

Universitatea din București

Facultatea de Fizică

Școala Doctorală de Fizică

TEZĂ DE DOCTORAT

Coordonator științific:

Conf. dr. Adrian Bogdan ANTONESCU

Doctorand:

George Bogdan BURGHELEA

2025

Universitatea din București

Facultatea de Fizică

Școala Doctorală de Fizică

TEZĂ DE DOCTORAT

**Analize statistice asupra concentrațiilor poluanților majoritari
în zonele metropolitane București, Iași, Brașov în anul
pandemic 2020 și impactul potențial al acestora asupra
sănătății**

Rezumat

Coordonator științific:

Conf. dr. Adrian Bogdan ANTONESCU

Doctorand:

George Bogdan BURGHELEA

Mulțumiri

Finalizarea acestei teze de doctorat reprezintă încununarea unui parcurs profesional și personal ce nu ar fi fost posibil fără sprijinul, încurajarea și înțelegerea celor care mi-au fost alături pe acest drum.

Doresc să adresez mulțumiri deosebite domnului Conf. Dr. Adrian Bogdan Antonescu, coordonatorul meu științific, pentru îndrumarea competentă, răbdarea și profesionalismul cu care m-a ghidat pe parcursul cercetării. Contribuția sa a fost esențială în conturarea și finalizarea acestei lucrări.

Mulțumiri sincere se îndreaptă și către membrii comisiei de îndrumare: doamnei CS I Dr. Luminița Mărmureau, pentru expertiza valoroasă, sprijinul constant și implicarea activă în toate etapele cercetării; doamnei Lect. Dr. Gabriela Iorga, pentru ideile inovatoare și pentru motivația insuflată în momentele cheie; precum și doamnei Lect. Dr. Gabriela Manolache pentru observațiile pertinente; Fiecare dintre dumneavoastră a contribuit în mod semnificativ la claritatea și profunzimea acestei lucrări.

De asemenea, adresez mulțumiri Rețelei Naționale de Monitorizare a Calității Aerului (RNMCA) pentru accesul liber la datele necesare realizării analizelor și interpretărilor.

Cea mai profundă recunoștință o datorez familiei mele, pentru sprijinul necondiționat, răbdare și înțelegere. Soției mele îi mulțumesc pentru dragoste, pentru încurajarea constantă și pentru că mi-a fost alături în momentele dificile, oferindu-mi puterea de a continua.

Tuturor celor care m-au susținut și încurajat pe parcursul acestei călătorii, vă mulțumesc din suflet!

Cuprins:

Mulțumiri	4
Introducere	1
PARTEA I.....	4
Capitolul 1. Poluanți și poluarea atmosferei	4
Surse și tipuri de poluanți: gaze și aerosoli	4
Aerosolii atmosferici: proprietăți, surse și compoziție	8
Origine și tipologie	9
Proprietăți fizice și compoziție chimică. Urban vs. rural	11
Timpul de viață și transportul poluanților	14
Impactul asupra sănătății: sinteză critică a literaturii	15
Implicații pentru politici și cercetare	15
Capitolul 2. Metode de evaluare și monitorizare a poluării atmosferice	16
Capitolul 3. Rețele de monitorizare la sol a calității aerului.....	19
3.1. RNMCA: rol, acoperire, parametri	19
3.2. Rețele alternative: acoperire fină, conștientizare publică	23
Capitolul 4. Variația spațio-temporală a concentrațiilor poluanților majoritari în anul 2020	24
4.1. Context urban și rețele de monitorizare	24
4.2. Date și metodologie	24
4.3. București (2020): semnalul „restricții + vară” și răspunsul diferențiat al poluanților	25

4.4. Braşov (2020): topografie restrictivă, răspuns rapid pe NO _x	27
4.5. Iaşi (2020): primăvara clară pe NO _x /CO, episoade particulare pe PM.....	28
4.6. Sinteza statistică pe oraşe şi perioade	30
Capitolul 5. Evoluţia poluării cu PM ₁₀ în zonele urbane Bucureşti, Braşov si Iaşi in anul 2020 in comparaţie cu poluarea pe termen lung	31
5.1. Date şi metodologie: segmentarea „pandemică” şi designul de comparaţie	31
5.2. Ce ne spun mobilitatea şi mediile lunare (2020 vs 2022).....	34
5.3. Corecţia absolută şi relativă: separarea „trafic vs fond”	34
5.4. Semnificaţie statistică (Kruskal–Wallis) şi excepţiile care confirmă regula	35
Capitolul 6. Evaluarea impactului poluării cu PM ₁₀ asupra sănătăţii umane. Coeficientul de risc.	36
6.1. Metodă: coeficientul de risc non-cancerigen (HQ)	36
6.3. Episoade intense şi risc: intruziunea de praf 27–28 martie 2020	40
Concluzii generale si perspective ale cercetării	44
LISTA CONTRIBUŢIILOR ORIGINALE	46
BIBLIOGRAFIE.....	47

Introducere

Calitatea aerului reprezintă un indicator esențial pentru sănătatea populației și echilibrul ecosistemelor, fiind definită de Organizația Mondială a Sănătății (WHO, 2005) prin ansamblul caracteristicilor fizice, chimice și biologice ale atmosferei. În strânsă legătură cu acest concept, poluarea aerului este înțeleasă ca prezența în atmosferă a unor substanțe chimice, fizice sau biologice la niveluri capabile să afecteze negativ organismul uman și mediul (Jacobson, 2002). Printre cei mai importanți poluanți se regăsesc oxizii de sulf (SO_x), oxizii de azot (NO_x), ozonul (O₃), monoxidul de carbon (CO) și particulele materiale în suspensie (PM), în special fracțiunea PM₁₀ (Seinfeld & Pandis, 2016).

Sursele poluării sunt multiple, de la cele naturale – cum ar fi incendiile de vegetație (Adam et al., 2022), emisiile de praf mineral din zonele deșertice (Țîmpu et al., 2020) sau aerosolii marini – la cele antropice, precum traficul rutier, activitățile industriale, încălzirea rezidențială și arderea biomasei (Mărmureanu et al., 2020; Hoffer et al., 2024). În mediul urban, traficul rutier rămâne principalul factor, completat de procese industriale și de încălzirea domestică, în special în sezonul rece. Particulele PM₁₀ sunt considerate extrem de periculoase prin conținutul lor de metale grele (Cd, Pb, Ni, As, Hg) și hidrocarburi aromatice policiclice (PAHs), substanțe cu potențial cancerigen și mutagen (Zapletal et al., 2022).

Un aspect central al cercetărilor recente îl constituie transportul pe distanțe lungi al poluanților, în special al prafului saharian, care poate provoca depășiri semnificative ale limitelor OMS în Europa și România (Mărmureanu et al., 2019; Ajtai et al., 2020). Episoade spectaculoase, precum „zăpada portocalie” din martie 2018, demonstrează amplitudinea fenomenului și consecințele sale asupra sănătății publice și a calității aerului. În același timp, incendiile forestiere și activitățile agricole intensifică nivelurile de PM₁₀, accentuând riscurile pentru populațiile expuse (Levei et al., 2020).

Pentru a evalua contribuția diverselor surse, cercetarea utilizează atât metode orientate către receptor – precum analiza componentelor principale (PCA) sau factorizarea matricelor pozitive (PMF) –, cât și modele atmosferice avansate, cum sunt HYSPLIT sau BSC-DREAM, recunoscute pentru acuratețea lor în analiza transportului particulelor (Stein et al., 2015; Flores et

al., 2015). Aceste instrumente oferă o înțelegere integrată a proceselor de dispersie și constituie o bază pentru politici de management eficient al calității aerului.

Impactul poluării atmosferice asupra sănătății este major. Studii recente au arătat corelații directe între concentrațiile de PM și incidența afecțiunilor respiratorii și cardiovasculare, precum astmul și boala pulmonară obstructivă cronică (Tiotiu et al., 2020). În România, datele colectate pentru București au demonstrat că fiecare creștere de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$ și PM_{10} este asociată cu o creștere de 40–60% a internărilor pentru boli cronice (Mahler et al., 2023). La acestea se adaugă costurile economice uriașe, estimate la miliarde de euro anual, în special pentru marile orașe precum București, Brașov și Timișoara (de Bruyn & de Vries, 2020).

Prezenta teză de doctorat își propune să investigheze în detaliu nivelurile de poluare atmosferică și efectele acestora asupra sănătății în trei zone metropolitane din România: București, Brașov și Iași. Contextul excepțional al pandemiei COVID-19 din anul 2020 a fost folosit ca punct de referință, oferind oportunitatea de a analiza scenarii cu niveluri reduse de trafic și activități industriale. Metodologia aplicată îmbină analize statistice consacrate cu proceduri noi, menite să identifice nivelurile minime posibile de poluare și să evidențieze relația dintre restricțiile sociale și variația concentrațiilor poluanților.

Contribuțiile originale ale tezei sunt multiple. În primul rând, analiza a demonstrat o corelație directă între restricțiile anti-COVID-19 și scăderea concentrațiilor de NO_x și PM, poluanți tipici traficului rutier. În al doilea rând, s-a confirmat o reducere semnificativă a nivelurilor de PM_{10} comparativ cu mediile pe termen lung, confirmând ipoteza unei influențe majore a activităților umane asupra poluării. În al treilea rând, evaluarea impactului asupra sănătății prin coeficientul de risc, raportat atât la standardele OMS, cât și la legislația europeană, a scos în evidență variații sezoniere și efecte accentuate în perioadele cu episoade de poluare intensă, cum a fost cel determinat de intruziunile de praf saharian din martie 2020.

În ansamblu, cercetarea oferă o imagine integrată și complexă asupra poluării atmosferice în România, subliniind necesitatea unor politici de monitorizare și gestionare riguroase, în contextul în care marile centre urbane sunt frecvent supuse procedurilor de infringement din partea

Uniunii Europene. Prin rezultatele sale, teza contribuie nu doar la înțelegerea fenomenului de poluare, ci și la fundamentarea unor soluții viabile pentru protejarea sănătății publice și a mediului.

PARTEA I

Capitolul 1. Poluanți și poluarea atmosferei

Capitolul pornește de la poziționarea troposferei ca strat-cheie al sistemului atmosferic: deși este cel mai subțire, reține cea mai mare parte a masei de aer și găzduiește majoritatea fenomenelor meteorologice. Circulația generală (celulele Hadley, Ferrel și polare), suprapusă peste dinamica sistemelor sinoptice (cicloane/anticicloane) și peste mișcările turbulente ale stratului limită planetar (SLP), explică de ce procesele de transport, dispersie și transformare a poluanților se petrec în primul rând aici. În SLP (1–3 km), schimburile intense de căldură, vapori și impuls – amplificate în stratul de 50–100 m adiacent suprafeței – controlează diluția sau acumularea poluanților, cu rol major pentru turbulența mecanică și termică. Aceste idei sunt sintetizate în Figura 1.1 (Ștefan, 2004).

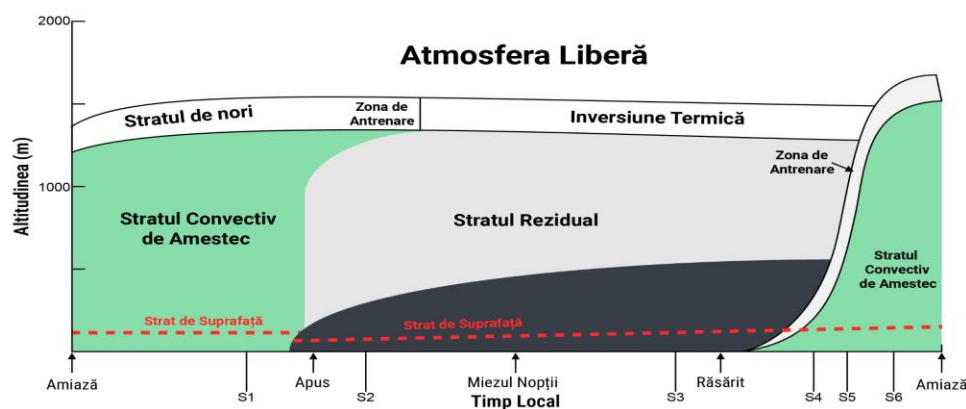


Figura 1.1. Diagrama schematică a evoluției diurne a stratului limită planetar. (Figură adaptată după Ștefan 2004).

Surse și tipuri de poluanți: gaze și aerosoli

Capitolul distinge două categorii principale de poluanți care structurează calitatea aerului: gazele (SO_2 , NO_x , CO , O_3 , COV) și aerosolii (particule solide/lichide în suspensie, în special PM_{10} și $\text{PM}_{2.5}$). Interacțiunea lor, uneori accelerată fotochimic, poate declanșa episoade de smog și modifică direct bilanțul radiativ și procesele de formare a norilor (Li et al., 2022; Seinfeld &

Pandis, 2016). În mediul urban, transportul rutier iese în evidență ca sursă dominantă – alături de industrie și încălzirea rezidențială – iar dinamica mobilității contribuie substanțial la nivelurile de poluanți și CO₂ (Kim et al., 2025). Relațiile dintre emisii, vreme, calitatea aerului și sănătate sunt schematizate în Figura 1.2.

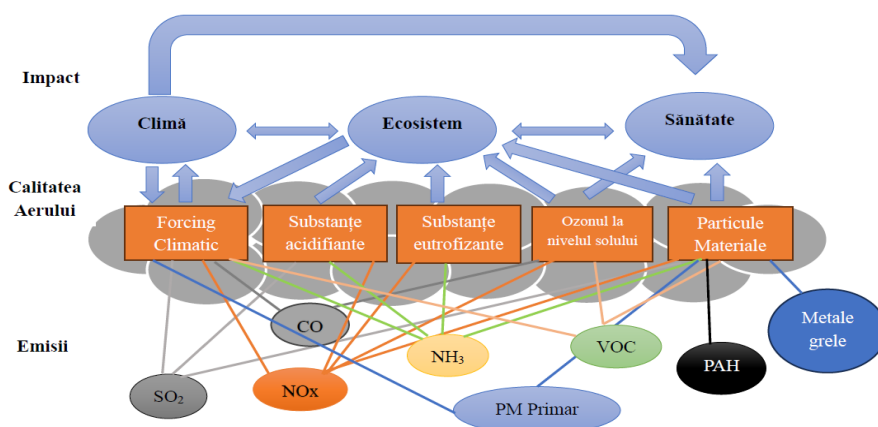


Figura 1.2. Diagrama cu legăturile dintre emisiile poluante, calitatea aerului și impact. (Sursa: www.airclim.org)

Dioxidul de carbon (CO₂)

CO₂ este prezentat ca „poluant climatic”: nu prin toxicitate directă (precum SO₂ sau PM₁₀), ci prin contribuția la dezechilibrul radiativ și încălzirea globală. Creșterea de la ~280 ppm preindustriale la >420 ppm astăzi (Lüthi et al., 2008; NOAA, 2023) este atribuită combustibililor fosili, defrișărilor și industrializării, IPCC confirmând rolul CO₂ în încălzirea observată (IPCC, 2021). Reglementările internaționale (Acordul de la Paris) vizează reducerea drastică a emisiilor.

