman, S. & Amman, A. Characterization and source apportionment of ambient air particulate matter (PM_{2.5}) in Karachi. *Sci. Total Environ.* **425**, 176–183 (2012).
117. Zhu, L. *et al.* Spatiotemporal characteristics of particulate matter and dry deposition flux in the Cuihu Wetland of Beijing. *PLoS One* **11**, 1–16 (2016).
118. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/air-pollutant-emissions-data-viewer-3>. (2021). Megnézés dátuma: 2020 Március
119. Anenberg, S. C. *et al.* Survey of Ambient Air Pollution Health Risk Assessment Tools. *Risk Anal.* **36**, 1718–1736 (2016).
120. Hassanvand, M. S. *et al.* Short-term effects of particle size fractions on circulating

biomarkers of inflammation in a panel of elderly subjects and healthy young adults. *Environ. Pollut.* **223**, 695–704 (2017).

121. Cheol Kim, H. *et al.* Regional contributions to particulate matter concentration in the Seoul metropolitan area, South Korea: Seasonal variation and sensitivity to meteorology and emissions inventory. *Atmos. Chem. Phys.* **17**, 10315–10332 (2017).
122. Mohtar, A. A. A. *et al.* Variation of major air pollutants in different seasonal conditions in an urban environment in Malaysia. *Geosci. Lett.* **5**, (2018).
123. Aikawa, M., Kajino, M., Hiraki, T. & Mukai, H. The contribution of site to washout and rainout: Precipitation chemistry based on sample analysis from 0.5mm precipitation increments and numerical simulation. *Atmos. Environ.* **95**, 165–174 (2014).
124. Sun, Y., Zhuang, G., Tang, A., Wang, Y. & An, Z. Chemical Characteristics of PM_{2.5} and PM₁₀ in Haze - Fog Episodes in Beijing. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 3148–3155 (2006).
125. Sacco, R. L. *et al.* The Heart of 25 by 25: Achieving the Goal of Reducing Global and Regional Premature Deaths From Cardiovascular Diseases and Stroke: A Modeling Study From the American Heart Association and World Heart Federation. *Circulation* **133**, e674–e690 (2016).

Publikációs lista

Az értekezés témakörében készült tudományos közlemények:

1. **Katalin Bodor**, Róbert Szép, Zsolt Bodor, The human health risk assessment of particulate air pollution (PM_{2.5} and PM₁₀) in Romania, *Toxicology Reports*, 9, 2022.
IF: 4.81 (2021)
2. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Róbert Szép, Spatial distribution of trace elements (As, Cd, Ni, Pb) from PM₁₀ aerosols and human health impact assessment in an Eastern European country, Romania, *Environ Monit Assess.*, 193:176, 2021.
IF: 3.2 (2021)
3. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Alexandru Szép, Róbert Szép, Human health impact assessment and temporal distribution of trace elements in Copşa Mică- Romania, *Scientific Report*, 11:7049, 2021.
IF: 4.996 (2021)
4. **Katalin Bodor**, Miruna Mihaela Micheu, Ágnes Keresztesi, Marius-Victor Birsan, Ion-Andrei Nita, Zsolt Bodor, Sándor Petres, Attila Korodi, Róbert Szép, Effects of PM₁₀ and Weather on Respiratory and Cardiovascular Diseases in the Ciuc Basin (Romanian Carpathians), *Atmosphere*, 12, 289, 2021.
IF: 3.12 (2021)
5. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Róbert Szép, The trend of trace elements (Cd, Ni, Pb) from PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols and its effect on human health in Bucharest, Romania, *Revista de Chimie*, 71, 2020.
6. **Katalin Bodor**, Róbert Szép, Zsolt Bodor, Time series analysis of the air pollutions around Ploiesti oil refining complex, one of the most polluted regions in Romania, *Scientific Reports* 12 (1):11817, 2022 .
IF: 4.996 (2021)
7. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Ágnes Keresztesi, Róbert Szép, PM₁₀ concentration reduction due to the wet scavenging in the Ciuc Basin, Romania, *Acta Univ. Sapientiae, Agriculture and*

Environmnt, 12, 1-8, 2020.