Oxizii de azot (NO_x)

NO și NO₂, generați mai ales prin arderea combustibililor (trafic, centrale, industrie), au un rol fotochimic central în formarea ozonului troposferic. Managementul NO_x este prioritar în UE, unde Directiva 2008/50/CE impune 40 μg/m³ ca medie anuală pentru NO₂ și limitează vârfurile orare (Parlamentul European & Consiliul UE, 2008). Tehnologiile catalitice (SCR) au crescut

eficiența reducerii emisiilor, însă impactul asupra sănătății rămâne important: expunerea cronică la NO₂ se asociază cu progresia leziunilor coronariene și contribuie la formarea PM_{2.5} (Urbanowicz et al., 2023; Tomášková et al., 2022; Urbanowicz et al., 2024; Seinfeld & Pandis, 2016).

Ozonul troposferic (O₃)

Capitolul delimitează clar rolul benefic al ozonului în stratosferă de cel nociv în troposferă. La nivelul solului, O₃ rezultă secundar din reacții fotochimice între NO_x și COV, favorizate de radiație intensă și stagnare atmosferică (EPA, 2016; Zhang et al., 2023). Efectele asupra sănătății (iritare respiratorie acută, reducerea funcției pulmonare pe termen lung) și asupra vegetației justifică actualizarea ghidurilor OMS: valoare recomandată de 100 μg/m³ ca MDA8 (WHO, 2021). Reperetele de raportare europeană privind pragul de informare sunt subliniate în text.

Compușii organici volatili (COV)

COV provin din surse antropice (trafic, rafinării, vopsele/solvenți, produse de uz casnic) și biogene (vegetation: izopren, monoterpene). Sunt precursori esențiali ai O₃ și ai aerosolilor organici secundari (SOA), contribuind la PM_{2.5} și la degradarea vizibilității (Hallquist et al., 2009). Efectele asupra sănătății variază: de la iritații acute la riscuri carcinogene (benzen, formaldehidă). Sursele și mecanismele sunt ilustrate în Figura 1.3. (Salthammer, 2016; Guenther et al., 2012; WHO, 2016; Atkinson, 2000; Carpenter et al., 2007).

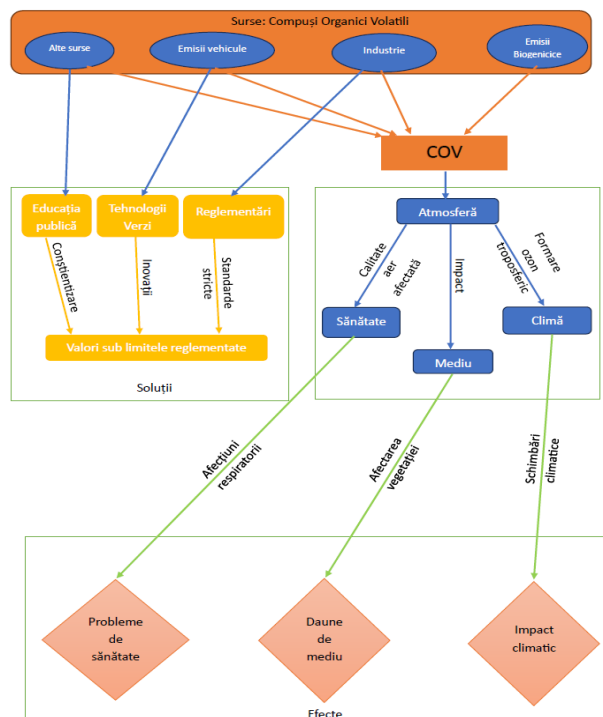


Figura 1.3. Impactul COV asupra mediului, sănătății și climei și soluții de reducere.

Amoniacul (NH_3)

NH_3 , emis preponderent din agricultură (gunoi de grajd, îngrășăminte), este pivot în formarea aerosolilor anorganici secundari (sulfat/nitrat de amoniu), alimentând $\text{PM}_{2.5}$. Implică riscuri respiratorii și efecte ecosistemice (eutrofizare, acidificare). Abordările de management agricol sunt esențiale; contextul este vizual sintetizat în Figura 1.4 (Seinfeld & Pandis, 2016).

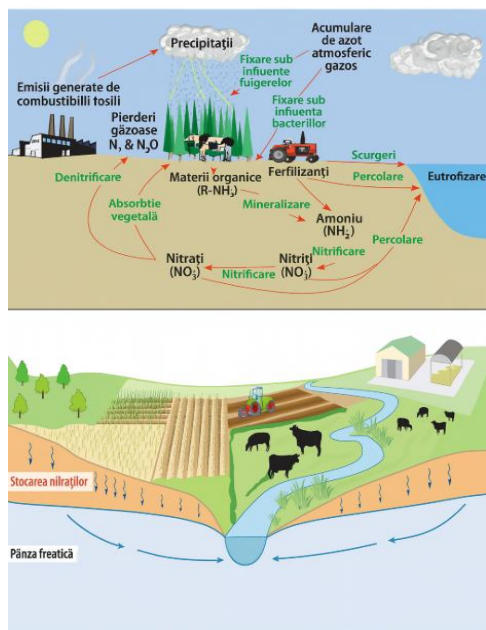


Figura 1.4. NH_3 în atmosferă și impactul acestuia asupra mediului.

(Figură adaptată după mmediu.ro)

Aerosolii atmosferici: proprietăți, surse și compoziție

Capitolul definește aerosolul ca sistem polidispers de particule lichide/solide (de la sub-micron la sute de μm), cu accent pe $\text{PM}_{2.5}$ (proces de ardere) și PM_{10} (praf, polen, spori) — vezi Figura 1.5. Datorită diversității surselor și a conversiilor gaz-particulă, aerosolii rămân un element cu incertitudini științifice notabile pentru climă, chimia atmosferică și sănătate, necesitând o abordare integrată: observații, laborator, modelare (Kokhanovsky, 2008; Tan et al., 2024).

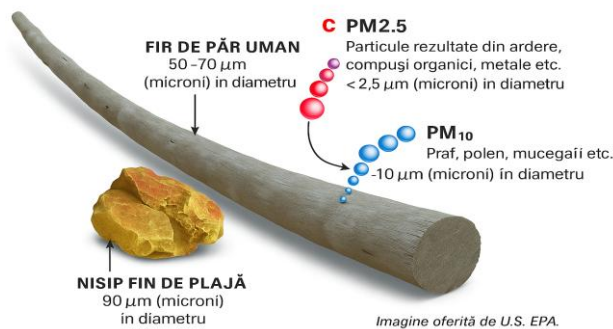


Figura 1.5. Comparație între firul de păr și particulele materiale PM₁₀ și PM_{2.5} (sursa Mallik, 2014)

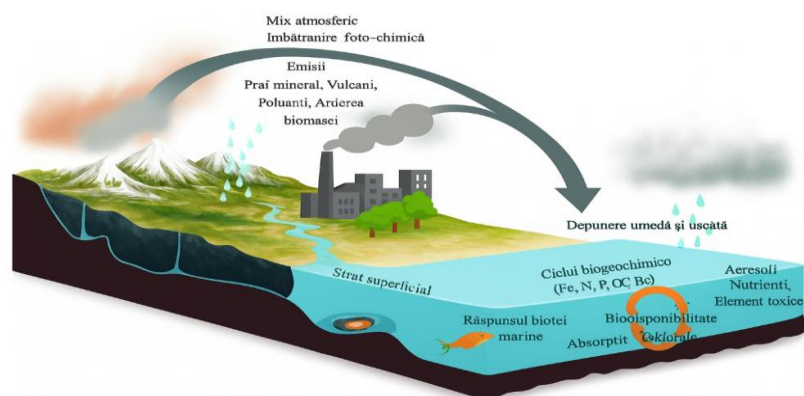
Din punct de vedere dimensional, sunt descrise modurile Aitken, acumulare și grosier, plus categoria particulelor ultrafine (<0,1 μm). Morfologia și structura particulelor, relevate prin SEM, sunt ilustrate în Figura 1.6 (Brostrøm et al., 2020).

Origine și tipologie

Aerosolii primari (emiși ca atare) și secundari (rezultați prin conversii fotochimice/fizice) co-există. Natural, domina sarea marină și praful mineral; antropogen, traficul, industria, încălzirea și arderile biomasei (Ginoux et al., 2012). Studii recente subliniază variații regionale: scăderi ale SO₂ și BC în China după controale stricte; creșteri în Asia de Sud, cu efecte radiative și asupra musonului (Lund et al., 2023; Nair et al., 2023). Sursele globale de praf sunt detaliate (Nordul Africii ~50% din praful global; Asia ~40%) (Sun et al., 2022; Lund et al., 2019; Kok et al., 2021). O sinteză pe tipuri și surse este indicată în Tabelul 1.1 și Figura 1.6.

Tabel 1.1. Tipuri de aerosol și emisiile exprimate în tone pe an.

Tipuri de aerosol	Emisie (10 ⁶ tone pe an)
Aerosol de sare de mare	500–2000
Aerosol format în atmosferă dintr-o fază gazoasă	345–2080
Aerosol de origine crustala (praf)	7–1800
Bioaerosol	80
Fum din incendii de vegetatie	5–150
Aerosol vulcanic	4–90
Aerosol de origine antropogenă	181–396



Figură 1.6. Sursele de aerosoli (naturale și antropice) (Ventura, A et al., 2021).

Surse naturale

Capitolul inventariază: praful deșertic (Sahara – depășiri în sudul Europei), sarea de mare (mecanisme de formare a picăturilor de peliculă/jet), cenușa vulcanică (inclusiv efecte stratosferice), aerosolii carbonacei din incendii naturale (mai ales în Mediterană), aerosoli biogeni din vegetație (Colbeck & Lazaridis, 2010; O’Dowd & de Leeuw, 2007; Von Glasow et al., 2009; Barbosa et al., 2009; Petăjă et al., 2016; Filonchuk et al., 2020; Atmoko & Lin, 2022; Wu et al., 2022; Zhu et al., 2020).

Surse antropice

Enumerarea acoperă traficul rutier (inclusiv uzura frânelor/anvelopelor), industria, șantierele, sistemele de încălzire, agricultura și arderile vegetației. Consecința comună: creșterea $PM_{10}/PM_{2.5}$ și riscuri pentru sănătate; aspecte rezumate în Figura 1.7. (Mărmureanu et al., 2020; Van Poppel et al., 2023; Zapletal et al., 2022).

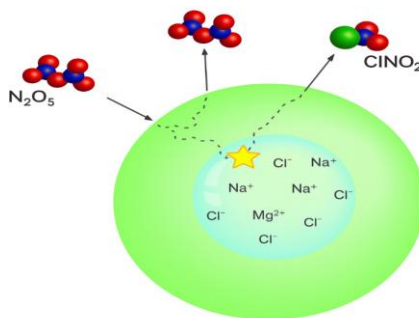


Figura 1.7. Exemplu de compoziție chimică a aerosolului de sare marină (după Bertram et al., 2018).

Proprietăți fizice și compoziție chimică. Urban vs. rural

Clasificarea dimensională adoptată (Ștefan, 2004; Whitby, 1978) separă particulele fine și grosiere prin pragul de $2,5\ \mu\text{m}$ și introduce particulele ultrafine. Compoziția depinde de surse, transformări fotochimice, transport și meteorologie. În mediul urban domină compușii organici, negrul de fum și ionii anorganici secundari (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+), alături de metale grele și HAP — un amestec cu toxicitate înaltă. Mediul rural e marcat de influențe naturale: SOA biogeni, amoniu/nitrați agricoli, particule biologice, aerosoli marini sau minerali (Hoffer et al., 2021; Marmureanu et al., 2019; Calvo et al., 2013; Chaturvedi et al., 2023). Diferențierea e însă poroasă, pentru că transportul regional aduce sulfatați/azotați și în zonele de fond. O sinteză vizuală apare în Figura 1.8.

Clasificarea surselor după metoda de emisie și procesele de transformare

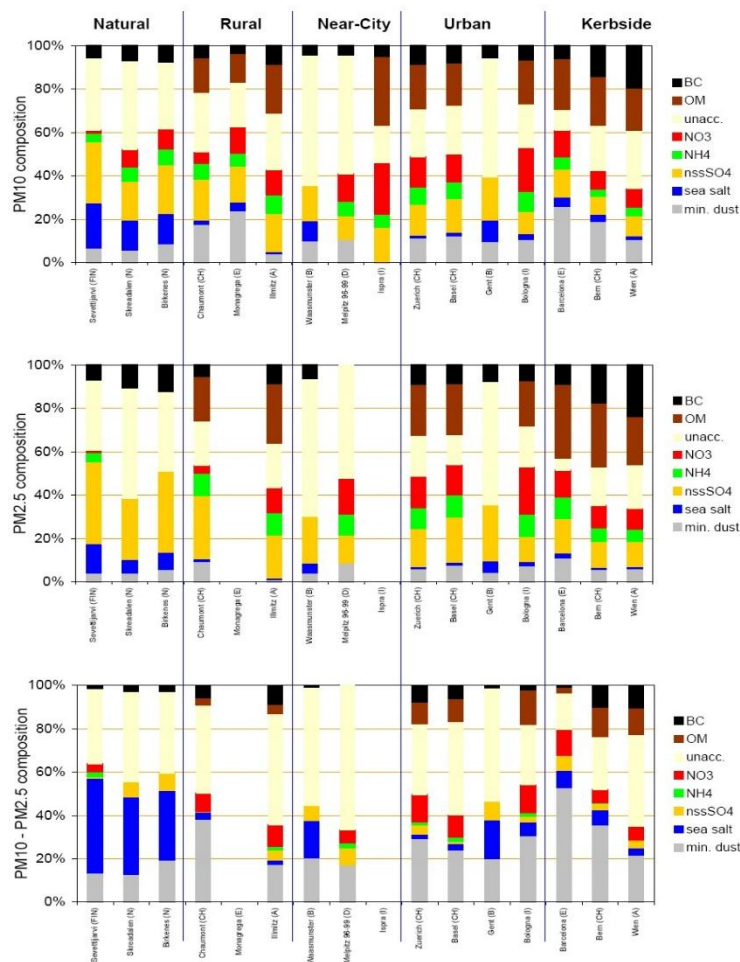


Figura 1.8. Compoziția chimică medie anuală a PM₁₀; PM_{2.5} (fracția „fină”) și diferența PM₁₀ – PM_{2.5} („fracția grosieră”) pentru 16 orașe europene (Putaud et al., 2004)

Textul separă clar sursele primare (trafic, industrie/energie, agricultură – NH₃, incendii, vulcani) de sursele secundare (O₃, SO_a, SIA, oxidanți precum HNO₃/PAN). Formarea poluanților secundari este guvernată de:

- reacții fotochimice (inițiate de radiație),
- oxidare (SO₂ → H₂SO₄; NO₂ → HNO₃),
- condensare/coagulare/fragmentare,

- reacții heterogene (ex. $\text{N}_2\text{O}_5 \rightarrow \text{HNO}_3$ la suprafața particulelor),
- conversie gaz-particulă (cheie pentru SOA).

Aceste mecanisme sunt sintetizate schematic în Tabelul 1.2. (Seinfeld & Pandis, 2016; Monks et al., 2015). Depunerea uscată/umedă determină îndepărtarea poluanților, explicând efecte asupra materialelor, ecosistemelor și sănătății; principalele efecte sunt sumarizate în Figura 1.9. (Kampa & Castanas, 2008).

Tabel 1.2. Principalele procese atmosferice, fazele de reacție și compușii secundari formați

Proces atmosferic	Faza în care are loc	Exemplu de reacție	Compuși secundari formați
Reacții fotochimice	Fază gazoasă	$\text{NO}_x + \text{COV} + h\nu \rightarrow \text{O}_3$	O_3
Oxidare	Gazoasă și lichidă	$\text{SO}_2 \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$; $\text{NO}_2 \rightarrow \text{HNO}_3$	Sulfați, nitrați
Condensare și coagulare	Gaz $\rightarrow$ particulă	Vapori organici $\rightarrow$ SOA	Aerosoli organici secundari (SOA)
Reacții heterogene	Suprafața particulelor	$\text{NO}_2 + \text{NH}_3$ pe praf $\rightarrow \text{NO}_3^-$	Nitrați, sulfați modificați
Conversia gaz-particulă	Gaz $\rightarrow$ particulă	COV oxidați $\rightarrow$ compuși particulați	POP pe particule, SOA

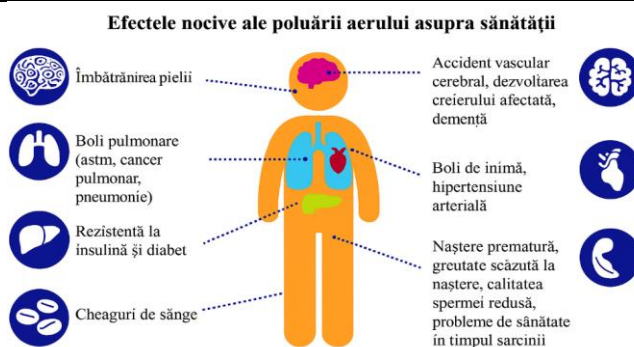


Figura 1.9. Efectele nocive ale poluării aerului asupra sănătății umane. (Sursa: www.globalactionplan.org.)

Timpul de viață și transportul poluanților

Durata de viață atmosferică influențează impactul climatic și sanitar. Abordările clasice (descompunere exponențială la echilibru) pot subestima complexitatea efectelor secundare; de aceea, capitolul discută nevoia integrărilor numerice pentru o evaluare mai realistă a „impactului integrat” (Ehhalt et al., 2001). Figura 1.10. clarifică dependența timpului de viață de dimensiune: particulele ultrafine coagulează rapid, cele mari se elimină prin precipitații; meteorologia (vânt, temperatură, umiditate, inversiuni) poate fie bloca poluanții (acumulare în inversiuni), fie favoriza transportul pe distanțe lungi (episoade sahariene în Europa; Mărmureanu et al., 2019).

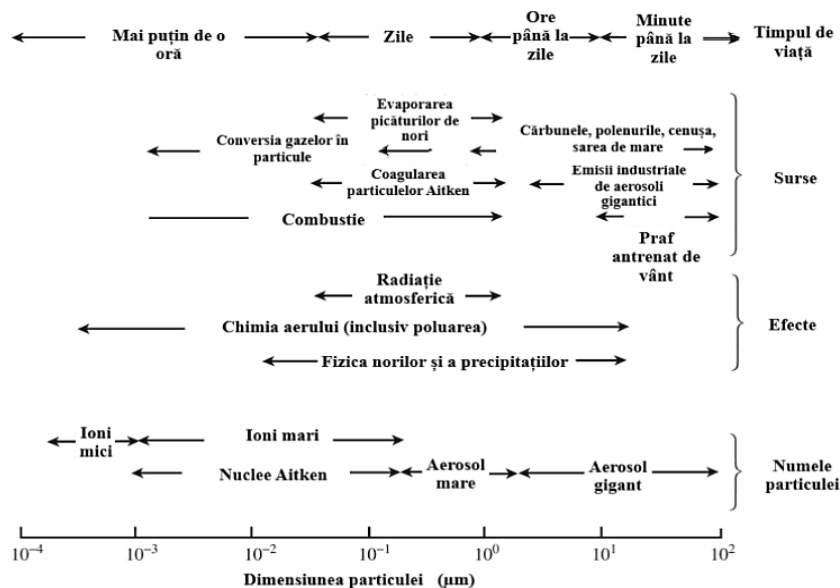


Figura 1.10. Tipurile de particule sunt prezentate alături de efectele, sursele și durata lor de viață. (Figură adaptată după Holloway & Wayne., 2015)

Impactul asupra sănătății: sinteză critică a literaturii

Capitolul reunește dovezi solide privind asocierea dintre PM și morbiditate/mortalitate. PM_{2.5} este mai dăunător decât PM₁₀, reducând speranța de viață și crescând riscurile respiratorii și cardiovasculare; evaluările de risc (metodologii EPA) sunt standardul pentru cuantificare (Bodor et al., 2022). Exemple regionale: Polonia — percepții eronate la nivel local, deși orașele mici pot fi sever afectate (Maslouski et al., 2023).

Implicații pentru politici și cercetare

Capitolul susține politici publice integrate: reducerea emisiilor din trafic/industrie și încălzire, măsuri agricole pentru NH₃, extinderea și modernizarea rețelelor de monitorizare (mai ales pentru a surprinde heterogenitatea intrametropolitană), integrarea datelor indoor-outdoor și comunicarea riscurilor. Pe partea științifică, prioritare sunt: constrângerea compoziției chimice a PM (în special speciația fină și ultrafină), cuantificarea mai fidelă a SOA/SIA și a reacțiilor heterogene, precum și modelarea cuplate emisii–chimie–meteorologie pentru evaluări de sănătate robuste.

Capitolul 2. Metode de evaluare și monitorizare a poluării atmosferice

Capitolul descrie un „lanț de observație–modelare” pentru calitatea aerului, care pornește de la măsurători in situ, trece prin modelare numerică (Lagrangiană/Euleriană/hibridă) și se completează cu imagistică satelitară. În zona in situ sunt diferențiate două familii: metode offline (filtru + analiză ulterioară) și online (echipamente automate, în timp real). Metodele offline susțin determinări gravimetrice ale masei $PM_{10}/PM_{2.5}$ și caracterizări de compoziție (metale prin XRF/ICP-MS; organici prin GC-MS/HPLC; fracții de carbon OC/EC), fiind etalon pentru calibrarea și validarea instrumentelor rapide. Metodele online (UV/IR/DOAS pentru NO_2 , SO_2 , O_3 ; GC-FID/GC-MS pentru COV; monitoare beta și TEOM pentru masă; OPC pentru număr/distribuții dimensionale; nefelometre; senzori electrochimici low-cost) furnizează seriile continue necesare alertelor și prognozei, cu condiția unei calibrări periodice pe metode de referință (Apte & Manchanda, 2024).

Un subgrup cheie îl reprezintă tehnicile optice: spectroscopia IR (sensibilitate la COV, CO_2 , CH_4), UV-VIS (NO_2 , O_3) și Raman (identificare simultană multiplu-compus), care oferă selecție chimică și răspuns rapid pentru chimia gaz-fază și pentru episoade fotochimice (Hadjiaghaie & Hosseinzadeh, 2023). Pentru profilul vertical, LiDAR extinde observabilitatea pe coloană și dinamica stratului limită; integrarea elementelor optice difractive este prezentată ca soluție modernă pentru creșterea sensibilității și rezoluției sistemelor, cu impact direct în detecția și discriminarea aerosolilor (Ramzan et al., 2024).

Pe latura modelelor numerice, se discută complementaritatea dintre abordările Lagrangiană și Euleriană. Modelarea Lagrangiană urmărește pachete de aer/particule (traectorii, dispersie, depunere, turbulență locală) și excelează în cazuri din surse punctiforme sau episoade scurte, însă devine costisitoare când se dorește acoperirea scară mare și chimie complexă (Subramaniam, 2013; Seinfeld & Pandis, 2016). Modelarea Euleriană, formulată pe o grilă fixă, rezolvă conservarea masei/energiei/impulsului și cuplează advecție–difuzie cu reacții chimice (ex. CMAQ, WRF-Chem), fiind potrivită pentru hărți regionale și scenarii de politică publică, dar dependentă de schematizări numerice la frontiere și de parametrizări (Jacob, 1999). Modelele hibride combină atuurile ambelor: finețea dispersiei locale (Lagrangian) integrată într-un context de fond (Eulerian), utilă mai ales pentru atribuirea surselor și evaluarea impactului multi-scară.

Secțiunea 2.3 detaliază două instrumente consacrate pentru transportul particulelor. HYSPLIT (NOAA) calculează traiectorii directe/inverse și dispersia, folosește o schemă hibridă (advecție/difuzie Lagrangiană + evaluarea concentrațiilor pe grilă), și este standardul pentru episoade transfrontaliere (ex. praf saharian). Aplicabilitatea este ilustrată prin cazuri de retro-traiectorii pentru București și zona Măgurele; referințele vizuale apar în Figura 2.1 (Labzovskii et al., 2014). BSC-DREAM (Barcelona Supercomputing Center) este un model operațional dedicat prafului mineral (24 niveluri verticale, predicții 0–72 h), cu istoric de dezvoltare din proiectele SKIRON/DREAM; rezultatele tipice (încărcare pe coloană, hărți de prognoză) sunt prezentate în Figura 2.2 (Basart et al., 2012; Labzovskii et al., 2014). În practică, HYSPLIT + BSC-DREAM oferă un cadru robust: identificare sursă/traiectorie și cuantificare concentrații pentru episoadele de praf.

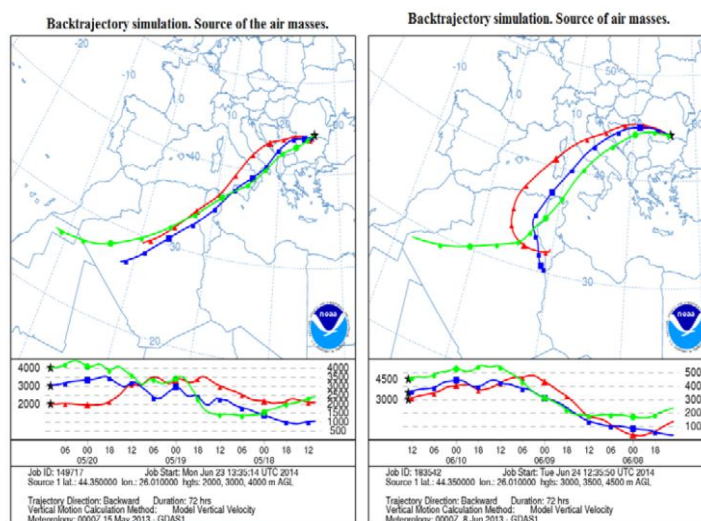


Figura 2.1. Simulare de retro-traietorie a maselor de aer NOAA- HYSPLIT.

(După Labzovskii et al., 2014)

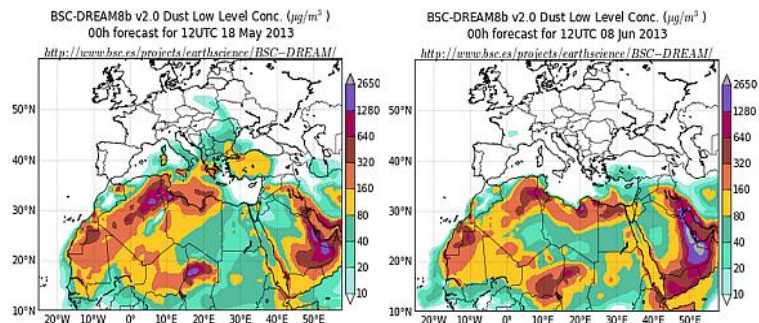


Figura 2.2. Prognoza BSC-DREAM pentru Africa de Nord. În imaginea din stânga: încărcătura de praf $\mu\text{g m}^{-3}$ împreună cu direcțiile vântului la altitudinea de 3 km, prognoză la 0 ore pentru ora 12:00 AM UTC, 18 mai 2013. În imaginea din dreapta: concentrația de praf $\mu\text{g m}^{-3}$, prognoză la 0 ore pentru ora 12:00 AM UTC, 8 iunie 2013 (După Labzovskii et al., 2014).

Imagistica satelitară (ex. produse de la misiuni recente) devine al treilea pilon, completând măsurările sol și modelele. Integrarea datelor satelit-sol a dovedit utilitate în monitorizarea urbană (Murray et al., 2018; Holloway et al., 2021), deși adoptarea pe scară largă a fost încetinită de bariere de acces, interoperabilitate și resurse. Perspectivele sunt favorabile: noile generații de sateliți și inițiativele de rețea promit acuratețe sporită și latență redusă, cu condiția unei colaborări strânse între comunitățile „remote sensing” și „air quality” și a facilitării accesului la date/procesare (Stratoulis et al., 2024).

În concluzie, capitolul propune o arhitectură integrată: (i) in situ (offline ca referință, online pentru continuitate), (ii) modelare multi-scară (Lagrangian/Eulerian/hibrid), (iii) sateliți pentru context spațial larg. Această combinație este esențială pentru diagnoză rapidă, atribuire de surse, prognoză operațională și sprijin pentru politici publice în calitatea aerului.