8. Zsolt Bodor, **Katalin Bodor**, Ágnes Keresztesi, Szép Róbert, Major air pollutants seasonal variation analysis and long-range transport of PM₁₀ in an urban environment with specific climate condition in Transylvania (Romania), *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 2020.

IF: 3.957 (2020)

9. **Katalin Bodor**, Réka Boga, Tímea Pernyeszi, Szende Tonk, György Deák, Variation of PM₁₀ concentration depending on the meteorological parameters in two Bucharest monitoring stations (In green areas), *Present Environment and Sustainable Development*, Volume 14, no.1, 2020.

Az értekezés témakörén kívül készült tudományos közlemények:

1. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Alexandru Szép, Róbert Szép, Classification and hierarchical cluster analysis of principal romanian bottled mineral waters, *Journal of Food Composition and Analysis*, 103903, 2021.

IF: 4.4 (2021)

2. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Róbert Szép, Alexandru Szép, Characterization of some bottled Romanian mineral waters on the basis of the total mineral content, *Acta Univ. Sapientiae, Alimentaria*, 13 85-98, 2020.
3. Zsolt BODOR, Andrea (Iuhász) FAZAKAS, **Katalin BODOR**, Erika KOVÁCS, Ildikó MIKLÓSSY, Beáta ALBERT, Using genome-scale model to predict the metabolic engineering impact on *Escherichia coli* metabolism during succinic acid production optimization, *Romanian Biotechnological Letters*, 25 (3), 1666-1676, 2020.
4. Ágnes Keresztesi, Réka Boga, Zsolt Bodor, **Katalin Bodor**, Szende Tonk, György Deák, Ion-Andrei Nita, The analysis of the chemical composition of precipitation during the driest year from the last decade, *Present Environment and Sustainable Development*, Volume 13, no.1, 2019.
5. Réka BOGA, Zsolt BODOR, **Katalin BODOR**, Szende Tonk, György Deák, Tímea Pernyeszi, Ion-Andrei Nita, The influence of evapotranspiration and wet deposition on the

variations of PM₁₀ concentration in the Ciuc basin, *Present Environment and Sustainable Development*, Volume 13, no.1, 2019.

6. Zsolt Bodor, Szabolcs Lányi, Beáta Albert, **Katalin Bodor**, Aurelia Cristina Nechifor, Ildikó Miklóssy, Model driven analysis of the biosynthesis of 1,4-butanediol from renewable feedstocks in *Escherichia coli*, *Revista de Chimie*, 353, 2019.

IF: 1,755 (2019)

7. Zsolt Bodor, Lehel Tompos, Aurelia Cristina Nechifor, **Katalin BODOR**, *In silico* analysis of 1,4-butanediol heterologous pathway impact on *Escherichia coli* metabolism, *Revista de Chimie*, 9, 2019.

IF: 1,755 (2019)

Az értekezés témájához kapcsolódó konferenciák:

1. Zsolt BODOR, **Katalin BODOR**, Ildikó MIKLÓSSY, Róbert SZÉP, Time series analysis of PM_{2.5}, PM₁₀ and Total Suspended Particle (TSP) in the Ciuc basin (2010-2019), *SGEM International Scientific Conferences on Earth & Planetary Sciences*, 6-9 December, 2022, Viena, Austria.
2. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Róbert Szép, Time series analysis and human health effect of air pollution in the most polluted regions in Romania, *3rd International Congress on Advanced Materials Sciences and Engineering (AMSE-2022)*, 21-25 July, 2022, Opatija, Croatia.
3. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Alexandru Szép, Róbert Szép, Human health impact assessment and time series analysis of trace element content of particulate matter in Copsa Mică Romanian, *European Young Chemists' Meeting 2022*, 19-22 January, Fribourg, Switzerland.
4. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Alexandru Szép, Róbert Szép, Ágnes Keresztesi, Human health impact assessment and time series analysis of lead content of PM₁₀ particulate matter in Copsa Mică, *27th International conference on chemistry*, 29. Oktober, 2021, Romania.
5. **Bodor Katalin**, Légszennyezések egészségügyi vonatkozásai, *5. Csíkszeredai Kórháznapok*, July 1-4, Csíkszereda, 2021, Romania.