Capitolul 3. Rețele de monitorizare la sol a calității aerului

Capitolul prezintă arhitectura instituțională și operațională prin care România monitorizează calitatea aerului, respectiv Rețeaua Națională de Monitorizare a Calității Aerului (RNMCA), și completează această infrastructură oficială cu rețele alternative bazate pe senzori optici low-cost (Aerlive, Airly, PurpleAir). Împreună, ele asigură atât conformarea la reglementările UE, cât și o imagine mai granulară a expunerii reale a populației în mediul urban.

3.1. RNMCA: rol, acoperire, parametri

RNMCA furnizează date pentru: (i) evaluarea conformării la standardele de calitate, (ii) alerte în timp real și (iii) raportare către Comisia Europeană (cerințele Deciziei 2011/85/UE). Rețeaua include stații fixe (și câteva echipamente autonome) amplasate strategic pentru a reflecta condițiile reprezentative pe tipuri de zone (trafic, industrie, fond urban/suburban/regional/îndepărtat). Pe lângă analizoarele de poluanți, o parte dintre stații integrează și senzori meteorologici (direcție/viteză vânt, temperatură, presiune, umiditate, precipitații, radiație solară), conform Figura 3.1. Datele (concentrații și meteo) sunt colectate local, transmise către unități de înregistrare din stații și apoi stocate într-o bază centralizată pe CalitateAer.ro, unde sunt puse la dispoziția publicului și utilizate pentru raportările oficiale (ANPM/ANMP, 2025).



Figura 3.1. Stații de monitorizare a calitatii aerului ale RNMCA (green-report.ro accesat la 15.11.2024)

Spectrul de poluanți monitorizați este larg și adaptat tipului de stație: SO₂, NO, NO₂, NO_x, CO, PM₁₀/PM_{2.5} (automat – atenuare beta, TEOM; și gravimetric), O₃, precursori organici (BTEX), metale grele (Pb, Cd, Ni, As, Hg), H₂S, NH₃, HAP (benzo[a]piren) ș.a. (ANPM/ANMP, 2025). Pentru fracțiile gravimetrice de PM, metale și HAP, probele se colectează continuu la stație și se analizează ulterior în laborator; rezultatele manuale sunt introduse în baza de date de operatorii locali (OL).

Extinderea rețelei a început în 2004, marcând debutul unui sistematism național al monitorizării pe termen lung. Astăzi, RNMCA cuprinde 162 de stații (toate tipurile) și 11 stații mobile, conform Figura 3.2, iar Ministerul Mediului anunță dezvoltarea unei rețele de ~50 senzori suplimentari (Iorga, 2021). Dincolo de utilizările operaționale, seturile RNMCA au alimentat un număr mare de studii științifice pe orașe/zon: București (Iorga et al., 2015; Bodor et al., 2020), Iași (Sfîcă et al., 2018), Brașov (Năstase et al., 2018), Miercurea Ciuc (Szep et al., 2017), Cluj-Napoca (Soporan et al., 2015), Timișoara (Popescu et al., 2011), precum și analize la scară națională (Haiduc & Beldean-Galea, 2011; Iorga, 2016; Ștefănuț et al., 2018, 2019). Datele de fond regional (inclusiv stația EMEP Poiana Stampei) oferă „fundalul” minim al poluării în România și servesc drept referințe în multiple lucrări (Iorga, 2016; Iorga, 2021).



Figura 3.2. Stațiile de monitorizare din Romania (Sursa: www.calitateaer.ro)

Rezultate-cheie din aplicații RNMCA

Pentru București, Iorga et al. (2015) evidențiază depășiri sistematice ale limitelor UE în perioada 2005–2010, în special pentru PM_{10} ($50 \mu g/m^3$ depășit în medie 50–80 de zile/an față de max. 35 admise) și concentrații anuale între 41 – $59 \mu g/m^3$ (peste limita de $40 \mu g/m^3$). $PM_{2.5}$ reprezintă 70–80% din PM_{10} , cu pondere mai mare iarna (~73%). Vântul și temperatura sunt determinanți meteo majori ai variabilității PM, cu vârfuri iarna și în condiții de calm. Comparativ cu orașe vest/central-europene (ex. Viena), Bucureștiul are niveluri semnificativ mai mari, mai apropiate de sudul/sud-estul Europei (ex. Atena), diferențele fiind atribuite mixului de încălzire, flotei auto și eficienței politicilor de control. Distribuții anuale pentru 2005–2010 pe tipuri de stații sunt redate în Figura 3.3 (boxplot-uri): valorile cele mai ridicate apar la stațiile de trafic și industriale; se observă totuși o tendință generală de scădere după 2007.

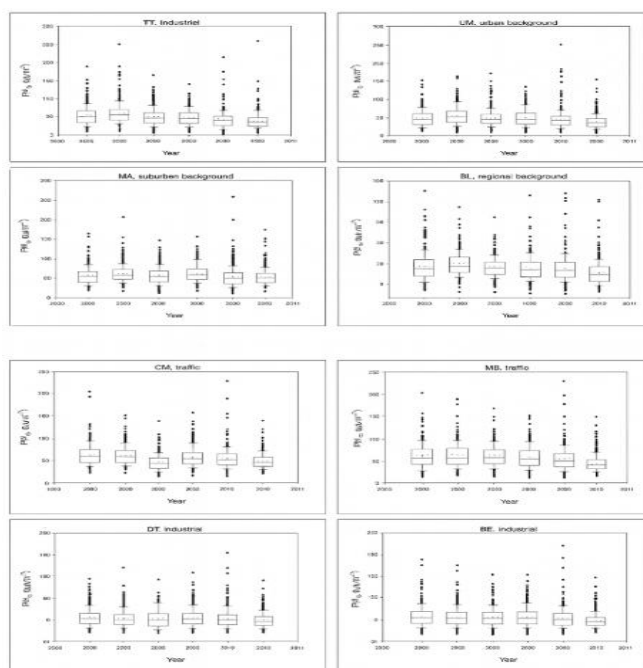


Figura 3.3. Evoluția anuală a concentrațiilor zilnice de PM_{10} în diferite tipuri de stații de monitorizare din zona metropolitană București pentru perioada 2005-2010 studiată în articol. (Figură preluată din Iorga et al., 2015)

Bodor et al. (2020) urmăresc PM_{10} la B-4 (Berceni) și B-7 (Măgurele) în 2008–2018: scădere până în 2014, apoi ușoară creștere (pe fondul șantierelor), cu sezonabilitate pronunțată noiembrie–aprilie (încălzire, inversiuni, vânt slab). Corelațiile indică PM_{10} mai ridicat la temperaturi joase și umiditate relativă mare, pe când vara relațiile se estompează—semn că alți factori antropici devin dominanți. Chiar cu progrese, nivelurile anuale depășesc încă limita de $40 \mu g/m^3$, confirmând riscurile de sănătate. Sinteza relațiilor sezonale PM–meteo este în Figura 3.4.

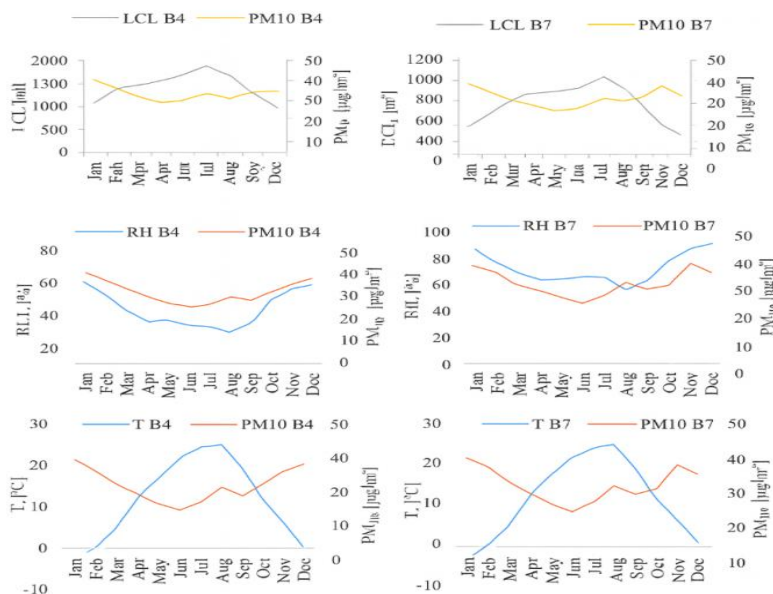


Figura 3.4. Relația dintre PM_{10} și parametrii meteorologici, în stânga stația de monitorizare B-4, iar în dreapta stația de monitorizare B-7.
(Figură preluată din Bodor et al., 2020)

Pentru Iași, Sfîcă et al. (2018) arată susceptibilitate ridicată la episoade PM_{10} în prezența inversiunilor persistente, vânt slab și absența precipitațiilor;

Cronic, Iorga et al. (2015) oferă primele tendințe multi-poluant ($PM_{10}/PM_{2.5}$, CO, SO₂, NO₂) pentru 2005–2010 în București și arată că episoadele de poluare sunt preponderent locale, transportul pe distanțe lungi având rol mai redus. Ulterior, Manolache et al. (2019) confirmă capacitate scăzută/moderată de dispersie în condiții stabile, pe fondul emisiilor ridicate (trafic, șantiere, industrie, agricultură, arderi periurbane). Rezultatele converg spre un diagnostic:

meteorologia urbană (mai ales inversiunile) și sursele locale guvernează vârfurile, deși fondul regional/al transportului rămâne relevant în anumite intervale.

3.2. Rețele alternative: acoperire fină, conștientizare publică

Deși stațiile oficiale rămân reperul pentru raportare și politici, rețelele cu senzori optici low-cost aduc densitate spațială și informație la scară de cartier/persoană, crescând capacitatea de a identifica focare locale și de a informa comportamente preventive. În pofida limitărilor (acuratețe variabilă, acces restricționat la date brute în unele platforme), calibrarea/validarea față de stațiile de referință a arătat că aceste rețele pot complementa RNMCA, mai ales în zone cu acoperire oficială rară (Kortoçi et al., 2022).

- **Aerlive (www.aerlive.ro)** — rețea civică dedicată Bucureștiului, cu ~43 de stații fixe care măsoară $PM_{10}/PM_{2.5}$, CO, SO₂, NO₂ și parametri meteo (temperatură, umiditate, presiune, vânt).
- **Airly (www.airly.org)** — platformă internațională activă și în România; combină date din RNMCA, senzori PurpleAir și proprii. Monitorizează $PM_{10}/PM_{2.5}/PM_1$ și mai mulți poluanți gazoși (NO₂, NO, O₃, SO₂, CO), plus meteo.
- **PurpleAir (www.purpleair.com)** — rețea globală de senzori optici pentru PM; în România sunt deja zeci de senzori activi (București, Cluj, Iași, Târgu Mureș, Târgu Secuiesc, Prahova). Platforma este recunoscută pentru transparența în timp real și utilitatea în știința civică.

Per ansamblu, aceste rețele alternative nu substituie RNMCA pentru raportare sau conformare la standarde, dar o completează substanțial, oferind textură spațială și temporală fină. Ele sporesc gradul de conștientizare publică și pot accelera răspunsul comunităților la episoade de poluare, mai ales acolo unde stațiile oficiale sunt rare. În plan științific, pot furniza indicii operative pentru campanii de teren, studii de atribuire a surselor sau proiecte educaționale, cu condiția unei calibrări robuste și a integrării metodologice cu măsurători de referință.

Capitolul 4. Variația spațio-temporală a concentrațiilor poluanților majoritari în anul 2020

Secțiunea urmărește variația spațio-temporală a poluanților majori (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, NO , NO_2 , NO_x , SO_2 , CO , O_3) în 2020 pentru trei arii metropolitane reprezentative din România—București, Brașov și Iași—și pune aceste variații în relație cu cronologia restricțiilor anti-COVID-19 (15 martie–15 mai 2020). Analiza este realizată distinct pe zone urbane și suburbane, folosind statistici descriptive, teste de normalitate (D’Agostino-Pearson, Kolmogorov-Smirnov) și detecția punctelor de schimbare (algoritmul Gedikli et al., 2010), pentru a evidenția momentele în care seriile de timp își modifică semnificativ media.

4.1. Context urban și rețele de monitorizare

București ($\approx 2,15$ milioane locuitori) are un cadru de câmpie cu ierni relativ blânde și veri fierbinți; profilul de emisii este dominat de trafic, încălzire rezidențială, activități industriale dispersate și arderi de biomasă în periurban (Mărmureanu et al., 2020), peste care se pot suprapune episoade de transport saharian (Mărmureanu et al., 2019). Monitorizarea include opt stații (șase urbane—trafic, industrial, fond urban—și două suburbane—fond urban și fond regional).

Brașov (≈ 284 mii locuitori) este amplasat într-un amfiteatru montan, ceea ce sporește frecvența stabilităților și inversiunilor; orașul se află sub procedură de infringement pentru PM (Burghilea et al., 2024). Rețeaua locală cuprinde șapte stații (inclusiv o stație EMEP).

Iași (≈ 611 mii locuitori) are climat continental pronunțat, cu viscole iarna; dispune de șase stații pe categorii (trafic, industrial, fond urban, suburban și regional).

4.2. Date și metodologie

Baza de date acoperă 1 ianuarie–31 decembrie 2020, cu rezoluții orare (și, după caz, zilnice). S-au analizat întregul an și trei sub-intervale: (i) pre-restricții (01.01–15.03), (ii) lockdown (15.03–15.05) și (iii) post-restricții (15.05–31.12). Testele de normalitate au ghidat alegerea metodelor statistice, iar analiza punctelor de schimbare (95% semnificație) a indicat momentele de cotitură pentru nivelurile poluanților. Gruparea stațiilor pe zone a fost: București urban (B1–

B6) și suburban (B7–B8); Brașov urban (Bv1, Bv3, Bv8) și suburban (Bv4); Iași urban (Is1–Is3) și suburban (Is4–Is5).

4.3. București (2020): semnalul „restricții + vară” și răspunsul diferențiat al poluanților

Seriile urbane și suburbane arată un tipar clar: scăderea concentrațiilor de $PM_{10}/PM_{2.5}$, NO , NO_2 , NO_x și CO în intervalul restricțiilor (15 martie–15 mai), urmată de valori scăzute vara, când stratul de amestec crește odată cu temperatura (diluție eficientă). În oglindă, O_3 —poluant secundar—crește vara prin intensificarea fotochimiei și manifestă creșteri și în lockdown prin efectul de „titrare” redusă (mai puțin NO disponibil să consume ozon). SO_2 rămâne relativ stabil (exceptând ianuarie–martie), sugerând surse mai puțin sensibile la restricții (încălzire, procese industriale discrete) în special în zona suburbană.

Schimbările structurale sunt surprinse de punctele de schimbare pentru PM_{10} și NO_x (Figura 4.1. și Figura 4.2): minime marcate în lockdown și în vară, cu vârfuri legate fie de episoade de poluare locală/fond regional, fie de condiții meteorologice (vânt mai puternic → turbulență → resuspensie). Reprezentările funcțiilor de densitate de probabilitate pentru cele trei intervale (pre-/lockdown/post-) sintetizează migrarea distribuțiilor către valori mai mici și variabilitate redusă în lockdown, mai accentuat pentru NO_x decât pentru PM_{10} , ceea ce confirmă sensibilitatea mai mare a traficului pe componenta NO_x (Figura 4.3.). După ridicarea restricțiilor, NO_x sugerează revenire parțială (nu completă) la nivelurile pre-pandemie, semn al unor schimbări comportamentale și/sau al condițiilor meteo variabile; PM_{10} scade și el, dar mai difuz, dat fiind amestecul de surse (trafic, ardere rezidențială, activitate industrială, fond regional).

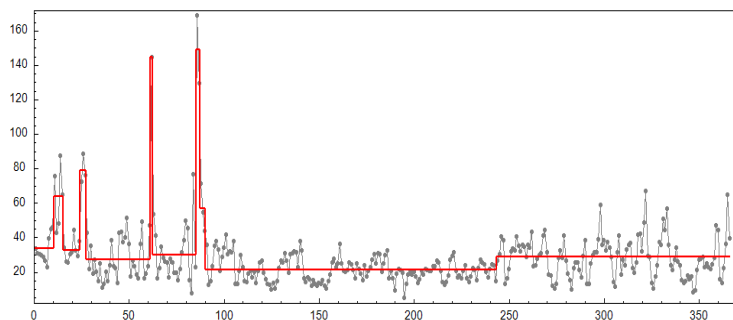


Figura 4.1. Rezultatul analizei punctelor de schimbare în seria de timp ale PM_{10} în zona urbană în București în anul 2020. Pe axa orizontală este reprezentat numărul zilei calendaristice (Iorga și Burghilea, 2021) .

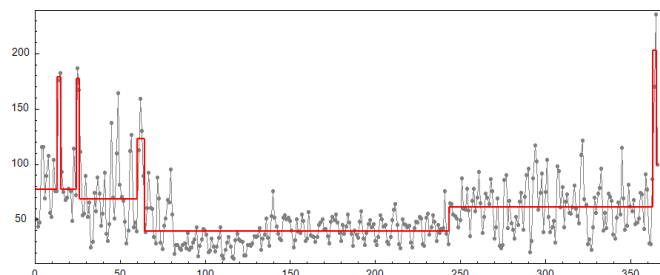


Figura 4.2. Rezultatul analizei punctelor de schimbare în seria de timp a oxizilor de azot în zona urbană în București în anul 2020 (după Chirițescu și colab., 2024). Pe axa orizontală este reprezentat numărul zilei calendaristice (Iorga și Burghilea, 2021).

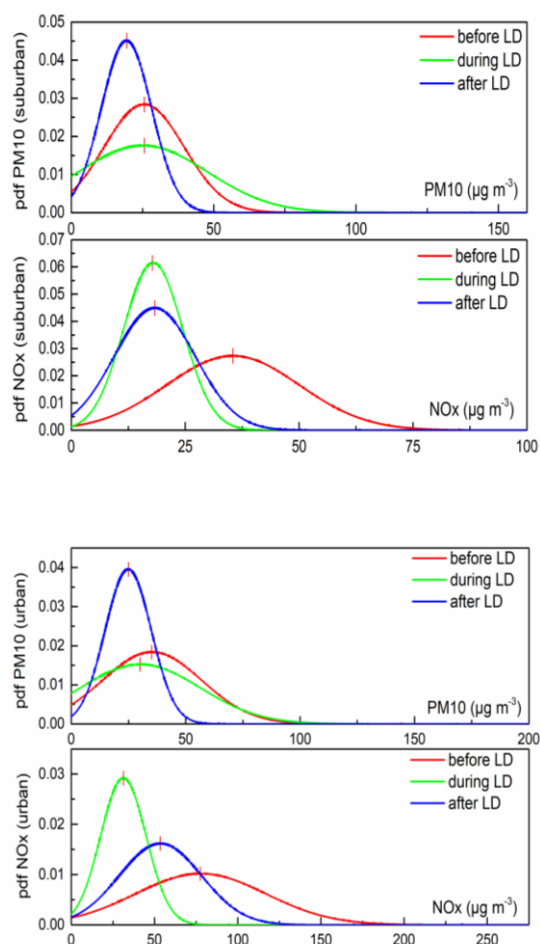


Figura 4.3. Funcțiile de densitate și probabilitate asociate distribuțiilor seriilor de timp PM_{10} și NO_x din zona urbană (sus) și în zona suburbană (jos) a orașului București pentru trei perioade de timp din anul 2020 (roșu - înainte de starea de urgență, verde-in timpul stării de urgență, albastru-după starea de urgență; Iorga și Burghelea, 2021).

4.4. Brașov (2020): topografie restrictivă, răspuns rapid pe NO_x

La Brașov, evoluțiile scăderi ale poluanților primari în lockdown și vara. Punctele de schimbare pentru PM_{10} și NO_x indică minime similare perioadei din București, cu specificul că amplitudinile și mediile de segment diferă, reflectând climatul local și constrângerile orografice (Figura 4.4. și Figura 4.5). Distribuțiile evidențiază că NO_x răspunde mai „nervos” la reducerea traficului (sursă urbană dominantă), în timp ce PM_{10} se ajustează mai modest, fiind influențat de mai multe surse (trafic, șantiere, încălzire, fond regional). Cadrul depresionar limitează spălarea și dispersia, astfel că revenirea post-restricției este mai vizibilă la poluanții primari.

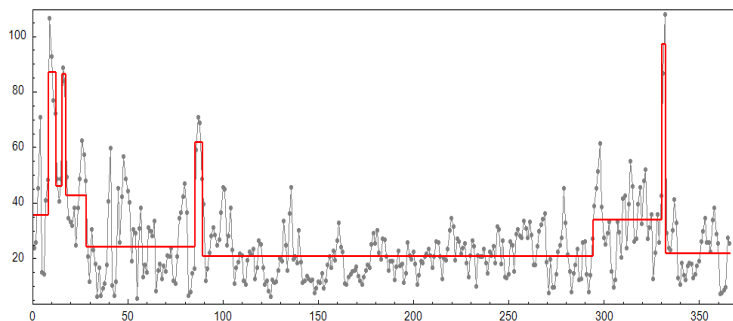


Figura 4.4. Rezultatul analizei punctelor de schimbare în seria de timp PM_{10} în zona urbană în Brașov în anul 2020. Pe axa orizontală este reprezentat numărul zilei calendaristice Iorga și Burghelea, 2021).

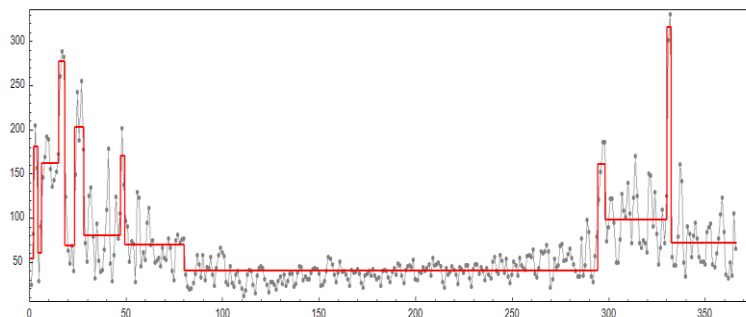


Figura 4.5. Rezultatul analizei punctelor de schimbare în seria de timp NO_x în zona urbană în Brașov în anul 2020. Pe axa orizontală este reprezentat numărul zilei calendaristice Iorga și Burghelea, 2021).

4.5. Iași (2020): primăvara clară pe NO_x/CO, episoade particulare pe PM

În Iași, seriile urbane și suburbane (Figura 4.6., Figura 4.7.) arată scăderi consistente pentru NO_x și CO în primăvară (lockdown), dar PM₁₀/PM_{2.5} prezintă unele episoade de niveluri ridicate chiar în perioada restricțiilor—probabil combinație între surse locale/regional-locale (ex. încălzire reziduală, șantiere, arderi din agricultură) și transport de la distanță. Vara, O₃ rămâne ridicat (fotochimie intensă), în timp ce poluanții primari rămân scăzuți; spre final de an, PM și CO cresc din nou (inversiuni, strat de amestec coborât, reluare încălzire). SO₂ are dinamici mai discrete, dar cu semnale mai vizibile la Iași decât în celelalte două orașe, ceea ce indică ponderi industrial-rezidențiale specifice.

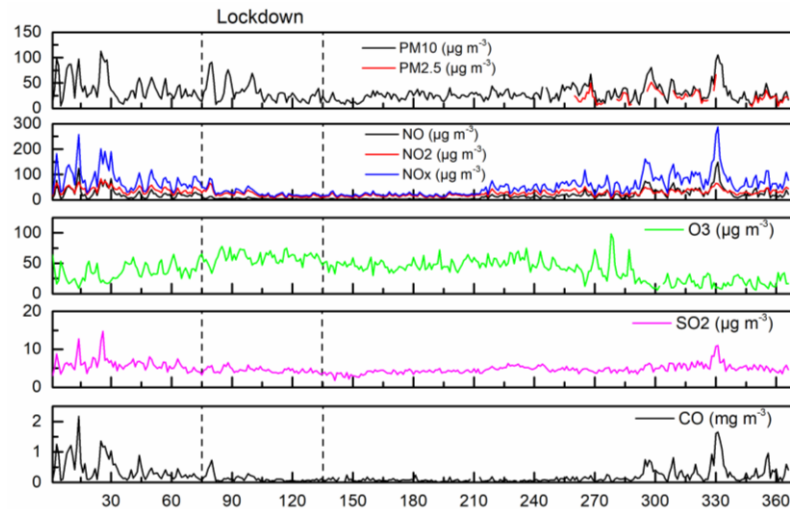


Figura 4.6. Variațiile spațio-temporale ale principalilor poluanți monitorizați în zona urbană în Iași în anul 2020. Barele verticale indica perioada stării de urgență, Lockdown. Pe axa orizontală este reprezentat numărul zilei calendaristice (Iorga si Burghilea, 2021).

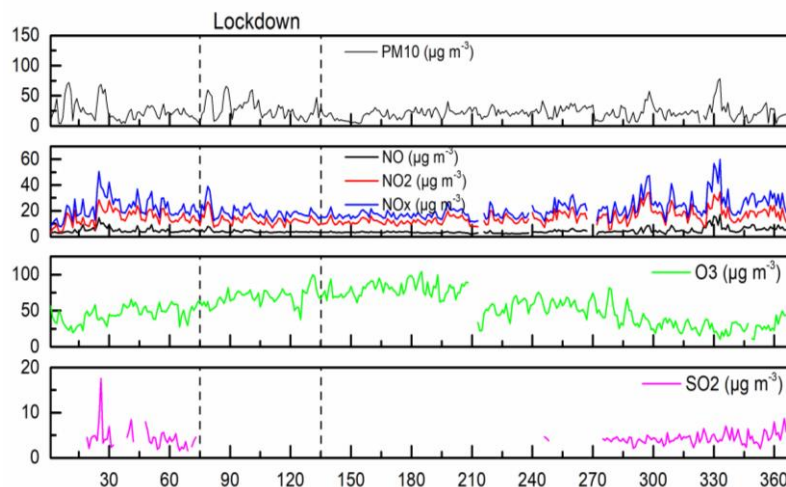


Figura 4.7. Variațiile spațio-temporale ale principalilor poluanți monitorizați în zona suburbană în Iași în anul 2020. Barele verticale indica perioada stării de urgență, Lockdown. Pe axa orizontală este reprezentat numărul zilei calendaristice (Iorga si Burghilea, 2021).

4.6. Sinteza statistică pe orașe și perioade

Statisticile descriptive pe oraș și testele de normalitate arată că distribuțiile concentrațiilor sunt în general log-normale—o constatare standard pentru poluanții atmosferici. Ordinea strictă între orașe depinde de poluant și de zonă (urban/suburban), însă apar câteva pattern-uri robuste:

- **NO, NO₂, NO_x**: mediile anuale sunt mult mai mari în București urban decât în zona suburbană (de peste 4×), comparabile cu Iași urban și mai mici decât în Brașov urban—topografia Brașovului limitează dispersia, amplificând aceste diferențe.
- **PM₁₀**: media anuală maximă apare la Iași (~31,6 μg/m³), urmat de București (~27,8 μg/m³) și Brașov (~25,7 μg/m³).
- **PM_{2.5}**: Iași are valori sensibil mai ridicate (~23,5 μg/m³) față de București (~14 μg/m³) și Brașov (~14,8 μg/m³), semn că sursele fine (arderii, secundaritate) sunt mai persistente aici.
- **SO₂**: valori asemănătoare în cele două zone ale Bucureștiului și comparabile pe urban între orașe—sugerează un control relativ stabil al surselor industrial-rezidențiale.

Pe cele trei intervale temporale, semnalul lockdown-ului este clar: scăderi pentru PM₁₀/PM_{2.5}, NO, NO₂, NO_x, CO (mai ales prin reducerea vârfurilor zilnice), respectiv creșteri pentru O₃ (mai puțină titrare de către NO). SO₂ rămâne decuplat de dinamica traficului. Rapoartele PM_{2.5}/PM₁₀ și NO_x/CO (Tabelul 4.3) au evoluții similare în și în afara lockdown-ului, sugerând surse comune (trafic/arderii). Anticorelațiile NO_x–O₃ sunt bune pe medii anuale, atât urban, cât și suburban, în toate cele trei orașe (de exemplu, până la ~-0,6/-0,7 în unele cazuri), confirmând fotoliza și ciclul de titrare.

Meteorologia explică o parte relevantă din diferențe: variațiile de temperatură și umiditate relativă (și, implicit, ale stratului de amestec) susțin pattern-ul oraș-specific, iar inversiunile/controlul local al vântului sunt cruciale mai ales în Brașov și la final de an în toate cele trei orașe.