6. **Bodor Katalin**, Bodor Zsolt, Szép Róbert, Keresztesi Ágnes, PM₁₀ concentration reduction due to the wet scavenging in the Ciuc Basin, Romania, *16th Carpathian Basin Conference for Environmental Sciences In memoriam: Prof. Mária Szabó*, DSc. 30 March - 1 April 2021, Budapest, Hungary.
7. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Gabriella Schmutzer, Ágnes Keresztesi, Róbert Szép, The assessment of human health effects of particulate air pollution (PM_{2.5} and PM₁₀) in Romania, *5th International Conference on Chemical Engineering*, 28-30 October, 2020, Iași, Romania.
8. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Szép Róbert, Human Health Risk Assessment of Particulate Air Pollution in Romania, *14th International Conference on Environmental Science Applications (ICESA 2020)*, 30-31. July. 2020, Istanbul, Turkey.
9. **Katalin Bodor**, Szép Róbert, Zsolt Bodor, Spatial and temporal characterization of trace elements (As, Cd, Ni, Pb) in PM₁₀ aerosols and human health effects calculation in Romania, *11st International Conference on Environmental Science and Development (ICESD 2020)*, 10-12. February 2020, Barcelona, Spain.
10. **Katalin Bodor**, Miruna Mihaela Micheu, Ágnes Keresztesi, Marius-Victor Birsan, Zsolt Bodor, Robert Szép, Studiul prafurilor în suspensie asupra vegetației și a sănătății umane din depresiunile închise din grupa centrală a Carpaților Orientali, *Conferință zona montană-principalul furnizor de produse de calitate*, 10. December, 2019, Cristian -Sibiu, Romania.
11. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Robert Szép, The trend of trace elements (Cd, Ni, Pb) from PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols and its effect on human health in Bucharest, Romania, „*Cercetare științifică și inovare în contextul extinderii agriculturii de precizie și modernizării sistemelor tehnologice*”, 27-28 November, 2019, INCDCSZ Brașov, Romania.
12. **Bodor Katalin**, Bodor Zsolt, Szép Robert, A szállóporok nehézfém (As, Cd, Ni, Pb) koncentrációjának tér és időbeni változásai és egészségkárosító hatásainak tanulmányozása Romániában, *Kutassunk Együtt Tudományos Konferencia*, 22 November, 2019, Csíkszereda, Románia.

13. **Katalin Bodor**, Miruna Mihaela Micheu, Agnes Keresztesi, Marius-Victor Birsan, Zsolt Bodor, Robert Szep, Effects of PM₁₀ and Weather on Respiratory and cardiovascular diseases in the Ciuc Basin, *25th International conference on chemistry*, 24-26 October, 2019, Cluj Napoca, Romania.
14. **Zsolt Bodor**, Katalin Bodor, Agnes Keresztesi, Robert Szep, Seasonal variation and long-range Zsolt Bodor, Katalin Bodor, Ágnes Keresztesi, Róbert Szép, Seasonal variation and long-range transport of major air pollutants in the Ciuc basin (Romania) with specific climate condition, *19th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2019*, 28. June- 07. July, 2019, Albena, Bulgaria.
15. **Katalin Bodor**, Zsolt Bodor, Ágnes Keresztesi, Réka Boga, Time series analysis from 2008 to 2018 of PM₁₀ evaluation of Bucharest region, Romania *14th PESD: Present Environment & Sustainable Development*, 7-9 June, 2019, Iași, Romania.