Capitolul 5. Evoluția poluării cu PM₁₀ în zonele urbane București, Brașov și Iași în anul 2020 în comparație cu poluarea pe termen lung

Poluarea cu PM₁₀ rămâne o problemă majoră de sănătate publică în marile orașe din România, în pofida alinierii cadrului legislativ la politicile UE și recomandările OMS. România a intrat relativ târziu în „era” monitorizării sistematice (RNMCA a debutat în București la final de 2004), iar istoricul limitat, combinat cu presiunile de conformare, a adus proceduri recurente de infringement pentru depășiri la PM și NO_x, în special în București, Brașov și Iași (Iorga, 2021). În acest context, pandemia de COVID-19 a creat un „experiment natural” unic pentru a separa rolul mobilității în nivelurile de PM₁₀: reducerea bruscă a traficului din 2020 permite izolarea componentei de trafic față de fondul regional și față de alți factori locali.

Studiul (bazat pe Burghilea et al., 2024) adresează patru obiective: (1) compararea PM₁₀ din perioadele cu trafic redus (2020) versus ani obișnuiți (2017–2019, 2021–2022), (2) comparația inter-urbană între București, Brașov și Iași, (3) relevanța epidemiologică a variațiilor PM₁₀ raportat la ghiduri/praguri și (4) explorarea episoadelor atipice din lockdown (inclusiv 27 martie 2020) pentru a evidenția contribuția non-trafic (transport regional, resuspensie, meteo).

5.1. Date și metodologie: segmentarea „pandemică” și designul de comparație

Seriile PM₁₀ analizate acoperă 1 ian 2017 – 31 dec 2022, combinând stații de trafic și stații de fond pentru a separa contribuțiile urbane de fondul regional (Figura 5.1.) În București: B-3 (bulevard larg) și B-6 (canion urban) ca stații de trafic, plus B-8 (Balotești, fond regional). În Brașov: BV-1 (canion urban), BV-3 (zonă feroviară, mai deschisă) și BV-4 (fond suburban). În Iași: IS-1 (Pod de Piatră, trafic) și IS-4 (Aroneanu, fond regional).



Figura 5.1. Hartă care prezintă România și cele trei zone urbane, cu accent pe București, Brașov și Iași. Stațiile de monitorizare a calității aerului utilizate în prezentul studiu sunt indicate cu săgeți albe. Stațiile de trafic sunt situate în interiorul conturului administrativ roșu al unui oraș specific, iar stațiile regionale de fond apar în afara conturului roșu (B-8, IS-4, BV-4).

Anul 2020 este segmentat în patru ferestre legate de politici publice: BAU (1 ian–15 mar), Lockdown (16 mar–15 mai), Alertă 1 (16 mai–15 aug; trafic încă restricționat) și Alertă 2 (16 aug–13 dec; trafic normalizat parțial, dar cu activități sociale limitate). Pentru interpretarea corectă a semnalului traficului s-au folosit indicatori cantitativi din Google Community Mobility Reports, cu perioada de referință 3 ian–6 feb 2020 (Google Mobility; Iorga, 2021). În toate cele trei orașe, mobilitatea către locuri de muncă și activități sociale s-a prăbușit în lockdown ($\approx -60\%$ București, -50% Brașov, -45% Iași), confirmând scăderea expunerii la emisii rutiere (Figura 5.2).

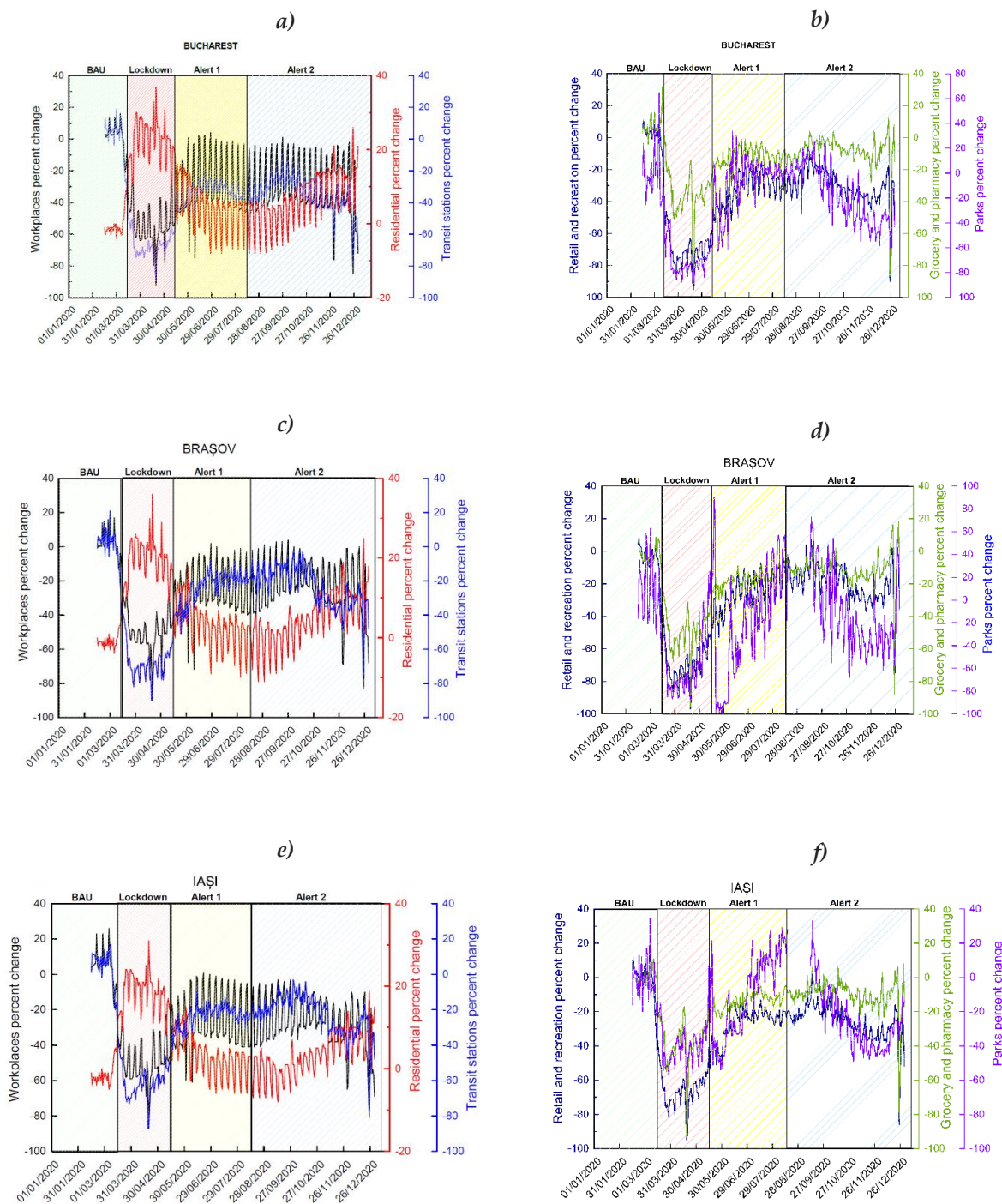


Figura 5.2. Modificările procentuale ale activității antropice față de situația normală din 2020 pentru București (a,b), Braşov (c,d) și Iaşi (e,f) pentru diferite restricții COVID-19. BAU (situație normală, BAU, verde deschis), Lockdown (roz deschis), Alertă 1 (galben deschis) și Alertă 2 (gri deschis). Curbele reprezentate reprezintă următoarele comportamente: linia neagră - variația procentuală a deplasărilor la locurile de muncă; linia roșie - variația procentuală a deplasărilor în zonele rezidențiale; linia albastră - variația procentuală a stațiilor de transport în comun; albastru închis - variația procentuală a activității comerțului cu amănuntul și a activităților recreative; verde - variația procentuală a activității magazinelor alimentare și farmaciilor.

Statistica folosită respectă proprietățile datelor: seriile PM_{10} sunt nenormale și cu cozi grele; erorile sunt cuantificate cu SEM (nu SD) pentru a reprezenta incertitudinea mediei (Barde & Barde, 2012). Pentru testarea diferențelor între perioade/grupuri s-au aplicat teste neparametrice (Kruskal–Wallis), adecvate pentru distribuții nenormale și robuste la valori extreme (Sherwani et al., 2021; Nataliia et al., 2023).

5.2. Ce ne spun mobilitatea și mediile lunare (2020 vs 2022)

Compararea mediilor lunare pe 24 h la stațiile de trafic arată tipare intuitive, dar și limite metodologice. În București (B-3, B-6), maximele din martie 2020 ($53,46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ și $44,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sunt urmate de minime în mai 2020 ($\approx 20\text{--}23 \mu\text{g}/\text{m}^3$), oglindind tranziția BAU $\rightarrow$ Lockdown și aportul meteorologic primăvărat (strat de amestec mai adânc). În Brașov (BV-1, BV-3), maximele din 2020 apar pre-lockdown (ianuarie), iar în 2022 vârfurile se mută spre martie—diferențe climatologice și de activitate locală. La Iași (IS-1), 2022 are, în general, valori mai mici decât 2020, însă lipsa datelor din ultimele 5 luni din 2022 limitează comparația cu Alertă 2.

Important: comparația doar a mediilor lunare nu „probează” direct reducerea din 2020 față de 2022 (de exemplu, aprilie 2020 vs aprilie 2022 în București și Iași). Variația meteorologică (inversiuni, temperatură, precipitații), episoadele de transport regional sau sursele locale (construcții, arderi) pot masca influența traficului. De aceea, studiul continuă cu corecții față de fond.

5.3. Corecția absolută și relativă: separarea „trafic vs fond”

Pentru a izola componenta de trafic, se aplică două corecții (Van Poppel et al., 2023):

- **Corecția absolută** $\Delta PM_{10} = PM_{10}(\text{trafic}) - PM_{10}(\text{fond})$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), care estompează influența transportului regional și a fondului;
- **Corecția relativă** $RPM_{10} = PM_{10}(\text{trafic}) / PM_{10}(\text{fond})$ (–), care exprimă intensitatea surplusului urban față de fond.

În București (B-6 vs B-8), distribuțiile de frecvență arată clar: în BAU-2020, ΔPM_{10} și RPM_{10} sunt mai mari decât în 2022 (tranzit normal), în timp ce în Lockdown-2020 ambele scad vizibil față de 2022; tiparul se menține în Alertă 1 și Alertă 2. Interpretarea e robustă: scăderea mobilității a „tăiat” surplusul de PM_{10} atribuit traficului, iar după ridicarea restricțiilor apar creșteri (fără a reveni uniform la BAU, fiind modulată de sezon și condiții meteorologie).

În Brașov (BV-1, BV-3) și Iași (IS-1), lipsurile de date din 2022 reduc posibilitatea unor comparații complete în Alertă 1/2, dar tendințele observate la București sunt în linii mari confirmate atunci când există serii paralele.

5.4. Semnificație statistică (Kruskal–Wallis) și excepțiile care confirmă regula

Testarea neparametrică asupra diferențelor trafic–fond și asupra raporturilor trafic/fond confirmă rezultatul cheie: în 2020, Lockdown a produs scăderi semnificative ale PM_{10} asociat traficului în toate cele trei orașe, comparativ cu BAU și cu perioadele de după relaxare. În general, $BAU > Lockdown < Alertă\ 1/2$, cu revenire parțială odată cu creșterea mobilității (conform Figura 5.2).

Există și excepții punctuale (de ex., BV-3 în BAU; BV-1 în Alertă 2; B-3 și IS-1 în Alertă 1), explicabile prin micro-situații locale (canion urban vs bulevard deschis), variații meteo, surse non-traffic sau lipsă de date perfect aliniate. Tocmai aceste excepții justifică folosirea corecțiilor față de fond și a testelor robuste.

Capitolul 6. Evaluarea impactului poluării cu PM_{10} asupra sănătății umane. Coeficientul de risc.

6.1. Metodă: coeficientul de risc non-cancerigen (HQ)

Riscul pentru sănătatea umană este estimat prin coeficientul HQ (hazard quotient), metodă folosită pe scară largă în literatura de specialitate (Yunesian et al., 2019; Levei et al., 2020) și aliniată ghidurilor EPA (EPA, 2011). Formula (ec. 17) raportează concentrația de expunere (ET) la o valoare de referință toxicologică (TV) pentru PM_{10} , astfel încât:

- **HQ > 1** $\Rightarrow$ risc potențial de efecte cronice non-cancerigene;
- **HQ < 1** $\Rightarrow$ risc considerat acceptabil/ne-așteptat.

În esență, același profil de concentrații poate genera HQ diferit în funcție de referința toxicologică adoptată (OMS e mai strictă).

6.2. Evaluarea sezonieră a HQ (2017–2022): București, Brașov, Iași

Două seturi de rezultate, pentru ambele scenarii **TV**:

- **HQ₁ (UE)** și
- **HQ₂ (OMS, 2021).**

Rezultatele agregate sunt ilustrate în Figura 6.1 și Figura 6.2 (sezonalitate).

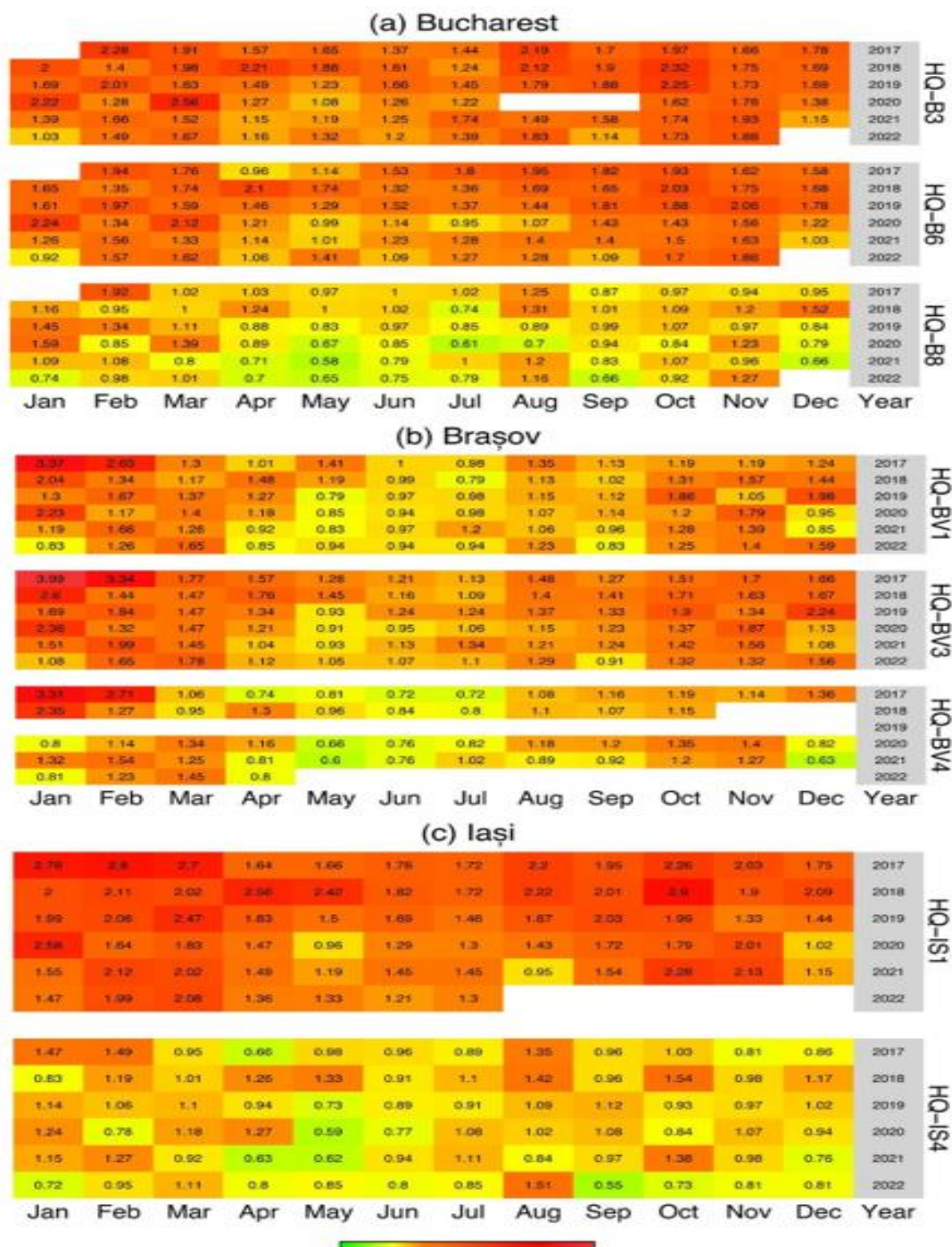


Figura 6.1. Coeficient de risc (HQ2) in (a) Bucuresti, (b) Brasov si (c) Iasi, calculat considerand recomandările OMS (Burgehelea et al., 2024)

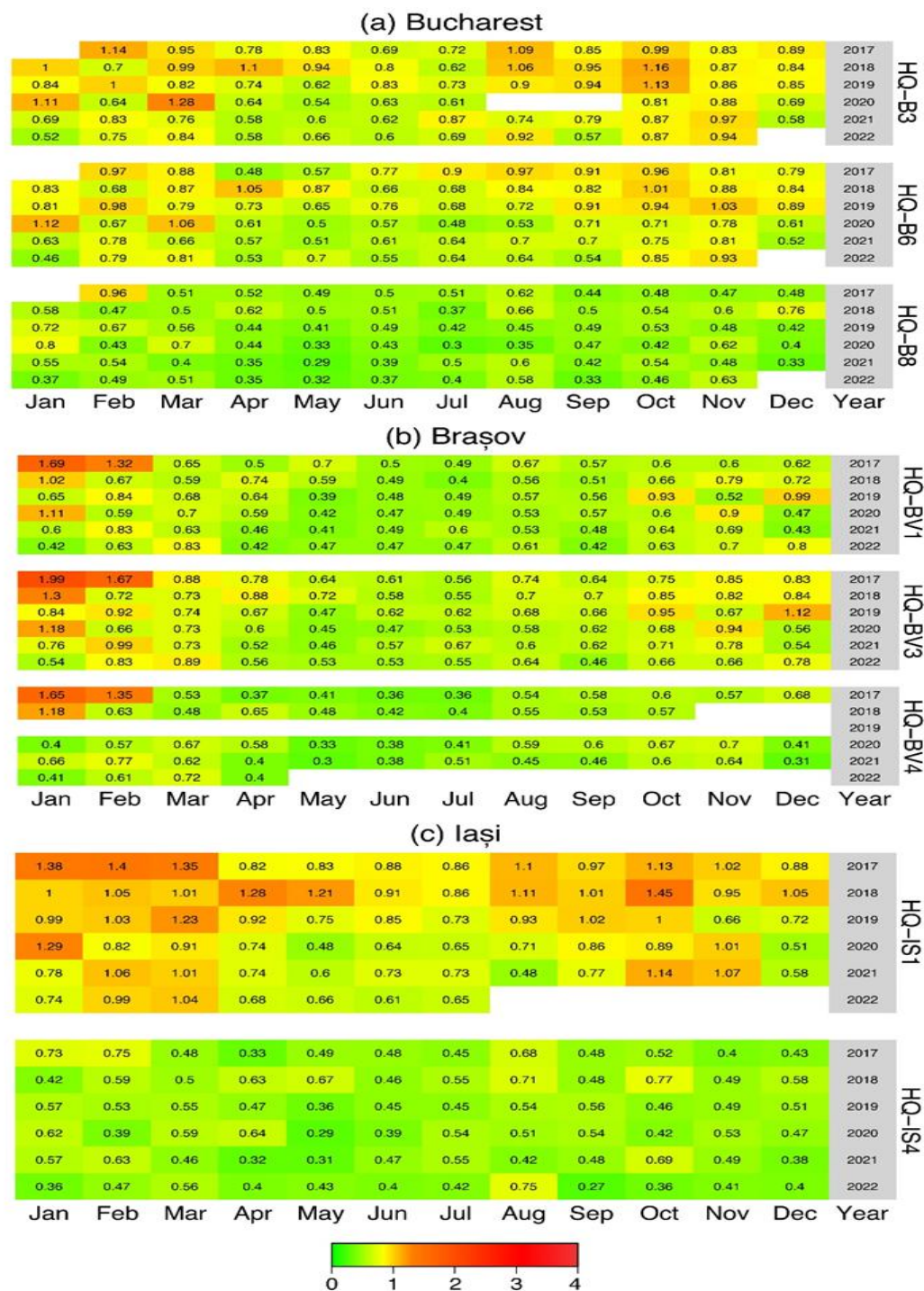


Figura 6.2. Coeficient de risc (HQ1) în (a) Bucureşti, (b) Braşov si (c) Iaşi, calculat considerând reglementările UE (Burghelea et al., 2024)

1. **Scenariul OMS (HQ₂)** este sistematic mai sever decât UE (HQ₁): în multe luni HQ₂ > 1 chiar când HQ₁ ≤ 1, semnalând că țintele OMS indică un risc sanitar relevant la niveluri „legale” în UE.

2. **București (B-3, B-6)**

- **HQ₁ (UE):** depășiri sporadice înainte de pandemie (ex.: B-3 în feb. & aug. 2017; apr., aug., oct. 2018; oct. 2019; B-6 în apr. & oct. 2018; nov. 2019). După pandemie (2021–2022) nu se mai depășește pragul UE. În 2020, HQ₁ > 1 în ianuarie și martie (pre-lockdown și debut lockdown).
- **HQ₂ (OMS):** la B-3 pragul e depășit aproape în fiecare lună de-a lungul anilor, cu maxim 2,56 în martie 2020; la B-6 valori între ~0,92–2,24, cu câteva luni sub 1 (apr. 2017; mai & iul. 2020; ian. 2022). Chiar și stația de fond a avut luni cu HQ₂ > 1, dar 2020 a avut și 8 luni sub 1 la fond, sugerând episoade mai curate regional.
- **Diferențe de siting:** B-3 (bulevard deschis) vs B-6 (canion urban) — deși canionul amplifică concentrațiile locale, în termeni de risc normalizat la TV, B-6 apare adesea cu HQ mai mic decât B-3, ceea ce indică o combinație de factori (mix de surse locale, ventilație, distribuție lunară).

3. **Brașov (BV-1, BV-3) și Iași (IS-1)**

- Pattern general al HQ: mai ridicat iarna/în sezonul rece, corelat cu creșterea PM₁₀ (încălzire, inversiuni, strat de amestec redus).
- În 2020, reducerea mobilității a coborât valorile HQ față de BAU, dar nu suficient ca să plaseze consecvent HQ₂ sub 1 (severitatea referinței OMS „menține” riscul).
- În anii post-lockdown (2021–2022), revenirea activităților aduce ușoare creșteri sezoniere, fără depășiri UE recurente, dar cu HQ₂ adesea >1.

- Sezonalitate robustă (toate orașele): risc mai mare iarna ($HQ \uparrow$), risc relativ mai mic vara ($HQ \downarrow$), pe fondul meteorologiei și al mixului de surse (încălzire rezidențială, arderi, stagnare atmosferică).

Deși 2020 a redus HQ în ambele scenarii (beneficiul lockdown-ului), scăderea nu a fost suficientă pentru a transforma consistent HQ_2 (OMS) < 1 în punctele cele mai expuse. Cu alte cuvinte, o scădere a PM_{10} „de context” (restricții) nu înlocuiește măsuri structurale de reducere a expunerii.

6.3. Episoade intense și risc: intruziunea de praf 27–28 martie 2020

Identificarea episoadelor extreme (metodologia Iorga et al., 2015) a scos în evidență un eveniment major, 27–28 martie 2020: o intruziune de praf mineral (Sahara + surse din Orientul Mijlociu, cu aport estic), care a mărit abrupt PM_{10} la sol în toate cele trei orașe.

- Depășiri de $\sim 4 \times$ limita zilnică UE de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$: vârfuri de până la $171 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la București și Brașov; $91 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la Iași.
- Figura 6.3. (DREAM8-assim, Al-Dabbagh et al., 2023) arată o „fâșie” de praf $> 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ la nivelul suprafeței peste România; Figura 6.4. și Figura 6.5. (HYSPLIT) confirmă transportul pe distanță lungă. În discuție este și contribuția Aralkum (Kazahstan) ca sursă (Šikoparija, 2020), în contextul unei circulații estice anormal de persistente (Zhang et al., 2020).

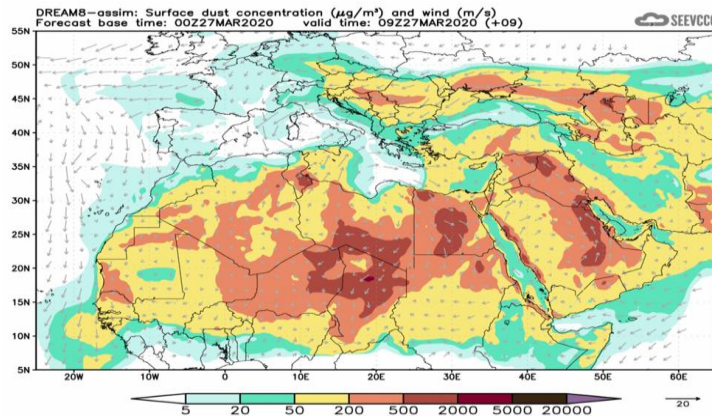


Figura 6.3. Concentrația de particule materiale la suprafață ($\mu\text{g m}^{-3}$, evidențiată color conform scalei), direcția și viteza vântului (m s^{-1} , sageti gri). Sursa: Southeast European Virtual Climate Change Center pe baza DREA8-assim model (www.seevccc.rs, accesat la 29.02.2024) valid la 27 Martie 0900 UTC UE (Burghelea et al., 2024).

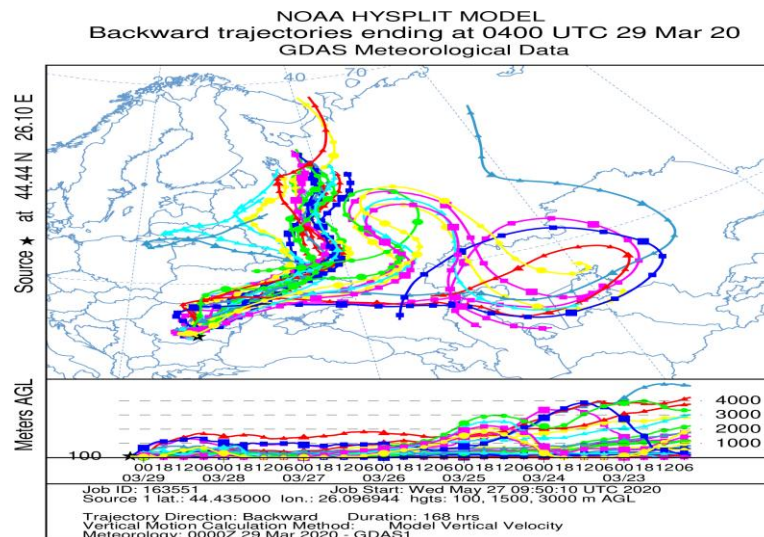


Figura 6.4. Retro-trajectoriile maselor de aer din data de 27.03.2020

Sursa: www.ready.noaa.gov/HYSPLIT) UE

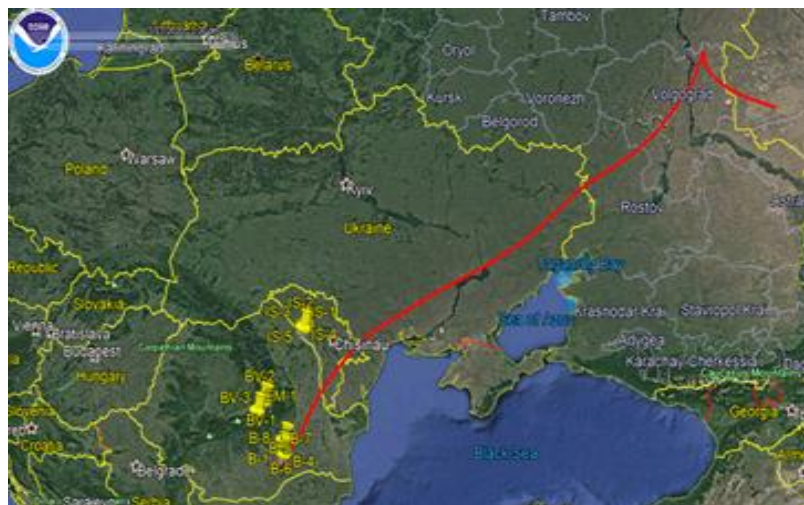


Figura 6.5. Retro-traectorie obținută cu ajutorul modelului HYSPLIT si suprapusa cu harta a terenului realizata cu ajutorul GoogleEarth UE

- Implicație: în ciuda lockdown-ului (trafic minim), riscul crește abrupt în astfel de episoade regionale. Episoadele „meteo-controlate” nu pot fi prevenite local, dar pot fi gestionate: avertizări timpurii, măsuri de protecție a populației vulnerabile, reducerea simultană a surselor locale (pentru a limita cumului).