Az értekezés témakörén kívüli konferenciák:

1. Bărăscu Nina, Donescu Daniela, Keresztesi Ágnes, **Bodor Katalin**, Bogyó Attila, The influence of climatic factors on the dynamics of vector aphid populations in the seed potato crop in mountainous areas, *SGEM International Scientific Conferences on Earth & Planetary Sciences*, 6-9 December, 2022, Viena, Austria.
2. Zsolt Bodor, **Katalin Bodor**, Alexandru Szép, Szilvia László, Róbert Szép, Ágnes Keresztesi, Classification and Hierarchical Cluster Analysis of Principal Romanian Bottled Mineral Waters, *15th International Conference on Nutrition Research and Food Chemistry*, 16-17 September, 2021, Amsterdam, Netherlands.
3. **Bodor Katalin**, Bodor Zsolt, Szép Róbert, Keresztesi Ágnes, Szép Alexandru, Néhány palackozott romániai ásványvíz jellemzése a teljes ásványi anyag tartalom alapján, *26. Online Nemzetközi Vegyészkonferencia*, 30 October, 2020, Romania.
4. Ágnes Keresztesi, Róbert Szép, Zsolt Bodor, **Katalin Bodor**, TÁNCZOS Szidónia, Long-term analysis of rainwater chemistry over the conterminous United States *27. Online Nemzetközi Vegyészkonferencia*, 29 October, 2021, Romania.

5. Keresztesi Ágnes, Szép Róbert, Bodor Zsolt, **Bodor Katalin**, Schmutzer Gabriella, Bálint Kinga, Csapadékvíz kémiai összetételének hosszútávú elemzése az európai kontinensen, 26. *Nemzetközi Vegyészkonferencia*, 30 October, 2020, Kolozsvár, Romania.

6. Zsolt Bodor, Hunor Bartos, **Katalin Bodor**, Márta Both-Fodor, Csongor Orbán Kálmán, Szabolcs Lányi, Ildikó Miklóssy, Quantitative prediction of *Basfia succiniciproducens* metabolic potential, for succinic acid and 1,4-butanediol production with constraint-based model, *International Conference on Mathematical Methods and Models in Biosciences (Biomath)*, Sofia, 24-29 June, 2018, Sofia, Bulgaria.

Mellékletek

1. táblázat. A romániai mérő állomások (1. Tanulmányban).

Reg.	Db	PM _{2,5} mérőállomás	Db	PM ₁₀ mérőállomás
B	4	B _{1,5,6,7}	8	B _{1,2,3,4,5,6,7,8}
K	4	BV ₂ , HR ₁ , MS ₁ , SB ₁ BC ₁ , BT ₁ , IS ₁ , NT ₁ ,	12	BV _{1,2,3,4} , CV ₁ , HR ₁ , MS _{1,2,3} , SB _{1,3,4}
ÉK	5	SV ₁	14	BC _{1,2} , BT ₁ , IS _{2,4,5,6} , NT _{1,3} , SV _{1,2,3} , VS _{1,2} BH _{1,2,4} , BN ₁ , CJ _{1,2,3,5} , MM _{1,2,3,4,5} , SJ ₁ ,
ÉNY	4	BH ₁ , CJ ₂ , MM ₂ , SM ₁	16	SM _{1,2} AG _{1,2,3,4,6} , CL _{1,2,3} , DB _{1,2} , GR _{1,2,3} , IL _{1,2} ,
D	5	AG ₂ , GR ₂ , PH ₂ , TR _{3,5}	23	PH _{1,2,3,5,6} , TR _{1,2,4} BR _{1,2,3,4} , BZ _{1,2} , CT _{1,2,3,4,5,7} , GL _{1,2,3,4} , TL _{1,2,3}
DK	4	BR ₂ , BZ ₁ , CT ₂ , GL ₂	20	VN ₁
DNY	4	DJ _{2,6} , MH ₁ , VL ₁	11	DJ _{1,2,3,5,6} , GJ _{1,2,3} , MH ₁ , OT ₁ , VL ₁
NY	3	AR ₂ , CS ₅ , TM ₂	18	AR _{1,2,3} , CS _{1,2,3,4,5} , TM _{1,2,3,5,6}
Össz.	33		122	

ahol: *Db* - az egyes régiókban található mérőállomások számát, *PM_{2,5} mérőállomás* és *PM₁₀ mérőállomás* - a PM_{2,5} és PM₁₀ mérőállomások nevét, valamint a *B, K, ÉK, ÉNY, D, GK, DNY, NY* - a Bukarest, Központi, Észak Keleti, Északnyugati, Déli, Délnyugati és Nyugati régiókat jelöli.