Concluzii capitolului

1. Lockdown 2020 a scăzut expunerea ($HQ \downarrow$), dar nu a coborât consecvent HQ_2 (OMS) < 1 în punctele cele mai încărcate $\Rightarrow$ măsuri structurale sunt indispensabile (surse de trafic și non-trafic).
2. Iarna rămâne intervalul critic pentru risc (meteorologie + arderi). Măsuri: controlul încălzirii pe combustibili solizi, curățare/spălare carosabil, managementul șantierelor și al resuspensiei, electrificarea flotei, eco-condiționalități locale.
3. Episoadele regionale (praf) pot „învârti” HQ peste praguri chiar în perioade de trafic redus; soluții: integrarea prognozei de praf (DREAM/HYSPLIT) în alerte publice și protocoale de sănătate (mască, limitarea expunerii, telemuncă punctuală).

4. Din perspectivă sanitară, adoptarea treptată a țintelor OMS ca obiectiv de politici publice ar reflecta mai fidel riscul real pentru sănătate, inclusiv în orașe care „bifează” conformitatea UE.
5. Evaluările HQ sezoniere, pe baza seriilor 2017–2022, arată că beneficiile temporare (ex. restricții) nu substituie politicile pe termen lung (urbanism, mobilitate, încălzire, industrie, vegetație urbană).

Concluzii generale si perspective ale cercetării

Teza propune o abordare statistică integrată și originală a poluării aerului în trei zone metropolitane din România (București, Brașov, Iași), având ca reper anul 2020 — un „experiment natural” generat de restricțiile pandemice. Metodologic, combină serii lungi de date in situ (zone urbane și suburbane), teste robuste (Kruskal–Wallis, puncte de schimbare), corecții absolut/relative ale PM10 pentru separarea fondului regional de contribuțiile locale, precum și diagnoze de transport pe distanțe lungi cu HYSPLIT și BSC-DREAM, completate de informație satelitară. Această arhitectură analitică a permis atât cuantificarea minimelor realizabile în condiții de mobilitate redusă, cât și caracterizarea revenirii post-restricții, pe fondul unei istorii de neconformare (proceduri de infringement) și al unui sistem de monitorizare început relativ târziu față de Europa Occidentală.

Rezultatele arată clar rolul dominant al activităților antropice (în special traficul rutier) în nivelurile de NO_x, PM10 și PM2.5: în 2020 s-au observat scăderi semnificative în perioada lockdown, urmate de creșteri pe măsura relaxării. Corecțiile aplicate PM10 au izolat efectul restricțiilor, demonstrând că reducerea mobilității are impact măsurabil asupra expunerii urbane, dar insuficient pentru a garanta menținerea riscului sub pragurile stricte OMS. În paralel, studiul evidențiază importanța surselor naturale și a transportului regional (ex.: intruziuni de praf saharian/asiatic) care pot genera depășiri substanțiale chiar și în contextul traficului redus, ceea ce justifică integrarea prognozei de praf și a avertizărilor timpurii în managementul sănătății publice.

Componenta de risc pentru sănătate, evaluată prin coeficientul HQ, indică că deși scenariul „UE” marchează depășiri sporadice, scenariul „OMS” semnalează frecvent risc cronic non-cancerigen >1, mai ales iarna (încălzire pe combustibili solizi, inversiuni, strat de amestec redus). Concluzia practică este dublă: (i) beneficiile temporare ale restricțiilor nu substituie măsurile structurale (electrificarea mobilității, controlul încălzirii rezidențiale, managementul șantierelor/resuspensiei, extinderea/modernizarea rețelei de monitorizare); (ii) politicile locale ar trebui să țintească gradual standardele OMS, mai reprezentative pentru riscul real.

În ansamblu, teza livrează contribuții științifice și aplicative: un cadru metodologic reproductibil pentru evaluarea integrată a calității aerului; evidențe comparative robuste între trei municipii-cheie; cuantificarea separată a influențelor locale vs. regionale; și un fir roșu de recomandări operaționale pentru factorii de decizie (monitorizare continuă, alerte bazate pe modele, intervenții sezoniere țintite). Prin relevanța sa pentru politici publice în contextul schimbărilor climatice și al presiunii antropice crescânde, cercetarea oferă o bază solidă pentru extinderea studiilor interdisciplinare și pentru proiectarea unor strategii durabile de protejare a sănătății în mediul urban.

LISTA CONTRIBUȚIILOR ORIGINALE

ARTICOLE ISI

Burghilea, G. B., Mărmureanu, L., Iorga, G., & Antonescu, B. Comparison of PM₁₀ Levels in Three of the Most Polluted Cities in Romania over the Periods Related to Lower Traffic—Implications for Human Health. *Applied Sciences* 2024, 14(18), 8169. **Factor de impact = 2.5 (2024)**

Iorga, G., **Burghilea, G.-B.,** Mărmureanu, L., Antonescu, B. – An Unusual/Unprecedented Year for Air Quality: Changes in Air Pollutants' Concentrations in selected Romanian Cities During 2020 - manuscris în pregătire

LUCRĂRI ȘTIINȚIFICE COMUNICATE ȘI PUBLICATE ÎN REZUMAT

Manifestări științifice internaționale și naționale

Burghilea, G.-B., Stefan, S., Marmureanu, L., and Iorga, G.: Variations in PM₁₀ particle matter levels in three urban areas in Romania-comparative study 2020-2019, EGU General Assembly 2022, Vienna, Austria, 23–27 May 2022, EGU22-1878, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22-1878>, 2022- **Prezentare orală**

Iorga, G. and **Burghilea, G.-B.:** Changes of air pollutants' concentrations in selected Romanian cities during the pandemic year 2020, EGU General Assembly 2021, online, 19–30 Apr 2021, EGU21-1800, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-1800>, 2021. **Prezentare orală PICO (Presenting Interactive Content)**

Burghilea, G. B., Stefan, S., Marmureanu, L., & Iorga, G. Variations of the major air pollutants in 2020 in three urban areas in Romania, from ground-based monitoring data. In Bucharest University Faculty of Physics 2021 Meeting 2021, - **Prezentare orală**

BIBLIOGRAFIE

1. Al-Dabbagh, S. K., Almusawi, V., & Alknani, B. A. Verification of Some Weather Elements Forecasts from BSC-DREAM8b V2 Model. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 2023, August, (Vol. 1223, No. 1, p. 012008). IOP Publishing.
2. Apte, J. S., & Manchanda, C. High-resolution urban air pollution mapping. *Science* 2024, 385(6707), 380-385.
3. Barde, M.; Barde, P. What to use to express the variability of data: Standard deviation or standard error of mean?, *Perspect. Clin. Res.* 2012, 3, 113. <https://doi.org/10.4103/2229-3485.100662>
4. Bodor, K., Boga, R., Pernyeszi, T., Tonk, S., & Deak, G. Variation of PM₁₀ concentration depending on the meteorological parameters in two Bucharest monitoring stations (in green areas). *Present Environment and Sustainable Development* 2020, (1), 277-292.
5. Burghelea, G. B., Mărmureanu, L., Iorga, G., & Antonescu, B. Comparison of PM₁₀ Levels in Three of the Most Polluted Cities in Romania over the Periods Related to Lower Traffic—Implications for Human Health. *Applied Sciences* 2024, 14(18), 8169.
6. Calitate Aer Rețeaua Națională de Monitorizare a Calității Aerului <http://www.calitateaer.ro/>
7. Gedikli, A., Aksoy, H., & Unal, N. E. (2010). AUG-Segmenter: A user friendly tool for segmentation of long time series. *Journal of Hydroinformatics*, 12(3), 318-328. <https://doi.org/10.2166/hydro.2009.084>
8. Google Community Mobility Reports, Available online: <https://www.google.com/covid19/mobility/> (accessed 01.02.2022).
9. Hadjiaghaie Vafaie, R., & Hosseinzadeh, G. Using a Photoacoustic Cell for Spectroscopy of Toxic Air Pollutants including CO₂, SO₂ and NO Gases. *Sustainability* 2023, 15(12), 9225.
10. http://www.anpm.ro/reteaua-nationala-de-monitorizare-a-calitatii-aerului/-/asset_publisher/MCtW0ySppoYG/content/re%C5%A3eaua_na%C5%A3ional%C4%83_de_monitorizare_automat%C4%83_a_calit%C4%83%C5%A3ii_aerului_%28nmca%29_
11. <https://green-report.ro/retea-monitorizare-aer-senzori/>

12. Iorga, G. Air pollution and environmental policies, EU and Romania: where we stand, what the data reveals, what should be done in the future? Book Chapter (23 pg) in Todor, A. and Helepciuc, F.E. (Eds.) „Europeanization of Environmental Policies and their Limitations: Capacity Building”, Springer Nature Switzerland AG, Cham. 2021, ISBN 978-3-030-68585-0, https://doi.org/10.1007/978-3-030-68586-7_4.
13. Iorga, G. Air pollution monitoring: A case study from Romania. *Air Quality-Measurement and Modeling* 2016, 6, 135-162.
14. Iorga, G., Raicu, C. B., & Stefan, S. Annual air pollution level of major primary pollutants in Greater Area of Bucharest. *Atmospheric Pollution Research* 2015, 6(5), 824-834.
15. Jacob, D. J. *Introduction to Atmospheric Chemistry*. Princeton University Press 1999.
16. Labzovskii, L.; Toanca, F.; Ștefan, S., Determination of saharan dust properties over Bucharest, România, part 2: Procedures and algorithms. *Rom. J. of Phys.* 2014, 59, 1084-1096.
17. Levei, L., Hoaghia, M. A., Roman, M., Marmureanu, L., Moisa, C., Levei, E. A., ... & Cadar, O. Temporal trend of PM₁₀ and associated human health risk over the past decade in Cluj-Napoca city, Romania. *Applied Sciences* 2020, 10(15), 5331.
18. Mărmureanu, L.; Marin, C.A.; Andrei, S.; Antonescu, B.; Ene, D.; Boldeanu, M.; Vasilescu, J.; Vițelaru, C.; Cadar, O.; Levei, E. Orange Snow—A Saharan Dust Intrusion over Romania During Winter Conditions. *Remote Sens.* 2019, 11, 2466. <https://doi.org/10.3390/rs11212466>
19. Mărmureanu, L.; Vasilescu, J.; Slowik, J.; Prévôt, A.S.H.; Marin, C.A.; Antonescu, B.; Vlachou, A.; Nemuc, A.; Dandoci, A.; Szidat, S. Online Chemical Characterization and Source Identification of Summer and Winter Aerosols in Măgurele, Romania. *Atmosphere* 2020, 11, 385. <https://doi.org/10.3390/atmos11040385>
20. Nataliia, H.; Volodymyr, Z.; Halyna, Z. Distinction the determinants of the COVID-19 epidemic process using the Kruskal-Wallis One-Way analysis of variance. In *Proceedings of the 19th International Scientific and Practical Conference “Innovative Approaches to Solving Scientific Problems”*, Tokyo, Japan, 16–19 May 2023.
21. OMS, <https://www.who.int/>
22. Platforma Aerlive www.aerlive.ro

23. Platforma Airly www.airly.org
24. Platforma Purpleair www.purpleair.com
25. Ramzan, F., Ali, M., Raza, M. H., & Zubair, M. A review: Modeling and optimizing diffractive optical elements for enhanced pollutant detection in LiDAR systems. *Computational Optics* 2024, 13023, 141-149.
26. Romanian National Institute of Statistics, Available online: <http://statistici.insse.ro:8077/tempo-online/#/pages/tables/insse-table> , (accessed 23.01.2024).
27. Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. John Wiley & Sons 2016.
28. Sfiică, L., Iordache, I., Ichim, P., Leahu, A., Cazacu, M. M., Gurlui, S., & Trif, C. R. The influence of weather conditions and local climate on particulate matter (PM₁₀) concentration in metropolitan area of Iasi, Romania. *Present Environment and Sustainable Development* 2018, (2), 47-70.
29. Sherwani, R.A.K.; Shakeel, H.; Awan, W.B.; Faheem, M.; Aslam, M. Analysis of COVID-19 data using neutrosophic Kruskal Wallis H test. *BMC Med. Res. Methodol.* 2021, 21 215. <https://doi.org/10.1186/s12874-021-01410-x>
30. Šikoparija, B. Desert dust has a notable impact on aerobiological measurements in Europe. *Aeolian Research* 2020, 47, 100636.
31. Soporan, V.F., Nascutiu, L., Soporan, B., Pavai, C. Case studies of methane dispersion patterns and odor strength în vicinity of municipal solid waste landfill of Cluj–Napoca, românia, using numerical modeling. *Atmospheric pollution research* 2015, 6:312–321. <https://doi.org/10.5094/apr.2015.035>
32. Stein, A. F., Draxler, R. R., Rolph, G. D., Stunder, B. J., Cohen, M. D., & Ngan, F. NOAA’s HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. *Bulletin of the American Meteorological Society* 2015, 96(12), 2059-2077.
33. Stratoulis, D., Nuthammachot, N., Dejchanchaiwong, R., Tekasakul, P., & Carmichael, G. R. Recent Developments in Satellite Remote Sensing for Air Pollution Surveillance in Support of Sustainable Development Goals. *Remote Sensing* 2024, 16(16).
34. Subramaniam, S. Lagrangian–Eulerian methods for multiphase flows. *Progress in Energy and Combustion Science* 2013, 39(2-3), 215-245.

35. Szep, R., Keresztes, R., Korodi, A., Tonk, S., & Craciun, M. E. Study of air pollution and atmospheric stability in Ciuc basin-Romania. *Rev. Chim.* 2017, 68(8), 1763-1767.
36. US Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual, Part F, Supplement Guidance for Inhalation Risk Assessment; Office of Emergency and Remedial Response: Washington, DC, USA, 2011. Available online: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/partf_200901_final.pdf (accessed on 02.02. 2024).
37. Van Poppel, M.; Peters, J.; Levei, E.A.; Mărmureanu, L.; Moldovan, A.; Hoaghia, M.A., Varaticeanu, C.; Van Laer, J. Mobile measurements of black carbon: Comparison of normal traffic with reduced traffic conditions during COVID-19 lock-down. *Atmos. Environ.* 2023, 297. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119594>
38. World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization 2021.
39. Yunesian, M.; Rostami, R.; Zarei, A.; Fazlzadeh, M.; Janjani, H. Exposure to high levels of PM_{2.5} and PM₁₀ in the metropolis of Tehran and the associated health risks during 2016–2017. *Microchemical Journal* 2019, 150, <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104174>
40. Zhang, X. X., Claiborn, C., Lei, J. Q., Vaughan, J., Wu, S. X., Li, S. Y., Liu, L. Y., Wang, Z. F., Wang, Y. D., Huang, S. Y., and Zhou, J.: Aeolian dust in Central Asia: Spatial distribution and temporal variability, *Atmos. Environ.* 2020, 238, 117734, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117734>,.