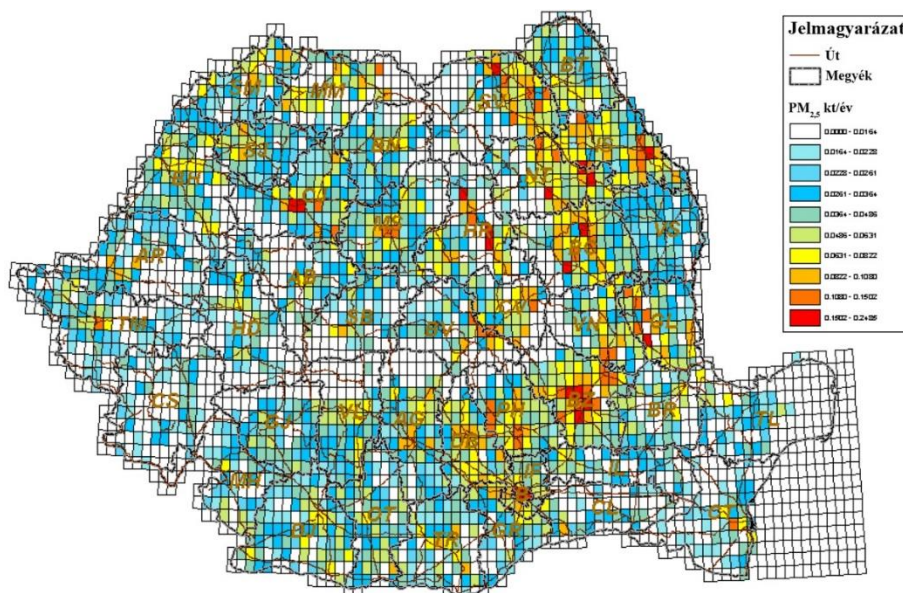


1. ábra. Mintavételi régiók (Románia).

ahol: az 1-től 8-ig terjedő számok a régiókat jelölik, 1 – Északkeleti, 2 – Délkeleti, 3 – Déli, 4 – Délnyugati, 5 – Nyugati, 6 – Észak Nyugati és 7 – középső régiók.

2. táblázat. Romániai megfigyelőállomások (2. Tanulmányban).

	As	Cd	Ni	Pb	PM ₁₀
K	AB _{1,3} MS _{1,2} SB _{3,4}	AB _{1,3} BV _{1,3,4} MS _{1,2} SB _{1,3,4} BC _{1,2}	AB _{1,3} BV _{1,3,4} MS _{1,2} SB _{3,4}	AB _{1,3} BV _{1,3,4} MS _{1,2,3} SB _{1,3,4}	AB _{1,3} BV _{1,2,3,4,5} CV ₁ HR ₁ MS _{1,2,3} SB _{1,3,4}
ÉK	BC _{1,2,3,5}	IS _{1,2,4,5,6} SV _{2,3}	BC _{1,2} IS _{1,4}	BC _{1,2} IS _{1,4,6} SV _{2,3} BH ₁ CJ _{1,2,3,5}	BC _{1,2} BT ₁ IS _{1,2,4,6} NT _{1,3} SV _{1,2,3} VS _{1,2} BH _{1,2} BN ₁
ÉNy	CJ _{1,2,3,5}	BH _{1,2} CJ _{1,2,3,5} MM _{1,2,3,4,5}	BH ₁ CJ _{1,2,3,5} SM _{1,2}	MM _{1,2,3,4,5} SM _{1,2} AG _{1,2,3,4,6} CL _{1,2} DB _{1,2}	CJ _{1,2,3,5} MM _{1,2,3,4,5} SJ ₁ SM _{1,2}
D	AG _{1,2,3,4,6} DB _{1,2} IL _{1,2} PH _{1,2,3,5,6}	AG _{1,2,3,4,6} CL _{1,2} DB _{1,2} IL _{1,2} PH _{1,2,3,5,6}	AG _{1,2,3,4,6} DB _{1,2} IL _{1,2} PH _{1,2,3,5,6}	GR _{1,2,3} IL _{1,2} PH _{1,2,3,5,6} TR _{1,2} BR _{1,3,4}	AG _{1,2,3,4,6} CL _{1,2,3} DB _{1,2} GR _{1,2,3} IL _{1,2} PH _{1,2,3,5,6} TR _{1,2,3}
DK	CT _{1,3,4,7} GL _{1,2,3,4} TL _{1,2,3}	CT _{1,3,5,7} GL _{1,2,3,4} TL _{1,2,3} DJ _{1,3} GJ _{2,3}	CT _{1,3,4,5,7} GL _{1,2,3,4} TL _{1,2,3}	CT _{1,3,4,5,7} GL _{1,2,3,4} TL _{1,2,3} DJ _{1,3} GJ _{1,2,3}	BR _{1,2,3,4} BZ _{1,2} CT _{1,3,4,5,7} GL _{1,2,3,4} TL _{1,2,3} VN ₁
DNy	GJ _{1,2,3} MH ₁ VL ₁	MH ₁ OT ₁ VL ₁	DJ _{1,3} GJ _{1,2,3} MH ₁ VL ₁	MH ₁ OT ₁ VL ₁	DJ _{1,2,3,5,6} GJ _{1,2,3} MH ₁ OT ₁ VL ₁
Ny	CS _{1,2,3,4} TM _{1,2,3,5,6}	CS _{1,2,3,4,5} HD _{1,2,3,4,5} TM _{1,2,3,5,6}	CS _{1,2,3,4,5} HD _{1,2,3,4,5} TM _{1,2,3,5,6}	CS _{1,2,3,4,5} HD _{1,2,3,4,5} TM _{1,2,3,5,6}	AR _{1,2,3} CS _{1,2,3,4,5} HD _{1,2,3,4,5} TM _{1,2,3,5,6}



2. ábra. A romániai PM_{2,5}-kibocsátásának megoszlása: a lakossági fűtésből és főzés során¹⁴.

Ahol: PM_{2,5} ktonna/évi kibocsátást jelölnek színek: fehér (0.000-0.016), világos kék (0.016-0.0228), kék (0.0228-0.0261), sötétkék (0.0261-0.036), zöld (0.036-0.048), sárgás zöld (0.048-0.063), sárga (0.063-0.082), narancs sárga (0.082-0.1), sötét narancs sárga (0.1-0.15), piros (0.15-0.2).

2. táblázat. A Romániai PM_{2,5}-kibocsátási adatok (2005-2020), kitűzött értékek¹⁴.

Kategóriák	Mért adatok, kt/év				Kitűzött értékek, kt/év	
	2005	2018	2019	2020	2025	2030
1 A1 Energiaipar	12,693	1,866	1,925	1,838	0,636	0,616
1 A2 Égetés a feldolgozóiparban és építkezések	10,509	5,379	5,425	5,487	5,942	4,889
1 A3b Közúti szállítás	4,478	4,578	4,318	4,018	4,222	4,183
1 A3a,c,d,e Nem közúti szállítás	0,146	0,174	0,225	0,196	0,31	0,353
1 A4 Kis teljesítményű helyhez kötött források (Kereskedelmi, Lakossági, Mezőgazdasági) és 1A5 (Egyéb helyhez kötött forrásokban történő égés és mobil)	82,949	91,244	91,915	92,426	91,558	91,797
1 B Diffúz kibocsátások	2,675	1,130	1,145	0,994	1,003	1,093
2 A,B,C,H,I,J,K,L Ipari folyamatok	3,280	2,837	2,876	2,716	2,364	2,390
2 D, 2G Oldószeres és egyéb felhasználások, termékek	1,538	1,245	1,433	1,339	1,503	1,567
3 B Trágyakezelés állatállomány	0,785	0,571	0,584	0,564	1,115	1,230
3 D növények és földek művelése, mezőgazdaság	0,403	0,602	0,705	0,703	1,803	1,914
3 F Tarló és törmelék égetése	0,0362	0,0185	0,0222	0,0358	7,135	3,521
5 Hulladékok	0,859	1,116	1,545	1,400	1,236	1,138
Összesen	120,351	110,760	112,119	111,717	118,826	114,692